

UNIVERSITAT POLITÈCNICA DE VALÈNCIA

**Programa de Doctorado en Economía Agroalimentaria y del Medio
Ambiente**

Departamento de Economía y Ciencias Sociales



**Incorporación de consideraciones de estabilidad y
sostenibilidad ambiental en la seguridad alimentaria.
El caso de España
TESIS DOCTORAL**

Presentada por:

D. Germán Augusto Forero Cantor

Dirigida por:

Dr. D. Francisco Javier Ribal Sanchis

Dra. D.^a Neus Sanjuán Pellicer

Valencia, Septiembre 2020

Tesis presentada para optar al grado de Doctor por D. Germán Augusto Forero Cantor, bajo la dirección del Dr. D. Francisco Javier Ribal Sanchis, Profesor Titular del Departamento de Economía y Ciencias Sociales de la Universitat Politècnica de València y la Dra. D.^a Neus Sanjuán Pellicer, Catedrática del Departamento de Tecnología de Alimentos de la Universitat Politècnica de València.

RESUMEN

El objetivo 2 para el desarrollo sostenible de la ONU es hambre cero. Concretamente, se trata de poner fin al hambre, lograr la seguridad alimentaria (SA) y la mejora de la nutrición y promover la agricultura sostenible. Hay que destacar que la inseguridad alimentaria no es un problema exclusivo de países en desarrollo, sino que en los países llamados desarrollados parte de la población tiene problemas para garantizar una nutrición adecuada. Por otro lado, si bien hasta la fecha gran parte del debate sobre la SA se ha centrado en aspectos relacionados con la accesibilidad y la producción de alimentos, se observa una tendencia hacia un concepto más integral de la SA que abarca también los cambios ambientales globales.

Por esta razón, investigadores, gobiernos y organismos internacionales están proponiendo medidas de diversa índole, enfocadas en garantizar la seguridad alimentaria y nutricional de la población, por un lado, y en contrarrestar los impactos negativos que las actividades de producción y consumo de alimentos tienen sobre el medio ambiente y el cambio climático.

En este sentido, el registro de datos relacionados con variables económicas y medioambientales, junto al conocimiento de expertos en estas áreas y el uso de herramientas de estadística aplicada, han contribuido a que, a partir de evidencias objetivas, se formalicen de una forma estructurada y coherente las acciones que pueden modificar el comportamiento social y económico de todos los agentes involucrados.

En este contexto, la teoría económica en general, y la teoría del consumidor en particular, a partir del registro y procesado detallado de información estadística relacionada, han hecho posible analizar algunos aspectos de las actitudes, comportamientos y preferencias del consumidor. Dichos aspectos pueden ser utilizados como señales de las posibles reacciones que los consumidores tendrían en

su demanda por algunos alimentos ante cambios en variables de mercado que no puede controlar, como los precios, o ante acciones de política pública que también pueden modificar sus decisiones de consumo tales como la aplicación de impuestos y/o subsidios, los cuales finalmente afectarán sus metas alimentarias y nutricionales.

Por otro lado, el análisis de ciclo de vida (ACV) ha adquirido una gran fortaleza en términos de evaluación medioambiental. En concreto, el ACV en su variante consecuencial (ACV-C) presenta interés para la valoración de las posibles consecuencias sobre el medioambiente ante cambios exógenos en variables económicas o de política medioambiental. En la literatura relacionada con ACV-C se utilizan las elasticidades para conocer la denominada *relación de sustitución* entre productos alternativos. En general, una elasticidad es una medida cuantitativa que relaciona el cambio porcentual en términos de cantidades para una variable en particular con el cambio porcentual que tenga cualquier otra variable. De esta manera se pueden modelar los cambios que se presentan a corto y largo plazo en los indicadores medioambientales como consecuencia de cambios en variables como los precios o la cantidad de insumos utilizados en la producción de un bien o servicio.

Ante este escenario, el objetivo de esta tesis es proponer nuevas metodologías para evaluar la seguridad alimentaria (SA) y la sostenibilidad ambiental asociada al consumo de alimentos, con el fin de promover una seguridad alimentaria sostenible. Los casos de estudio desarrollados se centrarán en España y se utilizarán herramientas metodológicas que involucren la aplicación de la teoría del consumidor, la perspectiva de ciclo de vida y algunos métodos estadísticos.

El alcance del objetivo planteado se ha logrado a partir de cuatro objetivos secundarios, y cada uno de ellos ha quedado reflejado en sendos capítulos de la tesis, de los cuales dos se han concentrado en analizar la seguridad alimentaria y los dos restantes en los aspectos medioambientales.

Inicialmente, ante la ausencia de herramientas de medición de la SA que permitan formular estrategias focalizadas en términos de regiones o bloques regionales, se desarrolla en el capítulo 2 una estrategia de medición desde las dimensiones de acceso y estabilidad en el consumo. Con este fin se integran los valores de diferentes elasticidades precio e ingreso, para un grupo de nueve alimentos de origen animal (AOA), utilizando datos de carácter trimestral durante el período 2004-2015 en las 17 comunidades autónomas de España. Los resultados obtenidos sugieren que las comunidades autónomas de Navarra y Galicia son las que presentan la mayor inseguridad alimentaria y que la carne de cerdo es el producto que tiene el mayor impacto sobre esta. Adicionalmente, la herramienta tiene la ventaja de poder ser utilizada para realizar comparaciones de inseguridad alimentaria entre alimentos al interior de las regiones, y entre regiones tanto a nivel general como para grupos de alimentos específicos.

Hay que tener en cuenta que una de las principales debilidades que tienen los programas de asistencia alimentaria es la subjetividad en el proceso de asignación de recursos a quienes realmente lo necesitan para contrarrestar los impactos negativos de la inseguridad alimentaria. Por ello, en el capítulo 3, se plantea una herramienta de focalización objetiva para este proceso. El instrumento utiliza como elemento central la aplicación de técnicas de análisis no supervisado, en particular el clúster jerárquico y el *fuzzy* clúster, que se implementan utilizando como insumo los resultados de las elasticidades y el índice de inseguridad alimentaria obtenidos en el capítulo anterior. Los resultados muestran que, aunque las técnicas implementadas utilicen variables que tienen una alta correlación, los posibles bloques regionales de focalización son distintos dependiendo de las características de las variables utilizadas, y es posible focalizar las regiones utilizando información proveniente de otras metodologías de medición de la SA desarrolladas previamente.

En el capítulo 4, teniendo en cuenta que el consumo de algunos AOA contribuye significativamente al calentamiento global, y ante la dificultad de que los

consumidores hagan cambios voluntarios en sus dietas para reducir la huella de carbono (HC) asociada a su consumo, se implementó un modelo cuasi ideal de demanda, conjuntamente con un *bootstrap* de bloques móviles, para estimar diferentes tipos de elasticidades y a partir de estas evaluar el potencial de mitigación que sobre la HC puede tener la aplicación de diferentes tasas de impuestos al consumo de alimentos. El modelo fue aplicado utilizando datos del consumo de siete AOA en España durante el período 2004-2015 y valores promedio de HC para este tipo de alimentos que fueron obtenidos a partir de resultados de estudios científicos previos relacionados con ACV. Los resultados muestran que los impuestos sobre el pescado pueden ser más efectivos para reducir la HC total asociada al consumo de AOA, mientras que los impuestos al consumo de cerdo resultan los menos efectivos. Adicionalmente, se encuentra que mayores tasas impositivas sobre productos específicos, no necesariamente conducen a una mayor reducción de la HC total. A partir de esto, se puede concluir de este capítulo que los efectos de sustituibilidad y complementariedad calculados a través de las elasticidades son útiles para establecer los alimentos sobre los cuales se debe aplicar el impuesto.

Finalmente, en el capítulo 5 se toma como punto de partida la definición más sencilla del concepto de elasticidad, para conjuntamente con los resultados obtenidos en el capítulo 4, estimar una elasticidad de la HC por impuestos. Dicha elasticidad permite determinar la sensibilidad de la HC ante diferentes tasas al consumo de AOA. Como resultado de las estimaciones, se encuentra que en todos los casos las elasticidades de HC por impuestos son inelásticas y, aunque dichos resultados pueden ser positivos para el medioambiente, es necesario que en un futuro se involucren en su estimación aspectos de valoración económica medioambiental, es decir, expresar en términos monetarios las ganancias o pérdidas en términos de bienestar social que se producen por la aplicación del impuesto, así como las

actitudes medioambientales de los consumidores y la variabilidad en la huella de carbono de algunos productos.

Cabe destacar que las elasticidades precio e ingreso obtenidas a partir de un modelo cuasi-ideal de demanda permiten caracterizar las preferencias de los consumidores, ofreciendo así una medida de las relaciones de sustituibilidad y complementariedad asociadas al consumo de alimentos, elementos útiles para evaluar aspectos claves de para alcanzar una SA sostenible. Así, el indicador de inseguridad alimentaria desarrollado permite determinar las aquellas regiones cuya SA se puede ver más afectada por eventuales incrementos en los precios de los alimentos, así como los alimentos que más afectarían a la SA si se reduce el consumo de alimentos como el cerdo y el pescado, ya sea por incrementos directos en sus precios o por los efectos de sustituibilidad y complementariedad que se presentan ante variaciones en los precios de otros alimentos. Las metodologías utilizadas tienen un marco fundamentado en la teoría económica, que junto un enfoque consecencial del ACV, permiten realizar un análisis más completo de los impuestos como estrategia para combatir la contribución de los alimentos al cambio climático. De hecho, como complemento de la presente tesis, sería interesante calcular la HC asociada al consumo medio de alimentos per cápita en España sin impuestos y tras la implementación de impuesto sobre los AOA, haciendo uso para ello de las elasticidades calculadas, además de medir otros criterios a tener en cuenta para la sostenibilidad alimentaria, como son los aspectos nutricionales o los económicos.

El uso de las metodologías planteadas tiene diversos objetivos, y sus resultados dependerán en cierta medida de los alcances que se planteen quienes hagan uso de ellas. No obstante, la incertidumbre en cada una de las metodologías implementadas juega un papel primordial, por lo que es importante que a futuro se incorporen dentro de los diferentes modelos utilizados en este trabajo, algunos aspectos que involucren aleatoriedad e incertidumbre en su estimación. En definitiva, esta tesis doctoral evidencia que el camino hacia una seguridad

alimentaria sostenible pasa por transformar el sistema alimentario incorporando las dimensiones nutricional, económica y medioambiental

ABSTRACT

The second of the UNO's Sustainable Development Goals is zero hunger. The aim is to end hunger, achieve food security (FS) and improved nutrition and promote sustainable agriculture. It must be highlighted that food insecurity is not a problem exclusively for developing countries, but in the so-called developed countries, part of the population has also problems to achieve adequate nutrition. On the other hand, although to date much of the debate on FS has focused on aspects related to accessibility and food production, there is a trend towards a more comprehensive concept of food security that also encompasses global environmental changes.

Thus, researchers, governments, and international organizations as FAO are proposing various measures and focused on guaranteeing food and nutritional security of the population and, in addition, on counteracting the negative impacts that food production and consumption generate on the environment and climate change.

Along these lines, the recording of economic and environmental data, together with experts' knowledge in these areas, and the use of applied statistics are fundamental so that, from objective evidence, actions to modify the economic and social behavior of the individuals involved be formulated in a structured and coherent way.

In this context, the economic theory in general, and the consumer theory in particular, accompanied by detailed recording and processing of statistical information, have made possible to analyze many aspects related to the attitudes, behaviors, and preferences of consumers. These aspects may be used as signals of their possible consumers' demand reactions for some foods in the face of changes in market variables that they cannot control, such as food prices, or in the face of public policy actions that may also alter their decisions such as taxes and /or subsidies, which will ultimately affect your food and nutritional situation.

On the other hand, Life Cycle Assessment (LCA) has gained great importance as to environmental assessment. Specifically, consequential LCA (C-LCA) arises as a tool to assess the potential consequences on the environment in view of exogenous changes in specific economic variables, or environmental policies. When reviewing the literature on C-LCA, elasticities are used to find out the so-called *substitution ratio* between alternative products. Generally, an elasticity is a quantitative measure that relates the percentage change of a specific variable with the percentage change of another variable. In this way, we can model short and long term changes of the environmental indicators as a consequence of changes of variables such as the price or the amount of inputs applied in the production of a good or service. Taking the foregoing, the objective of this dissertation is to propose new methodologies to evaluate Food Security (FS), and the environmental sustainability associated with food consumption, in order to promote a sustainable food security. The case studies developed will be focused on Spain, and methodological tools that involve the application of consumer theory, LCA, together with statistical methods will be used for this.

The scope of the stated objective has been achieved from four secondary objectives, each of them reflected in respective chapters of this dissertation. Two of the chapters focus on analyzing food security, and the remaining two on environmental aspects.

Initially, in the absence of FS measurement tools that allow the formulation of strategies in terms of regions or regional blocks, a new methodology for measuring food insecurity based on the dimensions of access and stability consumption is proposed and implemented in chapter 2. To this aim, the values of different price and income elasticities for nine animal sourced foods (ASF) are integrated by using quarterly data of for the period 2004-2015 in the 17 Spanish regions. The results

obtained from the proposed model suggest that the regions of Navarra and Galicia are those that present the highest food insecurity, and the pork is the product that show the greatest food insecurity. Additionally, the proposed model can be used to make comparisons of food security between foods within regions, and between regions, both, in general for all products, or for specific food groups.

It must be taken into account that one of the main weaknesses of food assistance programs is the subjectivity in the process of allocating resources on people who really need it so as to offset the negative impacts of food insecurity. Thus, in chapter 3, an objective targeting tool for this process is proposed. The tool uses as a principal element, the application of unsupervised analysis techniques such as the hierarchical cluster and the fuzzy cluster. These are implemented using as input the results of the elasticities and the food insecurity index results estimated in the previous chapter. The results show that although the implemented techniques can use different types of highly correlated variables, the possible regional targeting blocks may be different, depending on the characteristics of the used variables. In addition, regions can be targeted using variables from other types of FS indicators previously estimated.

In chapter 4, given that the consumption of some ASF contributes significantly to global warming, and in view of the difficulty for consumers to make voluntary changes in their diets to reduce the carbon footprint (CFP) associated to food consumption, a model was developed to evaluate the mitigation potential on CFP that the application of different tax rates to food consumption may have. To develop the model, an almost-ideal demand system model was implemented, together with a moving block bootstrap to estimate different types of elasticities. The model was applied using information from the consumption of seven ASF in Spain during the period 2004-2015, and carbon footprint data for this type of food obtained from the specialized literature. The results show that taxes on fish may be more effective in reducing the total carbon footprint generated by ASF, and pig taxes the less effective.

Additionally, it is found that higher tax rates on specific products do not necessarily lead to a greater reduction in the total CFP. It can be concluded from this chapter that complementarity and substitutability effects, calculated through elasticity, can help to explain those preferences and to choose the foods to be levied.

Finally, in chapter 5, starting from the simplest definition of elasticity, and together with some of the results from the previous section, the CFP elasticity due to the application of taxes is determined. This elasticity allows to determine how much sensitive is the CFP in the face of the application of different consumption tax rates on seven ASF.

It should be noted that the price and income elasticities obtained from a quasi-ideal model of demand make it possible to characterize consumer preferences, thus providing a measure of the relationships of substitutability and complementarity associated to in food consumption, useful elements for evaluating key aspects of achieving a sustainable food security. The food insecurity indicator developed makes it possible to determine the regions whose food security can be most affected by possible increases in food prices, as well as the foods that would most affect food security if the consumption of foods such as pork and fish decreased, either by direct increases in their prices or by the substitution and complementarity effects that arise from variations in the prices of other foods. The methodologies used have a framework based on economic theory, which together with a consequential LCA approach, allows a more complete analysis of taxes as a strategy to mitigate the contribution of food to climate change. In fact, as a further step in this research, it would be interesting to calculate the CFP associated to the average food consumption per capita in Spain without taxes and after implementing taxes on ASFs by using the elasticities previously calculated. In addition, other food sustainability criteria,

such as nutritional or economic aspects, should also be incorporated to this assessment.

The use of the methodologies proposed has various objectives, and their results will depend to some extent on the scope of those who use them. However, uncertainty in each of the implemented methodologies plays a fundamental role, so it is important that in the future some aspects involving randomness and uncertainty in their estimation are incorporated into the different models used in this study. In short, this doctoral thesis shows that the path towards sustainable food security involves transforming the food system by incorporating the nutritional, economic and environmental dimensions.

RESUM

El segon dels Objectius per al Desenvolupament Sostenible de la ONU és fam zero. Concretament, es tracta de posar fi a la fam, aconseguir la seguretat alimentària (SA) i millorar la nutrició i promoure la agricultura sostenible. Cal destacar que la inseguretat alimentària no és un problema exclusiu de països en desenvolupament, sinó que als països anomenats desenvolupats part de la població té problemes per a garantir una nutrició adient. Per altra banda, encara que gran part del debat al voltant de la SA s'ha centrat en aspectes relacionats amb l'accessibilitat i la producció d'aliments, s'observa una tendència cap a un concepte més integral de la SA que abasta també els canvis ambientals globals.

Per aquesta raó, investigadors, governs i organismes internacionals estan proposant mesures de diversa índole, enfocades a garantir la seguretat alimentària i nutricional de la població, d'una banda, i a contrarestar els impactes negatius que les activitats de producció i consum d'aliments tenen sobre el medi ambient i el canvi climàtic.

En aquest sentit, el registre de dades relacionades amb variables econòmiques i ambientals, conjuntament amb el coneiximent d'experts en aquestes àrees i l'ús d'eines d'estadística aplicada, han contribuït a que a partir de evidències objectives es formalitzen de forma estructurada i coherent les accions que poden modificar el comportament social i econòmic de tots els agents involucrats.

En aquest context, la teoria econòmica en general, i la teoria del consumidor en particular, a partir del registre i processament detallat d'informació estadística relacionada, han fet possible analitzar alguns aspectes de les actituds, comportaments i preferències del consumidor. Aquests aspectes poden ser utilitzats com a senyals de les possibles reaccions que els consumidors tindrien en la seua demanda per alguns aliments davant canvis en variables de mercat que no pot controlar, com ara els preus, o davant accions de política pública que també poden modificar les seues

decisions de consum, tals com l'aplicació d'impostos i/o subsidis, els quals finalment afectaran les seues metes alimentàries i nutricionals.

D'altra banda, l'anàlisi de cicle de vida (ACV) ha adquirit una gran fortalesa per a la avaluació ambiental. En concret, l'ACV en la seua variant conseqüencial (ACV-C) presenta interès per a la valoració de les possibles conseqüències sobre el mediambient davant canvis exògens en variables econòmiques o de política medioambiental. En la literatura relacionada amb l'ACV-C s'utilitzen paràmetres econòmics como ara les elasticitats, per a conèixer la denominada relació de substitució entre productes alternatius. En general, una elasticitat es una mesura quantitativa que relaciona el canvi percentual en quant a quantitats d'una variable en particular amb el canvi percentual que té qualsevol altra variable. D'aquesta manera es poden modelar els canvis que es presenten a curt i llarg termini em els indicadors mediambientals a conseqüència de canvis en variables como ara els preus o la quantitat d'inputs utilitzats en la producció d'un bé o servei.

Davant d'aquest escenari, l'objectiu d'aquesta tesi es proposar noves metodologies per a avaluar la seguretat alimentària (SA) i la sostenibilitat ambiental associada al consum d'aliments, amb la fi de promoure una seguretat alimentària sostenible. Els casos d'estudi desenvolupats se centraran en Espanya, i s'utilitzaran eines metodològiques que involucren l'aplicació de la teoria del consumidor, la perspectiva de cicle de vida i alguns mètodes estadístics.

L'abast del objectiu plantejat s'ha aconseguit a partir de quatre objectius secundaris, i cadascun d'ells ha quedat reflectit en respectius capítols de la tesi, dels quals dos s'han centrat en analitzar la seguretat alimentària, i els dos restants en els aspectes medioambientals.

Inicialment, davant la manca d'eines de mesurament de la SA que permeten formular estratègies de manera focalitzada en termes de regions o blocs regionals, es desenvolupa en el capítol 2 una estratègia de mesurament de la inseguretat alimentària des de les dimensions d'accés i estabilitat en el consum. A aquest efecte,

s'integren els valors de diferents elasticitats preu i ingrés, per a un grup de nou aliments d'origen animal (AOA), utilitzant dades de caràcter trimestral corresponents al període 2004-2015 en les 17 comunitats autònomes espanyoles. Els resultats obtinguts suggereixen que les comunitats de Navarra i Galícia són les que presenten la major inseguretats alimentària i que la carn de porc és el producte que té el major impacte sobre aquesta. Addicionalment, l'eina té l'avantatge de poder ser utilitzada per a realitzar comparacions d'inseguretats alimentària entre aliments a l'interior de les regions i entre regions tant a nivell general como per a grups específics d'aliments.

Hi ha que tenir en compte que una de las principals febleses que tenen els programes d'assistència alimentària es la subjectivitat en el procés d'assignació de recursos a aquells que realment el necessiten per a contrarestar els impactes negatius de la inseguretats alimentària. Per això, en el capítol 3, es planteja una eina de focalització objectiva per a aquest procés. L'eina utilitza com a element central l'aplicació de tècniques d'anàlisi no supervisada, en particular el clúster jeràrquic i el *fuzzy* clúster, que s'implementen utilitzant como input els resultats de les elasticitats i l'índex d'inseguretats alimentària obtinguts al capítol 2. Els resultat mostren que, encara que les tècniques implementades utilitzen variables que tenen una alta correlació, els possibles blocs regionals de focalització són diferents depenent de les característiques de les variables utilitzades, i és possible focalitzar les regions utilitzant informació provinent d'altres metodologies de mesurament de la SA desenvolupades prèviament.

En el capítol 4, tenint en compte que, el consum d'alguns AOA contribueix significativament al calfament global, i davant la dificultat que els consumidors facen canvis voluntaris en les seues dietes per a reduir l'emissió de la petjada de carboni (PC) associada al seu consum, es va implementar un model quasi ideal de demanda, conjuntament amb un *bootstrap* de blocs mòbils, per a estimar diferents

tipus d'elasticitats i avaluar el potencial de mitigació que sobre la PC pot tenir l'aplicació de diferents taxes d'impostos al consum d'aliments. El model va ser aplicat utilitzant informació dades del consum de set AOA a Espanya durant el període 2004-2015 i dades de PC per a aquest tipus d'aliments obtingudes de la literatura científica. Els resultats mostren que els impostos sobre el peix poden ser més efectius per a reduir la PC total associada als AOA, mentre que els impostos al consum de porc resulten els menys efectius. Addicionalment, es troba que majors taxes impositives sobre productes específics, no necessàriament condueixen a una major reducció de la PC. Pel que es pot concloure d'aquest capítol que els efectes de substitució i complementarietat calculats a través de les elasticitats són útils per a establir els aliments sobre els quals aplicar l'impost.

Finalment, en el capítol 5 es pren com a punt de partida la definició més senzilla del concepte d'elasticitat, per a conjuntament amb els resultats obtinguts en el capítol 4, estimar una elasticitat de la PC per impostos. Aquesta elasticitat permet determinar què tan sensible és la PC davant diferents taxes d'impostos al consum d'AOA. Com a resultat de les estimacions, es troba que en tots els casos les elasticitats de PC per impostos són inelàstiques i, encara que aquests resultats poden ser positius per al medi ambient, és necessari que en un futur s'involucren en la seua estimació aspectes de valoració mediambiental que poden tenir els consumidors davant l'aplicació d'un impost.

Cal destacar que les elasticitats preu i ingrés obtingudes a partir d'un model quasi-ideal de demanda permeten caracteritzar les preferències dels consumidors, oferint així una mesura de les relacions de substituïbilitat i complementarietat que existeixen en el consum d'aliments, elements útils per a avaluar aspectes claus de per a aconseguir una SA sostenible. Així, l'indicador d'inseguretat alimentària desenvolupat permet determinar les aquelles regions la SA de les quals es pot veure més afectada per eventuais increments en els preus dels aliments, així com els aliments que més afectarien la SA si es redueix el consum d'aliments com el porc i el peix, ja siga per increments directes en els seus preus o pels efectes

de sustituïbilitat i complementarietat que es presenten davant variacions en els preus d'altres aliments. Les metodologies utilitzades tenen un marc fonamentat en la teoria econòmica, que ajunte un enfocament consecuençial d'Anàlisi de Cicle de Vida, permeten realitzar una anàlisi més completa dels impostos com a estratègia per a combatre la contribució dels aliments al canvi climàtic. De fet, com a complement de la present tesi, seria interessant calcular la PC associada al consum mitjà d'aliments per càpita a Espanya sense impostos i després de la implementació d'impost sobre els AOA, fent ús per a això de les elasticitats calculades. a més de mesurar altres criteris a tenir en compte per a la sostenibilitat alimentària, com són els aspectes nutricionals o els econòmics.

L'ús de les metodologies plantejades té diversos objectius, i els seus resultats dependran en certa mesura dels abastos que es plantegen els qui facen ús d'elles. No obstant això, la incertesa en cadascuna de les metodologies implementades juga un paper primordial, per la qual cosa és important que a futur s'incorporen dins dels diferents models utilitzats en aquest treball, alguns aspectes que involucren aleatorietat i incertesa en la seua estimació. En definitiva, aquesta tesi doctoral evidència que el camí cap a una seguretat alimentària sostenible passa per transformar el sistema alimentari incorporant les dimensions nutricional, econòmica i mediambiental.

AGRADECIMIENTOS

En primer lugar, mi gratitud sincera a la Universidad del Tolima por el apoyo financiero que me otorgó en el marco de su programa de capacitación docente para poder desarrollar mis estudios doctorales. Específicamente, hago una mención especial a Juan Pablo Saldarriaga, quien como director del Departamento de Economía y Finanzas siempre estuvo atento a darme el apoyo necesario para culminar con éxito mis estudios.

Me gustaría también agradecer a Javier y a Neus, mis directores. A Javier, por su apoyo, consejos y estímulo para superar algunos miedos y limitaciones en lo relacionado con la gestión de grandes volúmenes de datos y el manejo de estos en un lenguaje de programación, lo cual estoy seguro seguirá siendo útil para mi durante mi desempeño profesional. A Neus, por su dedicación, preocupación y acompañamiento permanentes para que yo culminara con éxito todo este proceso, y quien además de enseñarme con su ejemplo el valor real del trabajo en equipo, me hizo comprender que el esfuerzo valía la pena.

No quiero dejar de lado el agradecer a mi familia, en especial a mi madre, quien aún en los momentos más inciertos de mi existencia, mantuvo la confianza absoluta de que yo podría hacer algo interesante por mi vida, estimulándome de manera continua.

Finalmente, no quiero olvidar a mis amigos y amigas, quienes, aunque no entienden mucho lo que yo hago, siempre con un afecto sincero están atentos y preocupados de que pueda alcanzar mis metas, y al final, me hacen sentir que mis logros también son los suyos.

INDICE DE CONTENIDOS

CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN.....	33
1.1 SEGURIDAD ALIMENTARIA	35
1.1.1 <i>Definición de seguridad alimentaria</i>	36
1.1.2 <i>Seguridad alimentaria en países deSArrollados</i>	39
1.1.3 <i>Estrategias de medición de la seguridad alimentaria</i>	40
1.1.4 <i>Uso de los indicadores de seguridad alimentaria</i>	42
1.2 SEGURIDAD ALIMENTARIA Y SOSTENIBILIDAD	44
1.2.1 <i>Producción de alimentos y cambio climático</i>	45
1.2.2 <i>Análisis de ciclo de vida y huella de carbono</i>	47
1.2.3 <i>Hacia una seguridad alimentaria sostenible. El rol del ACV</i>	50
1.3 MOTIVACIÓN PARA LA DISERTACIÓN.....	55
1.4 OBJETIVOS DE LA DISERTACIÓN.....	56
1.5 ESTRUCTURA DE LA DISERTACIÓN	57
1.6 CONTRIBUCIONES	58
1.7 OTRAS CONTRIBUCIONES RELEVANTES	58
 CAPÍTULO 2. DIFERENCIAS REGIONALES EN SEGURIDAD ALIMENTARIA DESDE LAS DIMENSIONES DEL ACCESO Y LA ESTABILIDAD EN EL CONSUMO: UNA PROPUESTA METODOLÓGICA BASADA EN ELASTICIDADES	 61
2.1 UNA NUEVA MEDIDA DE SEGURIDAD ALIMENTARIA	63
2.2 FUENTES DE INFORMACIÓN.....	66
2.3 METODOLOGÍA IMPLEMENTADA.....	66
2.3.1 <i>Sistema cuasi ideal de demanda</i>	67
2.3.2 <i>Índice de inseguridad alimentaria</i>	70
2.4 RESULTADOS	74
2.4.1 <i>Elasticidades</i>	74

2.4.2	<i>Índice de inseguridad alimentaria</i>	82
2.5	CONCLUSIONES.....	90
CAPÍTULO 3. FOCALIZACIÓN REGIONAL DE LA INSEGURIDAD ALIMENTARIA: UN ANÁLISIS A PARTIR DE CLÚSTERES		94
3.1	RESPUESTAS POLÍTICAS A LA INSEGURIDAD ALIMENTARIA	96
3.2	FOCALIZACIÓN REGIONAL DE BENEFICIARIOS DE ASISTENCIA ALIMENTARIA A PARTIR DEL USO DE ELASTICIDADES Y DEL ÍNDICE DE INSEGURIDAD ALIMENTARIA (IIA)	101
3.2.1	<i>Fuentes de información de los datos</i>	102
3.2.2	<i>Metodología implementada</i>	102
3.2.2.1	Clúster jerárquico.	103
3.2.2.2	Fuzzy clúster	104
3.3	RESULTADOS.....	105
3.3.1	<i>Clúster jerárquico desde la perspectiva del producto.</i>	106
3.3.2	<i>Fuzzy clúster desde la perspectiva del producto</i>	109
3.3.3	<i>Clústeres a partir de los componentes del índice de inseguridad alimentaria</i>	114
3.3.3.1	Clúster jerárquico por producto a partir del índice de inseguridad alimentaria	114
3.3.3.2	Fuzzy clúster por producto a partir del índice de inseguridad alimentaria.	117
3.4	CONCLUSIONES.....	119
CAPÍTULO 4. IMPUESTOS AL CONSUMO DE ALIMENTOS DE ORIGEN ANIMAL COMO ESTRATEGIA PARA LA REDUCCIÓN DE EMISIONES DE GASES DE EFECTO INVERNADERO		122
4.1	REDUCCIÓN DE EMISIONES DE EFECTO INVERNADERO ASOCIADAS AL CONSUMO DE ALIMENTOS.....	124
4.2	REVISIÓN DE LA LITERATURA RELACIONADA CON LA IMPLEMENTACIÓN DE IMPUESTOS A LOS ALIMENTOS.....	126
4.3	ANÁLISIS DE CICLO DE VIDA CONSECUCIONAL (ACV-C)	131

4.4 IMPACTOS MEDIOAMBIENTALES GENERADOS POR LA APLICACIÓN DE IMPUESTOS A LA CARNE EN ESPAÑA 132

 4.4.1 *Fuentes de datos* 133

 4.4.3 *Metodología implementada* 134

 4.4.3.1 *Bootstrap de bloques móviles*..... 134

4.5 RESULTADOS OBTENIDOS 137

 4.5.1 *Consumo* 137

 4.5.2 *Elasticidades* 140

 4.5.3 *Huella de carbono con y sin impuesto*..... 141

4.6 CONCLUSIONES 152

CAPÍTULO 5: ESTIMACIÓN DE LA ELASTICIDAD DE LA HUELLA DE CARBONO A PARTIR DE LA APLICACIÓN DE IMPUESTOS A LA CARNE 155

5.1 LA ELASTICIDAD Y SU PAPEL COMO HERRAMIENTA DE ANÁLISIS 157

 5.1.1 *Algunas aplicaciones empíricas de las elasticidades*..... 158

 5.1.2 *Elasticidades medioambientales*..... 162

5.2 MATERIALES Y MÉTODOS 166

 5.2.1 *Fuentes de información*..... 166

 5.2.2 *Cálculo de la elasticidad de huella de carbono por impuestos* 166

5.3 RESULTADOS 167

 5.3.1 *Elasticidad de huella de carbono por impuestos*..... 167

 5.3.2 *Elasticidad de huella de carbono por impuestos para cada producto* 170

 5.3.3 *Elasticidades netas de huella de carbono por impuestos*..... 175

5.4 CONCLUSIONES 177

CAPÍTULO 6. CONCLUSIONES 180

6.1 CONCLUSIONES GENERALES 181

6.2 RECOMENDACIONES..... 184

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	187
ANEXOS.....	216

ÍNDICE DE TABLAS

TABLA 1. EVOLUCIÓN TEMPORAL DE ALGUNAS CONSIDERACIONES RELEVANTES PARA CONCEPTUALIZAR LA SEGURIDAD ALIMENTARIA.....	37
TABLA 2. ESTRATEGIAS DE MEDICIÓN MÁS UTILIZADAS PARA LA MEDICIÓN DE LA SEGURIDAD ALIMENTARIA	40
TABLA 3. TOTAL DE EMISIONES MUNDIALES DE GEI GENERADAS EN LA CADENA DE PRODUCCIÓN DE ALIMENTOS DE ORIGEN ANIMAL *	47
TABLA 4. ALGUNAS ACCIONES DE MITIGACIÓN DESDE LA PERSPECTIVA DE LA DEMANDA PARA LAS EMISIONES GENERADAS EN EL SISTEMA ALIMENTARIO	53
TABLA 5. ELASTICIDADES PROPIO-PRECIO, PRECIO-CRUZADO Y DE GASTO PARA NUEVE GRUPOS ALIMENTARIOS EN 17 COMUNIDADES AUTÓNOMAS EN ESPAÑA (PRIMER TRIMESTRE-2005, SEGUNDO TRIMESTRE-2015).....	76
TABLA 6. ELASTICIDADES PROPIO-PRECIO, PRECIO-CRUZADO Y DE GASTO PARA EL CÁLCULO DEL ÍNDICE DE INSEGURIDAD ALIMENTARIA (IIA) EN EL CASO DE DOS COMUNIDADES AUTÓNOMAS (k=2)	83
TABLA 7. ÍNDICE DE INSEGURIDAD ALIMENTARIA (IIA) PARA EL CASO DE DOS COMUNIDADES AUTÓNOMAS (k=2).....	84
TABLA 8. ÍNDICE DE INSEGURIDAD ALIMENTARIA Y SUS DIVERSOS COMPONENTES EN EL CASO DE k=1 Y k=17	87
TABLA 9. ALGUNOS MECANISMOS DE FOCALIZACIÓN DE PROGRAMAS DE ASISTENCIA ALIMENTARIA.....	99
TABLA 10. INERCIA INTRAGRUPAL PARA DIFERENTE NÚMERO DE CLÚSTERES.....	107
TABLA 11. RESULTADO DE LAS MEDIDAS DE VALIDEZ PARA LA SELECCIÓN DEL NÚMERO ÓPTIMO DE CLÚSTERES EN EL FUZZY CLÚSTER POR PRODUCTO*	111
TABLA 12. RESULTADOS DEL FUZZY CLÚSTER PARA LOS HUEVOS Y LA LECHE LÍQUIDA A PARTIR DE LOS RESULTADOS DE ELASTICIDADES PRECIO E INGRESO	112
TABLA 13. CONFORMACIÓN DE CLÚSTERES REGIONALES A PARTIR DE RESULTADOS DE FUZZY CLÚSTER OBTENIDOS CON ELASTICIDADES PRECIO E INGRESO PARA LA LECHE LÍQUIDA.....	113
TABLA 14. RESULTADOS FUZZY CLÚSTER OBTENIDOS A PARTIR DEL IPCIA Y EL IIA.....	118
TABLA 15. HUELLA DE CARBONO MEDIA DE LOS ALIMENTOS DE ORIGEN ANIMAL ANALIZADOS.	134

TABLA 16. VALORES PROMEDIO DE ELASTICIDADES PROPIO PRECIO, PRECIO-CRUZADO Y DE GASTO A PARTIR DE 1000 ITERACIONES DEL PROCEDIMIENTO DE REMUESTREO POR BBM	140
TABLA 17. CLASIFICACIÓN DE LOS SIETE ALIMENTOS DE ORIGEN ANIMAL A PARTIR DE LOS RESULTADOS DE ELASTICIDADES PRECIO-CRUZADO.	141
TABLA 18. ELASTICIDADES PROMEDIO DE HUELLA DE CARBONO POR IMPUESTOS EN 7 PRODUCTOS DE ORIGEN ANIMAL (1ER TRIMESTRE 2004 - 2º TRIMESTRE 2015).....	168

ÍNDICE DE FIGURAS

FIGURA 1. NÚMERO DE PERSONAS SUBALIMENTADAS EN EL MUNDO (2005-2017).	35
FIGURA 2. EVOLUCIÓN DE LAS EMISIONES DE GASES DE EFECTO INVERNADERO GENERADAS POR EL SECTOR AGRÍCOLA EN EL MUNDO (1961-2016).....	46
FIGURA 3. ÍNDICE DE INSEGURIDAD ALIMENTARIA (IIA) EN ESPAÑA Y SUS COMUNIDADES AUTÓNOMAS (1ER TRIMESTRE 2004 - 2º TRIMESTRE 2015).	85
FIGURA 4. DENDROGRAMA DE LAS ELASTICIDADES PROPIO-PRECIO, PRECIO-CRUZADO Y GASTO EN LOS HUEVOS Y LA LECHE LÍQUIDA PARA 17 COMUNIDADES AUTÓNOMAS EN ESPAÑA.	108
FIGURA 5. DENDROGRAMAS A PARTIR DEL ÍNDICE DE INSEGURIDAD ALIMENTARIA Y SUS COMPONENTES PARA 17 REGIONES EN ESPAÑA	117
FIGURA 6. AGRUPACIÓN DE BLOQUES TRASLAPADOS UTILIZANDO EL BBM	136
FIGURA 7. EVOLUCIÓN DEL CONSUMO EN SIETE GRUPOS DE ALIMENTOS DE ORIGEN ANIMAL EN ESPAÑA (1ER TRIMESTRE 2004 - 2º TRIMESTRE 2015)	138
FIGURA 8. PARTICIPACIÓN PORCENTUAL EN EL GASTO PARA SIETE ALIMENTOS DE ORIGEN ANIMAL EN ESPAÑA (1ER TRIMESTRE 2004 - 2º TRIMESTRE 2015)	139
FIGURA 9. HUELLA DE CARBONO GENERADA POR EL CONSUMO DE ALIMENTOS DE ORIGEN ANIMAL EN ESPAÑA (1ER TRIMESTRE 2004 - 2º TRIMESTRE 2015) SIN IMPUESTO Y CON UN IMPUESTO DEL 20% SOBRE LA CARNE DE VACUNO.....	142
FIGURA 10. CAMBIO EN LA HUELLA DE CARBONO POR PRODUCTO Y PARA EL TOTAL DE LOS ALIMENTOS DE ORIGEN ANIMAL EN ESPAÑA (1ER TRIMESTRE 2004 - 2º TRIMESTRE 2015) CONSIDERANDO LA IMPLEMENTACIÓN DE UN IMPUESTO DEL 20% SOBRE LA CARNE DE VACUNO.....	143
FIGURA 11. HUELLA DE CARBONO GENERADA POR EL CONSUMO DE ALIMENTOS DE ORIGEN ANIMAL EN ESPAÑA (1ER TRIMESTRE 2004 - 2º TRIMESTRE 2015) SIN IMPUESTO Y CON UN IMPUESTO DEL 12.5% SOBRE LA CARNE DE CERDO	145
FIGURA 12. CAMBIO EN LA HUELLA DE CARBONO POR PRODUCTO Y PARA EL TOTAL DE LOS ALIMENTOS DE ORIGEN ANIMAL EN ESPAÑA (1ER TRIMESTRE 2004 - 2º TRIMESTRE 2015) CONSIDERANDO LA IMPLEMENTACIÓN DE UN IMPUESTO DEL 12.5% SOBRE LA CARNE DE CERDO	146

FIGURA 13. HUELLA DE CARBONO GENERADA POR EL CONSUMO DE ALIMENTOS DE ORIGEN ANIMAL EN ESPAÑA (1ER TRIMESTRE 2004 - 2º TRIMESTRE 2015) SIN IMPUESTO Y CON UN IMPUESTO DEL 10% SOBRE EL PESCADO.	148
FIGURA 14. CAMBIO EN LA HUELLA DE CARBONO POR PRODUCTO Y PARA EL TOTAL DE LOS ALIMENTOS DE ORIGEN ANIMAL EN ESPAÑA (1ER TRIMESTRE 2004 - 2º TRIMESTRE 2015) CONSIDERANDO LA IMPLEMENTACIÓN DE UN IMPUESTO DEL 10% SOBRE EL PESCADO	149
FIGURA 15. CAMBIO TOTAL EN LA HUELLA DE CARBONO DE LOS ALIMENTOS DE ORIGEN ANIMAL CAUSADO POR DIFERENTES TASAS DE IMPUESTO SOBRE CADA PRODUCTO ESPECÍFICO EN ESPAÑA (1ER TRIMESTRE 2004 - 2º TRIMESTRE 2015)	151
FIGURA 16. ESQUEMA DE LA CURVA MEDIOAMBIENTAL DE KUZNETZ	162
FIGURA 17. ELASTICIDADES DE HUELLA DE CARBONO POR IMPUESTO PARA 7 ALIMENTOS DE ORIGEN ANIMAL A PARTIR DE LA APLICACIÓN DE DIFERENTES TASAS DE IMPUESTO AL POLLO.	172
FIGURA 18. ELASTICIDADES DE HUELLA DE CARBONO POR IMPUESTO PARA 7 ALIMENTOS DE ORIGEN ANIMAL A PARTIR DE LA APLICACIÓN DE DIFERENTES TASAS DE IMPUESTO AL PESCADO.....	174
FIGURA 19. ELASTICIDADES DE HUELLA DE CARBONO POR IMPUESTO PARA 7 ALIMENTOS DE ORIGEN ANIMAL A PARTIR DE LA APLICACIÓN DE DIFERENTES TASAS DE IMPUESTO AL CERDO.....	174
FIGURA 20. ELASTICIDADES DE HUELLA DE CARBONO POR IMPUESTO PARA LAS EMISIONES NETAS DE CO ₂ A PARTIR DE LA IMPLEMENTACIÓN DE DIFERENTES TASAS IMPOSITIVAS SOBRE 7 ALIMENTOS DE ORIGEN ANIMAL.....	176

ANEXOS

ANEXO 1. DENDROGRAMA DE LAS ELASTICIDADES PROPIO-PRECIO, PRECIO-CRUZADO Y GASTO EN 7 GRUPOS ALIMENTARIOS PARA 17 COMUNIDADES AUTÓNOMAS EN ESPAÑA.....	217
ANEXO 2. RESULTADOS FUZZY CLÚSTER EN 7 PRODUCTOS DE ORIGEN ANIMAL PARTIR DE LOS RESULTADOS DE ELASTICIDADES PRECIO E INGRESO.	221
ANEXO 3. INERCIA INTRAGRUPAL POR EL ÍNDICE DE INSEGURIDAD ALIMENTARIA Y SUS COMPONENTES PARA DISTINTOS NÚMEROS DE CLÚSTERES	223
ANEXO 4. RESULTADO DE LAS MEDIDAS DE VALIDEZ PARA LA SELECCIÓN DEL NÚMERO ÓPTIMO DE CLÚSTERES EN EL FUZZY CLÚSTER ESTIMADO POR LOS COMPONENTES DEL INDICADOR DE INSEGURIDAD ALIMENTARIA*	224
ANEXO 5. RESULTADOS FUZZY CLÚSTER OBTENIDOS A PARTIR DEL IPPIA Y EL IIAG	225
ANEXO 6. VALORES DE HUELLA DE CARBONO PARA SIETE ALIMENTOS DE ORIGEN ANIMAL	226
ANEXO 7. RESULTADOS DE HUELLA DE CARBONO PARA ALGUNOS ALIMENTOS DE ORIGEN ANIMAL Y CAMBIOS EN LA HUELLA DE CARBONO TOTAL EN DIFERENTES ESCENARIOS DE SIMULACIÓN CON LA APLICACIÓN DE DIFERENTES TASAS DE IMPUESTOS IMPLEMENTADAS.	257
ANEXO 8. ELASTICIDADES DE HUELLA DE CARBONO POR IMPUESTO DE 7 ALIMENTOS DE ORIGEN ANIMAL A PARTIR DE LA IMPLEMENTACIÓN DE DIFERENTES TASAS DE IMPUESTO	292
ANEXO 9. ELASTICIDADES DE HUELLA DE CARBONO POR IMPUESTO PARA 7 ALIMENTOS DE ORIGEN ANIMAL Y EL TOTAL DE EMISIONES A PARTIR DE LA APLICACIÓN DE DIFERENTES TASAS DE IMPUESTO SOBRE LOS HUEVOS.....	300
ANEXO 10. ELASTICIDADES DE HUELLA DE CARBONO POR IMPUESTO PARA 7 ALIMENTOS DE ORIGEN ANIMAL A PARTIR DE LA APLICACIÓN DE DIFERENTES TASAS DE IMPUESTO SOBRE EL PAVO.....	301
ANEXO 11. ELASTICIDADES DE HUELLA DE CARBONO POR IMPUESTO PARA 7 ALIMENTOS DE ORIGEN ANIMAL A PARTIR DE LA APLICACIÓN DE DIFERENTES TASAS DE IMPUESTO SOBRE EL VACUNO.....	302
ANEXO 12. ELASTICIDADES DE HUELLA DE CARBONO POR IMPUESTO PARA 7 ALIMENTOS DE ORIGEN ANIMAL Y EL TOTAL DE EMISIONES A PARTIR DE LA APLICACIÓN DE DIFERENTES TASAS DE IMPUESTO SOBRE EL CORDERO	303

SIMBOLOGÍA

ACP	Análisis de componentes principales
ACV	Análisis de ciclo de vida
ACV-A	Análisis de ciclo de vida atribucional
ACV-C	Análisis de ciclo de vida consecuencial
AIDS	Sistema cuasi ideal de demanda. <i>Almost Ideal Demand System</i>
AOA	Alimentos de origen animal
BBM	Bootstrap de bloques móviles
CA	Comunidad autónoma
CCAA	Comunidades autónomas
CFSVA	Evaluación integral de la seguridad alimentaria y la vulnerabilidad. <i>Comprehensive Food Security & Vulnerability Analysis</i>
CH ₄	Metano
CO ₂	Dióxido de carbono
CPM	Comportamiento pro-medioambiental
CSI	Índice de estrategias de afrontamiento, <i>Coping strategy index</i>
DNE	Desacoplamiento negativo expansivo
DNF	Desacoplamiento negativo fuerte
ED	Elasticidades de desacoplamiento
EGL	Elasticidades de gasto para un bien de lujo
EHCI	Elasticidad de huella de carbono por Impuestos
EPPI	Elasticidades propio precio inelásticas
FAO	Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. <i>Food and Agriculture Organization of the United Nations.</i>

FCS	Puntaje del consumo de alimentos. <i>Food Consumption Score</i>
FEWS NET	Red de sistemas de alerta temprana de hambruna. <i>Famine Early Warning Systems Network</i>
GEI	Gases de efecto invernadero
GFSI	Índice global de seguridad alimentaria, <i>Global Food Security Index</i>
GHI	Índice global del hambre. <i>Global Hunger Index</i>
GWP	Potencial de calentamiento global. <i>Global Warming Potential</i>
HC	Huella de carbono
HCES	Encuestas de gasto de consumo en los hogares. <i>Household Consumption Expenditure Surveys</i>
HDDS	Escala de diversidad dietaria de los hogares. <i>Household Dietary Diversity Scale</i>
HEA	Análisis económico de los hogares. <i>Household Economic Analysis</i>
HFIAS	Escala de acceso e inseguridad alimentaria de los hogares. <i>Household Food Insecurity Access Scale</i>
HHS	Escala de hambre en los hogares. <i>Household Hungry Scale</i>
IIA	Índice de inseguridad alimentaria
IIAG	Índice de inseguridad alimentaria por gasto
INE	Instituto Nacional de Estadística
IP	Insumo-producto
	IPCC Panel internacional de cambio climático. <i>International Panel of Climate Change</i>
IPCIA	Índice precio-cruzado de inseguridad alimentaria
IPPIA	Índice propio-precio de inseguridad alimentaria
LULUCF	Uso del suelo, cambios en el uso del suelo y silvicultura. <i>Land Use, land-use change, and forestry</i>
MEGC	Modelos de equilibrio general computable
N ₂ O	Óxido nitroso

NUTS2	Nomenclatura de las unidades territoriales estadísticas. <i>Nomenclature of Territorial Units of Statistics</i>
ONGM	Organizaciones no gubernamentales medioambientales
PAA	Programas de asistencia alimentaria
PEB	Comportamiento pro-medioambiental. <i>Pro-Environmental Behavior</i>
PIB	Producto interno bruto
SA	Seguridad alimentaria
TANS	Técnicas de análisis no supervisado
TEG	Total de elasticidades de gasto
TEPP	Total de elasticidades propio precio
UE	Unión Europea
UN	Naciones Unidas. <i>United Nations</i>
USDA	Departamento de Agricultura de los Estados Unidos. <i>United States Department of Agriculture</i>

CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN

1.1 Seguridad alimentaria

La alimentación es una necesidad humana básica y el acceso a los alimentos es un derecho humano universal (UN General Assembly, 1966). Desafortunadamente, una de cada nueve personas en el mundo padece desnutrición y hambre (United Nations, 2015), con el consiguiente impacto negativo, no solo sobre la salud humana, sino también sobre el crecimiento y desarrollo económico de los países. Como se puede observar en la figura 1.1, aunque durante el período comprendido entre los años 2005 y 2010 hubo progresos en la reducción de la subalimentación en el mundo, desde el año 2011 el número de personas subalimentadas ha permanecido relativamente estable en el mundo con alrededor de 820 millones de personas (una de cada nueve) y se estima que de este total alrededor del 89% experimentan problemas de inseguridad alimentaria grave (FAO et al. 2018).

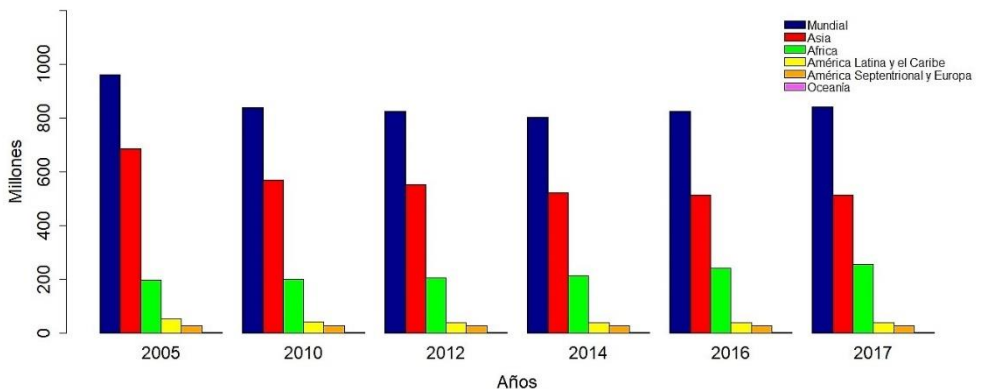


Figura 1. Número de personas subalimentadas en el mundo (2005-2017).

Fuente: Elaboración propia con datos de FAO et al. (2018).

Aunque la situación es preocupante, lo es también el hecho de las grandes diferencias que se presentan en su estimación. En este sentido, en junio de 2009 la FAO estimó que el número de personas subalimentadas en el mundo alcanzaba los 1020 millones, mientras que para ese mismo periodo el Departamento de Agricultura de los Estados Unidos (USDA por sus siglas en inglés) estableció la cifra en 883 millones, además de encontrar diferencias entre las estimaciones que van desde el 30% hasta el 60% en regiones como Asia y África Sub-Sahariana (Barret, 2010).

Estas discrepancias en los resultados se explican por las diferencias existentes en las metodologías de obtención de las cifras, sobre las que no existe aún un consenso general. Una estrategia que se ha utilizado para tratar de resolver esta dificultad es homogeneizar la amplia variedad de conceptos relacionados con la mala alimentación y la subnutrición en un único concepto que es el de *seguridad alimentaria* (en adelante SA), el cual puede ser considerado como un “principio organizador” (Maxwell and Frankenberger, 1992) del desarrollo social y económico de un país o región (United Nations, 2016), a partir del cual se puedan implementar estrategias para contrarrestar el hambre y la mala nutrición desde una perspectiva sostenible medioambientalmente, de tal forma que las personas puedan reducir sus niveles de pobreza en un planeta sano (United Nations, 2019).

1.1.1 Definición de seguridad alimentaria

El concepto de SA es complejo y difícil de construir, como se evidencia en la literatura, donde se encuentran alrededor de 30 definiciones de lo que se podría denominar SA en los hogares y 200 referencias bibliográficas que abordan diferentes características y puntos de vista desde los cuales la SA puede ser analizada. Señalar también que la bibliografía muestra una amplia heterogeneidad en la concepción e interpretación de elementos que son considerados como sus determinantes principales (Clay, 2002).

La SA es un concepto que ha evolucionado en función de los factores económicos y sociales que la afectan. En ese sentido, una breve descripción de la evolución de algunos elementos de análisis relacionados con la SA y su concepción se muestra en la tabla 1. Desde una perspectiva histórica el concepto de SA comenzó a ser analizado con rigor desde mediados del siglo XX (Gross et al. 2000), cuando se consideraba que el fenómeno de la subalimentación era exclusivo de los países pobres y que este se generaba como consecuencia de las limitaciones en la capacidad de incrementar la oferta de alimentos producidos directamente (perspectiva de oferta). Esta visión se mantuvo hasta la década de los setenta, cuando además de tener en cuenta las restricciones de oferta, se empezó a dar una mayor importancia

al comportamiento de los precios como factor que también podría explicar las restricciones en el consumo de alimentos.

Tabla 1. Evolución temporal de algunas consideraciones relevantes para conceptualizar la seguridad alimentaria

Período	Características	Observaciones
1940-1950	Existencia de excedentes agrícolas en países desarrollados. Promueven donaciones a países con problemas de oferta alimentaria.	
1960s	Se considera la ayuda alimentaria como barrera para el desarrollo. Se introduce e institucionaliza el concepto de alimentación y desarrollo. Creación del programa mundial de alimentos en 1963.	Enfoque de disponibilidad de los alimentos (oferta)
1970s	Crisis alimentaria en el período 1972-1974. Inestabilidad en la oferta y precios de alimentos. Requerimiento de mecanismos de aseguramiento para países pobres. Mejoramiento de mecanismos de coordinación.	
1980s	Mayor impacto de la revolución verde que genera incrementos en la oferta. Problemas en el acceso llevan a los alimentos llevan a problemas nutricionales persistentes. Cambio de paradigma de un problema de oferta a uno de demanda.	Enfoque de acceso a los alimentos (demanda)
1990s	Definición de planes concretos de erradicación del hambre y subnutrición.	
2000s	Crisis económica mundial. Impactos sobre nutrición a nivel global.	

Fuente: Adaptación del autor a partir de Gross et al. (2000), Maxwell and Frackenberger (1992) y Clay (2002)

La década de los 80, con la culminación de la denominada revolución verde supone un punto de inflexión en la teoría de la SA, ya que aunque tuvo como uno de sus resultados el incremento en el volumen de producción de alimentos a escala mundial no trajo consigo una reducción en los niveles de subnutrición en algunas zonas del mundo, evidenciando de alguna manera que el problema de la SA no podía ser explicado por una oferta limitada de alimentos sino por otros factores que podían restringir su demanda por parte de los consumidores.

Posteriormente, la SA ha vuelto a adquirir relevancia con el impacto de la crisis económica mundial del año 2008, donde los problemas de mala nutrición adquirieron una mayor visibilidad y dejaron de ser un problema exclusivo de países pobres o emergentes ya que sus síntomas se hicieron evidentes en todo tipo de países ante las restricciones generalizadas en el ingreso de los consumidores y el incremento en los precios de los alimentos (Callejas, 2016).

A partir de este contexto, y aunque la discusión está inconclusa, parece haber un consenso general al definir la SA en torno a lo planteado por la FAO en la declaración de Roma sobre la seguridad alimentaria mundial de 1996, en la que se establece que existe SA cuando todas las personas tienen en todo momento acceso físico y económico a suficientes alimentos inocuos y nutritivos para satisfacer sus necesidades alimenticias y sus preferencias en cuanto a los alimentos a fin de llevar una vida activa y sana (FAO 2003).

En el marco de esta definición, se tienen en cuenta cuatro dimensiones de la SA sobre las cuales esta se sustenta y que han sido el hilo conductor en la mayoría de estudios y políticas implementadas con el objetivo de analizar diferentes problemas de orden nutricional y alimentario (FAO, 2006):

- (i) Disponibilidad de alimentos. Debe existir una cantidad suficiente de alimentos con una calidad adecuada, suministrados a través de la producción del país o de importaciones.
- (ii) Acceso a los alimentos. Las personas deben tener acceso a los recursos adecuados para adquirir alimentos apropiados y una alimentación nutritiva. Estos derechos se definen como el conjunto de todos los grupos de productos sobre los cuales una persona puede tener dominio en virtud de acuerdos jurídicos, políticos, económicos y sociales de la comunidad en que vive (comprendidos los derechos tradicionales, como el acceso a los recursos colectivos).
- (iii) Utilización. Uso biológico de los alimentos a través de una alimentación adecuada, agua potable, sanidad y atención médica,

para lograr un estado de bienestar nutricional en el que se satisfagan todas las necesidades fisiológicas.

- (iv) Estabilidad: Para tener seguridad alimentaria, una población, un hogar o una persona deben tener acceso a alimentos adecuados en todo momento. No deben correr el riesgo de quedarse sin acceso a los alimentos a consecuencia de crisis repentinas (por ej., una crisis económica o climática) ni de acontecimientos cíclicos (como la inseguridad alimentaria estacional).

1.1.2 Seguridad alimentaria en países desarrollados

Al revisar las cifras de inseguridad alimentaria, es interesante notar que las mediciones de esta generalmente se han concentrado en países en vías de desarrollo. Sin embargo, el problema de la inseguridad alimentaria en países desarrollados puede tener una connotación distinta a la que establece la FAO, lo que constituye desde hace unos años un motivo de preocupación en estos países.

La literatura sobre el tema para países desarrollados destaca que alrededor del 7.2% de la población en países ricos utilizó bancos de alimentos (Pollard y Boot, 2019). De otro lado, el 12% de los hogares en los Estados Unidos muestra dificultades para acceder a los alimentos y durante el período 2009-2012 en Europa se observó un incremento en el 75% en el número de personas que dependían de la asistencia alimentaria (Filippini et al., 2019; Riches, 2011). Adicionalmente, el 29% de los hogares de bajos ingresos en el Reino Unido, 20% de los hogares con niños en Nueva Zelanda, 15% de los hogares en Canadá, 11% en los Estados Unidos y 5% en Australia (Gorton et al., 2010; Nyambayo, 2005) tienen algún problema relacionado con su seguridad alimentaria.

España como país desarrollado no es ajeno a esta situación y en el año 2012 el 41% de los hogares cambiaron sus pautas alimentarias ante la reducción de sus ingresos y el incremento de los precios de los alimentos, además de aumentar el consumo de alimentos de baja calidad nutricional (Antentas y Vivas, 2014). De otra parte, se estima que alrededor de dos millones de personas reciben ayuda alimentaria,

además de existir una brecha en el consumo de alimentos de calidad entre las personas de altos y bajos ingresos, ya que las personas de clase baja consumen un 6.6% menos de carne que el promedio de la población, mientras que la clase alta consume un 5.5% más (Gracia-Arnaiz,2013).

1.1.3 Estrategias de medición de la seguridad alimentaria

A partir de las dimensiones de la SA se han derivado un amplio número de estrategias para su medición, y, ante la necesidad de tener medidas que puedan ser comparables en distintos contextos sociales y económicos se ha alcanzado un consenso general en el uso de algunas de ellas. La tabla 2 muestra un grupo de las métricas más utilizadas, en las que se incorpora una cantidad amplia y diversa de fuentes de información para su cálculo.

Tabla 2. Estrategias de medición más utilizadas para la medición de la Seguridad Alimentaria

Métrica*	Características	Dimensión
Prevalencia de subnutrición	Calcula la disponibilidad alimentaria utilizando datos agregados de oferta y utilización a nivel nacional.	Disponibilidad Acceso
Fracción de gasto de los pobres en alimentación	Fracción promedio del gasto total en alimentos de las familias que pertenece al quintil más bajo de ingresos	Acceso
Índice de oferta dietética relativa	Razón de la oferta energética dietética en el país (per cápita) normalizado por los requerimientos energéticos dietarios promedio del país (ej. promedio de necesidades calóricas de la población basados en edad sexo y estatura)	Disponibilidad Acceso
Volatilidad de los precios domésticos de los alimentos	Índice de la variabilidad observada en el índice de precios anual de los alimentos. Utiliza generalmente estimaciones de los coeficientes de variación de los precios.	Acceso
Índice global del hambre (GHI)	Construye un ranking sobre una escala de 100 puntos utilizando 3 indicadores ponderados: 1) Desnutrición; 2) peso bajo en niños; y 3) mortalidad infantil.	Disponibilidad Acceso
Índice global de seguridad alimentaria (GFSI)	Índice de 30 indicadores en 3 dominios de la seguridad alimentaria: asequibilidad (6 indicadores), disponibilidad (10) y calidad-seguridad (14)	Disponibilidad Acceso
Red de sistemas de alerta temprana de hambruna (FEWS NET)	Monitorea información de largo plazo y en tiempo real de lluvias, temperatura, producción agrícola, precios, comercio, choques económicos, inestabilidad política y medios de vida locales	Disponibilidad Acceso

Métrica*	Características	Dimensión
Evaluación integral de la seguridad alimentaria y la vulnerabilidad (CFSVA)	Combina análisis de datos secundarios con una recolección de datos primarios de 13 módulos centrales para valorar el estatus de seguridad alimentaria y examinar las causas subyacentes de la vulnerabilidad	Disponibilidad Acceso
Encuestas de gasto de consumo en los hogares (HCES)	Recogen datos de todos los alimentos adquiridos en los hogares, incluyendo compras de alimentos, alimentos producidos por propia cuenta y alimentos recibidos como regalos o donaciones	Acceso Utilización
Puntaje del consumo de alimentos (FCS)	Es un puntaje que se calcula utilizando la frecuencia de consumo de diferentes grupos alimentarios consumidos por un hogar	Estabilidad Utilización
Escala de diversidad dietética del hogar (HDDS)	Representa el número de diferentes alimentos o grupos de alimentos consumidos sobre un período de referencia dado	Utilización
Índice de estrategias de afrontamiento (CSI)	Lista adaptada al nivel local de estrategias para afrontar los problemas alimentarios y su frecuencia de uso. Estimada a partir de grupos de discusión focalizados.	Acceso Utilización
Análisis económico de los hogares (HEA)	Marco de trabajo que utiliza patrones geográficos de estrategias de supervivencia y salud. Ayuda a determinar las necesidades alimentarias y no alimentarias.	Disponibilidad Acceso
Escala de acceso e inseguridad alimentaria de los hogares (HFIA)	Captura el comportamiento de los hogares que evidencia una calidad y cantidad insuficientes de alimentos, así como la ansiedad y la incertidumbre generadas por el acceso inseguro a los alimentos o una escasa oferta alimentaria	Disponibilidad Acceso Utilización
Escala de hambre en los hogares (HHS)	Suma respuestas a partir de tres preguntas relacionadas con el hambre y la ausencia de alimentos, incluyendo 3 niveles de frecuencia en la respuesta a las preguntas. Un puntaje de 0 a 6 es obtenido y puede ser categorizado en una variable de 3 niveles	Disponibilidad Acceso
Meses de inadecuada provisión de alimentos en el hogar	Suma total del número de meses en el año pasado en los que el hogar no tuvo suficientes alimentos para suplir las necesidades de la familia	Disponibilidad Acceso
Antropometría	Mediciones físicas que incluyen estatura, peso, índice de masa corporal y factores relacionados con la piel.	utilización

*En paréntesis se muestran sus siglas en inglés Fuente: Adaptación del autor a partir de Jones et al. (2013).

Aunque son muchas las variables que se incorporan dentro de las métricas de cada una de las dimensiones de la SA, hay algunos elementos de análisis que pueden

generar diferencias importantes al intentar establecer si un grupo específico (familia, región, país, etc.) se encuentra o no en situación de inseguridad alimentaria.

En este sentido, algunos indicadores incorporan en su construcción aspectos objetivos (ej. precios y cantidades de alimentos), mientras que otros incorporan aspectos puramente subjetivos (percepciones personales). Este hecho genera una disyuntiva en cuanto a los resultados obtenidos, ya que es posible que desde la perspectiva de algunos indicadores se esté en una situación de inseguridad alimentaria mientras que desde la otra el resultado sea el contrario.

Ante esta situación, una solución metodológica que ha sido implementada para analizar los problemas teóricos y prácticos subyacentes a la SA ha sido utilizar la medición que más se adapte a los objetivos y la problemática que se desee analizar. Sin embargo, interpretar una métrica individual de manera aislada puede no ser la práctica más adecuada ya que se afronta el riesgo de caer involuntariamente (o voluntariamente) en la falacia de la evidencia incompleta (*cherry picking* en inglés) al excluir algunos aspectos críticos que determinan la inseguridad alimentaria, generando sesgos de confirmación en los resultados obtenidos (Kopitowski, 2016) y por ende conclusiones erróneas.

1.1.4 Uso de los indicadores de seguridad alimentaria

En general, los indicadores de SA pueden ser útiles en el proceso de diseño, implementación y evaluación de programas, proyectos y políticas que tienen como objetivo prevenir y/o mitigar los impactos negativos que se generan con una situación de inseguridad alimentaria. Dentro de este contexto, una dificultad que se hace evidente es la de focalizar eficientemente los recursos, de tal manera que estos sean utilizados en la población que esté asumiendo en mayor medida los impactos de la inseguridad alimentaria.

Aunque es posible establecer diferentes estrategias de focalización de la población objetivo, estas se pueden clasificar dependiendo del origen de las métricas de SA utilizadas en estrategias de focalización directa e indirecta.

Las primeras, tienen como fundamento la información de los indicadores de SA obtenidos a partir de la percepción directa de los hogares que están siendo involucrados en su proceso de construcción (p.e. HEA, HFIAS, HHS). Estas métricas son de amplia aceptación, dado que la cercanía con los individuos o familias que tienen problemas de SA se obtiene de fuentes primarias y pueden ser útiles para priorizar la población objetivo de la política; no obstante, este tipo de estrategias puede no ser adecuado en algunos casos ya que los resultados de las métricas se pueden ver afectados por un problema de riesgo moral de algunos grupos de población que podrían ser o no potenciales beneficiarios de recursos (Pinstrup-Andersen, 2009).

Las estrategias de focalización indirecta se basan en métricas que utilizan en su proceso de cálculo información objetiva de variables económicas relacionadas con los alimentos, tales como cantidades consumidas y sus precios. Este tipo de estrategias presenta la ventaja de que existe un bajo riesgo de que el resultado de las métricas utilizadas sea alterado por parte de la población objetivo de la política. Otra ventaja es que utilizan variables que se pueden considerar “universales” en su estimación, lo que hace que las estrategias de focalización sean aplicables y comparables en distintos contextos.

Ante esta perspectiva, desarrollar nuevas métricas alrededor de la SA sigue siendo relevante y necesario en términos teóricos y prácticos. Una posible alternativa que podría ser considerada es la de aplicar de otra manera algunas de las variables utilizadas en la estimación de las métricas existentes. En este sentido, y siguiendo la línea de Coates (2013), construir una métrica de SA en la cual se establezca el grado de acceso a alimentos de manera estable y libre de incertidumbre implicaría que de manera transversal se esté midiendo que el alimento es suficiente en cantidad, posee una alta calidad nutricional, es aceptable culturalmente y está preparado de manera segura.

1.2 Seguridad alimentaria y sostenibilidad

En los últimos años existe un debate abierto sobre el crecimiento previsto de la población mundial para el año 2050, y el consiguiente aumento que se necesita en la producción de alimentos (Mackenzie y Williams, 2015). Además, el hecho de que dos tercios de la población mundial habiten en áreas urbanas, tendencia que sigue en aumento, así como el crecimiento económico que están experimentando los países emergentes, están contribuyendo a la globalización de las dietas (Khoury et al, 2014). Se trata pues de dietas más homogéneas, sustentadas por la producción de una serie limitada de productos con grandes volúmenes de producción y caracterizadas por una mayor demanda de carne y lácteos y de alimentos ultra procesados en general (Popkin, 2017), productos más intensivos en cuanto a consumo de recursos, uso del suelo y emisiones al medioambiente. Mientras crece la demanda global de alimentos, los recursos disponibles para su producción (agua, suelo, energía, minerales) son finitos. Este desequilibrio entre la oferta y la demanda de alimentos se ve agravado por cambios en las condiciones ambientales que hace que la producción de alimentos sea cada vez más difícil o impredecible en muchas regiones del mundo. Los sistemas de producción de alimentos no solo afectan negativamente a los ecosistemas, de los que dependemos en último término, sino que exacerban las zoonosis y otros riesgos para la salud. Por ello, cada vez es más evidente que estos cambios económicos y sociales, así como alteraciones medioambientales a nivel global, están afectando a la seguridad alimentaria, los ecosistemas y el bienestar social (Ericksen, 2008).

Hasta la fecha, gran parte del debate sobre la SA se ha centrado en aspectos relacionados con la accesibilidad y la producción de alimentos; así, gran parte de la inversión en investigación se ha dirigido hacia la agronomía, lo que ha dado lugar a un aumento considerable de los rendimientos agrícolas. No obstante, la tendencia observada hacia un concepto más integral de la SA debería comprender también los cambios ambientales globales y otros factores limitantes (Imgram, 2011). El reto, por tanto, es remodelar el sistema alimentario para proporcionar mejores resultados nutricionales con un menor costo ambiental (Garnett, 2014). De ahí, el interés académico por analizar desde diferentes perspectivas no sólo las interacciones de los

alimentos con el medioambiente, sino también explorar posibles vías de solución para los problemas que de allí puedan surgir.

1.2.1 Producción de alimentos y cambio climático

Los procesos de producción de bienes y servicios relacionados con diferentes sectores económicos son los responsables de las emisiones antropogénicas de gases de efecto invernadero (GEI) hacia la atmósfera. Concretamente, la producción y el consumo de alimentos requieren suelo, agua, materias primas y energía; además de causar emisiones de GEI como el dióxido de carbono (CO_2), metano (CH_4) y óxido nitroso (N_2O) que absorben la radiación solar y contribuyen al aumento de la temperatura media del planeta (Elferink et al., 2008).

Al analizar los datos de emisiones GEI a nivel mundial (IPCC, 2014), se observa que en 2010 el sector de producción de energía fue el que tuvo una mayor contribución a las emisiones totales con un 25% del total, seguido por la agricultura (24%), industria (21%), transporte (14%), otras fuentes energéticas (9.6%) y construcción (6.4%). Los resultados de las emisiones para España (Ministerio de Transición Ecológica, 2019) presentan algunas diferencias con respecto a los datos mundiales, donde la mayor fuente de emisiones se encuentra en el sector transporte (26%), seguido de la energía (20%) y la industria (19%), mientras que la agricultura tiene una contribución del 12%, que equivale a la mitad de la contribución de este sector a nivel mundial. El resto de las emisiones corresponde a uso del suelo, cambios del uso del suelo y selvicultura (LULUCF por sus siglas en inglés) con un 11%, el sector residencial, comercial e institucional que alcanzan un 8%, emisiones accidentales de residuos (3%) y emisiones de gases fluorados (2%).

Las emisiones de GEI para el sector agrícola (cultivos y ganadería) en el mundo han tenido un comportamiento creciente durante los últimos 50 años, alcanzando valores superiores a los 5300 millones de toneladas en el año 2016 (figura 2). Durante este lapso se ha producido un incremento permanente en el nivel de emisiones, un 56% de las cuales son generadas por la ganadería (40% fermentación entérica, 16% estiércol depositado en pasturas) y el resto por otros

factores como la producción de alimentos de origen vegetal, el uso de fertilizantes, la gestión del estiércol y los arrozales.

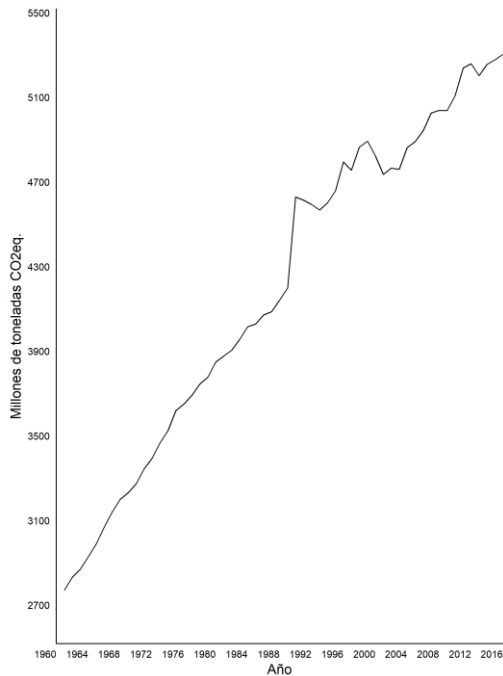


Figura 2. Evolución de las emisiones de gases de efecto invernadero generadas por el sector agrícola en el mundo (1961-2016).

*Se incluyen como fuentes de CO₂: Fermentación entérica, gestión de estiércol, cultivo de arroz, fertilizantes sintéticos, estiércol aplicado a los suelos y depositado en las pasturas, residuos agrícolas, cultivo de suelos orgánicos, quemado de residuos agrícolas y sabana. Fuente: Elaboración propia con datos tomados de la base de datos FAOSTAT

Al analizar la producción ganadera en el mundo, se encuentra que en 2010 generó alrededor de 8077 millones de toneladas de CO₂ equivalentes. La tabla 3 muestra los resultados de las emisiones GEI expresadas como millones de toneladas de CO₂ equivalentes del ganado a nivel mundial y para España, donde es claro que el ganado vacuno es el que presenta la mayor contribución de emisiones en los dos casos, con un nivel de emisiones a nivel mundial que son casi seis veces superiores a las emisiones del cerdo, el pollo y el búfalo, mientras que las emisiones de otras aves y el grupo Cordero cabra son las que poseen un menor impacto medioambiental.

Para España, el ganado vacuno y los pequeños rumiantes (corderos y cabras) representan el mayor aporte a las emisiones con casi un 93% del total de estas.

Tabla 3. Total de emisiones mundiales de GEI generadas en la cadena de producción de alimentos de origen animal *

Tipo de animal**	Millones de toneladas CO _{2eq}	Participación	Millones de toneladas CO _{2eq}	Participación (%)
	Todos los países		España***	
Vacuno	5024	62,2	12,8	75,0
Cerdo	819	10,1		
Pollo	790	9,8		
Búfalo	766	9,5		
Cordero y cabra	596	7,4	3,1	17,9
Otras aves	82	1,0		
Otras carnes	0	0,0	1,2	7,1

Fuente: Elaboración propia a partir de los resultados del modelo de evaluación ambiental de la Ganadería Mundial (FAO, 2019). y el resumen del Inventario nacional de Gases de Efecto Invernadero (GEI) para España (Ministerio para la Transición Ecológica, 2019)

* A nivel mundial se toman datos del año 2010. Se incluyen emisiones de producción de comestibles, otros bienes y servicios como tracción animal y producción de lana. El ganado vacuno aporta emisiones de otros subproductos. Se incluyen como fuentes de CO₂ además de los utilizados en la figura 4: uso directo e indirecto de energía, alimentación animal, cambios de uso del suelo (expansión de pastizales, soja y palma).

** En corderos y cabras, búfalos y vacuno se incluye la producción de leche. En gallinas se incluye la producción de huevos.

*** Se utilizan datos para el año 2017. En las otras carnes se incluyen las de cerdo, pollo, búfalo y otras aves que no están especificadas en el inventario.

1.2.2 Análisis de ciclo de vida y huella de carbono

El denominado análisis de ciclo de vida (ACV), es un instrumento de amplia aceptación en los sectores productivo y académico que ha experimentado un crecimiento en su aplicación desde su concepción en la década de 1960 (McManus and Taylor, 2015). El ACV permite valorar cuantitativamente los impactos ambientales de un producto o proceso utilizando una perspectiva “de la cuna a la tumba” (Hellweg y Milá i Canals, 2004). Por tanto, implica una evaluación de los impactos ambientales generados desde el proceso de extracción de las materias primas necesarias para la elaboración de un producto o servicio, hasta la disposición final de los residuos que resulten de sus diversos componentes.

Uno de los primeros aspectos que resultan fundamentales en un ACV es la selección de las diferentes categorías de impacto involucradas. Estas categorías son específicas para cada estudio y están relacionadas con lo que se denominan áreas generales de protección. Dentro de las categorías específicas, se tienen algunas como el agotamiento de recursos (agotamiento de recursos bióticos y abióticos), contaminación (calentamiento global, reducción de la capa de ozono, toxicidad humana, formación de oxidantes fotoquímicos, acidificación y eutrofización) y degradación de los ecosistemas y el paisaje (uso del suelo) entre otras; mientras que en las áreas generales de protección se encuentran la salud humana, salud ecológica y los recursos naturales (Guinée, 2015).

Por otro lado, la creciente concienciación en cuanto al problema global que supone el cambio climático ha llevado al concepto de huella de carbono (HC), procedimiento que permite medir y comunicar las emisiones GEI asociadas al consumo de productos. En este contexto, la HC es una herramienta ambiental de gran utilidad tanto para las empresas como para los responsables políticos (Iribarren et al. 2010). La HC implica estimar el total de emisiones GEI asociadas con un producto o servicio a lo largo de su cadena de suministro, es decir, incluye también el uso y el tratamiento de fin de vida del producto (EPLCA 2007).

El concepto de HC, por tanto, no es algo reciente, aunque en los últimos años está en boca de todos, sino que no es más que el resultado de la categoría de impacto potencial de calentamiento global de un ACV (Finkbeiner, 2009). La HC debe entenderse como una parte de los resultados de un ACV completo. No hay que olvidar que el ACV tiene una visión holística, evalúa múltiples sustancias de manera simultánea para entender mejor su contribución a los diferentes problemas ambientales (categorías de impacto) y, sobre todo, evita el desplazamiento de cargas ambientales, es decir, resolver un problema ambiental a base de crear otro (el llamado *problem-shifting* en inglés).

Si bien la HC representa únicamente una parte del impacto de los productos para el consumo, en general, y, en concreto, de los productos alimentarios, la relación entre los patrones de consumo de alimentos y el cambio climático es un asunto de

gran relevancia ambiental, como se ha comentado en la sección 1.2.1. Pese a la limitación que supone cuantificar una sola categoría de impacto, la HC presenta varias ventajas que hacen que sea un indicador utilizado en el eco-etiquetado de alimentos (Haupt et al. 2016). Dichas ventajas incluyen, entre otras, su relación con el calentamiento global, reconocido internacionalmente como un gran problema global. Además, al tratarse de una herramienta menos compleja que el ACV el cálculo e interpretación de resultados es más sencillo (Weidema et al., 2008; Heller et al., 2013). Destacar también entre las ventajas que la HC puede ser una forma de concienciar al consumidor de los problemas ambientales y facilitar, a su vez, la difusión del pensamiento de ciclo de vida (*life cycle thinking*) y el ACV (Weidema et al., 2008; Finkbeiner, 2009).

Volviendo al ACV, como consecuencia de su aplicación han ido surgiendo distintas modalidades entre las que se destacan el ACV atribucional (ACV-A) y el ACV consecuencial (ACV-C). De hecho, existe un debate en la comunidad ACV en torno a dichas modalidades, entre otros aspectos, sobre sus diferencias y similitudes y sobre qué modo es más apropiado en cada caso (Guinée et al., 2018). Las diferencias entre estas modalidades tienen importantes consecuencias en los resultados obtenidos, principalmente por la forma en que el sistema de producto o servicio es modelado.

El ACV-A pretende identificar los impactos ambientales de un sistema de producto tal y como funciona en el momento actual. Para ello se describen las emisiones y el consumo de recursos físicos (materiales y energéticos) atribuidos a una cantidad específica de una unidad funcional para el sistema de producto elegido a lo largo de su ciclo de vida (Rebitzer et al., 2004; Thomassen et al., 2008). Este método, es una herramienta valiosa para identificar posibles oportunidades de reducción de las emisiones en las diferentes fases del ciclo de vida del producto, ya sea a través de mejoras en la eficiencia productiva o a la implementación de nuevas tecnologías.

De otra parte, el ACV-C pretende conocer las consecuencias sobre el medio ambiente de un cambio en la demanda de un sistema de producto determinado; por tanto, busca describir cómo las emisiones y el consumo de recursos pueden cambiar como consecuencia de un cambio marginal en la producción, consumo o disposición de un producto (Brander et al., 2008). Así, el ACV-C permite modelar diferentes cambios medioambientales en un sistema teniendo en cuenta las fuerzas del mercado. Por lo tanto, la motivación para utilizar el ACV-C tiene que ver con el hecho de que permite medir los impactos medioambientales en respuesta a cambios marginales o estructurales con implicaciones del mercado que van más allá del sistema de producción analizado (Ekvall y Weidema, 2004). Para ello se utilizan en muchos casos herramientas económicas como los modelos de equilibrio parcial (MEP), modelos de equilibrio general computable (MEGC) y el análisis input-output (IO) (Earles and Halog, 2011). Estos modelos, permiten analizar aspectos como los cambios indirectos del uso del suelo generados por la expansión agrícola, así como cambios en el consumo marginal de productos generados por alteraciones en los precios de los productos, conocidos como -efectos rebote- (Thiesen et al., 2008; Rajagopal, 2016), además de modelar la tecnología o los procesos de producción afectados por un cambio en la demanda o tecnologías marginales (Dalgaard et al., 2008).

1.2.3 Hacia una seguridad alimentaria sostenible. El rol del ACV.

La reducción de la pobreza, el hambre y la desnutrición a nivel mundial, junto con la necesidad de reducir el impacto ambiental de los sistemas alimentarios, como se destaca en el primer y segundo objetivos de desarrollo sostenible (Naciones Unidas, 2015), son claves para abordar los retos planteados en relación a una seguridad alimentaria sostenible. Para ello, es necesario identificar soluciones que sean realmente efectivas. El punto de partida es doble, determinar la situación de una población en concreto en cuanto a seguridad alimentaria, así como también conocer los impactos asociados al consumo de alimento. El ACV-A y la HC son metodologías consensuadas que han mostrado su utilidad para cuantificar el impacto de los alimentos sobre el medioambiente (Beccali et al., 2018; Frankowska et al.

2019; Ribal et al., 2017; Sharma et al., 2018), así como de dietas seguidas por grupos específicos de población (Battle-Bayer et al., 2019; Castañé y Antón, 2017; Pradhan et al., 2013).

No obstante, las soluciones propuestas para una seguridad sostenible han sido articuladas de forma menos coherente y son de hecho mucho más discutidas. Garnett (2014) agrupa las soluciones para lograr una seguridad alimentaria sostenible bajo tres perspectivas: la orientada a un aumento de la eficiencia; aquella basada en una restricción de la demanda; y la que aboga por una transformación del sistema alimentario. No obstante, la misma autora señala que, excepto casos extremos, dichas perspectivas no son mutuamente excluyentes, sino que a menudo se solapan, por lo que pueden verse más como tendencias de pensamiento más que como compartimentos estancos. A continuación, se explica de forma resumida cada una de dichas estrategias y el papel del ACV como herramienta para la toma de decisiones en este campo.

El aumento o mejora de la eficiencia, ha sido probablemente la estrategia dominante hasta el momento. En esencia, esta estrategia asume de entrada que la seguridad alimentaria es un problema de suministro de alimentos, de manera que las innovaciones tecnológicas junto con mejoras en los sistemas de gestión permitirán satisfacer dicha demanda con un menor daño al medioambiente a la vez que se mejora la calidad nutricional (Garnett et al., 2014). Las estrategias de este tipo en el sector primario están relacionadas entre otras, con la mejora de los sistemas de riego, y más recientemente, con la agricultura de precisión, que permite una dosificación óptima de los nutrientes, mejoras genéticas para aumentar la productividad tanto del ganado como los cultivos, así como con el manejo adecuado de residuos agrícolas y ganaderos (p.e. digestión anaeróbica). A nivel de procesado, destacar la optimización de las condiciones de uso de materias primas y equipos, el uso de energías limpias y renovables en el procesado, refrigeración y transporte de los alimentos, o la valorización de subproductos. Por otro lado, en cuanto a la reducción de los residuos de los alimentos, destacar las consecuencias positivas de aumentar la vida útil de los

alimentos, o de envasarlos en porciones adecuadas según el destinatario final, entre otros aspectos.

La influencia del ACV en esta perspectiva ha sido crítica. Se han realizado múltiples ACV-A que han permitido a las empresas identificar los puntos críticos desde el punto de vista ambiental en la cadena de suministro de alimentos, e identificar los productos con mayor impacto ambiental. No obstante, estas alternativas de mitigación por parte del productor, aunque útiles, pueden llegar a ser limitadas, ya que algunos alimentos tienen mayor impacto ambiental con respecto a otros alimentos equivalentes en términos nutricionales. Específicamente, los impactos ambientales de productos de origen animal son superiores a los de productos de origen vegetal, donde los primeros representan el 58% de las emisiones totales de los alimentos a pesar de proveer solamente 37% de las proteínas y el 18% de las calorías necesarias para el consumo humano (Poore y Nemecek, 2018). Además, esta estrategia no tiene en cuenta la relación entre los alimentos y otros sectores económicos (p.e. bioenergía), o los llamados efectos rebote, ni otras causas de inseguridad alimentaria no relacionadas con la oferta de alimentos.

Las soluciones basadas en la restricción de la demanda parten de que el problema reside en el consumidor, así como en las compañías que incitan a patrones de consumo insostenibles. La tabla 4 muestra algunas medidas a incorporar desde la perspectiva del consumidor.

Esta perspectiva investiga alternativas para cambiar los patrones de consumo. Por tanto, no se fundamenta exclusivamente en ACV-A para identificar los alimentos con mayor HC, sino que analiza escenarios alternativos, lo que se conoce en inglés por un análisis *what if?*, además de basarse en un número creciente de estudios de ACV que examinan la relación entre los objetivos nutricionales y ambientales (Garnett, 2014). Dichos estudios analizan distintas dietas y, por ejemplo, animan a disminuir el consumo de alimentos de origen animal (p.e. Castañé y Antón, 2017).

Tabla 4. Algunas acciones de mitigación desde la perspectiva de la demanda para las emisiones generadas en el sistema alimentario

Acción	Impacto generado
Reducir el consumo de carnes y derivados lácteos	Reducción de las emisiones de N ₂ O y CH ₄ , incremento de áreas para el secuestro de carbono al poder reemplazar áreas de pastoreo con árboles.
Reducir cantidades totales consumidas de alimentos. Consumir únicamente la cantidad de alimentos necesaria para tener una vida saludable.	Reducen las necesidades de insumos de producción agrícola que generan emisiones.
Ingerir alimentos de temporada y que no requieran uso de energía adicional para enfriamiento o calefacción en su cultivo.	Reducción del consumo de energía para producción, almacenaje y transporte.
Preparar los alimentos para más de una persona y/o para muchos días.	Mejora en la escala de producción que conlleva una reducción del uso de energía.
Compra a través de internet, preferiblemente alimentos de producción local y que estén producidos en la región.	Reducción en el consumo de energía por transporte
Consumir menos alimentos con bajo valor nutricional	Reducción de emisiones que provienen de fuentes innecesarias de alimentos.
Preparación de alimentos de forma que requieran poco uso de energía	Reducción de emisiones por consumo de energía.

Fuente: Adaptación del autor a partir de Garnett (2009)

Por último, la tercera de las perspectivas para alcanzar una seguridad alimentaria sostenible, aquella que aboga por una transformación del sistema alimentario, considera las relaciones entre los distintos actores de la cadena alimentaria (productores, consumidores, etc) e interpreta el problema como una desigualdad o desequilibrio (Garnett, 2014). Por tanto, para lograr la sostenibilidad ambiental se requiere un cambio estructural. En pocas palabras, se trata de un problema de carácter socioeconómico más que simplemente técnico o de consumo individual, por lo que requiere un enfoque interdisciplinar.

El ACV-C juega un papel clave en esta estrategia, puesto que permitiría evaluar el efecto potencial de cambios hacia una seguridad alimentaria sostenible. Hay que tener en cuenta pues que para poder cuantificar adecuadamente las interacciones con el medioambiente de potenciales cambios en la composición de la

dieta siguiendo las recomendaciones actuales, por ejemplo, aumentando el consumo de fruta, verdura y pescado, es necesario entender cómo y dónde se van a producir esos alimentos adicionales (Cucurachi et al., 2016). Ante esta situación, como señala Yang (2016), el enfoque atribucional clásico no es adecuado, ya que estima los cambios asociados a una decisión por una simple extrapolación lineal en base a hipótesis como una relación input/output fija y una provisión de inputs ilimitada. Se requiere además la adopción de una perspectiva dinámica, que considere los impactos de los sistemas de producción y consumo de alimentos a lo largo del tiempo dentro de un marco espacial y socioeconómico más complejo. La aplicación de dicha perspectiva dinámica implicaría tener en cuenta, entre otros aspectos, posibles cambios tecnológicos, aumentos o descensos de la eficiencia, o restricciones en la disponibilidad de materias primas secundarias (Jeswani et al., 2010)

Como se comentó en el apartado 1.1.2, el enfoque del ACV-C puede ser más adecuado que el atribucional, especialmente cuando se combina con modelos económicos, para tener en cuenta consecuencias indirectas de cambios en el consumo, como son los cambios indirectos en el uso del suelo que pueden tener lugar al aumentar la producción de un producto marginal, como el caso de los cultivos para biocombustibles (Escobar et al., 2014); también permitiría evaluar las consecuencias de los efectos de sustitución entre productos, por ejemplo como respuesta a cambios en el precio (Chalmers et al., 2015), así como posibles efectos rebote (Freire-Gonzalez, 2011).

En este sentido, las elasticidades se han utilizado en ACV-C para calcular la relación de sustitución entre productos y modelar así el efecto de cambios en la demanda de inputs o cambios en la oferta de productos alternativos (Ekvall y Andrae, 2006). En general, una elasticidad es una medida cuantitativa que relaciona el cambio porcentual en términos de cantidades para una variable en particular con el cambio porcentual que tenga cualquier otra variable. Una deficiencia del uso de las elasticidades es que, en muchos casos, se determinan a corto plazo, pues su cálculo es más sencillo (Chalmers et al., 2006). Sin embargo, en la mayoría de los casos tanto la oferta como la demanda son más elásticas a largo que a corto plazo, ya que

tanto los consumidores como los productores tendrán más oportunidades de adaptarse a los cambios en el precio (Ekvall 2000). Además, no hay que olvidar que el análisis ambiental de sistemas, se realiza motivado por lo que sucederá en el medioambiente en el futuro.

1.3 Motivación para la disertación

La presente disertación está motivada principalmente por los siguientes hechos:

- El comportamiento relativamente estable en el número de personas que tienen problemas derivados de una mala alimentación son una señal de que la SA sigue siendo un tema relevante de investigación, que debe involucrar un análisis multidisciplinar que incluya aspectos económicos, sociales y medioambientales.
- La SA no es un problema exclusivo de países o regiones pobres, sino que se trata de un problema global que involucra a individuos o familias que comparten situaciones de pobreza, con bajo nivel de ingresos y vulnerabilidad ante incrementos del precio de los alimentos.
- La medición de la SA es un aspecto crítico para establecer programas y políticas que permitan focalizar las ayudas económicas destinadas a la mitigación de problemas relacionados con la inseguridad alimentaria. Es necesario crear nuevas medidas de SA que involucren variables estandarizadas con un riesgo bajo de tener sesgos de cálculo y de interpretación sus resultados pero que simultáneamente permitan una aplicación de medidas dirigidas a grupos o zonas homogéneas.
- Hasta la fecha el debate sobre la SA se ha centrado en la accesibilidad y producción de alimentos, no obstante, se trata de un concepto más integral de la SA que abarca también los cambios ambientales globales, es decir, se trata de alcanzar una seguridad alimentaria sostenible.
- Ante la necesidad de alimentar a la creciente población de un modo sostenible, es necesario formular y evaluar estrategias para la reducción de la HC de los

alimentos, en particular de los de origen animal y sus derivados, ya que son los principales generadores de emisiones GEI dentro del sector alimentario.

- Los precios de los alimentos y las preferencias de los consumidores por cierto tipo de alimentos son un determinante fundamental en la HC asociada a los alimentos y pueden ser utilizadas para modificar el consumo y consecuentemente, reducir la HC asociada al consumo de alimentos. Así, la aplicación de impuestos sobre cierto tipo de alimentos, en concreto la carne y otras fuentes de proteína animal, es una vía frecuentemente debatida. No obstante, resulta imprescindible determinar sus potenciales consecuencias ambientales.
- Para evaluar de una manera más apropiada el impacto potencial que los impuestos sobre ciertos alimentos podrían tener sobre el cambio climático es necesario utilizar una perspectiva consecencial. Como primer paso, la estimación de diferentes tipos de elasticidades permitiría conocer las potenciales relaciones de sustitución entre productos como consecuencia de dichos impuestos.

1.4 Objetivos de la disertación

El objetivo principal de esta tesis es proponer metodologías para evaluar la SA y la sostenibilidad ambiental asociada al consumo de alimentos con el fin de promover una seguridad alimentaria sostenible. Los casos de estudio desarrollados se centrarán en España, y se utilizará para ello herramientas metodológicas que involucren la aplicación de la teoría del consumidor, el ACV (concretamente la HC) y algunos métodos estadísticos.

La consecución del objetivo principal implica lograr unos objetivos específicos:

- i. Desarrollar una metodología de medición de la SA desde la dimensión de la estabilidad en el consumo de alimentos en países desarrollados a partir del consumo y precio de los alimentos.
- ii. Construir una herramienta de clasificación en términos de los niveles de SA para un conjunto de regiones previamente establecido.

- iii. Valorar bajo una perspectiva consecucional, el impacto que sobre la huella de carbono tendría la imposición de tasas al consumo de alimentos de origen animal.
- iv. Cuantificar la elasticidad de la huella de carbono para el consumo de alimentos de origen animal a fin de predecir variaciones de emisiones de GEI determinadas por variaciones de precios.

1.5 Estructura de la disertación

La presente tesis doctoral se desarrolla en dos bloques. El primer bloque (cap. 2 y cap. 3) se ocupa de la medición de la seguridad alimentaria (objetivo i y objetivo ii). El segundo bloque determina las consecuencias la aplicación de tasas sobre alimentos de origen animal sobre la huella de carbono (objetivo iii y objetivo iv).

El capítulo 1 se concentra en presentar algunos antecedentes que justifican la necesidad de desarrollar el presente trabajo, para lo cual se hace una descripción de algunos problemas relacionados con los sistemas alimentarios tales como la SA y su contribución al cambio climático.

En el capítulo 2 se plantea una metodología de medición de la SA en España desde la dimensión de la estabilidad en el consumo de alimentos. Esta nueva medición está basada en el resultado del cálculo de diferentes tipos de elasticidades que tiene fundamento teórico en los modelos cuasi lineales de demanda (en inglés *Almost Ideal Demand System -AIDS-*) y que son obtenidas a partir del uso de un sistema de ecuaciones de demanda, que tiene como insumos para su estimación información de precios y cantidades demandadas de los alimentos.

En el capítulo 3, a partir de las medidas de elasticidad obtenidas en el capítulo 2, se establece una estrategia de medición de la SA por bloques regionales para España, basada en técnicas de análisis multivariante como el clúster jerárquico y el *fuzzy* clúster, tomando como punto de partida el análisis de componentes principales (ACP).

Un análisis consecucional para determinar la variación de la huella de carbono en España a causa de la aplicación de un impuesto al consumo sobre alimentos de

origen animal se presenta en el capítulo 4. Para ello, se realizan diferentes simulaciones de la huella de carbono asociada a cada alimento tras la aplicación de diferentes niveles de tasas al consumo. En este caso, el modelo AIDS se utiliza para estimar las elasticidades junto con técnicas de *bootstrap* por bloques a fin determinar la variabilidad de las elasticidades.

A partir de los resultados del capítulo 4, en el capítulo 5 se define y cuantifica el concepto de elasticidad de la huella de carbono de los alimentos de origen animal para España. Finalmente, en el capítulo 6 se presentan las principales conclusiones obtenidas a través de la disertación.

1.6 Contribuciones

Forero-Cantor, G., Ribal J., Sanjuán, N. (2020) Levying carbon footprint taxes on animal-sourced foods. A case Study in Spain. *Journal of Cleaner production*, 243, 1-15.

Forero-Cantor, G., Ribal J., Sanjuán, N. (2020) Measuring regional differences in food security from access and stability dimensions: A methodological proposal based on elasticities. *Agricultural Economics- Czech*, 3, 112-119.

1.7 Otras contribuciones relevantes

Forero-Cantor, G., Ribal J., Sanjuán N., Sabán de la Portilla, C. (2018). Calculating CFP elasticities. A case study for meat consumption in Spain. Presentación en 23rd SETAC Europe LCA case study symposium.

Forero-Cantor, G., Ribal J., Sanjuán, N., Clemente, G. (2017). ¿Es saludable para el medioambiente el consumo de frutas y verduras? Presentación en 7th international conference on Life Cycle assessment in Latin America – CILCA.

Forero-Cantor, G., Ribal J. (2016). Seguridad Alimentaria en España: estimación a partir de la dimensión de estabilidad en el consumo. Presentación en

XXIV jornadas ASEPUMA y XII encuentro internacional de profesores universitarios de matemáticas para la economía y la empresa.

**CAPÍTULO 2. DIFERENCIAS REGIONALES EN
SEGURIDAD ALIMENTARIA DESDE LAS
DIMENSIONES DEL ACCESO Y LA ESTABILIDAD EN
EL CONSUMO: UNA PROPUESTA METODOLÓGICA
BASADA EN ELASTICIDADES**

2.1 Una nueva medida de Seguridad Alimentaria

El acceso a los alimentos y la estabilidad en su consumo son importantes, no solamente en términos de cantidad sino también en cuanto a su calidad nutricional, que incluye no solo macronutrientes como las grasas, proteínas y carbohidratos, sino también micronutrientes como las vitaminas y los minerales (McDermott et al., 2015).

Aunque la definición de una dieta óptima es todavía un tema de amplio debate, hay un consenso en cuanto a que la ingesta de proteína en cantidades óptimas es esencial para una buena salud y un estado nutricional apropiados (Babu et al., 2017; FAO, 2017). Las fuentes de proteína pueden ser de origen vegetal y animal, siendo las últimas de un mayor valor nutricional (Day, 2016). En concreto, fuentes de proteína tales como los huevos, leche, carnes y pescados tienen una calidad biológica y proteica superior si se compara con la obtenida con proteínas obtenidas a partir de los vegetales (Ariño et al., 2013).

En los últimos años y debido a la crisis económica global, la seguridad alimentaria desde las dimensiones de acceso y estabilidad en el consumo de alimentos se ha visto afectada en una gran cantidad de países, independientemente de si estos son desarrollados o no. La dimensión del acceso, está relacionada con una situación en la cual las personas tienen muy pocos recursos económicos para obtener los alimentos necesarios para una nutrición apropiada; mientras que la dimensión de la estabilidad tiene que ver con una situación en la cual las personas no deberían correr ningún tipo de riesgo de encontrarse en una situación en la cual no puedan acceder a los alimentos como resultado de una crisis repentina que puede ser económica o climática (Kang, 2015) o ante la presencia de algún tipo de evento cíclico.

Uno de los principales factores que pueden afectar la SA es la variación en los precios de los alimentos (Knefsey et al., 2013). Es así como un incremento de los precios, puede llegar a causar choques que directamente reduzcan el ingreso real de

las familias, afectando no solamente la cantidad de alimentos que estas pueden adquirir (Emery et al., 2012; Naylor y Falcon, 2010) sino también alterando de manera forzosa sus patrones de consumo y la capacidad de selección de los alimentos que desea consumir (García-Guzmán et al., 2018).

Los cambios en los precios mundiales de los alimentos en los últimos años han sido explicados principalmente por factores como el rápido crecimiento de los biocombustibles, condiciones climáticas adversas, especulación con algunos alimentos en el mercado o la aplicación de algunas políticas restrictivas de comercio (Singh, 2009). En otros casos, los cambios en los precios de los alimentos van acompañados por diferencias de comportamiento en el consumidor, pues en algunos casos algunos individuos sustituyen alimentos saludables por otros sin las adecuadas calidades nutricionales (Zhang et al., 2013).

Se han propuesto diferentes herramientas económicas para describir la relación que en general tienen el ingreso, los precios y las cantidades demandas de un bien o servicio, siendo la elasticidad una de estas (Nicholson and Snyder, 2009). La medición de diferentes elasticidades relacionadas con los alimentos puede ser el punto de partida en el proceso de formulación de políticas que tengan como objetivo contrarrestar la inseguridad alimentaria, ya que estas permiten determinar la sensibilidad que el consumidor tiene ante cambios en sus ingresos y/o en los precios de los alimentos (Andreyeva et al., 2010).

Adicionalmente, con la estimación de las elasticidades relacionadas con los precios y el ingreso es posible evaluar los efectos distributivos causados por cambios en los precios (Lundberg y Lundberg, 2012) y hacer comparaciones entre regiones ricas y pobres (Green et al., 2013).

Otra de las ventajas que tienen las elasticidades es la flexibilidad al momento de su medición, ya que es posible encontrar elasticidades que relacionen múltiples tipos de variables que pueden ser nutricionales, medioambientales o agrícolas (Herforth y Ahmed, 2015).

Un aspecto a tener en cuenta cuando se tratan de implementar estrategias con el propósito de contrarrestar los impactos negativos sobre la SA causados por cambios en los precios, es el de identificar de manera anticipada qué regiones o poblaciones son las más vulnerables a estos cambios, para de esta manera poder proponer mecanismos de prevención (Barrett, 2002), independientemente de si la población afectada presenta niveles de ingreso altos o bajos.

Aunque la estimación de las elasticidades permite múltiples interpretaciones, aún hay muchos resultados que se pueden extraer de estas y que todavía no han sido explorados. En este sentido, y ante la necesidad de encontrar nuevas metodologías para medir la SA, se propone un método de estimación de la SA que va más allá de simplemente calcular e interpretar las elasticidades. La metodología propuesta, plantea la construcción de un indicador de seguridad alimentaria *ex ante*, calculado a partir de elasticidades relacionadas con el precio y con el gasto. Este indicador permite encontrar diferencias regionales en términos de SA, independientemente de si las regiones analizadas tienen características distintas en términos de variables socioeconómicas como la riqueza, el nivel educativo o el nivel de ingresos de cada región. Adicionalmente, es posible evaluar diferencias en SA por tipo de alimento, entre regiones o para todas las regiones en su conjunto.

Para probar la metodología, como caso de estudio se aplicó a las 17 Comunidades Autónomas (CCAA, NUTS2¹) de España, utilizando como información los precios de nueve alimentos que se consideran fuente de proteína animal (derivados lácteos, huevos, leche líquida, pescado, pollo, pavo, vacuno,

¹ Nomenclatura de Unidades Territoriales para Estadísticas por Comunidad Autónoma y ciudades. En inglés "Nomenclature of Territorial Units for Statistics". El número "2" en este caso hace referencia a la nomenclatura de la Comunidad Autónoma o la ciudad.

cerdo) y el gasto que para cada uno de estos productos se hace en cada Comunidad Autónoma.

2.2 Fuentes de información

Para la implementación de la metodología se utilizaron datos detallados de carácter trimestral para las compras de alimentos en las 17 comunidades autónomas de España durante el período comprendido entre el primer cuatrimestre de 2004 y el segundo cuatrimestre de 2015 que fueron tomadas del *Panel de Consumo Alimentario en España*, elaborado por el Instituto Nacional de Estadística (INE). Estos datos incluyen información por sitio de compra para un total de 27 grupos alimentarios y cada grupo, a su vez, comprende un conjunto preestablecido de alimentos. El panel ofrece información sobre el volumen total de compra de alimentos, el gasto total, el precio promedio, gasto per cápita y volumen per cápita.

Para el análisis específico desarrollado, se consideraron 9 grupos de alimentos de origen animal ricos en proteínas: derivados lácteos, huevos, leche líquida, pescado, pollo, pavo, cordero, vacuno y cerdo. Los productos cárnicos pueden ser frescos, congelados o procesados. El grupo de pescados incluye 46 productos, clasificados como congelados, frescos o ahumados. El grupo de derivados lácteos comprende 32 alimentos que incluyen diferentes tipos de quesos, yogur, mantequilla y helados. Para el grupo de los huevos se utilizaron solamente los huevos de gallina, ya que representan más del 99% del total consumido. El grupo de la leche líquida incluye solamente leche de vaca (entera, desnatada, semidesnatada).

2.3 Metodología implementada

La metodología propuesta está dividida en dos etapas. En la primera de ellas, los datos de volumen consumido y gasto total en cada uno de los grupos alimentarios se utiliza para estimar diferentes tipos de elasticidades (propio-precio, precio-cruzada y de gasto) para cada una de las CCAA, utilizando para esto un modelo que se denomina *sistema cuasi ideal de demanda*, que en inglés se conoce como *Almost*

Ideal Demand System, o *AIDS model*. A partir de los resultados de esta primera etapa, se construye el indicador de SA planteado.

2.3.1 Sistema cuasi ideal de demanda

En general, los modelos de demanda permiten identificar algunas características del mercado relacionadas con los precios y la cantidad específica consumida de un bien para describir el comportamiento del consumidor, algo que puede ser útil para la formulación de estrategias de política pública o privada, dependiendo del área de interés por parte de quien esté realizando el análisis.

El AIDS es uno de los modelos demanda comúnmente utilizados en el análisis económico; este fue propuesto por Deaton y Muellbauer (1980) como una herramienta útil para estimar elasticidades de gasto, propio-precio y precio-cruzadas. En general, el AIDS es usualmente especificado como:

$$w_i = \alpha_i + \sum_j \gamma_{ij} \ln p_j + \beta_i \ln \left(\frac{x}{P} \right) \quad (1)$$

Donde w_i es la fracción de gasto para el i -ésimo bien con respecto al gasto total en el conjunto de alimentos consumidos, p_j denota los precios de los bienes, x es el gasto total y P es un índice de precios translogarítmico definido por:

$$\ln(P) = \alpha_0 + \sum_j \alpha_j \ln p_j + \frac{1}{2} \sum_j \sum_i \ln P_i \ln P_j \quad (2)$$

En la ecuación (1) el intercepto α_i son los efectos individuales, β_i son las elasticidades de gasto y γ_{ij} son las elasticidades propio-precio y precio cruzadas.

El AIDS es considerado como una buena aproximación de primer orden para una relación general sobre W_i , $\ln(x)$ y $\ln(P_j)$; la cual satisface las propiedades de aditividad, simetría y homogeneidad de la teoría de la demanda.

En este sentido, la simetría establece que $\gamma_{ij} = \gamma_{ji} \forall i \neq j$, la homogeneidad implica que $\sum_{i=1}^n \gamma_{ij} = 0$, y la aditividad se cumple si $\sum_{i=1}^n \alpha_i = 1, \sum_{i=1}^n \beta_i = 0$; (Benda y Hanova, 2016).

Debido a las dificultades empíricas para la estimación de P utilizando la ecuación (2) (Green y Alston, 1990) este valor puede ser reemplazado por el índice de precios de Stone para obtener así un Sistema Cuasi Ideal de Demanda Lineal (LAIDS por sus siglas en inglés).

El índice de precios de Stone viene dado por:

$$\ln(P) = \sum_{i=1}^n w_i \ln(p_i) \quad (3)$$

Aunque este nuevo índice no es invariante a cambios en las unidades de la medición de los precios, este problema puede ser resuelto utilizando el índice de precios de Paasche o su análogo log-lineal del índice de precios de Laspeyres (Moschini, 1995), que se define como:

$$\ln(P^S) = \sum_{i=1}^n w_i \ln\left(\frac{P_i}{P_i^0}\right) \quad (4)$$

Donde en este caso el superíndice 0 para P_i define el período base de la estimación. Para la estimación de las elasticidades, se utilizó el paquete micEconAids de R (Henningsen, 2015).

Para los resultados obtenidos del modelo AIDS, es importante resaltar que la elasticidad precio-cruzada es una medida del cambio porcentual en la demanda por un bien generada por un cambio porcentual en el precio de otro bien. La elasticidad

precio-cruzada del AIDS permite establecer si un bien es sustituto o complementario. Si su signo es negativo, el incremento del precio de un bien lleva a la caída en la demanda del otro, y los bienes serán complementarios. De otro lado, si el signo es positivo, un incremento en el precio de un bien lleva a un aumento en la demanda por el otro y los bienes serán considerados como sustitutos.

De otra parte, la elasticidad propio-precio es una medida del cambio porcentual en la demanda de un bien debida al cambio porcentual en el precio de este. La denominada *ley de la demanda* establece que cuando el precio de un bien se incrementa, en la mayoría de los casos la demanda por este se reduce, implicando esto que el signo de la elasticidad será negativo. Sin embargo, es importante analizar las diferencias en magnitud de las elasticidades propio-precio ya que estas permiten establecer la sensibilidad del consumo frente a cambios en el precio.

Ante esto, si el valor de la elasticidad es mayor que 1, el bien tendrá una demanda elástica (alta sensibilidad) y si está entre 0 y 1, la demanda será inelástica (baja sensibilidad). Dicho de otra forma, si un bien tiene demanda elástica significa que el porcentaje en que reacciona la cantidad demandada ante cambios en el precio será mucho mayor que el porcentaje en que cambia el precio; mientras que, si el bien tiene una demanda inelástica la reacción en términos porcentuales de la cantidad demandada ante cambios en el precio, será menor que el porcentaje en que cambia este.

Finalmente, la elasticidad de gasto (ingreso) permite detectar cómo un cambio en el gasto (ingreso) afecta la cantidad demandada de un bien. El signo y la magnitud en este caso también son importantes, ya que esto permite que el bien sea clasificado en diferentes categorías: (1) si el valor está entre 0 y 1, el bien será considerado como necesario; (2) si el valor es menor que 0, el bien será considerado un bien inferior y (3) si el valor está por encima de 1, el bien será considerado como un lujo (Hubbard y O'Brien, 2013).

2.3.2 Índice de inseguridad alimentaria

Hay tres aspectos inherentes a las elasticidades que pueden servir como base para construir un instrumento de medida de la inseguridad alimentaria. Primero, el hecho de que si al analizar la elasticidad precio-cruzada de un bien o conjunto de bienes, estos son clasificados como complementarios, esto implicaría que el incremento en el precio de un bien puede resultar en una caída en la cantidad demandada ya sea de uno o más bienes. En el caso de que los bienes fuesen alimentos, esto podría ser considerado riesgoso para la seguridad alimentaria, ya que incrementos en los precios de los alimentos podrían reducir su consumo. En segundo lugar, si un bien tiene una elasticidad propio-precio en el intervalo $(-1,0)$, es decir, el bien tiene una demanda inelástica, esto implica que habrá menos disponibilidad de sustitutos cercanos, por lo que en este caso si hay un incremento en el precio de algún(os) alimento(s) los consumidores tendrán pocos alimentos alternativos para sustituir su consumo y es probable que tengan que dedicar una mayor proporción de su ingreso a consumir dicho alimento, por lo que se reducirán las oportunidades de consumo de otros alimentos. Finalmente, si la elasticidad de gasto (ingreso) para un determinado alimento o conjunto de alimentos es alta (>1) , ante la eventualidad de una reducción en el ingreso, la cantidad consumida de este alimento se reducirá mucho más que si el alimento se comportara como un bien normal o inferior². Es decir, habría riesgo de consumir menor cantidad de este alimento ante reducciones en el ingreso del consumidor.

Teniendo en cuenta estos tres aspectos y los resultados obtenidos de los tres tipos de elasticidades (propio-precio, precio-cruzada, gasto) es posible construir un

² A partir los conceptos microeconómicos del lema de Shepard, identidad de Roy la y ecuación de Slutsky se puede deducir que el ingreso es equivalente al gasto en el modelo del consumidor (Nechyba, 2010)

índice de inseguridad alimentaria (IIA) para las dimensiones de acceso y estabilidad en el consumo. Este índice permite determinar de manera anticipada el riesgo de estar en una situación de inseguridad alimentaria cuando se afronten incrementos repentinos en el precio de uno o más alimentos y/o una reducción en el ingreso de los consumidores.

El IIA es un índice compuesto que contiene tres componentes relacionados: el índice precio cruzado de inseguridad alimentaria, el índice propio-precio de inseguridad alimentaria y el índice de inseguridad alimentaria por gasto. El IIA, permite construir escalas de inseguridad alimentaria por regiones, por alimentos únicamente o por alimentos para las regiones.

El primer componente del IIA es el índice precio-cruzado de inseguridad alimentaria (*IPCIA*) para el alimento *i* en *k* regiones:

$$IPCIA_i = \frac{EPCC_i}{TEPC_i} \quad (5)$$

En donde:

TEPC_i está basado en las elasticidades precio-cruzado estimadas. Este se define como el número total de posibles elasticidades precio-cruzado que se pueden obtener para el alimento *i* en las *k* regiones seleccionadas.

EPCC_i está basado en las elasticidades precio-cruzado. Este se define como el número de elasticidades precio-cruzado que se obtienen para el alimento *i* en las *k* regiones seleccionadas y que tienen signo negativo, es decir, el número de alimentos que se comportan como bienes complementarios con el alimento *i*.

IPCIA_i es el índice precio-cruzado de seguridad alimentaria para el alimento *i* en *k* regiones. Se define como el cociente entre *EPCC_i* y *TEPC_i*.

El resultado del *IPCIA_i* se expresa como un número contenido en el intervalo [0,1], siendo 0 el valor asignado al nivel más bajo de inseguridad alimentaria para este componente y 1 el valor más alto. Un valor de 1 implica que todos los alimentos

relacionados con el alimento i son complementarios. Así, cuando hay un aumento en los precios del alimento i , habrá una eventual reducción en la cantidad consumida de los otros alimentos relacionados con este, lo cual implicaría un alto riesgo del consumidor para acceder a estos alimentos de manera estable. De otra parte, si el valor fuese igual a 0, esto significaría que no hay complementariedades entre los bienes y así ante incrementos repentinos en el precio del bien i no habría una reducción en el consumo de los otros alimentos relacionados y, por ende, habría un bajo riesgo de no tener acceso estable a estos alimentos.

El segundo componente del *IIA* es el índice propio-precio de inseguridad alimentaria ($IPPIA_i$) para el alimento i en k regiones:

$$IPPIA_i = \frac{EPPI_i}{TEPP_i} \quad (6)$$

Donde:

$TEPP_i$ está basado en las elasticidades propio-precio obtenidas. Este es igual al número total de elasticidades propio-precio estimadas para el alimento i en las k regiones analizadas.

$EPPI_i$ está basado en las elasticidades propio-precio obtenidas. Este se define como el número de elasticidades propio-precio obtenidas que tienen un comportamiento inelástico para el alimento i en las k regiones analizadas; es decir que sus valores están en el intervalo $(-1,0)$.

El $IPPIA_i$ es el índice propio precio de inseguridad alimentaria para el alimento i en las k regiones analizadas. Este se define como la proporción entre $EPPI_i$ y $TEPP_i$.

El tercer componente del *IIA* es el índice de inseguridad alimentaria por gasto para el alimento i en k regiones analizadas ($IIAG_i$):

$$IIAG_i = \frac{EGL_i}{TEG_i} \quad (7)$$

En donde:

TEG_i está basado en las elasticidades de gasto estimadas. Este valor se define como el número total de elasticidades de gasto estimadas para el alimento i en las k regiones seleccionadas. Por ejemplo, si se analizan 3 regiones para el alimento i , el total de las elasticidades de gasto posibles para este alimento será igual a 3.

EGL_i está basado en las elasticidades de gasto obtenidas. Este valor se define como el número total de elasticidades de gasto para el alimento i en las k regiones seleccionadas que tienen un valor mayor que 1; es decir, en este caso el alimento i se comporta como un bien de lujo. Para el ejemplo de las 3 regiones y el alimento i mencionado anteriormente, si en 2 de las 3 regiones la elasticidad de gasto obtenida es mayor que 1 esto significa que el EGL_i sería igual a 2.

El índice de inseguridad alimentaria por gasto para el alimento i en k regiones analizadas ($IIAG_i$) es el cociente entre EGL_i y TEG_i . El resultado para el $IIAG_i$ es expresado como un número en el intervalo $[0,1]$, indicando 0 el nivel más bajo de inseguridad alimentaria para este componente y 1 el mayor. Un valor de 1 implica que el alimento i se comporta como un bien de lujo en las k regiones; así, en el evento en que el ingreso del consumidor se reduzca, el consumo del alimento i se reducirá más que el ingreso, lo cual implica un alto riesgo de estabilidad en su consumo. Si el valor del $IIAG_i$ es igual 0, implica que en las regiones analizadas el bien está clasificado como necesario y a pesar de una reducción en el ingreso del consumidor la proporción de la caída en el consumo de este alimento en las k regiones será menor que la caída en el ingreso. Esto significa que habría un riesgo bajo de no poder acceder al alimento de manera estable.

Con los tres índices anteriormente calculados, se puede obtener finalmente el índice de inseguridad alimentaria para el alimento i en las k regiones seleccionadas IIA_i , como la media ponderada de los tres índices individuales:

$$IIA_i = \delta IPCIA_i + \beta IPPIA_i + \alpha IIAG_i \quad (8)$$

Donde δ , α y β son las ponderaciones para cada componente.

Aunque existe cierto grado de subjetividad en la selección del valor que debe llevar cada una de las ponderaciones, estos pueden ser establecidos por quien utilice el indicador, según la importancia que este le dé a cada uno de los componentes del IIA_i . Para el caso de este trabajo se ha dado una ponderación similar a cada uno de los tres componentes. Esto significa que la inseguridad por complementariedad, sustituibilidad o cambios en el gasto (ingreso) tienen la misma importancia para el análisis. Sin embargo, dependiendo del punto de vista de quien utilice el indicador estas se pueden ver alteradas; por ejemplo, si se considera que los cambios en el gasto(ingreso) son los más importantes para evaluar la inseguridad, se daría un mayor peso a la ponderación α utilizada.

El rango del IIA estará en el intervalo $[0,1]$, siendo 1 el máximo nivel de inseguridad alimentaria y 0 el mínimo. Si hay $i=1\dots,n$ alimentos en k regiones, podremos estimar $k(n+1)n$ elasticidades, de las cuales $k(n-1)n$ elasticidades serán precio-cruzado, y el número kn de elasticidades propio precio y de gasto será el mismo.

2.4 Resultados

Utilizando los datos y haciendo uso de herramientas de programación y del paquete micEconAids en el lenguaje R se obtuvieron los resultados de las elasticidades relacionadas con el precio y con el gasto; luego, a partir de estos se estimaron los valores para el IIA .

2.4.1 Elasticidades

La tabla 5 muestra las elasticidades de gasto y de precio para los 9 grupos de alimentos seleccionados en las 17 CCAA en España. La última columna de la tabla muestra las elasticidades de gasto, mientras que el resto corresponde a las elasticidades precio-cruzado. Como puede observarse, los resultados exhiben un alto

grado de heterogeneidad entre las regiones, siendo difícil encontrar un patrón común para los resultados de todos los alimentos y regiones.

En particular, cuando se analizan las elasticidades propio precio, el 50.3% de los resultados muestran demandas elásticas con signo negativo. Por ejemplo, los derivados lácteos tienen una demanda elástica en Cataluña y Galicia, es decir, en el marco de un primer análisis desarrollado de manera sencilla, se podría afirmar que en estas dos regiones ante eventuales incremento en el precio de estos productos, no habría demasiado riesgo de inseguridad alimentaria ya que estos podrían ser sustituidos por otros. No es el caso de Extremadura y la Rioja, donde sucede lo contrario, puesto que los valores muestran que la demanda es inelástica y habría menos posibilidades de sustituir los derivados lácteos por otros alimentos ante incrementos en su precio.

De otra parte, al analizar las elasticidades precio-cruzado, se encuentra que el 59% de las relaciones encontradas en los resultados son de complementariedad y el 41% restante es de sustituibilidad. Por ejemplo, el pollo es un sustituto de los derivados lácteos y los huevos en Canarias; mientras que al analizar el pollo en Cantabria se encuentra que este es complementario con esos mismos productos.

Tabla 5. Elasticidades propio-precio, precio-cruzado y de gasto para nueve grupos alimentarios en 17 Comunidades Autónomas en España (primer trimestre-2005, segundo trimestre-2015)

Región	Producto	Elasticidad precio									Elasticidad de Gasto	Tipo de bien
		Derivados lácteos	Huevos	Leche líquida	Pescado	Pollo	Pavo	Vacuno	Cordero	Cerdo		
Andalucía	Derivados lácteos	-1,8895	0,2134	0,3834	0,8175	0,2955	-0,0314	-0,0429	-0,0047	0,0698	0,1891	Necesario
	Huevos	1,4637	-0,0973	-0,8281	-1,4201	0,0265	0,1613	-0,3373	0,0124	0,9445	0,0744	Necesario
	Leche líquida	0,8629	-0,2778	-0,3278	-0,6762	-0,3068	-0,1316	0,0402	-0,0212	0,6616	0,1768	Necesario
	Pescado	0,4036	-0,1521	-0,2408	-1,3078	0,0327	0,1412	0,0511	-0,0182	0,2891	0,8012	Necesario
	Pollo	0,5520	-0,0069	-0,3316	0,1573	-0,5300	-0,0040	-0,1134	-0,0640	-0,3018	0,6425	Necesario
	Pavo	-0,9166	0,4614	-1,3489	4,4885	-0,1188	-0,9306	-0,2741	0,6576	-3,6027	1,5842	Lujo
	Vacuno	-0,3116	-0,2099	-0,0031	0,2335	-0,2275	-0,0432	0,3698	0,0199	-0,8553	1,0275	Lujo
	Cordero	-0,3812	-0,0276	-0,2629	-0,6945	-0,4850	0,3887	0,0220	0,3215	-0,8307	1,9498	Lujo
	Cerdo	-0,3151	0,0409	0,0432	-0,0787	-0,2291	-0,1250	-0,2194	-0,0497	-1,2471	2,1800	Lujo
Aragón	Derivados lácteos	-0,6231	0,0859	0,0415	-0,5085	0,3409	-0,1714	0,6186	-0,1156	0,1258	0,2058	Necesario
	Huevos	0,4933	-0,0620	-0,1619	0,7720	-0,4257	0,0124	-0,8673	-0,4623	0,3073	0,3942	Necesario
	Leche líquida	0,0293	-0,0540	-0,1408	0,2617	-0,5951	0,0546	0,0524	-0,0752	-0,0892	0,5564	Necesario
	Pescado	-0,3718	0,0460	0,0276	0,2076	-0,2379	-0,0221	-0,0398	0,0225	-0,7346	1,1024	Lujo
	Pollo	0,4795	-0,1313	-0,5641	-0,7747	0,0953	0,2099	-0,5254	-0,3733	0,6686	0,9155	Necesario
	Pavo	-2,1029	0,0067	0,2928	-0,5319	1,4088	-0,2940	-0,4520	-0,8538	1,3911	1,1353	Lujo
	Vacuno	1,1123	-0,2860	0,0364	-0,0698	-0,5882	-0,0716	-1,3219	0,1364	0,2586	0,7938	Necesario
	Cordero	-0,4514	-0,1833	-0,1724	-0,1137	-0,5076	-0,1541	0,0653	-0,7762	0,4708	1,8226	Lujo
	Cerdo	-0,0895	0,0065	-0,0867	-0,9286	0,1864	0,0656	0,0347	0,1675	-0,7223	1,3664	Lujo
Asturias	Derivados lácteos	-0,8705	0,0939	0,5516	0,0879	0,0076	0,0158	0,0293	0,1043	0,0558	-0,0758	Inferior
	Huevos	0,5111	0,1508	-0,4564	0,4562	0,1639	-0,2781	-0,4512	-0,7542	-0,0075	0,6654	Necesario
	Leche líquida	1,0739	-0,1384	-0,6509	0,2245	-0,1214	-0,0733	-0,2502	-0,2711	-0,2724	0,4794	Necesario
	Pescado	-0,1309	0,0294	0,0177	-0,4713	0,0471	0,0160	-0,0143	0,0252	-0,5338	1,0150	Lujo
	Pollo	-0,1171	0,0613	-0,1713	0,2961	-0,6584	0,1471	-0,9647	0,0440	0,6094	0,7536	Necesario
	Pavo	0,3635	-1,1644	-0,9813	0,9787	1,6200	-0,2669	-2,8958	1,2307	0,6783	0,4374	Necesario
	Vacuno	-0,2471	-0,1186	-0,2594	-0,2286	-0,5774	-0,1506	1,1961	-0,5490	-0,7348	1,6694	Lujo
	Cordero	0,2784	-0,8847	-1,1426	-0,2288	-0,0122	0,3072	-3,0453	0,8417	0,9645	2,9217	Lujo
	Cerdo	-0,2238	-0,0218	-0,1748	-0,8383	0,1202	0,0110	-0,3611	0,1252	-0,1599	1,5234	Lujo
Baleares	Derivados lácteos	-1,6355	0,0083	0,1839	0,0965	0,2530	-0,0740	0,2388	0,3027	-0,1101	0,7364	Necesario

CAPÍTULO 2. DIFERENCIAS REGIONALES EN SEGURIDAD ALIMENTARIA DESDE LAS DIMENSIONES DEL ACCESO Y LA ESTABILIDAD EN EL CONSUMO: UNA PROPUESTA METODOLÓGICA BASADA EN ELASTICIDADES

Región	Producto	Elasticidad precio									Elasticidad de Gasto	Tipo de bien
		Derivados lácteos	Huevos	Leche líquida	Pescado	Pollo	Pavo	Vacuno	Cordero	Cerdo		
	Huevos	0,0827	0,2790	-0,8018	0,0441	-0,3673	0,3466	0,3479	-0,1672	-0,4677	0,7038	Necesario
	Leche líquida	0,5676	-0,2538	-0,2042	-0,4780	-0,0548	-0,2077	-0,0510	0,1411	-0,0459	0,5869	Necesario
	Pescado	0,0474	-0,0012	-0,1874	-0,5381	-0,1014	0,0652	0,0434	-0,1164	-0,1464	0,9347	Necesario
	Pollo	0,5063	-0,1079	-0,0898	-0,3004	-0,6809	-0,0801	0,0234	-0,1252	-0,2936	1,1482	Lujo
	Pavo	-2,6458	1,0798	-2,2878	1,5634	-1,1486	-0,3859	0,7285	0,1454	0,2276	2,7234	Lujo
	Vacuno	0,7595	0,1225	-0,0768	0,1723	0,0634	0,0955	-1,0115	-0,1398	-0,8132	0,8282	Necesario
	Cordero	2,5953	-0,1381	0,4279	-0,8082	-0,3384	0,0599	-0,3050	-1,5064	-0,1928	0,2057	Necesario
	Cerdo	-0,3082	-0,0766	-0,0949	-0,3107	-0,1710	0,0172	-0,3148	-0,0635	-0,2430	1,5654	Lujo
	Derivados lácteos	-1,2387	0,1057	0,3102	0,0028	-0,0316	-0,1350	0,3670	0,1420	-0,1323	0,6100	Necesario
	Huevos	0,9178	0,1841	-0,3736	-0,3069	-0,0245	0,0687	-0,9193	0,0297	-0,3005	0,7245	Necesario
	Leche líquida	1,0262	-0,1274	-0,8758	0,1060	-0,2888	0,0416	-0,2662	0,0502	-0,1757	0,5098	Necesario
Canarias	Pescado	-0,0530	-0,0412	0,0111	-0,4558	0,0125	0,0560	-0,2307	-0,0546	0,8141	Necesario	
	Pollo	-0,4005	-0,0371	-0,5342	-0,1092	0,0303	0,0321	-0,6762	-0,3289	0,5345	1,4891	Lujo
	Pavo	-4,1702	0,1762	0,2370	1,1095	0,1524	-1,1936	1,2386	-0,1336	0,5981	1,9855	Lujo
	Vacuno	0,9196	-0,3251	-0,3147	-0,7306	-0,3937	0,1396	-1,0841	0,0253	0,4825	1,2813	Lujo
	Cordero	5,2924	0,1167	0,5494	-1,9002	-2,4702	-0,1719	0,3428	0,3476	-3,1385	1,0320	Lujo
	Cerdo	-0,4802	-0,0756	-0,1761	-0,2870	0,1339	0,0319	0,1810	-0,1174	-0,9091	1,6985	Lujo
	Derivados lácteos	-0,9176	0,0181	0,3535	0,5712	0,2603	-0,0347	0,3618	-0,3529	-0,1719	-0,0878	Inferior
	Huevos	0,0364	0,0042	-0,2877	-0,2290	0,8817	-0,0868	0,1323	-0,2916	-0,4868	0,3274	Necesario
Leche líquida	0,6121	-0,1047	-0,3781	-0,6520	-0,1972	0,1402	-0,6937	-0,0530	0,8884	0,4379	Necesario	
Cantabria	Pescado	0,0629	-0,0491	-0,2380	-1,4882	-0,1348	0,0264	-0,3504	0,0771	0,7451	1,3490	Lujo
	Pollo	0,3684	0,3251	-0,2863	-0,5652	-0,5455	0,0840	-0,2199	-0,0958	-0,3142	1,2493	Lujo
	Pavo	-0,7486	-0,3273	1,6046	1,6165	0,9262	-2,4718	2,3716	-1,2020	-1,6234	-0,1457	Inferior
	Vacuno	0,1927	-0,0030	-0,5013	-0,8669	-0,1326	0,1182	-1,6310	-0,0452	1,4178	1,4512	Lujo
	Cordero	-3,2255	-0,4809	-0,3820	0,8595	-0,4368	-0,4593	-0,4452	0,7306	1,2924	2,5472	Lujo
	Cerdo	-0,3200	-0,0895	0,2932	1,2131	-0,1004	-0,0662	0,9556	0,1518	-3,1637	1,1262	Lujo
	Derivados lácteos	-1,3500	0,1093	0,2775	-0,3859	0,3231	-0,0294	0,6799	-0,1373	0,1892	0,3237	Necesario
	Huevos	0,6171	0,1795	-0,3142	-0,4457	-0,1144	0,3331	-0,5431	-0,0236	0,2446	0,0667	Necesario
Castilla la Mancha	Leche líquida	0,4620	-0,0926	-0,3735	-0,0607	-0,0904	-0,0901	0,3064	0,2085	-0,3706	0,1011	Necesario
	Pescado	-0,3397	-0,0762	-0,1364	0,3152	-0,3915	0,0598	-0,2487	-0,2561	-0,3250	1,3988	Lujo
	Pollo	0,4951	-0,0534	-0,1533	-1,1589	-0,0428	0,2614	-0,1593	-0,2627	0,3695	0,7044	Necesario

INCORPORACIÓN DE CONSIDERACIONES DE ESTABILIDAD Y SOSTENIBILIDAD AMBIENTAL EN LA SEGURIDAD ALIMENTARIA. EL CASO DE ESPAÑA

Región	Producto	Elasticidad precio									Elasticidad de Gasto	Tipo de bien
		Derivados lácteos	Huevos	Leche líquida	Pescado	Pollo	Pavo	Vacuno	Cordero	Cerdo		
Castilla y León	Pavo	-0,7859	1,2787	-1,3488	2,5321	3,1702	-1,5200	-0,2060	-0,5816	-4,0580	1,5193	Lujo
	Vacuno	1,4942	-0,2532	0,3907	-0,9895	-0,2219	-0,0176	-0,7037	-0,2564	-0,2284	0,7858	Necesario
	Cordero	-0,4491	-0,0267	0,3630	-1,3424	-0,4562	-0,0772	-0,3244	0,6620	1,0802	0,5708	Necesario
	Cerdo	-0,0685	-0,0140	-0,2593	-0,4000	0,0485	-0,1045	-0,1001	0,1484	-0,7920	1,5415	Lujo
	Derivados lácteos	-1,1784	0,2521	0,2717	-0,2781	0,0619	-0,2538	1,0681	0,2038	-0,0836	-0,0637	Inferior
	Huevos	1,2259	-0,1099	-0,3040	-0,1761	-0,2743	0,1242	-0,6200	-0,1763	-0,1297	0,4402	Necesario
	Leche líquida	0,3438	-0,0825	0,0177	0,2400	-0,4577	-0,0675	-0,1177	-0,0030	-0,1883	0,3152	Necesario
	Pescado	-0,2549	-0,0291	0,0072	0,2618	-0,4005	0,0108	-0,2256	0,0147	-0,4233	1,0390	Lujo
	Pollo	0,0274	-0,1079	-0,6375	-1,7083	0,5750	0,2835	0,6765	-0,1839	0,4125	0,6627	Necesario
	Pavo	-4,4882	0,4099	-0,8519	0,5086	2,5504	-0,5605	4,4823	-0,9944	-1,8716	0,8153	Necesario
	Vacuno	1,0354	-0,1663	-0,1987	-0,7613	0,3529	0,2948	-2,9298	-0,5445	1,4022	1,5152	Lujo
	Cordero	0,2786	-0,1241	-0,1426	-0,1644	-0,3279	-0,1559	-1,2526	-0,5833	0,5788	1,8933	Lujo
	Cerdo	-0,2404	-0,0395	-0,1726	-0,6724	0,0595	-0,0625	0,6454	0,1385	-1,1593	1,5034	Lujo
	Cataluña	Derivados lácteos	-1,5569	0,0439	0,6048	0,1912	0,0124	-0,1089	0,7182	0,6138	-0,7040	0,1857
Huevos		0,3145	0,0619	-0,1219	-0,1177	-0,3928	0,2112	-0,1454	-0,4340	0,2889	0,3354	Necesario
Leche líquida		1,5416	-0,0455	-0,6417	-0,3597	-0,2045	-0,0313	-0,3140	-0,5199	0,0609	0,5142	Necesario
Pescado		-0,0096	-0,0213	-0,1047	-0,4254	-0,0098	0,0648	-0,3383	-0,2467	0,1988	0,8923	Necesario
Pollo		-0,1386	-0,1338	-0,2183	-0,1146	-0,7303	0,0165	-0,0274	0,2082	-0,0141	1,1524	Lujo
Pavo		-2,1272	0,4292	-0,2856	1,6011	0,0729	0,1360	-0,4735	-0,1238	-1,0361	1,8070	Lujo
Vacuno		1,2505	-0,0602	-0,2938	-1,2940	-0,0384	-0,0516	-0,7510	-0,6523	0,5504	1,3405	Lujo
Cordero		2,6379	-0,2828	-0,9691	-2,0920	0,4051	-0,0296	-1,5020	-2,0825	2,5271	1,3878	Lujo
Cerdo		-0,7648	-0,0023	-0,0577	0,0220	-0,0424	-0,0428	0,1712	0,3860	-1,3233	1,6540	Lujo
Extremadura	Derivados lácteos	-0,6579	0,1473	0,2029	0,2702	0,0922	-0,0517	-0,1480	0,0958	-0,0897	0,1389	Necesario
	Huevos	0,8575	0,3915	0,1921	-1,8804	-0,2417	-0,0495	0,0448	-0,8149	1,1888	0,3117	Necesario
	Leche líquida	0,3070	0,0530	0,0194	-0,1176	-0,4602	-0,0827	-0,1799	-0,2367	0,3884	0,3092	Necesario
	Pescado	0,0159	-0,2364	-0,1318	-0,7220	0,1893	0,0809	-0,0505	-0,1722	-0,0587	1,0855	Lujo
	Pollo	0,1510	-0,1017	-0,6822	0,8053	-0,4978	0,1363	-0,0070	0,1538	-0,4806	0,5228	Necesario
	Pavo	-1,6915	-0,2636	-1,5896	3,9265	1,8245	-0,8451	1,4266	1,2791	-4,4794	0,4125	Necesario
	Vacuno	-0,7556	0,0206	-0,5206	-0,2292	-0,0277	0,1962	1,9788	-0,1506	-1,2315	0,7196	Necesario
	Cordero	0,4919	-0,8723	-0,9564	-1,5209	0,3900	0,2538	-0,2202	-1,7288	3,3701	0,7926	Necesario
	Cerdo	-0,3965	0,0776	-0,0327	-0,3026	-0,2447	-0,1011	-0,2355	0,3111	-1,1065	2,0309	Lujo

CAPÍTULO 2. DIFERENCIAS REGIONALES EN SEGURIDAD ALIMENTARIA DESDE LAS DIMENSIONES DEL ACCESO Y LA ESTABILIDAD EN EL CONSUMO: UNA PROPUESTA METODOLÓGICA BASADA EN ELASTICIDADES

Región	Producto	Elasticidad precio									Elasticidad de Gasto	Tipo de bien
		Derivados lácteos	Huevos	Leche líquida	Pescado	Pollo	Pavo	Vacuno	Cordero	Cerdo		
Galicia	Derivados lácteos	-1,0876	0,2375	0,4002	-0,5154	0,3224	-0,1302	0,6240	0,3159	-0,1358	-0,0311	Inferior
	Huevos	1,2778	-0,3746	-0,4773	0,2600	-0,4107	0,4791	-0,7271	-0,8042	0,4148	0,3622	Necesario
	Leche líquida	0,6719	-0,1565	-0,2771	0,2760	-0,2841	-0,0394	-0,3335	-0,1434	-0,1040	0,3900	Necesario
	Pescado	-0,4245	0,0011	0,0098	-0,4668	-0,0659	0,0166	-0,1835	-0,0746	0,0309	1,1569	Lujo
	Pollo	0,7509	-0,1895	-0,4020	-0,1365	0,1305	0,1581	-0,8326	0,0001	0,0560	0,4650	Necesario
	Pavo	-3,4360	2,1137	-0,5975	0,8753	1,5103	-1,1108	-0,2969	0,2474	-0,4314	1,1258	Lujo
	Vacuno	0,5886	-0,1758	-0,2770	-0,4428	-0,4306	-0,0141	-0,1465	-0,6962	0,5035	1,0909	Lujo
	Cordero	1,5181	-0,8565	-0,5676	-1,1151	-0,0828	0,0518	-3,3801	-0,2504	2,7950	1,8876	Lujo
	Cerdo	-0,3606	0,0131	-0,1504	-0,1455	-0,0609	-0,0155	0,2003	0,3369	-1,5833	1,7659	Lujo
La Rioja	Derivados lácteos	-0,5713	0,1767	-0,3141	-0,1643	-0,3305	0,0195	0,1068	0,1156	0,6850	0,2767	Necesario
	Huevos	0,9434	-0,2774	-0,3090	-0,0506	0,4946	0,1354	-0,2628	-0,5845	-0,2255	0,1365	Necesario
	Leche líquida	-0,5506	-0,1075	-0,0018	0,5854	0,1955	0,1016	-0,0624	-0,1020	-0,2763	0,2181	Necesario
	Pescado	-0,1566	-0,0229	0,1190	-0,8882	-0,0113	0,0071	0,2520	-0,1283	0,0355	0,7936	Necesario
	Pollo	-0,7032	0,1456	0,1318	-0,1094	-0,5561	-0,1611	0,3296	0,1554	-0,2687	1,0362	Lujo
	Pavo	0,0937	0,2740	0,5884	0,0457	-1,0632	-1,6545	0,5389	0,2094	-0,2474	1,2150	Lujo
	Vacuno	0,0415	-0,1130	-0,1388	0,7081	0,2887	0,0761	-4,1146	0,4891	1,5403	1,2227	Lujo
	Cordero	0,0587	-0,3332	-0,2826	-0,9698	0,1494	0,0369	0,6909	-1,0878	-0,1819	1,9196	Lujo
	Cerdo	0,2160	-0,0711	-0,2201	-0,2286	-0,1500	-0,0197	0,5341	-0,0351	-1,7762	1,7505	Lujo
Madrid	Derivados lácteos	-1,2372	0,0724	0,2918	-0,0558	0,1162	-0,3467	1,8127	0,3904	-1,2362	0,1926	Necesario
	Huevos	0,4158	0,0571	-0,2124	-0,3155	-0,4375	0,3787	-0,2371	-0,4660	0,2263	0,5906	Necesario
	Leche líquida	0,4853	-0,0601	-0,2177	0,5680	-0,4805	-0,0578	-0,7124	-0,1127	0,0046	0,5835	Necesario
	Pescado	-0,1430	-0,0333	0,1314	-0,2794	-0,2641	0,1351	-0,4906	0,0522	-0,0446	0,9362	Necesario
	Pollo	0,0903	-0,1424	-0,5474	-1,0309	0,6636	0,2754	0,0757	-0,7086	0,2282	1,0959	Lujo
	Pavo	-6,4052	0,9924	-0,6524	4,2874	2,4296	-0,2746	-0,1762	-0,7125	-1,3296	1,8411	Lujo
	Vacuno	2,3664	-0,0584	-0,5551	-1,2879	0,0622	-0,0062	-1,5890	-0,7153	0,8078	0,9753	Necesario
	Cordero	1,4584	-0,3565	-0,4029	0,0870	-1,7119	-0,1841	-2,4882	-0,9010	2,3195	2,1797	Lujo
	Cerdo	-1,0694	0,0002	-0,0817	-0,2519	0,0408	-0,0497	0,3369	0,3745	-0,9034	1,6037	Lujo
Murcia	Derivados lácteos	-1,0610	-0,0440	0,2545	0,0885	0,3639	0,0286	0,0233	-0,1857	-0,0286	0,5604	Necesario
	Huevos	-0,3452	0,2374	-0,2987	0,3094	-0,0542	-0,0076	0,0313	-0,2245	-0,1106	0,4627	Necesario
	Leche líquida	0,5908	-0,0732	-0,0918	-0,2826	-0,6732	-0,1707	-0,0998	0,2413	0,2446	0,3146	Necesario

Región	Producto	Elasticidad precio									Elasticidad de Gasto	Tipo de bien
		Derivados lácteos	Huevos	Leche líquida	Pescado	Pollo	Pavo	Vacuno	Cordero	Cerdo		
	Pescado	-0,0103	0,0164	-0,1587	0,0752	-0,1740	0,0301	-0,0430	-0,1046	-0,5737	0,9427	Necesario
	Pollo	0,8119	-0,0360	-0,9128	-0,6867	-0,0911	0,0765	-0,4390	-0,2439	0,2763	1,2449	Lujo
	Pavo	0,2707	-0,0677	-1,9971	0,5080	0,5682	-1,6921	-0,8029	-0,1270	0,9313	2,4086	Lujo
	Vacuno	-0,0207	-0,0006	-0,2871	-0,3145	-0,7339	-0,1462	0,1976	0,3691	-0,2391	1,1753	Lujo
	Cordero	-0,9147	-0,1377	0,6143	-0,5430	-0,4169	-0,0104	0,4917	-0,8068	1,5270	0,1964	Necesario
	Cerdo	-0,2521	-0,0409	-0,0366	-0,8299	0,0516	0,0403	-0,0686	0,1783	-0,7440	1,7018	Lujo
	Derivados lácteos	-0,7894	0,1460	0,0612	-0,1277	-0,0504	-0,0435	0,4769	0,1803	-0,0513	0,1980	Necesario
	Huevos	0,6931	0,3071	-0,2824	-1,0687	-0,0560	-0,0281	-0,5741	-0,1225	0,5099	0,6218	Necesario
	Leche líquida	0,0448	-0,0958	0,0236	0,2586	-0,3084	-0,0826	-0,3242	-0,1067	-0,0429	0,6335	Necesario
	Pescado	-0,2079	-0,1190	0,0260	-0,5829	0,0909	0,0714	-0,2924	-0,0917	-0,1114	1,2171	Lujo
Navarra	Pollo	-0,1463	-0,0187	-0,3224	0,5246	-0,5621	-0,1138	-0,0606	0,1352	-0,0068	0,5707	Necesario
	Pavo	-0,7304	-0,0882	-0,6955	2,0462	-0,8943	0,4064	-0,4852	0,3387	-0,9726	1,0749	Lujo
	Vacuno	0,5739	-0,1923	-0,3462	-0,9517	-0,1106	-0,0567	-0,0232	-0,0700	-0,1758	1,3525	Lujo
	Cordero	0,2941	-0,1132	-0,3057	-0,8148	0,1120	0,0653	-0,2051	-1,5880	0,4942	2,0612	Lujo
	Cerdo	-0,1700	0,0435	-0,0592	-0,1236	-0,0490	-0,0427	-0,0519	0,1354	-0,8633	1,1809	Lujo
	Derivados lácteos	-0,2009	0,0120	0,2378	-0,2147	-0,0494	-0,1487	0,3679	-0,0269	-0,2435	0,2664	Necesario
	Huevos	-0,0025	-0,2199	-0,1768	0,2302	0,4547	0,2732	-1,1478	-0,4559	0,3006	0,7443	Necesario
	Leche líquida	0,3801	-0,0555	-0,5296	-0,1233	-0,1775	-0,1993	-0,9149	-0,2524	1,1730	0,6995	Necesario
País Vasco	Pescado	-0,2058	0,0149	-0,0505	0,0175	-0,2018	0,0226	-0,1971	0,0862	-0,4069	0,9209	Necesario
	Pollo	-0,2196	0,1677	-0,2349	-0,9318	-0,3853	0,1922	-0,1872	-0,1616	0,7786	0,9817	Necesario
	Pavo	-2,3198	0,6688	-1,5963	0,5709	1,2362	1,0664	-1,3480	0,6100	-0,1239	1,2357	Lujo
	Vacuno	0,2922	-0,2588	-0,6579	-0,6248	-0,1285	-0,1157	-0,5333	-0,4059	1,0870	1,3457	Lujo
	Cordero	-0,5228	-0,5018	-0,9414	0,4698	-0,5337	0,2272	-2,0610	-0,0578	1,2434	2,6780	Lujo
	Cerdo	-0,3502	0,0213	0,4066	-0,7504	0,2295	-0,0078	0,6425	0,1923	-1,7692	1,3853	Lujo
	Derivados lácteos	-0,7133	0,0113	0,0487	0,3445	0,6377	0,1105	0,1249	-0,5987	-0,4549	0,4895	Necesario
	Huevos	0,1058	0,2434	-0,2437	0,3318	-0,2171	0,1104	-0,2702	-0,2096	-0,2080	0,3572	Necesario
Valencia	Leche líquida	0,1274	-0,0728	-0,2315	-0,2327	-0,2261	-0,2484	-0,0688	0,2628	0,3235	0,3666	Necesario
	Pescado	0,1482	0,0159	-0,1242	-0,7513	-0,0995	0,1285	-0,0354	-0,2082	-0,0458	0,9717	Necesario
	Pollo	1,1944	-0,0734	-0,2541	-0,2742	-1,0140	0,2727	-0,1160	-0,2449	-0,4029	0,9123	Necesario
	Pavo	1,4936	0,2022	-1,9938	2,7384	2,0996	-2,0022	-1,6281	-1,2783	-1,6996	2,0684	Lujo
	Vacuno	0,2643	-0,1142	-0,1307	-0,1205	-0,1563	-0,2606	-1,7898	0,4081	1,0019	0,8978	Necesario

CAPÍTULO 2. DIFERENCIAS REGIONALES EN SEGURIDAD ALIMENTARIA DESDE LAS DIMENSIONES DEL ACCESO Y LA ESTABILIDAD EN EL CONSUMO: UNA PROPUESTA METODOLÓGICA BASADA EN ELASTICIDADES

Región	Producto	Elasticidad precio									Elasticidad de Gasto	Tipo de bien
		Derivados lácteos	Huevos	Leche líquida	Pescado	Pollo	Pavo	Vacuno	Cordero	Cerdo		
	Cordero	-3,2755	-0,1705	0,5856	-1,6376	-0,6646	-0,4091	0,7872	1,0783	2,6427	1,0635	Lujo
	Cerdo	-0,5585	-0,0548	0,0001	-0,2427	-0,2223	-0,0746	0,2225	0,3506	-1,1195	1,6992	Lujo

2.4.2 Índice de inseguridad alimentaria

Como se mencionó anteriormente, los resultados del IIA pueden ser estimados para diferente número de regiones, dependiendo de las necesidades que tenga el investigador. A manera de ejemplo en las tablas 6 y 7 se muestran los valores de elasticidad utilizados para el cálculo y los resultados del IIA en un caso donde $k=2$ (Baleares y Castilla La Mancha). Para explicar los resultados del IIA es necesario analizar los componentes del índice tanto por región como por producto.

Inicialmente, para la estimación del IPCIA se evalúan los bienes que se comportan como complementarios. Para el caso de $k=2$, hay un total de 144 elasticidades precio-cruzado, de las cuales 6 no cumplen la propiedad de simetría y 89 registros muestran un valor negativo (ver tabla 6). De los 18 posibles resultados de elasticidades propio-precio, 9 tienen un valor menor que están en el intervalo $(-1,0)$ y 6 de los resultados de elasticidades de gasto son mayores que 1.

La forma en que se estiman los resultados para los diferentes índices obtenidos se describe a continuación y se muestra en la tabla 7. A manera de ejemplo, en el caso particular del vacuno hay 16 posibles resultados para las elasticidades precio-cruzado (8 por cada región) y 9 de esos resultados son negativos, lo que significa que estos alimentos son complementarios con el vacuno. Esto implica que el IPCIA es igual a 0,068; esto es, $9/(144-6)^3$. Los mismos cálculos se pueden realizar para los otros productos, en donde los derivados lácteos presentan el IPCIA más bajo (0,038) y el vacuno el más alto (0,083). El IPCIA en las dos comunidades autónomas es de 0,652.

³ Los bienes que no cumplen la simetría no son tenidos en cuenta para el análisis.

Tabla 6. Elasticidades propio-precio, precio-cruzado y de gasto para el cálculo del índice de inseguridad alimentaria (IIA) en el caso de dos comunidades Autónomas (k=2)

Región	Producto	Elasticidades precio									Elasticidad de gasto
		Derivados lácteos	Huevos	Leche líquida	Pescado	Pollo	Pavo	Vacuno	Cordero	Cerdo	
Baleares	Derivados lácteos	-1,6355	0,0083	0,1839	0,0965	0,2530	-0,0740	0,2388	0,3027	-0,1101	0,7364
	Huevos	0,0827	0,2790	-0,8018	0,0441	-0,3673	0,3466	0,3479	-0,1672	-0,4677	0,7038
	Leche líquida	0,5676	-0,2538	-0,2042	-0,4780	-0,0548	-0,2077	-0,0510	0,1411	-0,0459	0,5869
	Pescado	0,0474	-0,0012	-0,1874	-0,5381	-0,1014	0,0652	0,0434	-0,1164	-0,1464	0,9347
	Pollo	0,5063	-0,1079	-0,0898	-0,3004	-0,6809	-0,0801	0,0234	-0,1252	-0,2936	1,1482
	Pavo	-2,6458	1,0798	-2,2878	1,5634	-1,1486	-0,3859	0,7285	0,1454	0,2276	2,7234
	Vacuno	0,7595	0,1225	-0,0768	0,1723	0,0634	0,0955	-1,0115	-0,1398	-0,8132	0,8282
	Cordero	2,5953	-0,1381	0,4279	-0,8082	-0,3384	0,0599	-0,3050	-1,5064	-0,1928	0,2057
Cerdo	-0,3082	-0,0766	-0,0949	-0,3107	-0,1710	0,0172	-0,3148	-0,0635	-0,2430	1,5654	
Castilla la Mancha	Derivados lácteos	-1,3500	0,1093	0,2775	-0,3859	0,3231	-0,0294	0,6799	-0,1373	0,1892	0,3237
	Huevos	0,6171	0,1795	-0,3142	-0,4457	-0,1144	0,3331	-0,5431	-0,0236	0,2446	0,0667
	Leche líquida	0,4620	-0,0926	-0,3735	-0,0607	-0,0904	-0,0901	0,3064	0,2085	-0,3706	0,1011
	Pescado	-0,3397	-0,0762	-0,1364	0,3152	-0,3915	0,0598	-0,2487	-0,2561	-0,3250	1,3988
	Pollo	0,4951	-0,0534	-0,1533	-1,1589	-0,0428	0,2614	-0,1593	-0,2627	0,3695	0,7044
	Pavo	-0,7859	1,2787	-1,3488	2,5321	3,1702	-1,5200	-0,2060	-0,5816	-4,0580	1,5193
	Vacuno	1,4942	-0,2532	0,3907	-0,9895	-0,2219	-0,0176	-0,7037	-0,2564	-0,2284	0,7858
	Cordero	-0,4491	-0,0267	0,3630	-1,3424	-0,4562	-0,0772	-0,3244	0,6620	1,0802	0,5708
Cerdo	-0,0685	-0,0140	-0,2593	-0,4000	0,0485	-0,1045	-0,1001	0,1484	-0,7920	1,5415	

De otro lado, para el vacuno, en donde en una de las dos regiones el valor de la elasticidad propio precio es negativo y está en el intervalo $(-1,0)$ el IPPIA es igual a 0,056 (1/18). En el caso de los derivados lácteos, ambas elasticidades propio precio son altamente elásticas por lo que no habrá inseguridad alimentaria en este alimento. Los otros resultados se obtienen de forma similar. En este caso, la leche líquida, el pollo y cerdo son los alimentos con mayor inseguridad alimentaria en este componente y los derivados lácteos el más bajo. En este caso el valor total del IPPIA es de 0,059.

Para el IIAG hay 18 posibles resultados de elasticidades de gasto que se analizan. En ambas regiones, el pavo y el cerdo se clasifican como bienes de lujo, por lo que el IIAG en ambas será igual a 0,111 (2/18). Para algunos productos, el valor del IIAG es igual a 0, dado que ninguna de los resultados obtenidos de la elasticidad es mayor que uno en las dos regiones y en este caso no representan ningún riesgo de inseguridad alimentaria. El valor total del IIAG es de 0,333.

Tabla 7. Índice de inseguridad alimentaria (IIA) para el caso de dos comunidades autónomas ($k=2$)

Productos	IPCIA	IPPIA	IIAG	IIA
Derivados lácteos	0,038	0,000	0,000	0,013
Huevos	0,068	0,000	0,000	0,023
Leche líquida	0,083	0,111	0,000	0,065
Pescado	0,083	0,056	0,056	0,065
Pollo	0,083	0,111	0,056	0,083
Pavo	0,061	0,056	0,111	0,076
Vacuno	0,068	0,056	0,000	0,041
Cordero	0,083	0,000	0,000	0,028
Cerdo	0,083	0,111	0,111	0,102
Total	0,650	0,501	0,334	0,495

Finalmente, con los resultados individuales obtenidos para cada uno de los índices es posible calcular el índice total o por producto para las dos regiones analizadas utilizando la ecuación (8) en el que se utiliza una ponderación similar para cada uno de los índices individuales. En este caso, el pollo es el alimento más

inseguro alimentariamente en las dos regiones, mientras que los derivados lácteos son el producto que representan el menor valor.

A nivel general el valor obtenido para el IIA es de 0,495. Este valor por sí sólo no dice mucho si no se compara con otros posibles resultados. Para ello, se obtiene el IIA para los casos de $k=1$ y $k=17$ regiones (Tabla 8); esto es, se realiza el cálculo del índice para cada una de las regiones y el cálculo para las 17 comunidades en su conjunto, o lo que es lo mismo, el índice para España. La figura 3 muestra los resultados del IIA para 17 CCAA y para España ordenadas de mayor a menor en lo que puede denominarse un ranking general de inseguridad alimentaria.

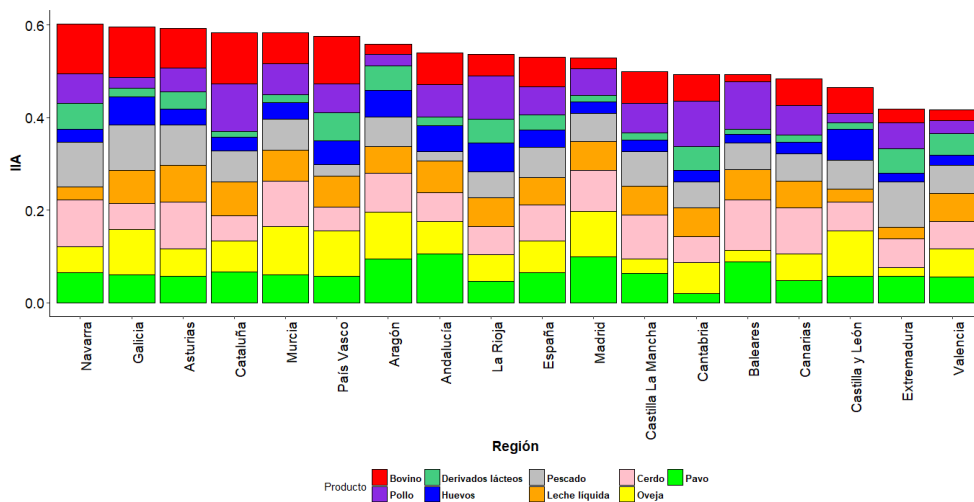


Figura 3. Índice de inseguridad alimentaria (IIA) en España y sus comunidades autónomas (1er trimestre 2004 - 2º trimestre 2015).

En general, el producto de mayor inseguridad alimentaria en España es el cerdo, mientras que los derivados lácteos presentan la inseguridad menor. En general, España se ubica más o menos en la mediana de los resultados obtenidos para cada región de manera individual.

De todas las regiones analizadas, Navarra es la que ocupa el primer lugar en el ranking general de inseguridad alimentaria, mientras que Valencia ocupa el

último. Es importante anotar que también es posible crear otros tipos de ranking, ya sea por componentes del IIA o por los productos involucrados en la estimación.

En el caso de un análisis por producto, se observa que comunidades como Galicia y Cataluña ocupan el primer lugar en inseguridad alimentaria para el consumo de vacuno, ya que el valor de su IIA es mayor que el de las otras CCAA para este producto, y, sin embargo, ocupan el segundo y cuarto lugar respectivamente en el ranking general de inseguridad alimentaria. En el caso del cerdo, las comunidades más inseguras son Navarra y Baleares.

Ante esto, sería posible construir rankings por cada producto, siendo una herramienta útil al momento de intentar focalizar una política de mitigación de la inseguridad alimentaria por producto más que a nivel general.

Tabla 8. Índice de inseguridad alimentaria y sus diversos componentes en el caso de k=1 y k=17

Producto	Andalucía				Aragón				Asturias				Balears			
	IPCIA	IPPIA	IIAG	IIA	IPCIA	IPPIA	IIAG	IIA	IPCIA	IPPIA	IIAG	IIA	IPCIA	IPPIA	IIAG	IIA
Derivados lácteos	0,058	0,000	0,000	0,019	0,047	0,111	0,000	0,053	0,000	0,111	0,000	0,037	0,029	0,000	0,000	0,010
Huevos	0,058	0,111	0,000	0,056	0,063	0,111	0,000	0,058	0,104	0,000	0,000	0,035	0,059	0,000	0,000	0,020
Leche líquida	0,096	0,111	0,000	0,069	0,063	0,111	0,000	0,058	0,125	0,111	0,000	0,079	0,088	0,111	0,000	0,066
Pescado	0,058	0,000	0,000	0,019	0,078	0,000	0,111	0,063	0,042	0,111	0,111	0,088	0,059	0,111	0,000	0,057
Pollo	0,096	0,111	0,000	0,069	0,078	0,000	0,000	0,026	0,042	0,111	0,000	0,051	0,088	0,111	0,111	0,103
Pavo	0,096	0,111	0,111	0,106	0,063	0,111	0,111	0,095	0,063	0,111	0,000	0,058	0,044	0,111	0,111	0,089
Vacuno	0,096	0,000	0,111	0,069	0,063	0,000	0,000	0,021	0,146	0,000	0,111	0,086	0,044	0,000	0,000	0,015
Cordero	0,096	0,000	0,111	0,069	0,078	0,111	0,111	0,100	0,063	0,000	0,111	0,058	0,074	0,000	0,000	0,025
Cerdo	0,077	0,000	0,111	0,063	0,031	0,111	0,111	0,084	0,083	0,111	0,111	0,102	0,103	0,111	0,111	0,108
Total	0,731	0,444	0,444	0,540	0,563	0,667	0,444	0,558	0,667	0,667	0,444	0,593	0,588	0,556	0,333	0,492

Producto	Canarias				Cantabria				Castilla La Mancha				Castilla y León			
	IPCIA	IPPIA	IIAG	IIA	IPCIA	IPPIA	IIAG	IIA	IPCIA	IPPIA	IIAG	IIA	IPCIA	IPPIA	IIAG	IIA
Derivados lácteos	0,047	0,000	0,000	0,016	0,044	0,111	0,000	0,052	0,047	0,000	0,000	0,016	0,044	0,000	0,000	0,015
Huevos	0,078	0,000	0,000	0,026	0,074	0,000	0,000	0,025	0,078	0,000	0,000	0,026	0,088	0,111	0,000	0,066
Leche líquida	0,063	0,111	0,000	0,058	0,074	0,111	0,000	0,062	0,078	0,111	0,000	0,063	0,088	0,000	0,000	0,029
Pescado	0,063	0,111	0,000	0,058	0,059	0,000	0,111	0,057	0,109	0,000	0,111	0,073	0,074	0,000	0,111	0,062
Pollo	0,078	0,000	0,111	0,063	0,074	0,111	0,111	0,099	0,078	0,111	0,000	0,063	0,059	0,000	0,000	0,020
Pavo	0,031	0,000	0,111	0,047	0,059	0,000	0,000	0,020	0,078	0,000	0,111	0,063	0,059	0,111	0,000	0,057
Vacuno	0,063	0,000	0,111	0,058	0,059	0,000	0,111	0,057	0,094	0,111	0,000	0,068	0,059	0,000	0,111	0,057
Cordero	0,063	0,000	0,111	0,058	0,088	0,000	0,111	0,066	0,094	0,000	0,000	0,031	0,074	0,111	0,111	0,099
Cerdo	0,078	0,111	0,111	0,100	0,059	0,000	0,111	0,057	0,063	0,111	0,111	0,095	0,074	0,000	0,111	0,062

Total	0,563	0,333	0,556	0,484	0,588	0,333	0,556	0,492	0,719	0,444	0,333	0,499	0,618	0,333	0,444	0,465
Producto	Cataluña				Extremadura				Galicia				La Rioja			
	IPCIA	IPPIA	IIAG	IIA	IPCIA	IPPIA	IIAG	IIA	IPCIA	IPPIA	IIAG	IIA	IPCIA	IPPIA	IIAG	IIA
Derivados lácteos	0,036	0,000	0,000	0,012	0,044	0,111	0,000	0,052	0,054	0,000	0,000	0,018	0,044	0,111	0,000	0,052
Huevos	0,089	0,000	0,000	0,030	0,059	0,000	0,000	0,020	0,071	0,111	0,000	0,061	0,074	0,111	0,000	0,062
Leche líquida	0,107	0,111	0,000	0,073	0,074	0,000	0,000	0,025	0,107	0,111	0,000	0,073	0,074	0,111	0,000	0,062
Pescado	0,089	0,111	0,000	0,067	0,074	0,111	0,111	0,099	0,071	0,111	0,111	0,098	0,059	0,111	0,000	0,057
Pollo	0,089	0,111	0,111	0,104	0,059	0,111	0,000	0,057	0,071	0,000	0,000	0,024	0,059	0,111	0,111	0,094
Pavo	0,089	0,000	0,111	0,067	0,059	0,111	0,000	0,057	0,071	0,000	0,111	0,061	0,029	0,000	0,111	0,047
Vacuno	0,107	0,111	0,111	0,110	0,088	0,000	0,000	0,029	0,107	0,111	0,111	0,110	0,029	0,000	0,111	0,047
Cordero	0,089	0,000	0,111	0,067	0,059	0,000	0,000	0,020	0,071	0,111	0,111	0,098	0,059	0,000	0,111	0,057
Cerdo	0,054	0,000	0,111	0,055	0,074	0,000	0,111	0,062	0,054	0,000	0,111	0,055	0,074	0,000	0,111	0,062
Total	0,750	0,444	0,556	0,583	0,588	0,444	0,222	0,418	0,679	0,556	0,556	0,597	0,500	0,556	0,556	0,537
Producto	Madrid				Murcia				Navarra				País Vasco			
	IPCIA	IPPIA	IIAG	IIA	IPCIA	IPPIA	IIAG	IIA	IPCIA	IPPIA	IIAG	IIA	IPCIA	IPPIA	IIAG	IIA
Derivados lácteos	0,044	0,000	0,000	0,015	0,054	0,000	0,000	0,018	0,056	0,111	0,000	0,056	0,074	0,111	0,000	0,062
Huevos	0,074	0,000	0,000	0,025	0,107	0,000	0,000	0,036	0,083	0,000	0,000	0,028	0,044	0,111	0,000	0,052
Leche líquida	0,074	0,111	0,000	0,062	0,089	0,111	0,000	0,067	0,083	0,000	0,000	0,028	0,088	0,111	0,000	0,066
Pescado	0,074	0,111	0,000	0,062	0,089	0,000	0,111	0,067	0,069	0,111	0,111	0,097	0,074	0,000	0,000	0,025
Pollo	0,059	0,000	0,111	0,057	0,089	0,111	0,000	0,067	0,083	0,111	0,000	0,065	0,074	0,111	0,000	0,062
Pavo	0,074	0,111	0,111	0,099	0,071	0,000	0,111	0,061	0,083	0,000	0,111	0,065	0,059	0,000	0,111	0,057
Vacuno	0,074	0,000	0,000	0,025	0,089	0,000	0,111	0,067	0,097	0,111	0,111	0,106	0,088	0,111	0,111	0,103
Cordero	0,074	0,111	0,111	0,099	0,089	0,111	0,111	0,104	0,056	0,000	0,111	0,056	0,074	0,111	0,111	0,099
Cerdo	0,044	0,111	0,111	0,089	0,071	0,111	0,111	0,098	0,083	0,111	0,111	0,102	0,044	0,000	0,111	0,052
Total	0,588	0,556	0,444	0,529	0,750	0,444	0,556	0,583	0,694	0,556	0,556	0,602	0,618	0,667	0,444	0,576

CAPÍTULO 2. DIFERENCIAS REGIONALES EN SEGURIDAD ALIMENTARIA DESDE LAS DIMENSIONES DEL ACCESO Y LA ESTABILIDAD EN EL CONSUMO: UNA PROPUESTA METODOLÓGICA BASADA EN ELASTICIDADES

Producto	Valencia				España			
	IPCIA	IPPIA	IIAG	IIA	IPCIA	IPPIA	IIAG	IIA
Derivados lácteos	0,028	0,111	0,000	0,046	0,044	0,052	0,000	0,032
Huevos	0,069	0,000	0,000	0,023	0,074	0,039	0,000	0,038
Leche líquida	0,069	0,111	0,000	0,060	0,083	0,092	0,000	0,058
Pescado	0,069	0,111	0,000	0,060	0,071	0,065	0,059	0,065
Pollo	0,083	0,000	0,000	0,028	0,074	0,072	0,039	0,062
Pavo	0,056	0,000	0,111	0,056	0,063	0,046	0,085	0,065
Vacuno	0,069	0,000	0,000	0,023	0,079	0,039	0,072	0,063
Cordero	0,069	0,000	0,111	0,060	0,074	0,039	0,092	0,068
Cerdo	0,069	0,000	0,111	0,060	0,067	0,059	0,111	0,079
Total	0,583	0,333	0,333	0,417	0,630	0,503	0,458	0,530

En el caso de un análisis por producto, se observa que comunidades como Galicia y Cataluña ocupan el primer lugar en inseguridad alimentaria para el consumo de vacuno, ya que el valor de su IIA es mayor que el de las otras Comunidades Autónomas para este producto y sin embargo ocupan el segundo y cuarto lugar respectivamente en el ranking general de inseguridad alimentaria; en el caso del cerdo, las comunidades más inseguras son Navarra y Baleares.

Ante esto, sería posible construir rankings por cada producto, siendo una herramienta útil al momento de intentar focalizar una política de mitigación de la inseguridad alimentaria por producto más que a nivel general.

2.5 CONCLUSIONES

La aplicación de una metodología basada en las elasticidades precio e ingreso estimadas para un grupo de alimentos es una herramienta útil para establecer diferencias regionales en términos de seguridad alimentaria desde las dimensiones de la estabilidad y el acceso a los alimentos, ya que sus resultados pueden ser considerados como una señal de alerta temprana con un doble propósito: determinar cómo incrementos inesperados en los precios de los alimentos o una reducción en el ingreso de los consumidores podrían afectar negativamente su consumo, y complementariamente, establecer, de manera anticipada, estrategias que permitan contrarrestar los impactos negativos ante dicha situación. En este sentido, una baja sustituibilidad en el consumo de un alimento o el hecho que los alimentos se comporten como bienes de lujo son una señal de que una región puede estar padeciendo inseguridad alimentaria.

A pesar de las limitaciones para encontrar otros estudios de elasticidades regionales en España, los resultados estimados para cada una de las CCAA evidencian similitudes con los existentes en la literatura para España como país. Las coincidencias se dan principalmente en el signo de las elasticidades propio precio, en el hecho de que las carnes de vacuno y el pescado se comportan como bienes de

lujo, y en que huevos, leche y derivados lácteos se comportan como un bien necesario.

Hay que destacar la disyuntiva entre el número de grupos de alimentos a utilizar y la consistencia de los resultados de las elasticidades a partir de los modelos cuasi-ideales de demanda. Esto es debido a que teóricamente se podrían obtener mejores resultados para el IIA con un mayor grupo de alimentos y, por ende, un mayor número de elasticidades. No obstante, en la práctica los resultados son mucho más consistentes si se realizan agrupaciones previas de las categorías de alimentos analizados en uno solo, tal y como se realiza en el presente trabajo con alimentos diversos como son el pescado, la carne de vacuno y el cerdo.

Las preferencias de los consumidores que son capturadas por el modelo cuasi-ideal de demanda al evaluar los diferentes efectos de complementariedad y sustituibilidad que surgen entre los alimentos a partir de las elasticidades, y que a su vez son utilizadas para estimar el IIA, ofrecen una buena aproximación del comportamiento y las reacciones de los individuos en términos de consumo de alimentos. Sin embargo, existen algunos hábitos e interacciones que no son capturados por el modelo que deberían ser analizados desde otras perspectivas para poder ser incorporados en el índice.

Los resultados obtenidos del IIA y sus componentes pueden ser utilizados para redireccionar las acciones de mitigación de la inseguridad alimentaria. En este sentido, los resultados del estudio para España en su conjunto muestran que los valores del IPCIA y el IPPIA pueden ser efectivos para explicar los resultados del IIA en cerdo y vacuno, lo que implicaría que la mejor forma de abordar el problema de la inseguridad alimentaria sería vía precios. Por otro lado, el componente del gasto es más importante para cordero y pavo, por lo que habría que dirigir las acciones hacia el ingreso de los consumidores en lugar del precio.

Los resultados obtenidos en la estimación del IIA difieren entre regiones y dependen principalmente de los hábitos del consumidor. Desde el punto de vista de

los responsables políticos, se pueden utilizar estrategias específicas de mitigación enfocadas a variables como los precios de los alimentos o el ingreso, pero como sugieren los resultados para España, aquellas políticas que busquen mejorar el ingreso real de los consumidores resultan ser las más efectivas.

Una de las ventajas del *IIA* es que puede ser aplicado a un número de regiones que puede ser establecido previamente y de manera subjetiva, dependiendo del objetivo del estudio y/o de los diferentes tipos de análisis que se quieran desarrollar.

Es importante tener en cuenta que reducir la inseguridad alimentaria puede ser un reto regional o nacional que requiere la colaboración entre profesionales de diferentes disciplinas (sociólogos, economistas, nutricionistas) junto con la implementación de instrumentos de política que proporcionen diferentes perspectivas del problema. Los resultados del *IIA* pueden ser una guía útil para definir una política particular, ya sea por producto o por región, para mitigar la inseguridad alimentaria.

**CAPÍTULO 3. FOCALIZACIÓN REGIONAL DE LA
INSEGURIDAD ALIMENTARIA: UN ANÁLISIS A
PARTIR DE CLÚSTERES**

3.1 Respuestas políticas a la inseguridad alimentaria

Como se ha mencionado anteriormente, la inseguridad alimentaria es un fenómeno que puede afectar de forma temporal o permanente y de manera heterogénea a diferentes individuos o familias en una región o país y esto implica que es posible encontrar múltiples diferencias en la forma y el grado en que son impactados por este fenómeno.

En general, tales diferencias, pueden ser explicadas por el deterioro de los denominados derechos (*entitlements*) causado por factores como la reducción en las oportunidades laborales, caídas en el ingreso o incrementos en los precios de los alimentos (Sen, 1981) que limitan la capacidad de que los individuos hagan múltiples cosas en su vida cotidiana con normalidad (Shaw, 2007).

En relación con lo anterior, es necesario que los encargados de formular las políticas públicas consideren la inseguridad alimentaria como un problema prioritario de política y que diseñen e implementen múltiples estrategias de intervención para mitigar sus impactos negativos.

Al hacer una revisión de la literatura publicada en relación con las estrategias de intervención, la mayoría de estas se agrupan en lo que se han denominado Programas de Asistencia Alimentaria (PAA), los cuales se han concentrado en abordar mecanismos de mitigación de la inseguridad alimentaria relacionados con las dimensiones de disponibilidad, acceso y utilización, todo esto con el fin de alcanzar dos objetivos fundamentales que son: (1) mejorar la seguridad alimentaria desde las dimensiones de la disponibilidad y el acceso a los alimentos; y (2) favorecer que las elecciones individuales relacionadas con el consumo de alimentos y su impacto nutricional sean las más apropiadas para alcanzar unas metas nutricionales y alimentarias óptimas.

En general, los PAA han sido implementados tanto a nivel local como internacional, siendo los PAA que se enfocan en otorgar ayudas ya sea en forma de dinero o alimentos los que tienen un mayor impacto mediático y de resultados a nivel

internacional, lo cual se explica principalmente por la participación de personas con reconocimiento internacional y la gran cantidad de recursos que manejan, provenientes principalmente del sector privado y de algunas organizaciones no gubernamentales. De otra parte, los programas enfocados en alcanzar metas nutricionales óptimas han tenido impactos altamente positivos como resultado de su implementación, pues están enfocados en una concentración de esfuerzos a nivel local, y se aplican principalmente en países donde los ingresos de los individuos y/o las familias son altos (Barret, 2010).

Ante esta situación, es importante que los responsables políticos puedan establecer cómo medir, direccionar y analizar el gasto público tendiente a garantizar la seguridad alimentaria y la nutrición. Esta tarea no es sencilla y es por esto que se hace necesario proveer a los tomadores de decisiones de herramientas de fácil implementación, verificables a través del tiempo y consistentes con los objetivos de política establecidos inicialmente para poder utilizar los recursos de una manera eficiente y eficaz (FAO, 2016), así como mejorar la estabilidad, la eficiencia y los incentivos de los programas de asistencia alimentaria.

El primer paso a seguir en la implementación de cualquier estrategia para la mitigación de la inseguridad alimentaria es la focalización de los recursos; esto es, tratar de concentrar el uso de estos hacia quienes más lo necesitan o son más vulnerables a choques aleatorios causados principalmente por variaciones en los precios de los alimentos y/o una reducción en sus ingresos monetarios. Cuando se habla de focalización, se hace referencia a la identificación de quienes serán o no elegibles para participar en un proyecto o programa, teniendo siempre en cuenta que algunos grupos de personas, productos o regiones deberían necesariamente estar excluidos de los beneficios de este (Grosh, 1994).

En términos generales, un buen proceso de focalización mejora la eficiencia e incrementa la disponibilidad de recursos para utilizar en otras acciones de política

pública que busquen mitigar otro tipo de problemas sociales y económicos en una región o país.

Encontrar mecanismos óptimos de focalización no es una tarea fácil, ya que es necesario hacer una evaluación costo-beneficio, la cual debe valorar y contrastar los posibles incentivos que percibirán los grupos afectados por un programa con otros aspectos como los distintos costos involucrados (administrativos, transaccionales y de oportunidad), consideraciones de economía política y las posibles respuestas ante la implementación del programa por parte de los potenciales beneficiarios (Besley and Kanbur, 1990).

La tabla 9 muestra un resumen de algunos mecanismos de focalización utilizados para establecer cuáles son los grupos regionales, poblaciones o familias que deben ser beneficiarios de los programas de asistencia alimentaria. Cada mecanismo tiene ventajas y desventajas, que pueden surgir por la existencia de subjetividades ya sea por parte de quienes están implementando el mecanismo o por quienes pueden ser el objetivo de los PAA (Hoddinott, 1999).

Teniendo en cuenta que no es sencillo establecer una estrategia de focalización para mitigar la inseguridad alimentaria, una posible solución es desarrollar métodos que se construyan a partir de indicadores con algunas características particulares: (1) que estén relacionados directa o indirectamente con la seguridad alimentaria; (2) ser de bajo costo; (3) que cubran una gran parte de la población afectada; (4) no ser fácilmente influenciado por quienes aplican o reciben el programa; (5) que puedan ser estimados de manera permanente; y finalmente que, en términos de regiones, (6) ofrezcan la posibilidad de clasificar las regiones o grupos de estas para organizar adecuadamente la transferencia de recursos.

Tabla 9. Algunos mecanismos de focalización de Programas de Asistencia Alimentaria.

Tipo de focalización	Mecanismo	Ventajas	Desventajas	Requerimientos Administrativos
Identificación fundamentada en datos de la comunidad	Identificación de los hogares vulnerables en la comunidad utilizando clasificación directa por parte de un grupo de informantes	<ul style="list-style-type: none"> - Simplicidad - Bajo costo 	<ul style="list-style-type: none"> - Hay incentivos en sobreestimar el grado de inseguridad alimentaria - Los rankings de la comunidad son relativos a medidas de la comunidad por lo que pueden presentarse inconsistencias en términos de acceso a los PAA a través de las comunidades. 	<ul style="list-style-type: none"> - Grupo de personas que conduzcan las actividades de identificación. Mecanismos tecnológicos de registro y seguimiento.
Auto reportes por parte de los hogares	Reporte directo por parte de los hogares de cambios en la composición, frecuencia y tamaño de las comidas ingeridas con respecto a una norma preestablecida	<ul style="list-style-type: none"> - Simplicidad - Bajo costo 	<ul style="list-style-type: none"> - Inexactitud - Incentivos para que los hogares mientan 	<ul style="list-style-type: none"> - Grupo de personas que conduzcan las actividades de identificación. - Mecanismos tecnológicos de registro y seguimiento.
Medición del estatus de seguridad alimentaria	Medición directa por medio de observación 7 días/24 horas. Los datos se ajustan por tamaño de hogar y estacionalidad.	<ul style="list-style-type: none"> - Alta precisión - Se limita la capacidad de los hogares para alterar la información 	<ul style="list-style-type: none"> - Costoso - Tiempo largo de ejecución 	<ul style="list-style-type: none"> - Personal para realizar la captura de datos - Personal para el análisis de datos
Medidas proxy de seguridad alimentaria	Establecer una medida sintética de seguridad alimentaria calculada a partir de un conjunto de	<ul style="list-style-type: none"> - El algoritmo ponderado asegura la uniformidad en 	<ul style="list-style-type: none"> - Requiere entrevistas más largas que en el caso del auto reporte. 	<ul style="list-style-type: none"> - Grupo de personas para conducir las entrevistas. - Registro detallado de las entrevistas.

Tipo de focalización	Mecanismo	Ventajas	Desventajas	Requerimientos Administrativos
	indicadores fácilmente recolectados (tamaño del hogar, género del cabeza de hogar, diversidad dietética, etc.)	la valoración a través de las comunidades	<ul style="list-style-type: none"> - El algoritmo es inflexible y puede no detectar algunas circunstancias (ej. desastres naturales) - Puede ser arbitrario si algunas comunidades y hogares no entienden la ponderación del algoritmo. 	<ul style="list-style-type: none"> -Capacidad computacional para entrada de los datos y uso de un software centralizado. -Análisis previos para establecer variables proxy y ponderaciones.
Valoración de la seguridad alimentaria por parte de un trabajador de campo	Valoración subjetiva de alguna información recolectada bajo algunas variables proxy	Puede detectar algunas circunstancias especiales que otros mecanismos no alcanzan a captar.	<ul style="list-style-type: none"> - Dificultad para conservar la uniformidad y consistencia intra e intercomunitaria. - Puede ser percibida como abierta al favoritismo y al soborno por parte de algunos involucrados. 	<ul style="list-style-type: none"> - Personal que conduzca las entrevistas. - Registro pormenorizado de la información.
Estatus nutricional	Medidas antropométricas de la población a ser analizada	Es un mecanismo objetivo, verificable, bastante aproximado a las necesidades.	<ul style="list-style-type: none"> - Estatus nutricional es un resultado de múltiples factores de los cuales la seguridad alimentaria no es el único. Intervenciones basadas en esta medida pueden no ser apropiadas. - Confusión en cuanto a la valoración de hogares que no tienen niños pequeños. - Requiere un grupo de especialistas para las mediciones. 	<ul style="list-style-type: none"> - Grupo de personal especializado. - Análisis computarizado de los datos.

Fuente: Adaptación a partir de Hoddinott (1999)

Dado que aún existen limitaciones en los métodos de focalización para establecer hacia qué grupo de familias, región o regiones deben ser dirigidos los recursos, en el presente capítulo se presenta una alternativa de focalización, basada en dos elementos que son las elasticidades precio e ingreso de los alimentos a las que se enfrentan los consumidores y los componentes del índice de inseguridad alimentaria (IIA) que fueron estimados en el capítulo 2. Esta nueva estrategia puede ser utilizada de manera individual o como un complemento a las estrategias de focalización existentes.

Con este nuevo planteamiento, se pretende construir una clasificación de las regiones en términos de variables relacionadas con la seguridad alimentaria, teniendo en cuenta para ello las características comunes que en términos de elasticidades y del IIA y sus componentes comparten cada una de las regiones analizadas.

Para el análisis de esta nueva alternativa, se utilizan los resultados de las elasticidades precio e ingreso para nueve grupos de alimentos en las 17 Comunidades Autónomas en España, y a partir del uso de técnicas de análisis no supervisado (TANS) se clasifican las CCAA en bloques, teniendo en cuenta sus diferencias en términos de vulnerabilidad alimentaria.

3.2 Focalización regional de beneficiarios de asistencia alimentaria a partir del uso de elasticidades y del Índice de Inseguridad Alimentaria (IIA)

Los precios de los alimentos y los gastos de los individuos en estos permiten encontrar los resultados del Índice de Inseguridad Alimentaria (IIA). Los resultados del índice y de sus componentes, pueden ser un buen criterio a utilizar para establecer el grado de vulnerabilidad del consumidor, dado que estos incorporan cambios en el consumo de alimentos generados por variaciones en los precios de los alimentos y tienen en cuenta las diferentes relaciones de sustituibilidad y complementariedad que

surgen entre distintos alimentos y la forma en que el ingreso de los consumidores puede verse afectado.

Al hacer una evaluación de las regiones, ya sea por las elasticidades o por el IIA, es posible establecer algunas características comunes entre las elasticidades o grupos de estas, que permiten a su vez caracterizar a las regiones, y establecer diferencias de vulnerabilidad alimentaria entre ellas. Con esto, se tendría entonces, una herramienta de clasificación que puede ser utilizada para la toma de decisiones en cuanto a la asignación regional de recursos, ya sea en términos de las cantidades a utilizar o al período de tiempo que se establezca para su asignación.

3.2.1 Fuentes de información de los datos

Para la implementación de esta estrategia se requiere de los resultados de elasticidades propio-precio, precio-cruzado, gasto y de los resultados obtenidos en el IIA. Estos datos son obtenidos a partir de la implementación de los modelos AIDS y de la estimación del IIA desarrolladas en el capítulo 2.

3.2.2 Metodología implementada

La identificación de grupos regionales que poseen características especiales se puede desarrollar a través de las denominadas técnicas de análisis no supervisado (TANS). En estas, el investigador no conoce *a priori* las propiedades o características de un conjunto de variables que se pretenden analizar (Hastie et al, 2009) y los grupos o regiones no están previamente clasificados y/o no se conoce ninguna variable de respuesta asociada a estos. Las TANS permiten que los datos sean presentados de una forma más organizada por parte del investigador, lo que facilita un mayor entendimiento global de la información. El objetivo fundamental de aplicar estas técnicas es el de extraer estructuras de los datos, procesando de manera simultánea información que envuelve múltiples variables; y utilizando herramientas gráficas y analíticas las cuales en algunos casos pueden ofrecer mayor información que las tablas numéricas. En el presente capítulo, se implementarán dos

tipos de clúster (jerárquico y *fuzzy*), que son TANS que permiten clasificar objetos o variables, de acuerdo con las similitudes y diferencias entre estas y teniendo en cuenta características previamente asignadas.

3.2.2.1 Clúster jerárquico.

El clúster jerárquico que también se conoce como clúster aglomerativo (Granato y Ares, 2014) es una medida de clasificación muy popular y con un amplio reconocimiento y aplicación en el área de economía y medio ambiente.

En este tipo de clúster se tiene un conjunto de clúster anidados que son organizados como un árbol. Cada clúster en el árbol es la unión de subclústeres y la raíz del árbol es el clúster que contiene a todos los objetos. Esta técnica supone que los datos tienen una estructura jerárquica y comienza tomando cada objeto como un clúster separado para luego de manera secuencial ir fusionando los dos clústeres más cercanos hasta que al final solamente quede uno de ellos (Tan et al., 2005).

Los pasos que se siguen para la construcción de un clúster jerárquico pueden resumirse en cuatro (Johnson et al., 2014):

- i. Construir una matriz de distancias que incluya la distancia entre los posibles N clústeres que se puedan encontrar.
- ii. Encontrar la matriz de distancias para los pares de clústeres más cercanos, los cuales se consideran que tienen la menor distancia o mayor similitud.
- iii. Fusionar los dos clústeres más cercanos para luego actualizar la matriz de distancias
- iv. Actualizar la matriz de distancias para incluir las distancias entre los nuevos clústeres y los clústeres originales considerando un procedimiento de agrupamiento.
- v. Repetir los primeros tres procedimientos hasta que se establezca un solo clúster.

En general, se considera que los objetos analizados están en un espacio de coordenadas y a partir de su localización se calcula la distancia entre estos. La distancia Euclídea es la que se utiliza con mayor frecuencia y se calcula como la distancia geométrica como una extensión del teorema de Pitágoras:

$$d_{ij} = \sqrt{\sum_{k=1}^K (x_{ik} - x_{jk})^2} \quad (9)$$

Donde d_{ij} es la distancia euclídea entre los clústeres i y j , x_{ik} es el valor de la variable x_k para el clúster i , x_{jk} es el valor de la variable x_k para el clúster j y K es el número total de variables en el conjunto de datos.

Los resultados de los clústeres jerárquicos se pueden representar en estructuras tipo árbol que comúnmente se conocen como dendrograma que permiten mostrar de forma sencilla la estructura jerárquica y la pertenencia a la membresía del clúster, las cuales en este caso fueron estimadas para los datos aplicando la función HCPC (*Hierarchical Clúster on Principal Components*) del paquete FactoMine R (software R). Utilizando el mismo paquete estadístico es posible construir los dendrogramas para cada uno de los productos analizados.

3.2.2.2 Fuzzy clúster

En algunos casos, dadas las características de los datos, un objeto no puede ser particionado en clústeres bien separados, por lo que pueden presentarse arbitrariedades al asignar un objeto a un clúster en particular. Esta situación se presenta cuando un objeto está cercano a dos clústeres, es decir, con distancias similares. En este caso, el *fuzzy* clúster es una técnica que permite a los objetos pertenecer a cada uno de los posibles clústeres a través de una relación de pertenencia, por lo que resulta apropiado asignar algún mecanismo de ponderación a cada objeto y cada clúster de tal forma que se pueda indicar en qué grado el objeto pertenece a cada uno de los clústeres. Aunque existen muchas formas de realizar dicha ponderación, la más útil y de uso general es la aproximación probabilística con

la que es posible establecer que un objeto puede pertenecer a cualquier clúster con una probabilidad entre 0 y 1 (Döring et al., 2006).

De esta forma, se supone que tenemos un conjunto de datos $\chi = \{x_1, x_2, \dots, x_m\}$, donde cada punto x_i es n-dimensional, esto es $x_i = (x_{i1}, \dots, x_{in})$. Una colección de *fuzzy* clústeres C_1, C_2, \dots, C_k es un subconjunto de todos los posibles subconjuntos *fuzzy* de χ que define que las ponderaciones de membresía w_{ij} que tienen valores asignados entre 0 y 1 para cada punto x_i y cada clúster C_j . En resumen, se deben imponer dos condiciones sobre los clústeres para asegurar lo que se denomina una *fuzzy* pseudo partición (Tan et al., 2005):

- i. Todas las ponderaciones para un punto dado x_i deben sumar 1
- ii. Cada clúster C_j contiene con alguna ponderación al menos un punto, pero no contiene una ponderación de 1 para todos los puntos.

Como en el clúster jerárquico, el primer paso en la implementación del clúster es determinar el número óptimo de clústeres a ser estimado (Wang and Zhang, 2007). Para esto, es necesario utilizar medidas de validación internas o externas para la construcción de clústeres (Halkidi et al., 2001). Estas medidas se basan en criterios de compacidad y de separación para los posibles clústeres que se pueden obtener. Con los criterios de compacidad se busca medir qué tan relacionados están los objetos en un clúster y con los de separación se pretende establecer qué tan separados están los clústeres entre ellos (Liu et al., 2013).

Para el presente trabajo se utilizaron cuatro medidas de validez: *Partition Density*, Xie-beni, Fukuyama Sugeno y el índice de separación. Los valores para estas cuatro medidas fueron calculados con la función *flustIndex* del paquete *e1071* de R.

3.3 Resultados

Uno de los objetivos del análisis de clúster es poder hacer una clasificación agrupada de los objetos en grupos que compartan características similares. En el

presente estudio, los análisis de clúster jerárquico y *fuzzy* clúster son utilizados para clasificar en clúster las 17 CCAA de España, desde dos perspectivas. La primera es por producto, donde las regiones se agrupan en clústeres utilizando información de las elasticidades precio y consumo de nueve productos alimentarios en cada una de ellas; y la segunda, a partir de los componentes del Índice de Inseguridad Alimentaria, ambos desarrollado en el capítulo precedente.

3.3.1 Clúster jerárquico desde la perspectiva del producto.

Uno de los objetivos más importantes durante el proceso de construcción de un clúster jerárquico es establecer el número óptimo de clústeres que se deben utilizar para cada grupo alimentario. Aunque aparentemente esta es una tarea sencilla con una metodología definida claramente, al hacer una revisión de la literatura se encuentra que en la mayoría de los casos la selección del número óptimo de clústeres se deja a juicio del investigador, por lo que puede haber un grado de subjetividad en el proceso de elección, con el consecuente riesgo de generar sesgos e inferencias erróneas a partir de esta. La evolución en términos computacionales que se ha dado en los últimos años ha permitido implementar criterios más objetivos para contrarrestar esta situación, siendo uno de estos el de utilizar reglas basadas en el criterio de inercia, el cual básicamente establece que tan alejados están todos los puntos dentro de un clúster, es decir que a mayor separación entre los puntos habrá una mayor inercia. Para el análisis desarrollado, se utilizó el criterio de seleccionar Q clústeres cuando el incremento en la inercia intragrupal entre $Q-1$ y Q clústeres sea mayor que el incremento en la inercia existente entre Q y $Q+1$ clústeres (Josse et al. 2010).

La tabla 10 muestra los resultados de las inercias intragrupalas. En este caso, el número de clústeres es igual a 2 para cuatro productos (derivados lácteos, pavo, pescado y pollo); 5 en tres productos (huevos, vacuno y leche líquida); 3 en el cerdo y 4 para el cordero. La figura 4 muestra los dendrogramas obtenidos para los casos

de los huevos y la leche líquida y los de los otros productos se muestran en el anexo 1.

Tabla 10. Inercia intragrupal para diferente número de clústeres

Número de clústeres (Q)	Inercia intragrupal	Variación (%)	Inercia intragrupal	Variación (%)	Inercia intragrupal	Variación (%)
Producto	Huevos		Derivados lácteos		Leche líquida	
1	7,3512		6,931		7,5694	
2	5,7525	-21,75	4,653	-32,87*	5,6239	-25,70
3	4,6300	-19,51	3,573	-23,21	3,8632	-31,31
4	3,5240	-23,89	2,713	-24,06	2,8209	-26,98
5	2,5744	-26,95*	2,052	-24,39	1,8964	-32,77*
6	1,9621	-23,78	1,489	-27,43	1,4136	-25,46
7	1,4797	-24,58	1,024	-31,21	1,0393	-26,48
Producto	Pavo		Vacuno		Cordero	
1	7,5885		7,9318		8,3619	
2	5,6328	-25,77*	5,8522	-26,22	6,0106	-28,12
3	4,4599	-20,82	4,3815	-25,13	4,4001	-26,80
4	3,5844	-19,63	3,3910	-22,61	3,0603	-30,45*
5	2,7822	-22,38	2,4953	-26,41*	2,3307	-23,84
6	2,1793	-21,67	1,8626	-25,35	1,6515	-29,14
7	1,6709	-23,33	1,4655	-21,32	1,2371	-25,09
Producto	Pescado		Pollo		Cerdo	
1	6,7624		7,8485		8,0796	
2	4,2648	-36,93*	5,3217	-32,19*	5,9062	-26,90
3	3,2854	-22,96	4,1104	-22,76	4,0625	-31,22*
4	2,5439	-22,57	3,2313	-21,39	2,8611	-29,57
5	1,8327	-27,96	2,5963	-19,65	1,9819	-30,73
6	1,2584	-31,34	2,0350	-21,62	1,3757	-30,59
7	0,9493	-24,57	1,5513	-23,77	0,9967	-27,55

*Indica el número de clústeres óptimos a ser utilizado.

En los dendrogramas es posible observar que a pesar de que los productos tienen un número similar de clústeres (5) estos son diferentes en su composición y esta es la que a su vez va a terminar definiendo la estrategia de focalización para el o los PAA que se quieran implementar.

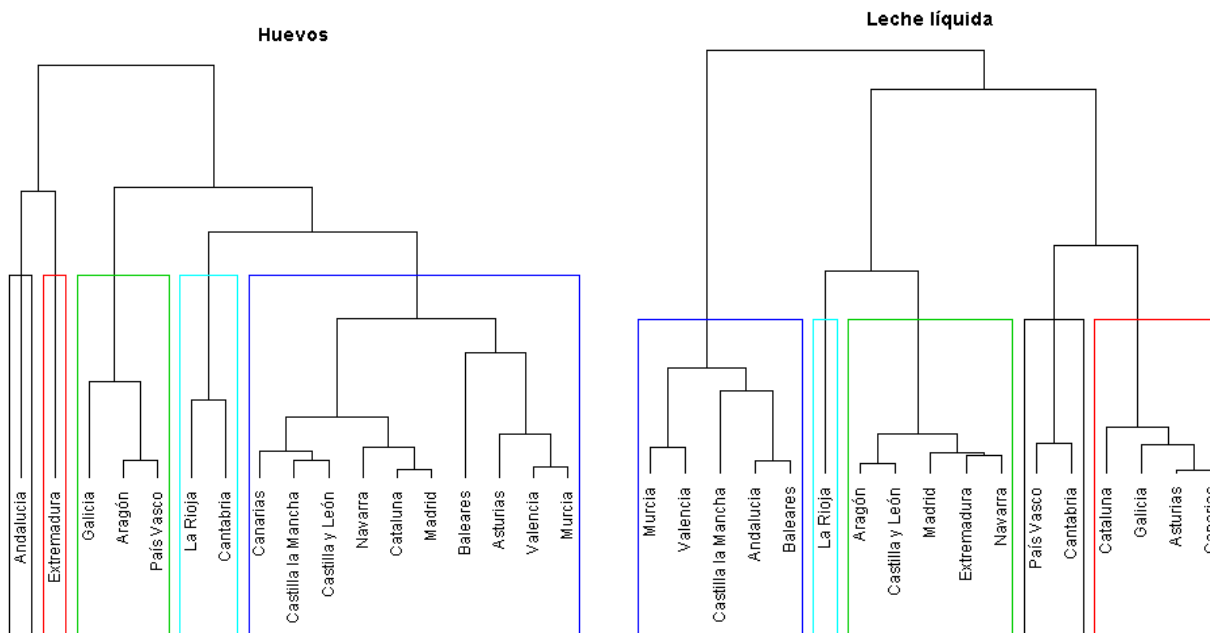


Figura 4. Dendrograma de las elasticidades propio-precio, precio-cruzado y gasto en los huevos y la leche líquida para 17 Comunidades Autónomas en España.

En primer lugar y a manera de ejemplo, al analizar el caso de los huevos se observa que Andalucía y Extremadura tienen un comportamiento independiente del resto de regiones. Esto implica que en términos de elasticidades estas regiones poseen individualmente características diferentes con respecto a las otras y no comparten patrones similares entre ellas. Ante esto, es claro que en un PAA para los huevos se debería tener en cuenta que estas dos regiones deberían tener una estrategia de política exclusiva para cada una de ellas. De manera análoga, debería haber un tratamiento distinto para los bloques regionales constituidos por La Rioja-Cantabria y el conformado por Galicia-Aragón-País Vasco y lo mismo debería suceder para el bloque restante constituido por las otras 10 regiones.

En el caso de la leche líquida, aunque la composición de las regiones es distinta hay dos aspectos que vale la pena resaltar. Primero, la región de La Rioja, tiene un comportamiento distinto al de las otras regiones y parece no tener similitudes con estas, por lo que al momento de cualquier implementación de política pública enfocada en un PAA debería tener un tratamiento específico. En adición a esto, pareciera que esta región tiene algunas características especiales que requieren atención ya que en el caso de los huevos presentaba cercanía con una sola región (Cantabria) y en el caso de la carne de vacuno también se muestra aislada de las demás regiones.

Para el resto de los productos el análisis es similar, si bien es importante aclarar que, aunque no existe un ordenamiento jerárquico como tal de las agrupaciones resultantes para las regiones, su diferenciación es evidente. En este sentido, sería importante contrastar y complementar el análisis de estos resultados con otra información que se posea de las CCAA para poder así fortalecer los criterios de decisión en cuanto a la focalización del gasto en PAA.

3.3.2 Fuzzy clúster desde la perspectiva del producto

Inicialmente, la tabla 11 muestra los valores de las medidas de validez estimadas para estimar el número óptimo de clústeres. Con la ayuda de los criterios

de selección planteados en la tabla, se encuentra que el número de clústeres óptimo para cada producto a partir de estos criterios es igual a 3 para la leche líquida, 2 para el pollo y pescado, y 4 en el resto de los productos.

Es importante aclarar que el número óptimo de clústeres estimados a través del *fuzzy* clúster no necesariamente coincide con el obtenido en el clúster jerárquico, lo cual se explica principalmente por la diferencia existente no solo en los criterios de validez involucrados para cada tipo de clúster sino también en el aspecto probabilístico en el que se fundamenta el *fuzzy* clúster.

Los resultados obtenidos para el *fuzzy* clúster en los huevos y la leche se muestran en la tabla 12 y los de los restantes productos en el anexo 2. Para la interpretación del *fuzzy* clúster se deben tener en cuenta todos los valores para los resultados obtenidos. En particular, para el caso de los huevos, en Andalucía se encuentra que, aunque esta puede pertenecer a los 4 clústeres, es mucho más probable que pertenezca al clúster 3 con una probabilidad del 48.24%, mientras que la probabilidad de pertenecer a los clústeres restantes es menor, con un 14.67% de probabilidad de que esté en el clúster 1, 18.56% en el clúster 2 y 18.52% en el clúster 4. De manera análoga se analizan los otros resultados de la tabla para el resto de CCAA y productos.

Tabla 11. Resultado de las medidas de validez para la selección del número óptimo de clústeres en el *fuzzy* clúster por producto*

Producto		Derivados lácteos			Huevos			Leche líquida		
Medida de validez	Criterio	Número de clústeres			Número de clústeres			Número de clústeres		
		2	3	4*	2	3	4*	2	3*	4
pd	Valor máximo	0,8842	0,8570	0,8534	0,4706	0,4979	0,5714	0,3940	0,9549	0,6699
xb	Valor mínimo	0,0434	0,0239	0,0160	0,1009	0,0347	0,0209	0,0512	0,0151	0,0434
fs	Valor mínimo	-8,4154	-21,8256	-32,7548	-1,4503	-9,1214	-35,8833	-7,0737	-27,2513	-29,4274
si	Valor máximo	0,0853	0,2743	0,2600	0,1460	0,2247	0,2749	0,3215	0,3931	0,2461

Producto		Pescado			Pollo			Pavo		
Medida de validez	Criterio	Número de clústeres			Número de clústeres			Número de clústeres		
		2*	3	4	2*	3	4	2	3	4*
pd	Valor máximo	1,1204	0,8320	0,7351	0,5404	0,3575	0,7074	0,1245	0,3997	0,4088
xb	Valor mínimo	0,0202	0,0268	0,0177	0,0234	0,0448	0,0259	0,0657	0,0467	0,0208
fs	Valor mínimo	-22,5384	-24,0564	-37,7191	-22,0765	-22,3803	-29,0605	-4,5052	-11,8545	-18,6024
si	Valor máximo	0,2687	0,2020	0,2046	0,4249	0,2733	0,2439	0,3148	0,3094	0,2650

Producto		Vacuno			Cordero			Cerdo		
Medida de validez	Criterio	Número de clústeres			Número de clústeres			Número de clústeres		
		2	3	4*	2	3	4*	2	3	4*
pd	Valor máximo	0,4594	0,3270	0,4220	0,4139	0,5493	0,9460	0,8446	0,7181	0,7562
xb	Valor mínimo	0,0444	0,0368	0,0191	0,0349	0,0428	0,0279	0,0443	0,0481	0,0357
fs	Valor mínimo	-9,3192	-13,2950	-27,1677	-14,0345	-21,2850	-38,5851	-10,2682	-13,0187	-30,2433
si	Valor máximo	0,3528	0,2822	0,2839	0,3547	0,2739	0,2739	0,2064	0,2210	0,2348

*pd = *parcial density*, xb = Xie-beni, fs = fukuyama-sugeno, is = índice de separación

** Número óptimo de clústeres seleccionado.

Si se comparan los resultados del fuzzy clúster con los del clúster jerárquico se encuentran algunos resultados que permiten robustecer la pertenencia de las regiones a un clúster u otro. Por ejemplo, en el caso de los huevos en el clúster jerárquico la CA de Extremadura aparecía con características particulares que la hacen distinta de las otras regiones y en el fuzzy clúster parece asignada al clúster 1 con una probabilidad alta (98.56%) de pertenecer a este, mientras que no es posible que otra región pertenezca al mismo clúster 1 con una probabilidad alta

Tabla 12. Resultados del *fuzzy* clúster para los huevos y la leche líquida a partir de los resultados de elasticidades precio e ingreso

Producto	Huevos				Leche líquida		
	Número de clústeres				Número de clústeres		
Región	1	2	3	4	1	2	3
Andalucía	0,1467	0,1856	0,4824	0,1852	0,3335	0,3334	0,3332
Aragón	0,0173	0,0646	0,0653	0,8528	0,3330	0,3332	0,3338
Asturias	0,0619	0,4009	0,1538	0,3834	0,3336	0,3334	0,3329
Baleares	0,0700	0,4947	0,2534	0,1819	0,3335	0,3334	0,3331
Canarias	0,0203	0,5725	0,2437	0,1635	0,3336	0,3334	0,3330
Cantabria	0,1028	0,4095	0,2445	0,2431	0,3336	0,3334	0,3330
Castilla la Mancha	0,0173	0,0652	0,8682	0,0493	0,3333	0,3333	0,3334
Castilla y León	0,0192	0,0974	0,6698	0,2137	0,3329	0,3332	0,3339
Cataluña	0,0626	0,3125	0,3104	0,3145	0,3335	0,3334	0,3331
Extremadura	0,9856	0,0046	0,0053	0,0046	0,3330	0,3332	0,3338
Galicia	0,0879	0,1606	0,3269	0,4246	0,3337	0,3334	0,3329
La Rioja	0,0730	0,2042	0,3450	0,3778	0,3333	0,3333	0,3334
Madrid	0,0609	0,2929	0,3032	0,3430	0,3332	0,3333	0,3335
Murcia	0,0339	0,7719	0,0935	0,1007	0,3332	0,3333	0,3335
Navarra	0,1189	0,3545	0,3613	0,1653	0,3329	0,3332	0,3338
País Vasco	0,0327	0,1282	0,1096	0,7295	0,3334	0,3333	0,3333
Valencia	0,0034	0,9632	0,0166	0,0168	0,3332	0,3333	0,3335

Bajo esta misma perspectiva, los resultados para Castilla la Mancha, Castilla y León y Navarra parecen ser similares en los dos tipos de clústeres, teniendo de esta forma un criterio de focalización más robusto para estas tres regiones. Estos

resultados se pueden ver en la tabla 13, donde se muestran los clústeres conformados por las regiones que tienen una mayor probabilidad de pertenencia.

El análisis de *fuzzy* clúster adquiere una mayor importancia en el caso de probabilidades muy cercanas como en el caso de Cataluña, la cual se encuentra en el clúster 4 con una mayor probabilidad de pertenencia (31.45%); pero al observar detalladamente las probabilidades de los clústeres 2 y 3 (31.25% y 31.04% respectivamente) estas son similares, por lo que sería complejo para el analista asignarlas a un clúster específico. Esto implicaría que hay que mirar con precaución los resultados ya que se debería considerar la pertenencia de esta región a los clústeres 2 y 3, dependiendo esta decisión de otro tipo de información o criterio de selección para ubicarlo en cualquiera de los tres clústeres de mayor probabilidad del *fuzzy* clúster. Un criterio que podría ser utilizado en este caso para tomar la decisión puede ser el del tamaño de la población de las CCAA en cada clúster, y en este sentido, sería más apropiado que Cataluña pertenezca al clúster 3 ya que la población de las cuatro CCAA que lo conforman representan alrededor del 29% del total de España, mientras que las seis del clúster 2 alcanzan el 24%, y así mismo Cataluña que es la CA que representa el 16% de la población total (segundo lugar en población del total de España) tiene un tamaño de población similar al de Andalucía que ocupa el primero con un 18% (Instituto Nacional de Estadística, 2019).

Tabla 13. Conformación de clústeres regionales a partir de resultados de *fuzzy* clúster obtenidos con elasticidades precio e ingreso para la leche líquida

Clúster 1	Clúster 2	Clúster 3	Clúster 4
Extremadura	Murcia	Andalucía	Aragón
	Asturias	Castilla la Mancha	Cataluña
	Baleares	Castilla y León	Galicia
	Canarias	Navarra	La Rioja
	Cantabria		Madrid
	Valencia		País Vasco

De otra parte, los resultados obtenidos para la leche líquida son bastante sugerentes, ya que en este caso las diferencias en la probabilidad de pertenencia a uno u otro clúster son casi insignificantes, aspecto que no se tiene en cuenta en el clúster jerárquico. Esto implica que quizás para este producto no sea adecuado hacer una focalización por CCAA sino considerar que todas las CCAA tienen un comportamiento similar. Por ello, sería más sencillo para los encargados de formular políticas públicas implementar PAA para este producto con un enfoque similar en todas las CAA analizadas, dando esto lugar a una estrategia de focalización mucho más eficiente.

3.3.3 Clústeres a partir de los componentes del índice de inseguridad alimentaria

Otra posible estrategia de focalización complementaria a los clústeres regionales es la de clústeres tomando como variables de análisis los tres componentes del índice de inseguridad alimentaria (IIA) desarrollados en el capítulo anterior.

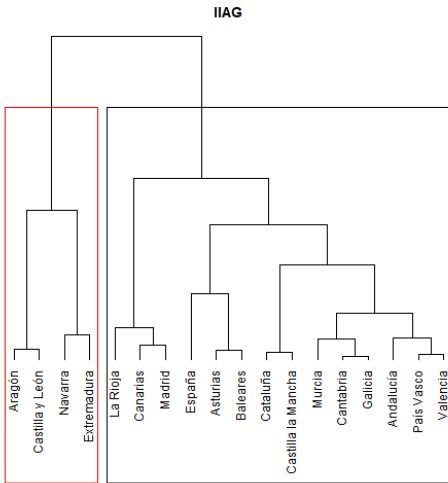
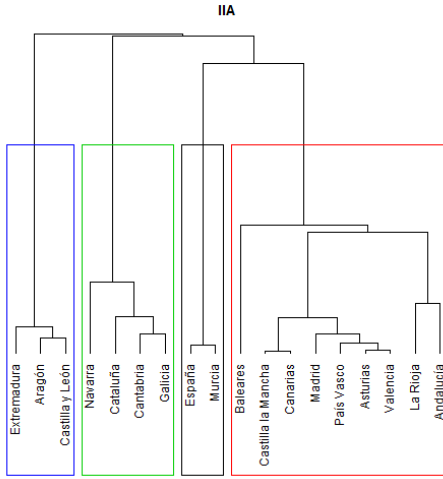
3.3.3.1 Clúster jerárquico por producto a partir del índice de inseguridad alimentaria

Para el desarrollo del clúster jerárquico por componentes del IIA se sigue un procedimiento similar al implementado en los clústeres por producto en los que inicialmente se establece el número óptimo de clústeres a utilizar y cuyos resultados se muestran en el anexo 3. A partir de esto, se estiman los clústeres y se construyen los dendrogramas correspondientes (figura 5), de los cuales es posible obtener algunas inferencias útiles para la focalización regional de un PAA.

Inicialmente, se observa que las regiones presentan agrupamientos similares en caso del índice de inseguridad alimentaria por gasto (IIAG) y el índice propio-precio de inseguridad alimentaria (IPPIA) en dos grandes bloques regionales. Una

posible explicación de estos resultados es que en estos clústeres los cambios en los precios de un alimento pueden alterar no solamente el consumo de este, sino que adicionalmente pueden cambiar el ingreso de los consumidores en forma similar en cada región que conforma el bloque. Desde otra perspectiva, sería posible enfocar una política que contrarreste simultáneamente los impactos en el consumo de un alimento causados por alteraciones en su precio en conjunto con los cambios en el ingreso que surjan.

En el caso de la clasificación obtenida para el índice precio-cruzado de la inseguridad alimentaria los bloques son distintos y esta clasificación podría considerarse más robusta ya que estaría incorporando criterios de sustituibilidad y complementariedad simultáneamente para los tres bloques regionales que se definen, teniendo en cuenta que en particular la CA de Asturias requeriría de una política de focalización exclusiva para mitigar impactos sobre la seguridad alimentaria causados por variaciones en los precios.



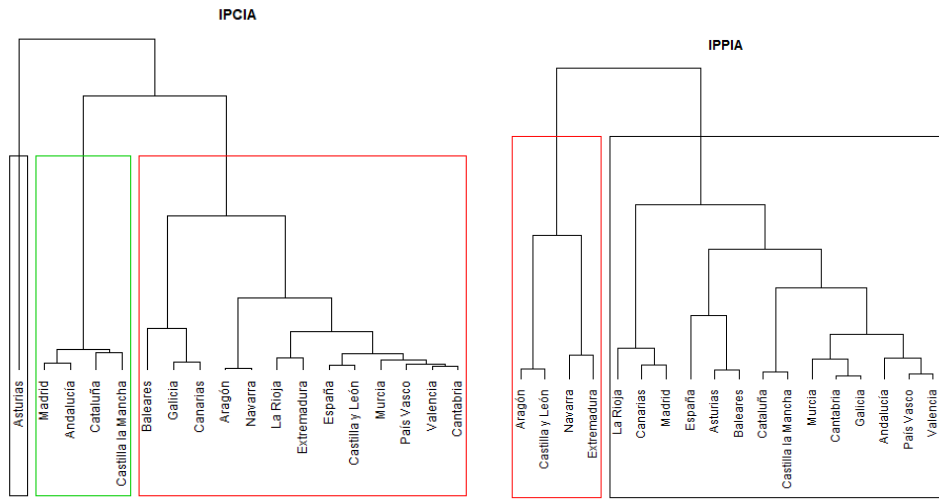


Figura 5. Dendrogramas a partir del índice de inseguridad alimentaria y sus componentes para 17 regiones en España

Finalmente, el IIA supone el caso más general para el que se tienen cuatro bloques regionales. Se destaca aquí que la CA de Murcia, aunque presenta un comportamiento distinto al de las otras CCAA.

3.3.3.2 *Fuzzy* clúster por producto a partir del índice de inseguridad alimentaria.

De manera similar para lo planteado en el clúster jerárquico, en el *fuzzy* clúster se utilizan medidas de validación para obtener el número óptimo de *fuzzy* clúster, que en cada caso es igual a cuatro (ver anexo 3). Los resultados de los *fuzzy* clúster para el IPCIA y el IIA se muestran en la tabla 14 y los de los componentes restantes en el anexo 5.

Los resultados para ambos componentes evidencian de manera clara la pertenencia a cada uno de los clústeres y presenta de alguna manera diferencias importantes con los resultados obtenidos en el clúster jerárquico. Por ejemplo, al analizar los resultados del IPCIA se encuentra que, al analizar la mayor probabilidad de pertenencia a un clúster, Asturias compartiría la ubicación con las CCAA de

Cantabria, Castilla y León, Extremadura, Murcia, País Vasco y Valencia; mientras que en el jerárquico Asturias aparecía localizado individualmente. En adición a esto, aunque Asturias pertenecería al clúster 2 con una mayor probabilidad (32.25%) dicha pertenencia no resultaría tan estricta, ya que podría pertenecer a los otros clústeres con probabilidades entre el 19% y el 24%, lo que implicaría que habría que establecer con cautela a cuál de los clústeres debería ser asignada. Las otras CCAA podrían ser asignadas de manera similar tanto para el IPCIA como para los componentes restantes del IIA.

Vale la pena destacar que para los clústeres del IIA Madrid es la CA que con mayor claridad evidencia la pertenencia al clúster 1, lo que implicaría que definitivamente dicha CA debería permanecer en este clúster compartiendo con la Rioja y Valencia características similares en términos de inseguridad alimentaria. Los resultados de los otros clústeres y CCAA pueden ser interpretados de forma análoga.

Tabla 14. Resultados *fuzzy* clúster obtenidos a partir del IPCIA y el IIA

Indicador	IPCIA				IIA			
	Número de clústeres				Número de clústeres			
Región	1	2	3	4	1	2	3	4
Andalucía	0,0558	0,1198	0,7354	0,0890	0,4495	0,2049	0,1770	0,1686
Aragón	0,0389	0,0638	0,0367	0,8606	0,1595	0,6939	0,0625	0,0841
Asturias	0,2470	0,3225	0,2385	0,1920	0,1836	0,0313	0,0691	0,7160
Baleares	0,5096	0,2582	0,1172	0,1150	0,3039	0,1057	0,1534	0,4369
Canarias	0,9453	0,0311	0,0076	0,0159	0,0380	0,0063	0,0129	0,9429
Cantabria	0,1449	0,5410	0,0801	0,2340	0,1072	0,0694	0,6744	0,1489
Castilla la Mancha	0,0534	0,1375	0,5924	0,2167	0,0848	0,0188	0,0364	0,8599
Castilla y León	0,0453	0,9007	0,0197	0,0342	0,0543	0,8709	0,0388	0,0360
Cataluña	0,0357	0,0925	0,7979	0,0739	0,2451	0,0808	0,4727	0,2015
España	0,2685	0,4876	0,0559	0,1880	0,2044	0,1805	0,2356	0,3795
Extremadura	0,0812	0,4118	0,2737	0,2333	0,1027	0,7483	0,0929	0,0561
Galicia	0,7686	0,1190	0,0354	0,0771	0,0157	0,0102	0,9597	0,0143
La Rioja	0,0699	0,2128	0,0718	0,6455	0,5339	0,1441	0,0875	0,2345
Madrid	0,0043	0,0131	0,9739	0,0087	0,9842	0,0037	0,0038	0,0083
Murcia	0,0724	0,7213	0,1294	0,0769	0,1997	0,1724	0,2249	0,4030
Navarra	0,0184	0,0359	0,0222	0,9235	0,1911	0,2462	0,4344	0,1283
País Vasco	0,3276	0,5106	0,0556	0,1062	0,2615	0,1794	0,1992	0,3599

Valencia 0,0288 0,9005 0,0257 0,0450 0,4754 0,0808 0,1390 0,3049

Estos resultados dan una idea general de cómo se concentran las regiones en términos de seguridad alimentaria y resultan útiles para ser utilizados como criterio de focalización, sin embargo, también pueden ser complementados con otros mecanismos de clasificación socioeconómica tradicionalmente establecidos por los encargados de la política pública para la asignación de recursos, como son por ejemplo el PIB per cápita, el índice de Gini y/o el coeficiente de desigualdad de Theil.

3.4 CONCLUSIONES

La persistencia de los impactos negativos de carácter social y económico que se derivan de los problemas de inseguridad alimentaria puede explicarse, en cierta medida, por la aplicación de políticas públicas de mitigación inadecuadas para la población objetivo, lo que genera una ineficiencia en el uso de los recursos. Por ello, la selección de beneficiarios en los programas de asistencia alimentaria requiere desarrollar herramientas que involucren variables objetivas de la población en situación de inseguridad alimentaria.

Los cambios temporales en variables como los precios de los alimentos y los ingresos de los consumidores pueden ser utilizados para valorar y clasificar las regiones beneficiarias en función del grado de vulnerabilidad alimentaria al que se encuentran expuestos algunos grupos poblacionales, y poder así priorizarlas dentro de los programas de SA.

Aunque en un escenario óptimo lo ideal sería encontrar una herramienta de focalización totalmente objetiva, es imposible separar el criterio de los expertos de los resultados puramente estadísticos, por lo que estos son complementarios.

Dadas las dificultades para establecer con precisión cuáles deben ser los grupos de individuos que reciban ayudas de los programas de asistencia alimentaria, es necesario seguir investigando en nuevas herramientas de focalización, que

reduzcan cualquier posible sesgo de selección dentro de la población objetivo de la política. Por ello sería interesante aplicar las de técnicas de análisis no supervisado sobre algunas variables de medición de la SA utilizadas tradicionalmente en los PAA.

**CAPÍTULO 4. IMPUESTOS AL CONSUMO DE
ALIMENTOS DE ORIGEN ANIMAL COMO
ESTRATEGIA PARA LA REDUCCIÓN DE EMISIONES
DE GASES DE EFECTO INVERNADERO**

4.1 Reducción de emisiones de efecto invernadero asociadas al consumo de alimentos

Actualmente existe una creciente preocupación con respecto a los impactos medioambientales del sector agrícola, entre otros aspectos debido al alto nivel de emisiones de gases de efecto invernadero (GEI), que según algunas estimaciones alcanzan entre el 25% y 30% de las emisiones globales totales (McMichael et al., 2007; Clark and Tilman, 2017) y de estas aproximadamente el 75% está asociada con el sector de la carne (Springmann et al., 2016; Macdiarmid et al., 2016).

Además, la cadena de suministro de alimentos de origen animal (AOA) – principalmente la carne- tiene otras consecuencias negativas para el medioambiente y la salud (Micha et al., 2010; McAfee et al., 2010) que se suman a la generación de GEI. Destacan la pérdida de biodiversidad y la reducción en el área de tierra cultivable, que ha llevado al incremento en los precios de los alimentos a mediano y largo plazo (Bailey et al., 2014; Liu, 2017). Estos problemas parecen no tener una solución a corto plazo si se tiene en cuenta que las proyecciones tanto de aumento de la población como de consumo mundial de carne, que en los países con alto ingreso oscilan entre 88 y 100 kilogramos per cápita para el año 2030 y entre 25.5 y 37 kilogramos per cápita en países de ingreso medio y bajo (Walker et al., 2005; Bruinsma, 2003). Por tanto, la reducción de emisiones GEI asociadas al consumo de alimentos es clave para alcanzar una seguridad alimentaria sostenible.

Se han planteado diferentes estrategias para reducir las emisiones de GEI generadas por el sector de la carne como son un uso más eficiente de los insumos productivos, la implementación de mejoras tecnológicas en los procesos de producción o mejorar todos los procesos relacionados con la generación y manejo de residuos (Hedenus et al., 2014; World Resources Institute, 2013).

Muchos estudios proponen cambios en las dietas que incorporen la reducción en el consumo de alimentos de origen animal, en general, y de carnes rojas, en particular como una opción importante para lograr reducciones significativas en las

emisiones de GEI así como el impacto negativo sobre la salud asociado al consumo de carne (Kim et al., 2015; World Resources Institute, 2016). Además, Mc Michael et al., (2007) sugieren que deben plantearse estrategias diferenciadas para el consumo de carne dependiendo los países en las que se implementen, y, en concreto, una reducción sustancial en el consumo de carne en los países industrializados y una restricción en el consumo en el resto de los países.

Sin embargo, a pesar del incremento en la información disponible con relación a los impactos medioambientales del consumo de carne y otros AOA, los cambios voluntarios hacia dietas más equilibradas no son fáciles de implementar ya que el consumidor tiene gustos y preferencias fuertemente arraigados que son difíciles de cambiar y, en la mayoría de los casos, considera que los impactos negativos sobre el medioambiente no son instantáneos y tomarán un largo tiempo en ocurrir (de Boer et al., 2016; Laestadius et al., 2014), por lo que no se visualiza esta situación como un problema.

Garnett et al. (2015) proponen medidas para cambiar los patrones de consumo tales como la implementación de medidas fiscales (impuestos y/o subsidios), inducir cambios en la gobernanza de la producción y el consumo de alimentos, estimular la colaboración y acuerdos compartidos (ej. uso de esquemas de certificación) o informar y educar a los consumidores. Sin embargo, la aplicación de dichas medidas aún es limitada, por lo que no hay una evidencia clara de su efectividad (Bähr, 2015; Watts et al 2015). De cualquier forma, hay un solapamiento entre las medidas citadas por lo que resulta fundamental analizar sus interacciones para diseñar estrategias efectivas que incorporen un diálogo entre los consumidores y las autoridades (de Bakker and Dagevos, 2012).

Desde la perspectiva de las estrategias fiscales y en lo referente a la aplicación de impuestos, la idea básica es minimizar las externalidades negativas medioambientales asociadas con el consumo de algunos bienes y/o servicios. Dicha idea, está asociada históricamente a los desarrollos de Pigou (1920) y es por esto que

los impuestos medioambientales se denominan impuestos Pigovianos (Hubbard and O'Brien, 2013). Implementar un impuesto teniendo en cuenta la estimación del daño marginal generado por una externalidad puede ayudar a corregirlo, asegurándose de que el mercado produzca el nivel eficiente del bien causante de dicho daño (Williams III, 2017) y esto significa que en el caso del impuesto medioambiental un producto debe ser cargado de acuerdo a sus emisiones de GEI y su costo marginal de daño (Gren et al., 2019).

En relación con la aplicación de medidas tributarias, es importante mencionar que un impuesto sobre el consumo de alimentos además de ser impopular puede llegar a tener un impacto negativo sobre los ingresos de los consumidores y en algunos casos sobre su nivel nutricional (García Muros et al., 2017). Por esta razón, estudios previos resaltan que un impuesto sobre los alimentos debe estar bien diseñado para ser considerado como una buena alternativa para que cambie el comportamiento del consumidor, haciendo que este modifique su perfil de consumo hacia alimentos más respetuosos con el medio ambiente (Hunter and Rööös, 2016; Abadie et al., 2016) y que sean nutricionalmente efectivos.

En cualquier caso, el principio fundamental al que conlleva el impuesto en término de la toma de decisiones es el consecuencialismo (Yang and Heijungs, 2018); es decir, antes de establecer un impuesto sobre la carne o cualquier otro AOA es necesaria una evaluación *ex ante* de las consecuencias medioambientales inducidas por el impuesto (Säll and Gren, 2015).

4.2 Revisión de la literatura relacionada con la implementación de impuestos a los alimentos

Al hacer una revisión de la literatura relacionada con la aplicación de impuestos a los alimentos se encuentran múltiples dimensiones y formas de abordar el tema. Además, la mayoría de los estudios se concentran en evaluar los impactos de los impuestos sobre variables asociadas a la salud y nutrición (p.ej. Maniadakis

et al. 2013; Thow et al., 2010), siendo mucho menor la proporción de estos que se concentra en evaluar impactos medioambientales como tal.

Aleksandrowicz et al. (2016) concluyen que una reducción en el consumo de carne (y en particular de rumiantes) y derivados lácteos puede conllevar beneficios medioambientales proporcionalmente mayores a dicha reducción. En este sentido, los impuestos sobre el consumo de la carne han surgido como un medio para promover cambios hacia dietas más sostenibles, acorde con el principio de “quien contamina paga”.

Un aspecto metodológico clave que aborda la literatura y que se debe tener en cuenta cuando se quiere implementar un impuesto es si aplicarlo un impuesto *ad valorem* o un impuesto unitario específico. El impuesto *ad valorem*, está relacionado con la imposición de una tasa impositiva por cada unidad monetaria que un consumidor gasta; mientras que el segundo plantea cobrar una cantidad específica de dinero por cada unidad de producto generado (Perloff, 2018).

En un escenario de mercados competitivos con incertidumbre en la demanda, los impuestos *ad valorem* son los preferidos y solamente en el caso de la existencia de monopolios en la producción y mercados perfectamente competitivos sería más eficiente implementar impuestos específicos (Dickie and Tandel, 1996). En línea con lo anterior, el coste administrativos de recogida del impuesto junto con el de monitoreo de las emisiones pueden cambiar significativamente los resultados obtenidos con el impuesto (Nechyba, 2015) y es por esto que, en general los impuestos se basan principalmente en el nivel medio de emisiones de cada tipo de alimento, de manera que represente a todos los productores presentes en el mercado, en lugar de establecer impuestos en función de las emisiones específicas que genere cada productor en particular.

De esta manera, el uso de impuestos que tienen en cuenta el promedio de emisiones generará menor sesgo ya que la variación en la HC entre productores

individuales del mismo producto es mucho menor que la diferencia en la HC entre los distintos tipos de alimentos (Wirsenius et al., 2010).

Señalar también que implementar un impuesto al consumo representa una mejor opción que a la producción (Slemrod, 1990; Säll and Gren, 2015) ya que de esta manera se pueden tener en cuenta todas las emisiones a lo largo del ciclo de vida del producto. Adicionalmente, los impuestos sobre el consumo pueden reducir las emisiones de bienes que sean producidos a nivel local o que provengan de importaciones de otros países (Gren et al., 2019; Sall and Gren, 2015), evitando de esta manera las denominadas “fugas de carbono” (lo que se conoce por *carbon leakage* en inglés), esto es, que se produzca un incremento en las emisiones de GEI en un país como consecuencia del esfuerzo de otro país por reducir sus emisiones (Edjabou and Smed, 2013). Así, los impuestos pueden afectar las ventas no solo dentro de una región (por ejemplo, la UE) sino también en países en desarrollo, lo que supondría una carga desproporcionada sobre estos últimos. Para evitar esto, las responsabilidades diferenciadas deben ir acompañadas por otro tipo de estrategias que permitan transferir el ingreso obtenido por el impuesto a los países en desarrollo (Bähr, 2015).

Al analizar casos de estudio relacionados con el impacto que generan los impuestos sobre AOA, su implementación puede analizarse de diferentes formas. Así, Edjabou and Smed (2013) comparan los efectos de un impuesto sobre todo tipo de alimentos en lo que se denomina un escenario no compensado (con ingresos de los consumidores reducidos por el impuesto) con escenarios en los cuales el ingreso total de los consumidores permanece inalterado (escenario compensado).

De otra parte, Gren et al. (2019) sugieren que los impuestos sobre los GEI deben analizarse cuidadosamente para evitar la doble tributación y consideran que es mejor asignar impuestos diferenciados para cada GEI y no solamente sobre las emisiones de CO₂. Abadie et al. (2016) abordan el problema de la tasación de forma distinta y estiman la combinación óptima de impuestos *ad-valorem* junto con

subsidios que minimicen las pérdidas de peso muerto causadas por el impuesto desde la perspectiva de la pérdida irrecuperable de eficiencia que los impuestos puedan traer.

Otro aspecto metodológico analizado en la literatura es cómo valorar los cambios en el consumo de alimentos. Se han utilizado diversas herramientas económicas para evaluar las alteraciones en el consumo como consecuencia de los impuestos. Estas herramientas permiten determinar el grado de sustitución potencial entre grupos de alimentos y predecir si los impuestos pueden reducir las emisiones de GEI. En general, estos estudios calculan la demanda de alimentos, así como elasticidades precio y gasto utilizando variaciones de los denominados sistemas cuasi ideales de demanda (Edjabou and Smed, 2013; Säll and Gren, 2015; Chalmers et al., 2015; Säll, 2018) mientras que el sistema de demanda denominado *Exact Affine Stone Index* (EASI), ha sido utilizado por Caillavet et al. (2016).

Al analizar el efecto de los impuestos sobre la nutrición, Bonnet et al. (2018) encontraron que un impuesto al consumo de productos animales lleva a un decrecimiento en todos los indicadores nutricionales. Sin embargo, cuando solo se aplicaban impuestos sobre la carne de rumiantes, el impacto sobre la nutrición se mitiga porque la reducción en la fracción consumida de este tipo de carnes implica su sustitución por otros alimentos de origen vegetal y animal.

Caillavet et al. (2019) también detectan una reducción en los parámetros nutricionales cuando se aplican impuestos sobre todos los alimentos de origen animal. Estos autores obtienen los mejores resultados nutricionales en el caso de un escenario neutral en términos de ingresos, en el cual se otorgan subsidios a los alimentos de origen vegetal más saludables y respetuosos con el medio ambiente. De otra parte, Caillavet et al. (2016) encuentran que la calidad nutricional empeora cuando se aplican impuestos sobre todos los alimentos de origen animal, mientras que mejora cuando solamente los ricos en grasas se cargan con dicho impuesto.

El efecto distributivo de un impuesto es el otro aspecto crítico, aunque menos abordado en la literatura. Caillavet et al. (2019) destacan que una de las mayores desventajas de una política tributaria enfocada en los impuestos es su regresividad, ya que los hogares de menores ingresos tienden a gastar una mayor proporción de sus ingresos en alimentos. Por ello, estos autores concluyen que los impuestos sobre el carbono deberían ser muy altos para poder obtener reducciones sustanciales en las emisiones, aunque la regresividad sería mayor. Además, resaltan que es importante analizar los ingresos de las familias antes de plantear un impuesto ya que este podría no tener aceptabilidad por parte de algunos grupos de consumidores.

En un estudio de caso en hogares de España, García-Muros et al. (2017) observaron que en términos de bienestar los impuestos pueden ser regresivos, siendo los hogares de bajos ingresos y los unipersonales los más afectados; mientras las personas más jóvenes y los adultos que viven solos serían los menos afectados.

De otra parte, Säll (2018) estudió los efectos distributivos de un impuesto sobre la carne en hogares suecos teniendo en cuenta la perspectiva del ingreso y del gasto individual, alejándose del principio de dualidad que plantea la teoría económica. Este autor encontró un impacto regresivo sobre todos los grupos de ingreso desde la perspectiva del gasto, siendo el grupo de ingreso medio el más afectado; mientras que, por el lado del ingreso, los hogares de ingresos más bajos necesitarían una compensación. Caillavet et al (2016) por otro lado, encontraron un impacto regresivo sobre el bienestar generado por impuestos sobre los alimentos de origen animal, con pérdidas que dependían del escenario de tributación a implementar.

En términos regionales, la mayoría de los estudios se han centrado sobre regiones específicas, en particular en países de altos ingresos, siendo aún escasos los estudios de carácter global que evalúen los impactos de impuestos en distintos tipos de países. Desde esta visión, Springman et al. (2016) analizaron los impactos de impuestos sobre el consumo de alimentos y la seguridad alimentaria en 150 regiones

alrededor del mundo. Sus resultados sugieren que cargar impuestos sobre los alimentos puede ser una política de mitigación del cambio climático que mejore los indicadores de salud en las regiones de ingreso medio y alto, así como en una gran proporción de las de menor ingreso. No obstante, en términos de ingresos la población de menores ingresos sería la más afectada por lo que proponen que haya una transferencia de parte del ingreso obtenido por el impuesto hacia esta.

Finalmente, Zech and Schneider (2019) analizaron como el comercio internacional y las emisiones de GEI se verían afectadas por un impuesto al carbono en la UE sobre todos los productos alimentarios y observan que el impuesto puede ser menos efectivo que lo sugerido por estudios previos. Estos autores encuentran que habría un 43% de fuga de carbono debido a caídas en la demanda doméstica, que se contrarrestaría por el incremento en las exportaciones netas de alimentos.

4.3 Análisis de ciclo de vida consecucional (ACV-C)

El ACV, y en concreto la HC, se han utilizado ampliamente para valorar el impacto medioambiental de las dietas con y sin fuentes de proteína animal (Scarborough et al., 2014; Ribal et al., 2016). Sin embargo, la mayoría de los estudios de este tipo aplican el ACV desde una perspectiva atribucional, sin tener en cuenta las posibles consecuencias de las fuerzas de mercado que pueden estar actuando. Ante esto el ACV-C surge como una buena herramienta para modelar los cambios medioambientales que surgen en respuesta a cambios sobre los niveles de emisiones de GEI, con implicaciones marginales o estructurales que van más allá de analizar exclusivamente los diferentes sistemas de producción (Ekvall and Weidema, 2004).

Se han propuesto diferentes estrategias de ACV-C para tratar de establecer los cambios en el nivel de consumo de un producto que pueden surgir como una consecuencia de la alteración en la demanda de productos en un sistema (Earles and Halog, 2011; Brander et al., 2008). Como señalan Yang and Heijungs (2018) tanto el ACV-A como el ACV-C tienen fortalezas y debilidades, siendo un aspecto decisivo del ACV-C la razón de sustitución entre los productos del sistema que están

siendo comparados. En este sentido, Chalmers et al. (2015) resaltan la importancia de modelizar dicha razón de sustitución basándose en datos empíricos y proponen calcular esta razón a partir de las elasticidades precio-cruzado de la demanda para posibles productos competidores entre sí.

Como un primer paso para valorar las consecuencias de los impuestos a la carne sobre el medio ambiente, en el presente capítulo se busca determinar cómo un impuesto sobre diferentes AOA modificaría la HC asociada con su consumo en España. De esta manera, se pretende analizar diferentes escenarios relacionados con las consecuencias directas del impuesto sobre la HC del producto que está siendo gravado con el impuesto y adicionalmente, evaluar también las consecuencias indirectas sobre la HC de otros productos de origen animal, haciendo énfasis en los efectos de sustituibilidad y complementariedad entre ellos.

4.4 Impactos medioambientales generados por la aplicación de impuestos a la carne en España

Uno de los objetivos fundamentales de un impuesto es alterar las cantidades consumidas tanto del producto afectado directamente por el impuesto, así como de los productos que estén relacionados con este, ya sea por efectos de sustituibilidad como de complementariedad entre ellos. Es por esto que, al aplicar un impuesto sobre un producto específico, que en el presente caso va a ser un tipo de carne, será posible establecer cómo cambia la demanda de esta y la de los otros tipos de carne considerados en el análisis. Asociado a esto, se establecerán también los posibles cambios que se puedan generar sobre las emisiones de GEI ante el impuesto.

4.4.1 Fuentes de datos

Para este análisis se han utilizado datos trimestrales de las compras de cinco tipos de carne (cerdo, pollo, vacuno, pavo y cordero⁴) junto a los de pescado y los huevos, obtenidos del Panel de Consumo Alimentario en España para un período de 46 trimestres que comprende desde el primer trimestre de 2004 hasta el segundo trimestre del año 2015. El consumo está dado en miles de kilogramos y los precios de cada uno de los alimentos en Euros (€) por kilogramo. Los productos cárnicos utilizados se clasifican como congelados, frescos o ahumados. Como el grupo de pescados incorpora tanto pescados como moluscos, cefalópodos y otros productos del mar en un único grupo, se ha construido un índice ponderado de precios. Los huevos se han incluido por su sustituibilidad con la carne; sin embargo, solamente se han tenido en cuenta los huevos de gallina que en promedio para el período estudiado constituyen el 99.5% del total de huevos.

En cuanto a la HC de los AOA analizados, se construyó una base de datos con los valores de HC a partir de una revisión de la literatura sobre ACV y HC que considera distintos sistemas de crianza, granjas y tecnologías de procesado y que se muestran en el anexo 6. La base de datos consta de más de 300 valores relacionados con AOA, principalmente de revistas científicas y reportes de investigación de instituciones como la FAO. En la tabla 15 se muestran, entre otros, los resultados de la HC media para cada AOA, que serán utilizados para las estimaciones y el número de fuentes utilizadas para su cálculo.

⁴ El grupo alimentario cordero incluye también la carne de cabra.

Tabla 15. Huella de carbono media de los alimentos de origen animal analizados.

Producto	Huella de carbono (kg CO ₂ eq · kg producto ⁻¹)	Desviación estándar	Observaciones utilizadas
Vacuno	18.21	0.59	86
Pollo	4.02	0.25	43
Huevos	3.02	0.19	26
Pescado	2.83	0.24	65
Cerdo	4.97	0.22	67
Cordero	22.96	1.17	41
Pavo	5.56	0.27	8

4.4.3 Metodología implementada

Para el presente análisis, el primer paso fue la estimación de las elasticidades precio y de gasto en los siete grupos de productos seleccionados, para lo cual se ha utilizado un modelo cuasi ideal de demanda (AIDS) similar al desarrollado en el capítulo 2, con una variante relacionada con el uso de la técnica conocida como *bootstrap* de bloques móviles (BBM) o en inglés *Moving Block Bootstrap*.

4.4.3.1 *Bootstrap* de bloques móviles

Cuando se utilizan los modelos AIDS para hacer estimaciones de diferentes tipos de elasticidad se pueden presentar algunos problemas relacionados con el tamaño de la muestra y con el tipo de datos que se están utilizando. En este sentido, un tamaño pequeño de muestra puede traer consigo una distribución de los parámetros con la que posiblemente se hagan malas inferencias acerca de los resultados obtenidos y adicional a esto cuando los datos con los cuales se trabaja están en forma de series de tiempo se pueden encontrar problemas de correlación entre los errores del modelo (Baltagi, 2008; Greene, 2012).

Una alternativa de solución para estos problemas es utilizar la técnica de *bootstrap* de bloques móviles (BBM). Esta técnica se ha utilizado en el presente

trabajo para obtener una distribución empírica de las elasticidades y su correspondiente valor medio. A continuación, a partir de estas elasticidades y con el uso de un sistema de ecuaciones de demanda, se han predicho los cambios en la demanda de cada AOA en escenarios en los que se implementan distintas tasas de impuestos sobre cada uno de los alimentos analizados y los respectivos cambios en las HC o asociada a cada una de las cantidades demandadas.

En términos generales, el *bootstrap* en su forma clásica toma la muestra de una población y la remuestra múltiples veces para producir la denominada muestra *bootstrapped* (Lahiri, 2003), la cual tiene una distribución cercana a la normal.

Como se mencionó anteriormente, cuando los datos del fenómeno analizado corresponden a intervalos discretos de tiempo, es probable que algunas observaciones sucesivas estén correlacionadas y en estos casos el *bootstrap* clásico omite esta estructura de correlación. Para resolver esta dificultad, el BBM permite hacer un remuestreo de bloques de observaciones consecutivas que preservan la estructura de las observaciones originales en cada bloque, siendo por ende un método eficiente que corrige el problema de los errores correlacionados serialmente (Mizobuchi and Tanizaki, 2013).

La figura 6 muestra un esquema que muestra el BBM implementado y que se puede describir de manera resumida como se muestra a continuación.

Supongamos que $r \equiv r \in [1, T]$ es un entero. Denotemos $\chi = (X_1, \dots, X_T)$ como el conjunto de observaciones, donde cada $X_t \equiv (w_t, p_t)$ es el vector de datos en el tiempo t para $t = 1, 2, \dots, T$. Sea $\beta_i = (X_i, \dots, X_{i+r-1})$ el conjunto que denota un bloque de longitud r comenzando con X_i , $1 \leq i \leq N$, donde $N = T - r + 1$.

De acuerdo a esto, es posible seleccionar un número de bloques de manera aleatoria a partir del conjunto $\{\beta_1, \dots, \beta_N\}$ para derivar las m muestras del BBM. Luego, se extrae una muestra aleatoria simple con remplazamiento $\{\beta_1^*, \dots, \beta_m^*\}$ a partir de $\{\beta_1, \dots, \beta_N\}$. Cada bloque β_j^* , $j = 1 \dots m$, tiene r observaciones consecutivas

y así la muestra BBM tiene tamaño $k \equiv mr$. La muestra BBM se utiliza para estimar las elasticidades y las cantidades demandadas a partir del modelo AIDS utilizando el paquete micEconAids (Henningsen, 2015) para R (R Core Team, 2018).

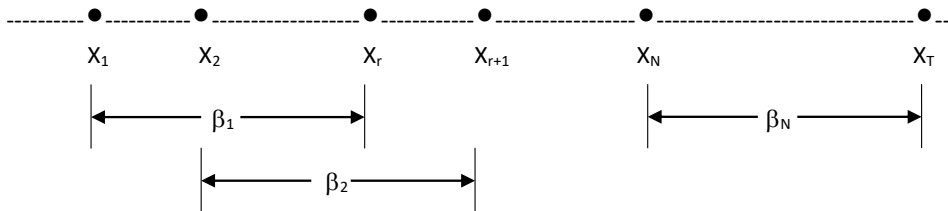


Figura 6. Agrupación de bloques traslapados utilizando el BBM

Fuente: Elaboración propia a partir de Lahiri (2003).

Subsecuentemente, la HC total asociada a cada producto se calcula a partir de las HC individuales de cada producto (Tabla 15) y la estimación de las cantidades demandadas con y sin impuesto. Los procedimientos de estimación y muestreo se repiten mil veces ($n=1000$) para obtener una distribución empírica de la HC total para cada producto en cada uno de los escenarios implementados.

La distribución de la HC se ha obtenido para dos escenarios: (i) considerando el precio original de los productos, esto es, sin la aplicación de impuestos y (ii) utilizando un precio modificado con tasas impositivas desde el 10% al 20%. Para mejorar la visualización y permitir una comparación de las curvas de HC con y sin impuesto se utiliza un proceso de alisado de diagramas de dispersión localmente estimados (en inglés *Locally Estimated Scatterplot Smoothing, LOESS*) (Cleveland, 1979).

4.5 Resultados obtenidos

4.5.1 Consumo

El volumen de consumo de los AOA en el período analizado se muestra en la figura 7. Se observa que para el caso de los huevos hay una caída persistente; mientras que para el vacuno y el cordero el consumo se mantuvo estable hasta el año 2008 y a partir de ese año se observa un decrecimiento. En el caso del pescado, aunque su consumo se incrementó durante los primeros años del análisis este se ha ido reduciendo gradualmente y en el año 2015 su consumo llegó a valores similares a los del comienzo del período estudiado. Lo opuesto se observa para el pavo, ya que su consumo cayó hasta el año 2008 y a partir de este año comenzó a crecer. La situación que se presenta para el año 2008 en particular puede explicarse por el comienzo en ese año de la llamada recesión económica, siendo importante resaltar que esta no afectó la dinámica de consumo en alimentos como el cerdo y el pollo.

De otra parte, se observan diferencias importantes en la fracción porcentual consumida de cada uno de los productos (figura 8). Se observa un decrecimiento gradual en el consumo de cordero, huevos y vacuno, aunque parece mantenerse estable en los últimos períodos de tiempo analizados. De otra parte, se observan cambios en la tendencia para el consumo de cerdo, pollo y pavo en 2015, donde se evidencia un incremento importante con respecto a los valores que se tenían para el año 2004.

En general para el período analizado, el pescado representa la mayor fracción de consumo promedio (39%) comparado con los otros productos: pollo (19%), cerdo (16%), huevos (12%), vacuno (7%) y el 7% restante corresponde a las carnes de cordero y pavo. Los altos valores obtenidos para el pescado se pueden explicar por el agrupamiento de todos los productos de origen marino en uno solo, lo cual es necesario para que el modelo AIDS sea computacionalmente consistente y preserve el principio de parsimonia (Gujarati y Porter, 2009).

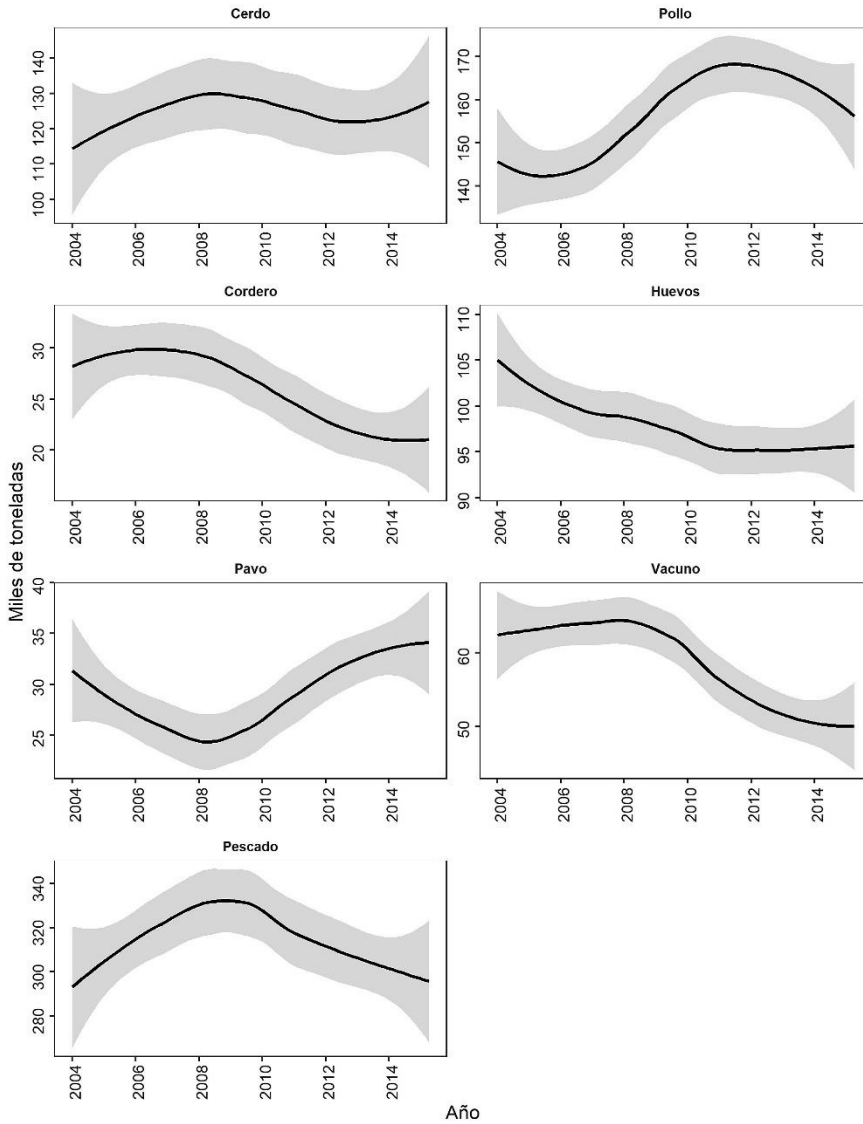


Figura 7. Evolución del consumo en siete grupos de alimentos de origen animal en España (1er trimestre 2004 - 2º trimestre 2015)

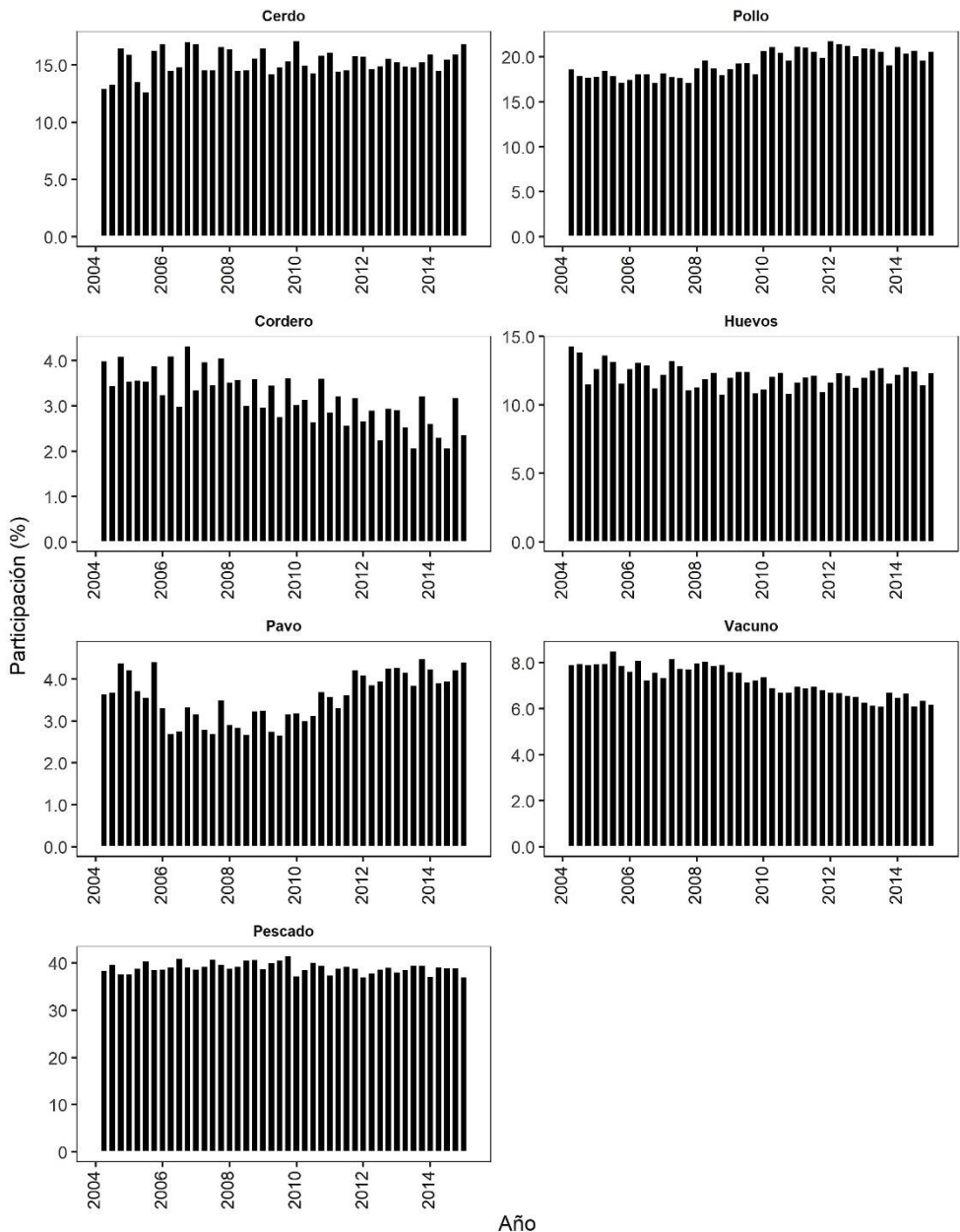


Figura 8. Participación porcentual en el gasto para siete alimentos de origen animal en España (1^{er} trimestre 2004 - 2^o trimestre 2015)

4.5.2 Elasticidades

La tabla 16 muestra los resultados de las elasticidades obtenidos a partir de la implementación del modelo AIDS utilizando muestras generadas a partir del BBM. Los valores que aparecen en la última columna corresponden a la elasticidad de gasto (ingreso), las elasticidades en negrita son las elasticidades propio-precio y los valores restantes corresponden a las elasticidades precio-cruzado.

Tabla 16. Valores promedio de elasticidades propio precio, precio-cruzado y de gasto a partir de 1000 iteraciones del procedimiento de remuestreo por BBM

	Cerdo	Pollo	Cordero	Huevos	Pavo	Pescado	Vacuno	Gasto
Cerdo	-0,399	0,688	0,495	0,100	-0,429	0,231	0,690	1,002
Pollo	-0,826	-0,028	0,193	0,158	0,011	0,210	0,281	0,568
Cordero	1,435	0,465	-0,966	-0,535	-0,033	0,374	-0,741	2,210
Huevos	0,371	0,488	-0,686	0,010	0,104	-0,019	-0,268	0,731
Pavo	-1,940	0,039	-0,050	0,123	-0,856	2,567	0,116	0,689
Pescado	0,075	0,057	0,042	-0,002	0,184	-0,111	-0,244	0,915
Vacuno	0,970	0,334	-0,361	-0,102	0,031	-1,066	0,194	1,489

Con los resultados obtenidos para las elasticidades precio-cruzado se puede realizar una clasificación de los productos en complementarios y sustitutos, manteniendo un análisis similar al utilizado en el capítulo 2 del presente trabajo. En este contexto, si se analiza el resultado para la elasticidad precio-cruzada entre un par de alimentos y esta tiene un valor negativo, se considerarán los dos bienes como complementarios; mientras que si se tiene un resultado con signo positivo para dicha elasticidad esto significa que los bienes se comportan como sustitutos.

Las relaciones que se encuentran a partir de los resultados obtenidos para las elasticidades se muestran en la tabla 17. A partir de estos resultados es posible inferir que son mayores las relaciones de sustituibilidad que de complementariedad.

Para alimentos como el cerdo, pollo, huevos y pescado se encuentran algunas similitudes con otros estudios desarrollados para España (García-Muros et al., 2017; Lasarte et al., 2014), principalmente en el signo de las elasticidades propio-precio y

las elasticidades de gasto. Inicialmente las simulaciones no cumplían con la propiedad de simetría requerida por uno de los supuestos del modelo AIDS en el caso de la pareja vacuno-pavo y esto puede ser causado porque el efecto ingreso es extremadamente fuerte para algunos productos (Nicholson and Sneyder, 2008). Es por esto, que se utilizó la demanda Hicksiana dentro del paquete R en las simulaciones, con lo que se corrigió el problema de la simetría.

Tabla 17. Clasificación de los siete alimentos de origen animal a partir de los resultados de elasticidades precio-cruzado.

	Cerdo	Pollo	Cordero	Huevos	Pavo	Pescado	Vacuno
Cerdo		C	S	S	C	S	S
Pollo	C		S	S	S	S	S
Cordero	S	S		C	C	S	C
Huevos	S	S	C		S	C	C
Pavo	C	S	C	S		S	S
Pescado	S	S	S	C	S		C
Vacuno	S	S	C	C	S	C	

4.5.3 Huella de carbono con y sin impuesto

La figura 9 muestra los resultados para la HC expresados para cada AOA sin impuesto y con un impuesto del 20% aplicado sobre el vacuno, que tiene la mayor HC individual de todos los productos analizados, mientras que la figura 10 muestra el cambio generado en la HC para el mismo caso.

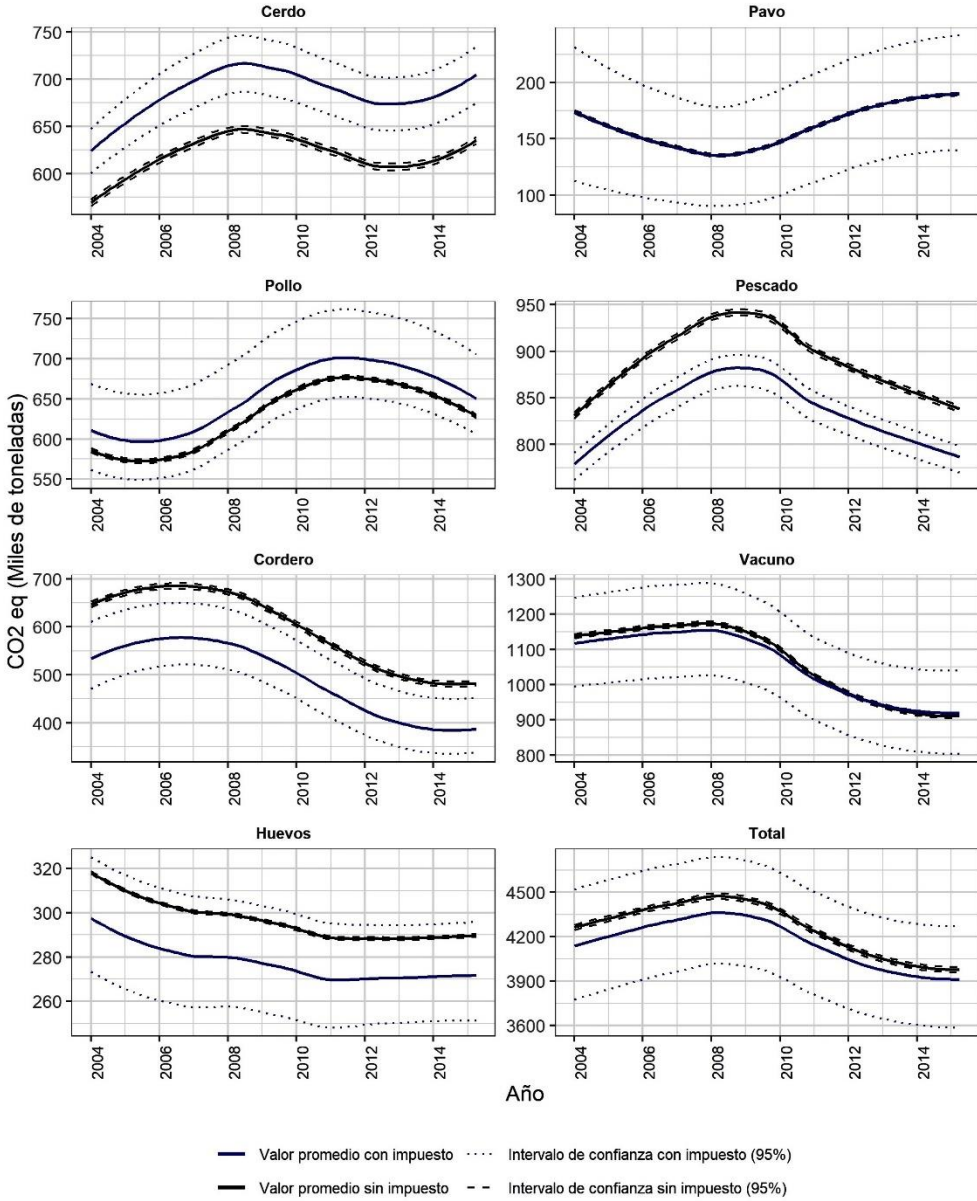


Figura 9. Huella de carbono generada por el consumo de alimentos de origen animal en España (1er trimestre 2004 - 2º trimestre 2015) sin impuesto y con un impuesto del 20% sobre la carne de vacuno

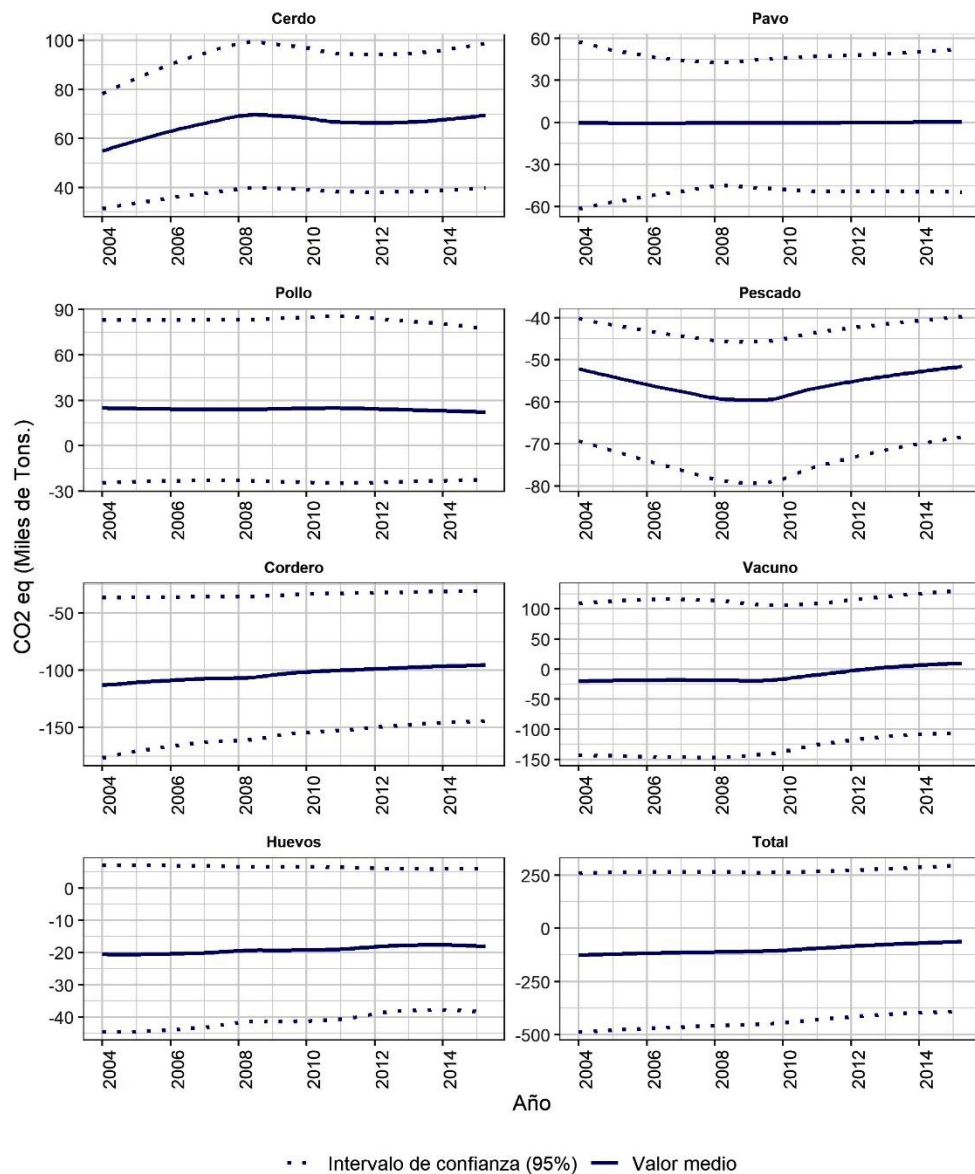


Figura 10. Cambio en la huella de carbono por producto y para el total de los alimentos de origen animal en España (1er trimestre 2004 - 2º trimestre 2015) considerando la implementación de un impuesto del 20% sobre la carne de vacuno

En ambas figuras se muestra el intervalo de confianza del 95% para las dos situaciones y se encuentra que para el caso de la HC del cerdo, cordero y pescado los intervalos no se solapan (figura 11), lo que puede interpretarse como

estadísticamente significativo. Para el resto de los productos las curvas de los intervalos de confianza están solapadas, pero estas de alguna forma presentan lo que se denomina similitud estadística, por lo que esto no implica que el efecto del impuesto sobre la HC de estos productos pueda considerarse nulo y por lo tanto el efecto del impuesto existe (Ellis and Steyn, 2003; Nakagawa and Cuthill, 2007).

Como resultado del impuesto del 20% sobre el vacuno, las emisiones totales durante el período analizado no se redujeron como se podría esperar. A partir de la figura 9 se puede deducir que aparentemente los consumidores reducen su consumo de carne de vacuno hasta el año 2010, pero se incrementa a partir de este año, mientras que al final del período de análisis el efecto del cambio en la HC de total es casi nulo, lo que implica una fuerte preferencia por el consumo de vacuno que es difícil de alterar exclusivamente con el impuesto.

Las relaciones de sustituibilidad y complementariedad explican los cambios en las emisiones asociadas con el consumo del resto de AOA como respuesta al impuesto del 20% sobre el vacuno. En línea con esto, se evidencia una reducción en las emisiones asociadas con el consumo de pescado, huevos y cordero, lo cual se explica por la complementariedad existente entre esos productos y el vacuno. De otro lado, las relaciones de sustituibilidad son claras para el cerdo y el pollo, ya que, como respuesta al impuesto sobre el vacuno, los consumidores aparentemente sustituirían el vacuno por estos productos, con el correspondiente incremento en sus HC. Para el pavo, el efecto del impuesto sería estadísticamente nulo.

Analizar el impacto de un impuesto sobre el cambio en la HC para un único producto puede llevar a una mala interpretación de los resultados totales, como sucede al analizar el caso de un impuesto del 12.5% al consumo de la carne de cerdo (figuras 11 y 12).

Como se observa en la figura 11, este impuesto llevaría a una gran reducción en las emisiones GEI asociadas con el cerdo y también a una reducción en la HC del pavo, pollo y pescado, debido a los efectos de complementariedad. A su vez, dados

los efectos de sustituibilidad, se observa un incremento en la HC del cordero, los huevos y el vacuno. Como resultado de todos esto, el cambio neto en la HC total asociada con el consumo de los AOA es positivo.

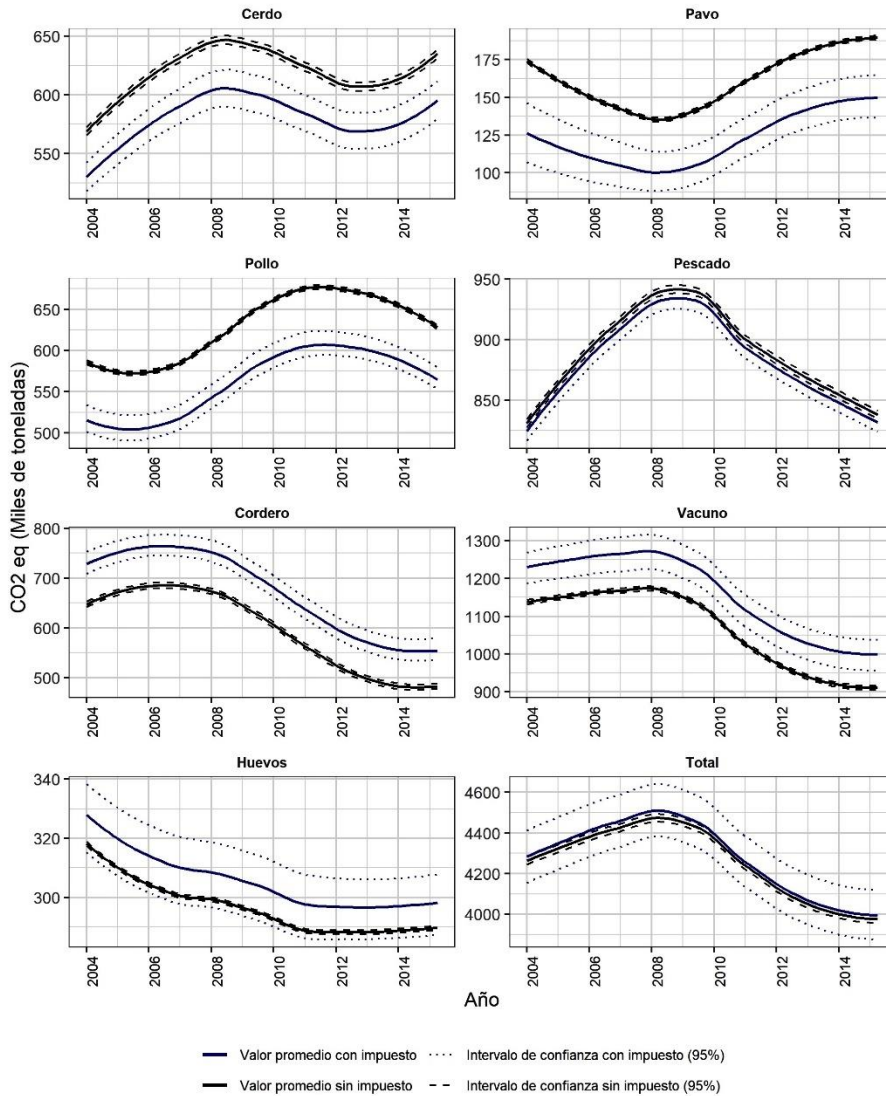


Figura 11. Huella de carbono generada por el consumo de alimentos de origen animal en España (1er trimestre 2004 - 2º trimestre 2015) sin impuesto y con un impuesto del 12.5% sobre la carne de cerdo

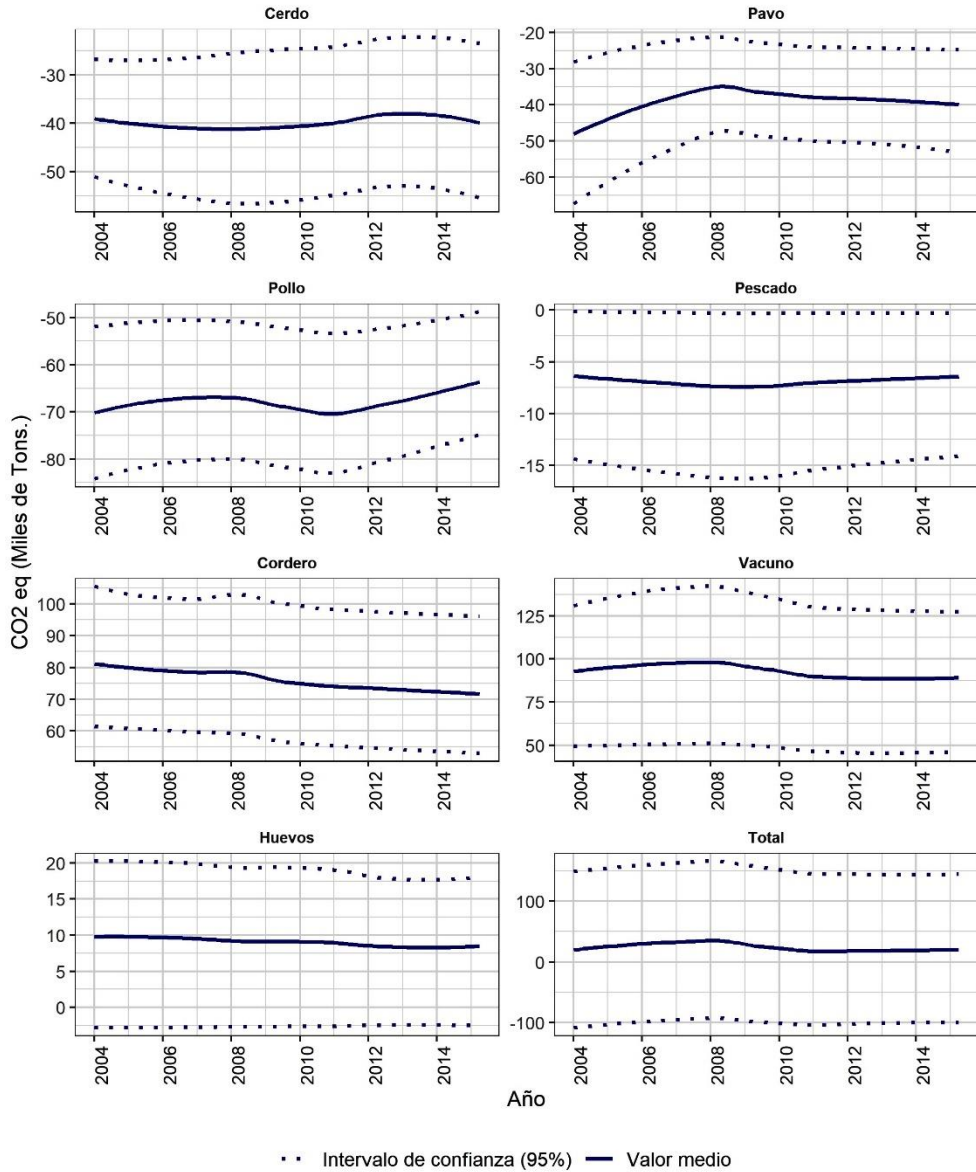


Figura 12. Cambio en la huella de carbono por producto y para el total de los alimentos de origen animal en España (1er trimestre 2004 - 2º trimestre 2015) considerando la implementación de un impuesto del 12.5% sobre la carne de cerdo

Al aplicar las otras tasas de impuestos al cerdo se encuentran resultados similares. Es decir, a pesar de reducir sus propias emisiones GEI se observa un incremento en la HC neta estimada para todos los productos. Esto, permite resaltar el hecho de que la aplicación de un impuesto sobre el consumo de un producto individual puede reducir sus emisiones, pero la reducción total puede no ser la esperada, ya que se puede obtener un incremento más que una reducción en la HC total.

En el caso de un impuesto del 10% sobre el pescado, alimento con una HC menor que la del vacuno, se observa que la HC de seis de los siete productos analizados disminuye, mientras que solo en el pavo se observa un incremento (figuras 13 y 14). Además, la reducción en la HC total generada por el impuesto sobre el pescado es mayor que la que se obtiene en el caso del impuesto sobre el vacuno. Esto se puede explicar directamente por el hecho de que el pescado es el producto que presenta la mayor participación en el consumo total de AOA y por su alta sustituibilidad con la mayoría de los productos analizados.

Los resultados de las simulaciones en todos los productos y las diferentes tasas impositivas simuladas se muestran en los gráficos del anexo 7.

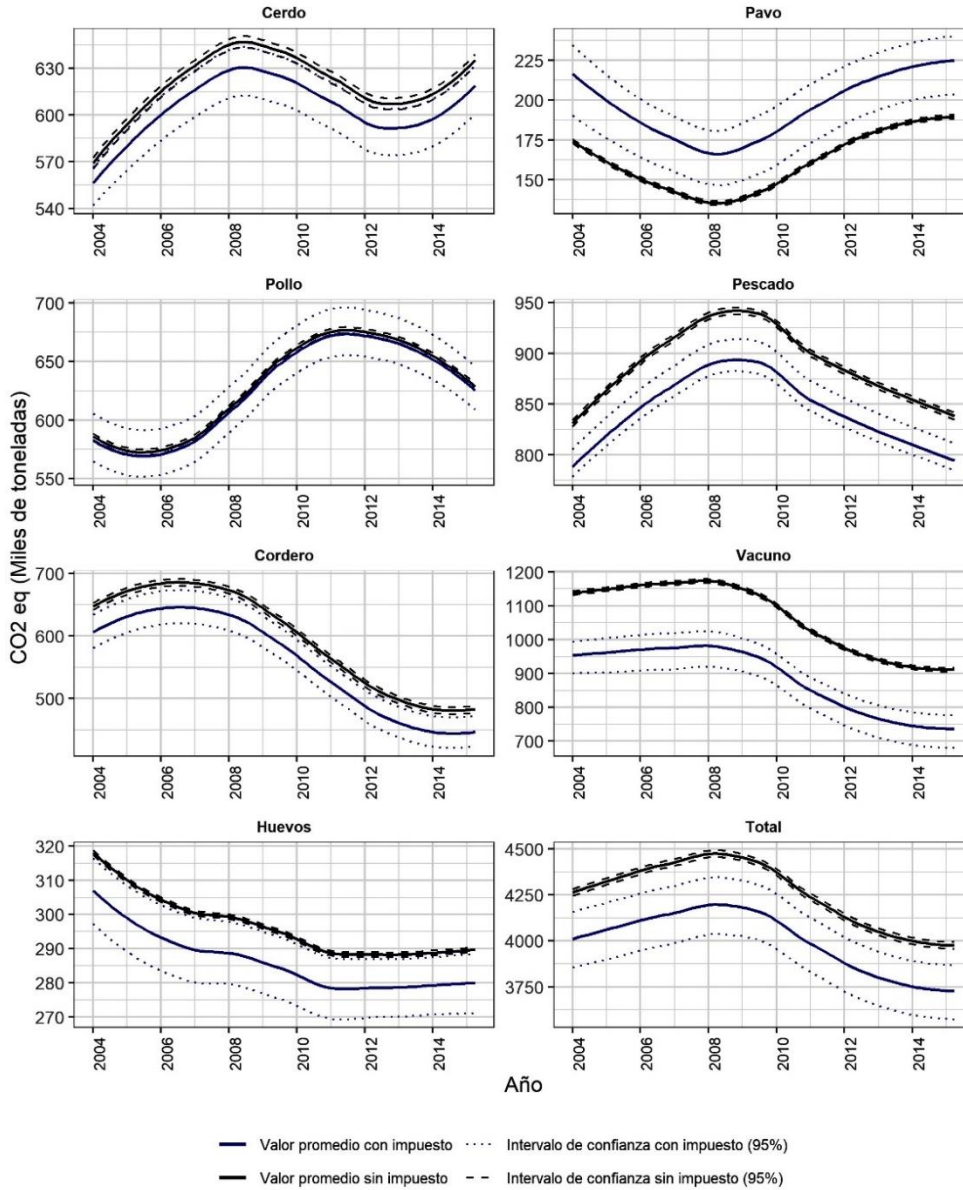


Figura 13. Huella de carbono generada por el consumo de alimentos de origen animal en España (1er trimestre 2004 - 2º trimestre 2015) sin impuesto y con un impuesto del 10% sobre el pescado.

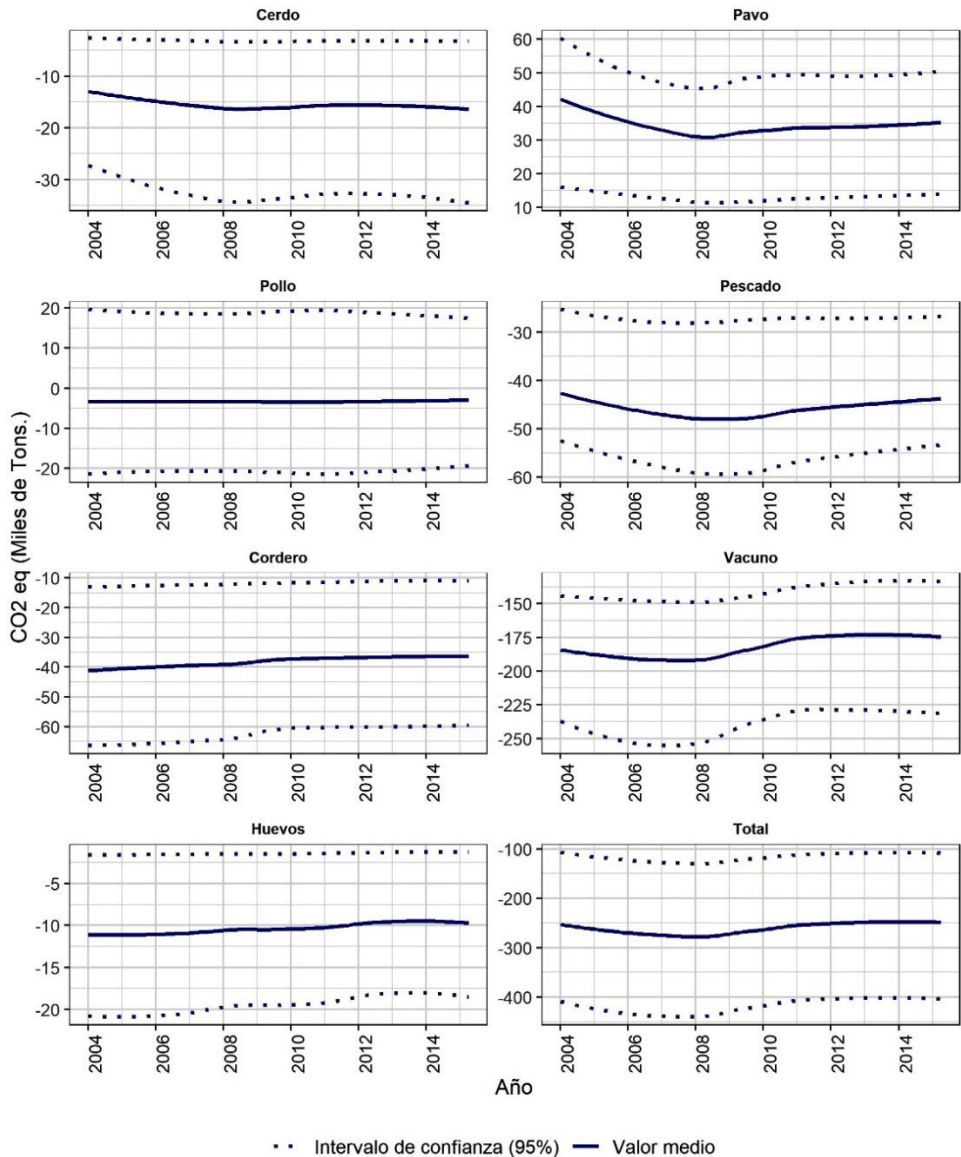


Figura 14. Cambio en la huella de carbono por producto y para el total de los alimentos de origen animal en España (1er trimestre 2004 - 2º trimestre 2015) considerando la implementación de un impuesto del 10% sobre el pescado

En la figura 15 se presenta una valoración de la HC total durante todo el período de análisis (1er trimestre 2004 - 2º trimestre 2015) considerando la aplicación de diferentes tipos impositivos sobre el valor de cada uno de los AOA.

Cada barra de la figura 15 representa el cambio total en las emisiones de GEI inducidas por un impuesto específico sobre cada producto. A manera de ejemplo, un 15% de un impuesto aplicado sobre el pescado resulta en una reducción neta total de 17.82 millones de CO₂ eq. En general, como se esperarí de un impuesto, cuanto mayor es la tasa impositiva mayores son los cambios en la HC emisiones total.

Los resultados de este análisis sugieren que, aunque inicialmente se esperarí una mayor reducción en las emisiones totales al aplicar el impuesto sobre productos que representan una alta proporción del consumo con respecto al volumen total de productos consumidos (como en el caso del pescado) esto no puede considerarse como una regla. Esto se hace evidente en el caso del pollo, para el cual la reducción en las emisiones ante el impuesto es baja si se compara con la de productos con menor participación en el consumo como cordero y pavo.

En general, los impuestos parecen contribuir efectivamente a reducir la HC total cuando se aplican al pescado, son medianamente efectivos si se aplican a las carnes de vacuno, cordero y huevos; son inefectivos sobre el pollo y el pavo y resultan contraproducentes en términos de emisiones GEI cuando se aplican al cerdo.

Así, la selección del producto sobre el cual se debe aplicar el impuesto debe realizarse con precaución ya que, aunque el cambio en los resultados individuales en la HC para el producto tasado parecerí ser un buen criterio, esto no asegura una reducción en la HC asociada con el consumo total de los AOA.

El presente estudio no establece las consecuencias inducidas sobre la salud causadas por un impuesto específico sobre un producto; sin embargo, puede surgir una disyuntiva entre la efectividad del impuesto y los resultados nutricionales, ya que, aunque el pescado es más saludable que la carne de vacuno, el impuesto sobre este es más efectivo para reducir las emisiones GEI y es posible que a largo plazo al reducirse su consumo se presenten dificultades para acceder a una dieta saludable.

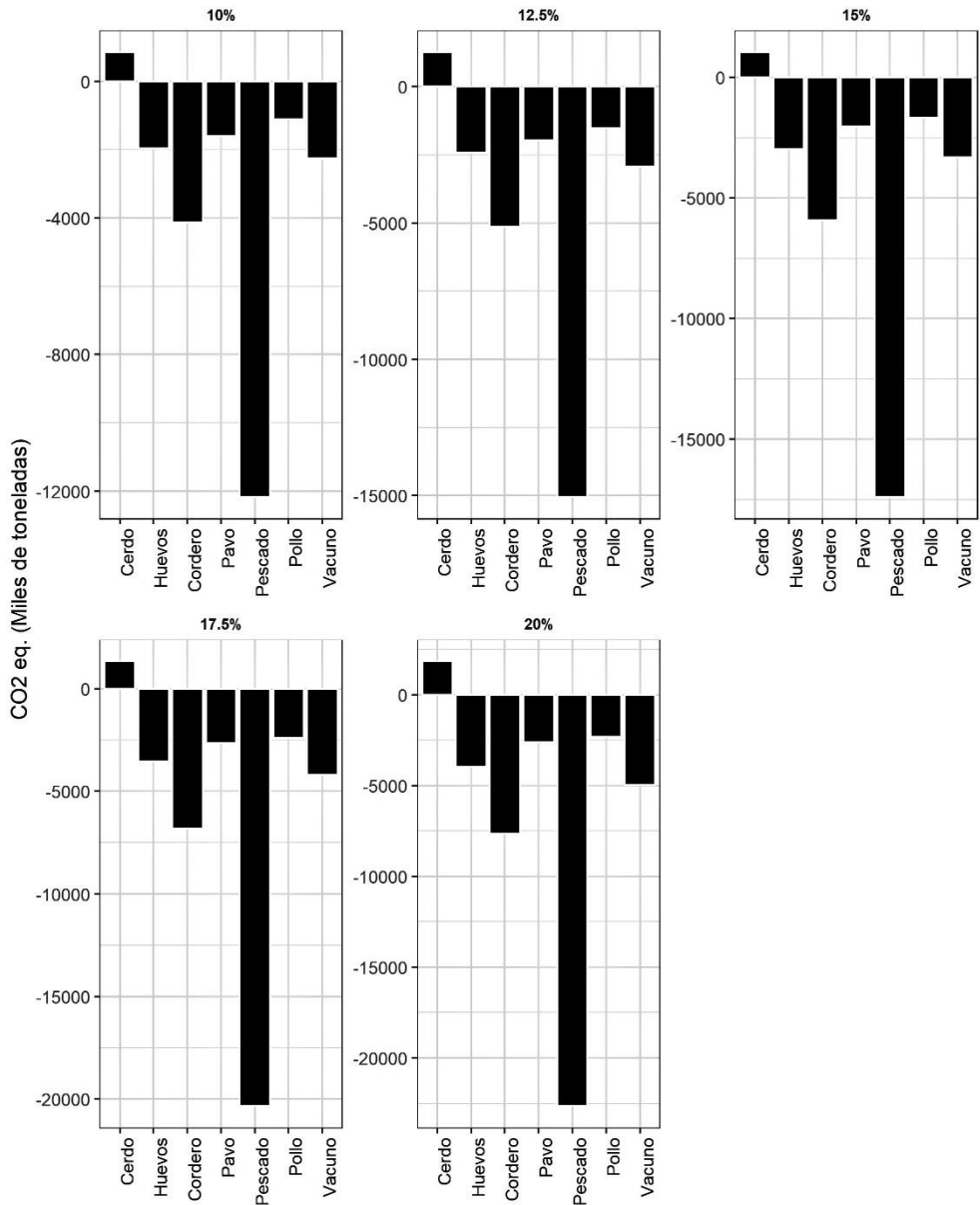


Figura 15. Cambio total en la huella de carbono de los alimentos de origen animal causado por diferentes tasas de impuesto sobre cada producto específico en España (1er trimestre 2004 - 2º trimestre 2015).

Ante esto, resultaría interesante que en estudios posteriores se incorporara un análisis del impacto para los consumidores sobre la salud, teniendo en cuenta características como su nivel de ingresos o el nivel educativo entre otros. Adicionalmente, es posible aplicar combinaciones de impuestos sobre dos o más productos de manera simultánea, lo cual puede complementarse también con la variabilidad en la estimación de las HC para los AOA (Steinmann et al., 2014), ya que esto puede reflejar diferencias entre alternativas para productos equivalentes.

Esta parte del trabajo se ha enfocado sobre el impacto que hipotéticamente tendrían los impuestos sobre las cantidades demandadas de AOA, pero no tiene en cuenta posibles impactos que se podrían generar por el lado de la oferta. Por ello, sería interesante analizar como los productores de alimentos reaccionarían para contrarrestar el impacto de los impuestos, ya que las compañías podrían cambiar la composición de sus alimentos procesados o incorporar sistemas alternativos de crías de cría de animales (Llais et al., 2010).

Desde otra perspectiva, los productores de alimentos; también podrían influir en la implementación de los impuestos de alguna manera, tales como proponer la abolición de los impuestos o la reducción de los mismos a partir de acciones de carácter político (Bodker et al., 2015) generando por ende un cambio en la HC de los AOA.

4.6 CONCLUSIONES

Los impuestos sobre los AOA se han propuesto como un instrumento de política para reducir las emisiones asociadas con estos productos. Este trabajo propone una estimación contrafactual de los resultados individuales por productos y totales que resultan a partir de la implementación de impuestos *ad valorem* sobre el consumo de algunos alimentos de origen animal en España. Específicamente, se ha aplicado un impuesto sobre cada producto individual para examinar sus interacciones, así como el cambio potencial en la HC asociada con el consumo de AOA.

Los efectos de sustituibilidad y complementariedad calculados a través de las elasticidades son útiles para establecer los alimentos sobre los cuales debe ser aplicado el impuesto.

Los resultados del estudio de caso muestran que el impuesto puede ser altamente efectivo cuando se aplica al pescado; moderadamente efectivo en el caso de vacuno, huevos y cordero; inefectivo en pollo y pavo, y contraproducente en la carne de cerdo, lo que evidencia que las preferencias de los consumidores son difíciles de predecir. Es previsible que los resultados de la implementación de un impuesto sobre estos productos sean diferentes si el análisis se realizara en otros países, dado que los hábitos del consumidor pueden ser distintos.

Aunque los resultados obtenidos a partir de los modelos AIDS son una buena representación de los gustos y las preferencias individuales de los individuos, hay algunos hábitos que no son capturados por el modelo y que pueden alterar las reacciones que pueden tener los consumidores ante el impuesto.

Sería importante incorporar para investigaciones posteriores la aplicación de impuestos diferenciados para cada producto, teniendo en cuenta que el impuesto óptimo no solamente debe reducir las emisiones GEI sino también ser socialmente deseable.

Desde una perspectiva de implementación de políticas de mitigación de emisiones GEI, el estudio muestra que la aplicación de impuestos sobre un producto debe ser una tarea a emprender con precaución ya que en muchos casos pueden provocarse efectos indeseados sobre el consumo de alimentos. Se puede causar un incremento en la cantidad total de emisiones, así como una reducción en la calidad de la nutrición de los individuos. En particular, en el presente estudio, un impuesto sobre el pescado es el más efectivo para reducir las emisiones totales; sin embargo, la calidad nutricional de la dieta puede verse empeorada debido a la reducción en el consumo de pescado en el largo plazo.

**CAPÍTULO 5: ESTIMACIÓN DE LA ELASTICIDAD DE
LA HUELLA DE CARBONO A PARTIR DE LA
APLICACIÓN DE IMPUESTOS A LA CARNE**

5.1 LA ELASTICIDAD Y SU PAPEL COMO HERRAMIENTA DE ANÁLISIS

El concepto de elasticidad en economía tiene sus orígenes a mediados del siglo XIX, período en el cual Cournot resaltó la importancia que tenían las variaciones que se presentaban en las relaciones cuantitativas entre los precios y la cantidad demandada de diversos bienes. Hacia finales del mismo siglo, Alfred Marshall desarrolló el concepto de elasticidad económica (Surányi-Unger, 1949) propiamente dicho tomando como base el concepto físico de elasticidad; el cual fundamentalmente busca explicar cómo cambia el volumen o la forma de un cuerpo físico a partir de la acción de fuerzas externas y cómo posteriormente dicho cuerpo retomaba su forma original.

Aunque en la literatura científica se encuentran múltiples acepciones para el concepto de elasticidad, en general se trata de una medida cuantitativa que relaciona el cambio porcentual en términos de cantidades para una variable en particular con el cambio porcentual que tenga cualquier otra variable. Aunque el concepto es aparentemente simple, en algunos casos se presentan imprecisiones en su estimación e interpretación (Farnham, 2015), ya que suelen utilizarse valores absolutos para las cantidades de cada una de las variables de interés y no variaciones porcentuales de dichas cantidades, por lo que se obtienen resultados distintos o dependientes de la unidad de medida que es utilizada.

En cuanto a las aplicaciones prácticas del concepto de elasticidad, al hacer una revisión de la literatura se encuentran diversos estudios con estimaciones empíricas relacionadas con aspectos económicos que se concentran en analizar precios, cantidades demandadas de bienes y servicios, salarios y desempleo (Gardes, 2019; Perrone, 2017). En los últimos años, sin embargo, han surgido múltiples trabajos en los que se aplican las elasticidades no solamente en temas económicos sino también en otras áreas de estudio, particularmente en las ciencias medioambientales.

En este sentido, se han desarrollado aplicaciones de la elasticidad que analizan aspectos como las relaciones entre niveles de emisión de contaminantes (Melo y Ramli, 2014), el impacto medioambiental de los impuestos sobre determinados productos (Allcot et al., 2019), el uso de recursos naturales (Barr et al., 2011) y algunos aspectos comportamentales de los individuos frente a los problemas medioambientales (Hössinger et al., 2017).

5.1.1 Algunas aplicaciones empíricas de las elasticidades

Uno de los campos analizados a partir de las elasticidades es el comportamiento y las respuestas que los individuos pueden tener en sus decisiones de consumo a partir de la influencia de otras variables exógenas. Así, Gundimeda and Köhlin (2008) analizan cómo las decisiones acerca del tipo y consumo de energía tienen consecuencias importantes no solamente para el presupuesto de los consumidores sino también para su salud y otras externalidades negativas, como su contribución al calentamiento global. Estos autores destacan que las elasticidades precio de la demanda (propio-precio y cruzadas) e ingreso son útiles para establecer los grados de sustituibilidad entre formas de energía que tienen un mayor impacto medioambiental (combustibles fósiles) con respecto a otras (gas natural, energías alternativas) y determinan que, a nivel rural, el consumo de energías contaminantes presenta una elasticidad precio más inelástica que en el sector urbano, por lo que sugieren que aparentemente hay una menor sensibilidad medioambiental en el sector rural explicada por la poca capacidad de reacción para reducir su consumo de energía ante cambios en los precios.

Desde otra perspectiva de los aspectos conductuales, Wagner (2016), analiza, a partir de las elasticidades, el modo en que las percepciones medioambientales de los individuos y su grado de conocimiento y concienciación de los problemas medioambientales afectan el consumo de combustibles fósiles. Demuestra además que el consumo de combustible es más elástico a las ideologías medioambientales que el ingreso en sí mismo; es decir, es más probable que el consumo de

combustibles fósiles se reduzca cuando se tiene una mayor conciencia medioambiental si se compara con la reducción que se puede tener ante caídas en los ingresos causadas por aumentos directos en los precios o en los impuestos de los combustibles fósiles.

En términos estrictamente medioambientales, Diederich and Goeschl (2017) estiman elasticidades precio del comportamiento pro-medioambiental (CPM) (*pro-environmental behavior*, PEB). En general, se plantean dos formas de CPM: la primera es adquirir de manera voluntaria bienes en sus versiones “verdes”, es decir con un menor impacto medioambiental que los bienes corrientes (energía eólica, por ejemplo). La segunda, es la disposición de los consumidores a hacer donaciones a programas como la protección de los bosques y la vida salvaje. Los autores destacan que la relación entre los precios y las variables que miden el CPM es inelástica, es decir, que ante cambios en los precios los CPM no se alteran de manera significativa, y que además de esto, los individuos tienen en cuenta las actuaciones y decisiones que se toman en el sector público al momento de tomar la decisión de tener CPM.

Los impuestos y su incidencia en diferentes aspectos que tienen como fundamento el cálculo de elasticidades son otro aspecto clave que ha sido abordado para analizar los problemas medioambientales. En esta línea, Allcott et al. (2019) evalúan los denominados *sin taxes* o impuestos sobre bienes perjudiciales para la salud y su papel para mitigar los posibles daños que el consumo de estos puede tener sobre cada individuo o la sociedad en su conjunto. Estos autores observan que existe una relación inversa entre el consumo de bebidas azucaradas y el ingreso de los individuos y, además, que las elasticidades precio son similares para cada grupo de ingreso. Esto implicaría que, aunque ambos grupos de ingreso pueden reducir el consumo en proporciones similares, un incremento en los precios impactaría más en los hogares de bajos ingresos, ya que consumen más bebidas de este tipo que los hogares de altos ingresos. Sin embargo, dicho estudio destaca que los impactos sobre las mejoras en salud son mayores, en general, para todo el conjunto de la sociedad.

También en relación con las bebidas azucaradas, Fletcher et al. (2010) analizan el impacto que un impuesto sobre las bebidas azucaradas tiene sobre su consumo en niños y adolescentes. Además, establecen tres tipos de elasticidades de un impuesto: (i) con respecto a la probabilidad de consumir bebidas azucaradas; (ii) la cantidad de gramos de bebida azucarada ingeridos; y (iii) el total de calorías consumidas. Entre otros resultados, encuentran que un aumento del impuesto en un punto porcentual trae consigo una baja probabilidad de reducir el consumo de bebidas azucaradas; no obstante, el mismo impuesto reduce en un 5% el consumo de calorías y de la cantidad de azúcar diaria ingerida.

Con otra perspectiva, Bollinger y Sexton (2018) analizan el impacto sobre el consumo de un impuesto a las bebidas azucaradas, teniendo en cuenta una clasificación por el tamaño del establecimiento en el que estas eran ofrecidas. Estos autores encontraron que la demanda de este tipo de bebidas es más elástica a los impuestos cuando las bebidas son adquiridas en pequeños supermercados, y lo es menos en los supermercados de tamaño medio y grande.

Adicionalmente, la elasticidad en los impuestos permite capturar la forma en que determinados grupos de interés en términos políticos pueden afectar a la demanda de un bien o producto. En este sentido, Taylor et al. (2019) muestran que es mayor el impacto que tienen las campañas informativas de determinados grupos de interés sobre el consumo de bebidas azucaradas si se comparan con el efecto generado por el impuesto. Los autores demuestran que la información que surge en las campañas previas a los procesos de votación donde se decide si se implementa o no un impuesto a bebidas de este tipo, alteran de manera anticipada el comportamiento de las personas en relación a su consumo, y hacen más elástico el comportamiento de los consumidores, enmascarando el impacto real del impuesto sobre el consumo cuando este se implementa oficialmente.

Aunque resulta evidente que los impuestos pueden alterar el comportamiento de los consumidores, la causa no está tan clara. En la mayoría de los casos, la forma

tradicional de analizar los impactos del impuesto es a través de cambios logrados por la vía de los precios. No obstante, según Rees-Jones y Rozema (2019), el supuesto de que todas las variables relacionadas se mantienen constantes durante el proceso de aplicación de un impuesto puede llegar a ser rebatible, ya que en algunos casos existen otros factores que pueden terminar afectando las elasticidades precio e ingreso a partir de un análisis impositivo. Así, pueden aparecer cambios abruptos en términos legales en el período previo a la implementación del impuesto, tales como la provisión de nueva información, intentos de persuasión de quienes votan la ley de impuestos o el uso de herramientas de disuasión en el consumo que pueden llegar a ser más efectivas para evitar que el impuesto sea aplicado. Estos autores lograron documentar que aspectos como el incremento en la cobertura de la información relacionada con el impuesto por parte de los medios de comunicación y la influencia de algunos grupos de interés pueden hacer que de manera previa a la implementación del impuesto se presente un incremento en la elasticidad del consumo del bien que quiere ser gravado. Como consecuencia, el comportamiento de los individuos en respuesta al impuesto tendría un efecto aparentemente más pequeño que el que realmente tiene sobre el consumo al hacer una evaluación posterior de su implementación.

Por otro lado, Gardes (2019) incorpora otra aplicación de las elasticidades precio desde una perspectiva microeconómica relacionada con el tiempo, en el marco de producción y trabajo no mercantil en el hogar. El autor propone una nueva forma de medir las elasticidades de consumo con respecto a parámetros que no han sido utilizados en las estimaciones tradicionales como son los cambios en el uso del tiempo y su costo de oportunidad. Para esto propone una versión del modelo de asignación de tiempo de Becker en el que el valor del tiempo no es igual a la tasa salarial de los hogares. En su análisis, utiliza supuestos de complementariedad y/o sustitución entre uso del tiempo y gastos monetarios para estimar las elasticidades precio y obtener estimaciones de cómo los cambios en el valor del tiempo o la cantidad de tiempo utilizado en actividades domésticas incide sobre el gasto

monetario y del tiempo en los hogares. Así, encuentra que el costo de oportunidad del tiempo es menor que el salario y se incrementa con aspectos como el número de niños en el hogar, el salario neto de los hogares y su ingreso relativo con respecto a una población de referencia.

5.1.2 Elasticidades medioambientales

Dentro del análisis de elasticidades es posible encontrar el impacto que sobre la HC tienen las distintas actividades económicas, incorporando para ello un análisis que tenga en cuenta el nivel de actividad económica de los países. Un principio básico es analizar la denominada curva medioambiental de Kuznets (figura 16), la cual describe la relación entre el ingreso per cápita y algunos indicadores de degradación medioambiental (Nahman y Antrobus, 2005; Catalán, 2014).

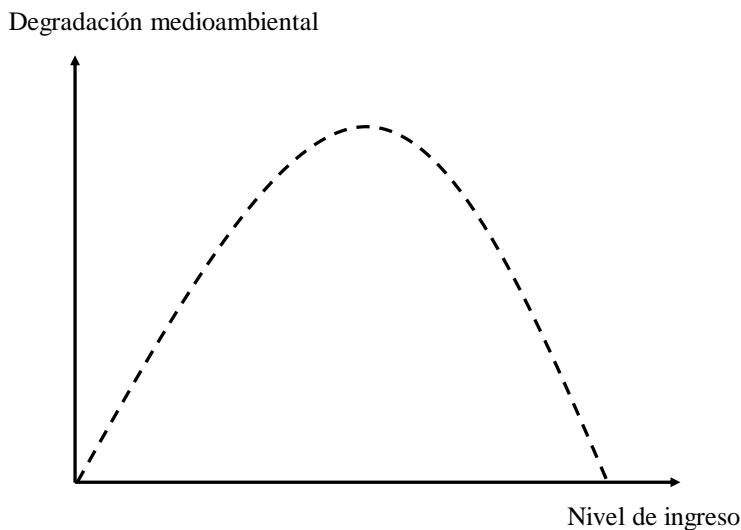


Figura 16. Esquema de la curva medioambiental de Kuznetz

El comportamiento de la curva se podría explicar por etapas. En la primera, que se puede denominar de desarrollo temprano (vértice izquierdo de la gráfica), los países poco desarrollados tienen bajos niveles de ingreso per cápita y una alta calidad medio ambiental. En una segunda etapa, como consecuencia de políticas económicas

fundamentadas principalmente en la explotación de los recursos naturales, estos países comienzan a tener crecimientos importantes en el ingreso per cápita, acompañados de un mayor deterioro medioambiental hasta alcanzar un punto máximo de impacto ambiental (vértice de la gráfica). A partir de este punto se entra en una etapa final en la que los países, aunque continúan teniendo incrementos en sus ingresos, estos van acompañados de una menor degradación medioambiental, que se explicaría, entre otros factores, por mejoras tecnológicas en términos de producción más respetuosa con el medioambiente.

Tomando esto como referencia, Baltagi et al. (2019) plantean una estrategia de medición de elasticidades medioambientales basada en la relación existente entre la variación de la HC y el producto interno bruto (PIB). Dichos autores destacan que estimar las elasticidades desde esta perspectiva no es una tarea sencilla, dado que el resultado puede tener una amplia sensibilidad al depender de las características de los datos, la técnica de estimación implementada y los indicadores medioambientales utilizados, por lo que finalmente plantean que aún existe una brecha importante en términos metodológicos para este tipo de estimaciones.

A pesar de las dificultades planteadas por Baltagi, en la literatura se encuentran avances interesantes en términos de estas estimaciones. Blinder y Neumayer (2005) por ejemplo, estiman una elasticidad que relaciona una variable que tiene que ver con el poder que tienen algunas organizaciones no gubernamentales medioambientales (ONGM) sobre los niveles de contaminación en el aire. A partir de sus resultados encuentran que el poder de las ONGM, medido a través de donaciones, creación de fundaciones y organizaciones internacionales que busquen mejorar el medioambiente, es estadísticamente significativo e importante. Sus resultados sugieren que un incremento en el 10% del poder de las ONGM reduce los niveles de SO₂ entre un 5.1% y un 9.3%; del humo en un 5.7%, y de partículas pesadas entre un 0.8% y un 1.5%. Los autores proponen como línea de investigación

plantear el impacto de las ONGM sobre otras variables de calidad medioambiental como la deforestación, la erosión y pérdida de biodiversidad, entre otras.

La medición de la eficiencia en la producción es otro aspecto utilizado para establecer elasticidades medioambientales. Bampatsou y Halkos (2019) hacen una estimación de estas para los países del G7 durante el período 1993-2016 a partir de la medición de un índice de eficiencia técnica obtenido mediante un método no paramétrico, concretamente un análisis envolvente de datos con retornos variables a escala. De esta manera, calculan las elasticidades de eficiencia técnica y del PIB con respecto a tres variables: la tierra cultivable, las emisiones de GEI y el consumo total de energía primaria. Los resultados muestran que las elasticidades a largo plazo para la eficiencia técnica presentan un comportamiento inelástico. Además, observan una reducción en la ineficiencia cuando hay incrementos tanto en la superficie de tierra cultivable como en el consumo de energía, junto a un incremento en la ineficiencia cuando aumentan las emisiones de GEI. En cuanto al PIB, un incremento del uso de la tierra cultivable y las emisiones de GEI van acompañados por una reducción de este, mientras que en el caso de un incremento en el uso de energía se observa un crecimiento en el PIB. Finalmente, los autores concluyen que la influencia de los GEI sobre el crecimiento económico es negativa y estadísticamente significativa.

Desde esta perspectiva, se han analizado también otras variables medioambientales. Por ejemplo, Garron et al. (2019) utilizan el cálculo de elasticidades para establecer algunos patrones de consumo en el uso del agua. Dichos autores consideran que la motivación intrínseca y la escasez de agua pueden interactuar para llegar a encontrar patrones diferenciados en cuanto al uso del agua y establecer si la escasez de agua modifica las actitudes de los hogares para ahorrar este recurso. A partir de un meta-análisis evalúan si la elasticidad precio del agua es contingente con respecto a la escasez de agua y encuentran que en promedio la escasez de agua reduce la elasticidad precio de la demanda residencial de agua, esto es, la respuesta del uso al cambio en los precios. Adicionalmente, al analizar las

actitudes medioambientales de las comunidades, encuentran que conforme aumenta la concienciación medioambiental de la población se reduce la elasticidad precio, con lo que se modera el efecto negativo de la escasez de agua sobre la elasticidad precio.

Las elasticidades también pueden utilizarse como instrumento para determinar la disposición a pagar por servicios medioambientales. En este sentido Hökby y Söderqvist (2003) tratan de establecer si los servicios medioambientales son bienes de lujo o necesarios y, a su vez, estiman las elasticidades precio de los servicios medioambientales⁵ y las elasticidades ingreso de la disposición a pagar por este tipo de servicios en diferentes grupos de ingreso en Suecia.

Finalmente, otra aplicación de las elasticidades en términos medioambientales es la estimación de las elasticidades de desacoplamiento –ED- (*decoupling elasticities*, en inglés), a través de las cuales es posible establecer la relación existente entre la variación porcentual en las emisiones de GHG con respecto a la variación porcentual en la producción de diferentes tipos de bienes. En este sentido, Saravia-Matus et al. (2019) crean una clasificación regional a partir de las elasticidades de desacoplamiento de la producción agrícola para América Latina y el Caribe durante el período 1990-2015, organizando los resultados obtenidos para las ED en seis categorías distintas. Entre dichas categorías destacan la del desacoplamiento negativo fuerte (DNF), según la cual se observa un incremento en la producción que va acompañado simultáneamente de reducciones en las emisiones de GEI (elasticidad negativa de desacoplamiento), y la de desacoplamiento negativo expansivo (DNE), según la cual las emisiones crecen más de lo que lo hace la producción (elasticidad positiva de desacoplamiento). Los resultados son diversos

⁵ En el caso de su análisis analizaron el caso de la disposición a pagar por reducir la eutrofización.

para cada país analizado y los autores plantean su utilidad para la elaboración de herramientas de política pública para la mitigación de emisiones de GEI.

Aunque los estudios desarrollados hasta el momento evidencian avances importantes en las aplicaciones de las elasticidades en el campo medioambiental, se trata de un ámbito de estudio que aún tiene muchas posibilidades de investigación por explotar. En línea con esto, en el presente capítulo se desarrolla una nueva aplicación de las elasticidades, que complementa el análisis del posible impacto generado por la aplicación de un impuesto sobre el consumo de alimentos de origen animal para intentar reducir la HC presentada en el capítulo 4. Por tanto, el objetivo de este estudio es estimar la *elasticidad de la huella de carbono por impuestos* (EHCI). Se trata pues de una herramienta sencilla pero robusta para establecer la sensibilidad de la HC asociada al consumo de AOA ante la aplicación de diferentes tasas de impuesto sobre cada uno de ellos.

5.2 MATERIALES Y MÉTODOS

5.2.1 Fuentes de información

Para el cálculo de las elasticidades de la EHCI se utilizan algunos de los resultados utilizados en el capítulo 4. Específicamente, se han utilizado los valores de las HC obtenidos como resultado de la aplicación de diferentes tasas de impuestos a cada uno de los siete AOA durante cada uno de los trimestres analizados, concretamente entre el primer cuatrimestre de 2004 y el segundo cuatrimestre de 2015. Los AOA estudiados son cerdo, cordero, huevos, pavo, pescado, pollo y vacuno.

5.2.2 Cálculo de la elasticidad de huella de carbono por impuestos

Para calcular la EHCI se utilizan tres ecuaciones (Ec.10-12) basadas en el planteamiento de Saravia Matus et al. (2019):

$$\Delta\%HCI = \frac{HCI_t - HCI_{t-1}}{HCI_{t-1}}; \text{ para todo } t = 1, \dots, T \quad (10)$$

Donde:

$\Delta\%HCI$ denota el cambio porcentual en la huella total de carbono entre dos trimestres consecutivos en el período analizado.

$$\Delta\%P = \frac{P_t - P_{t-1}}{P_{t-1}}; \text{ para todo } t = 1, \dots, T \quad (11)$$

$\Delta\%P$ denota el cambio porcentual en el precio entre dos trimestres. Para el caso del presente análisis las variaciones porcentuales equivalen al cambio establecido en los precios por cada una de las tasas de impuesto aplicadas, esto es, un cambio en el precio es análogo impuestos del 10%, 12.5%, 15%, 17.5% y 20%.

Finalmente se tiene la EHCI, la cual puede ser representada por:

$$EHCI = \frac{\Delta\%HTC}{\Delta\%P} \quad (12)$$

La EHCI se calcula entonces para cada una de las tasas de impuestos aplicadas en cada uno de los productos analizados.

5.3 Resultados

5.3.1 Elasticidad de huella de carbono por impuestos

Inicialmente se obtuvieron resultados de EHCI en los 7 productos durante el período de estimación (1er trimestre 2004 - 2º trimestre 2015), los cuales se muestran en el anexo 8. Dado el amplio número de elasticidades obtenidas y para facilitar el análisis, se ha realizado una estimación de los valores promedio de dichos valores en los 46 trimestres analizados y los resultados obtenidos se muestran en la tabla 18.

Para la interpretación de los resultados se deben analizar las entradas por fila y columna, a partir de las cuales se pueden establecer dos clases de elasticidades medioambientales. La primera de estas es la que podemos denominar EHCI relacionada directamente con el producto, que tiene en cuenta los cambios en la HC asociados al consumo del producto sobre el cual se está aplicando directamente el impuesto. Por otro lado, la EHCI relacionada con los otros productos, que analiza la

relación entre los cambios en la HC asociada al consumo de un producto como consecuencia de un impuesto aplicado a otro AOA diferente. Se obtienen resultados individuales para cada AOA y un resultado total, en el cual se establece cuál es la variación neta total en la HC asociada al consumo de todos los productos analizados cuando se aplica un impuesto específico sobre cada AOA.

Tabla 18. Elasticidades promedio de huella de carbono por impuestos en 7 productos de origen animal (1er trimestre 2004 - 2º trimestre 2015)

		Impuesto aplicado sobre							
	Producto	erdo	Vacuno	Pollo	Huevos	Pescado	Cordero	Pavo	
		Impuesto = 10%							
Cambio en la huella de carbono de	Vacuno	0,7181	-0,0201	0,0640	0,1578	-1,7134	-0,4240		
	Pollo	-0,8805	0,2026	-0,0592	0,1278	-0,0608	0,1597	-0,0075	
	Huevos	0,2621	-0,3315	0,1878	-0,0522	-0,3453	-0,7014	0,0780	
	Pescado	-0,0638	-0,3283	-0,0286	-0,0375	-0,5188	-0,0064	0,1441	
	Cerdo	-0,5267	0,5577	-0,3972	0,0561	-0,2327	0,4208	-0,4441	
	Cordero	1,0689	-0,9695	0,0899	-0,6108	-0,6851	-0,9771	-0,1137	
	Pavo	-1,9629	0,0902	-0,0255	0,0969	2,1829	-0,0988	-0,8076	
	Total	0,2307	-0,1751	-0,0196	-0,1417	-0,8117	-0,2546	-0,0500	
			Impuesto = 12,5%						
	Vacuno	0,7034	-0,0222	0,1263	-0,1574	-1,6963	-0,4306	-0,0178	
Pollo	-0,8637	0,2038	-0,1243	0,1300	-0,0537	0,1627	-0,0080		
Huevos	0,2483	-0,3279	0,3781	-0,0589	-0,3516	-0,6928	0,0788		
Pescado	-0,0634	-0,3231	-0,0572	-0,0371	-0,5086	-0,0063	0,1441		
Cerdo	-0,5132	0,5495	-0,7713	0,0548	-0,2380	0,4144	-0,4422		
Cordero	1,0419	-0,9681	0,1757	-0,6108	-0,6705	-0,9593	-0,0948		
Pavo	-1,9355	0,0514	-0,0445	0,0985	2,1353	-0,0659	-0,7879		
Total	0,2247	-0,1758	-0,0395	-0,1416	-0,8026	-0,2537	-0,0505		
		Impuesto = 15%							
Vacuno	0,6956	-0,0429	0,1058	-0,1559	-1,6778	-0,4140	-0,0125		
Pollo	-0,8617	0,1941	-0,1254	0,1288	-0,0511	0,1574	-0,0062		
Huevos	0,2537	-0,3113	0,3616	-0,0668	-0,3382	-0,6898	0,0842		
Pescado	-0,0626	-0,3202	-0,0526	-0,0369	-0,5050	-0,0070	0,1411		
Cerdo	-0,5043	0,5497	-0,7619	0,0561	-0,2295	0,4125	-0,4311		
Cordero	1,0379	-0,9394	0,1666	-0,6008	-0,6647	-0,9383	-0,1068		
Pavo	-1,9163	0,0600	-0,0376	0,0860	2,1233	-0,0848	-0,7872		

		Impuesto aplicado sobre					
Producto	erdo	Vacuno	Pollo	Huevos	Pescado	Cordero	Pavo
Total	0,2233	-0,1774	-0,0457	-0,1398	-0,7933	-0,2459	-0,0499
Impuesto = 17,5%							
Vacuno	0,6829	-0,0308	0,1190	-0,1505	-1,6572	-0,4080	-0,0075
Pollo	-0,8490	0,2041	-0,1334	0,1195	-0,0354	0,1543	-0,0051
Huevos	0,2432	-0,3201	0,3558	-0,0663	-0,3422	-0,6739	0,0741
Pescado	-0,0612	-0,3194	-0,0544	-0,0369	-0,4995	-0,0060	0,1412
Cerdo	-0,4920	0,5358	-0,7517	0,0562	-0,2326	0,4049	-0,4266
Cordero	1,0149	-0,9483	0,1730	-0,5924	-0,6550	-0,9200	-0,1182
Pavo	-1,9057	0,0560	-0,0548	0,0909	2,0896	-0,0865	-0,7819
Total	0,2182	-0,1758	-0,0406	-0,1372	-0,7838	-0,2417	-0,0494
Impuesto = 20%							
Vacuno	0,6879	0,3456	0,1244	-0,1521	-1,6389	-0,4037	-0,0095
Pollo	-0,8394	0,5339	-0,1445	0,1243	-0,0459	0,1529	-0,0100
Huevos	0,2487	-0,0447	0,3569	-0,0837	-0,3371	-0,6703	0,0733
Pescado	-0,0632	-0,2649	-0,0541	-0,0353	-0,4908	-0,0066	0,1392
Cerdo	-0,4905	0,6296	-0,7445	0,0523	-0,2298	0,4013	-0,4242
Cordero	1,0161	-0,5562	0,1738	-0,5919	-0,6611	-0,8930	-0,0964
Pavo	-1,8886	1,0544	-0,0505	0,1011	2,0876	-0,0903	-0,7564
Total	0,2208	-0,0802	-0,0382	-0,1376	-0,7762	-0,2366	-0,0467

Los resultados de la tabla 18 son sencillos de explicar. En este caso, en las columnas se muestra el producto sobre el cual se está aplicando el impuesto; mientras que en las filas se muestra el producto afectado en su HC por el impuesto. A manera de ejemplo, si tomamos el caso de un impuesto al pollo del 15% se puede destacar, en primer lugar, que todas las elasticidades medioambientales presentan un comportamiento inelástico, es decir, que la variación porcentual en la HC es menor que la variación porcentual en el precio generada por el impuesto, por lo que su valor absoluto siempre está en el intervalo (0,1); y en segundo lugar, señalar que, los signos de dichas elasticidades son distintos según los productos analizados.

En particular, para el caso del pollo, la elasticidad impuesto-cruzado del vacuno es igual a 0,1058 (signo positivo). Este resultado se obtiene de un cambio

porcentual en la HC del vacuno del 1.58% (como resultado del impuesto) dividido entre el cambio porcentual en los precios (vía impuesto), esto es $\frac{1.58\%}{15\%} = 0.1058$. Dicho de otra forma, el vacuno es medioambientalmente inelástico a un impuesto del 15% al pollo y la variación en el precio causada por el impuesto es mayor que el incremento porcentual de la HC asociada al consumo de la carne de vacuno. En cuanto a la HC total, la elasticidad alcanzó un valor de -0,0457, que resulta de dividir el cambio en la HC total (-0,068%) generado por el impuesto de 15% aplicado al pollo, dividido sobre el cambio en los precios (vía impuesto), esto es $\frac{-0.068\%}{15\%} = -0.0457$.

Una interpretación similar en términos de incremento de la HC y, por ende, un aumento en la HC (signo positivo de la elasticidad) se da para el cordero (0,1666) y los huevos (0,3616); mientras que en los productos restantes (pescado, cerdo, pavo) la elasticidad precio cruzado exhibe valores negativos e inelásticos (-0,0526,-0,7619 y -0,0376 respectivamente), lo que implicaría una reducción en la HC a partir del impuesto del 15% aplicado al pollo.

En cuanto a la elasticidad propio-impuesto, se da un comportamiento que se presume lógico en términos de reducción de emisiones, ya que su valor (-0,1254), que se obtiene de $\frac{-1.88\%}{15\%} = -0,254$, implica que un impuesto del 15% sobre la carne de pollo reduciría la HC asociada al consumo de este producto en 1,88%. Para el resto de las elasticidades obtenidas por cada impuesto y producto la interpretación es similar.

5.3.2 Elasticidad de huella de carbono por impuestos para cada producto

Aunque interpretar los resultados de las EHCI individuales obtenidas para cada producto ofrece una idea general de los impactos que un impuesto tiene sobre la HC asociada al consumo de ese producto, resulta interesante realizar comparaciones entre las elasticidades obtenidas entre cada uno de los AOA estudiados. En este sentido, y en consonancia con el ejemplo planteado

anteriormente, la figura 17 muestra los resultados de las distintas EHCI cuando se aplican diferentes tasas de impuesto sobre el pollo, observándose así las consecuencias sobre la HC de otros productos.

De esta figura se puede inferir por el valor absoluto de la elasticidad (entre cero y uno), que es inelástica para todos los productos, como se ha comentado en la sección anterior, siendo fundamental tener en cuenta su signo. Se observa que el cerdo es el producto más sensible en términos de HC a los impuestos sobre el pollo, ya que alcanza los valores de elasticidad más negativos, concretamente se ubican en el rango $[-0,75, -0,40]$. Resulta paradójico el resultado obtenido para el mismo pollo, ya que inicialmente se esperaría que este producto fuese el más afectado, dado que el impuesto se aplica directamente sobre él. Para este caso en particular, la EHCI para el propio pollo oscila en el rango $[-0,15, -0,10]$, valores que son bajos si se comparan con los del cerdo. Estas diferencias en el valor de las EHCI para estos dos productos se explican por los efectos de complementariedad que hay entre ellos y que fueron desarrollados en el capítulo 4. En general, estos efectos hacen referencia al hecho de que ante el incremento en el precio de uno de los productos (vía impuestos en este caso) traerá consigo una reducción en el consumo del otro bien.

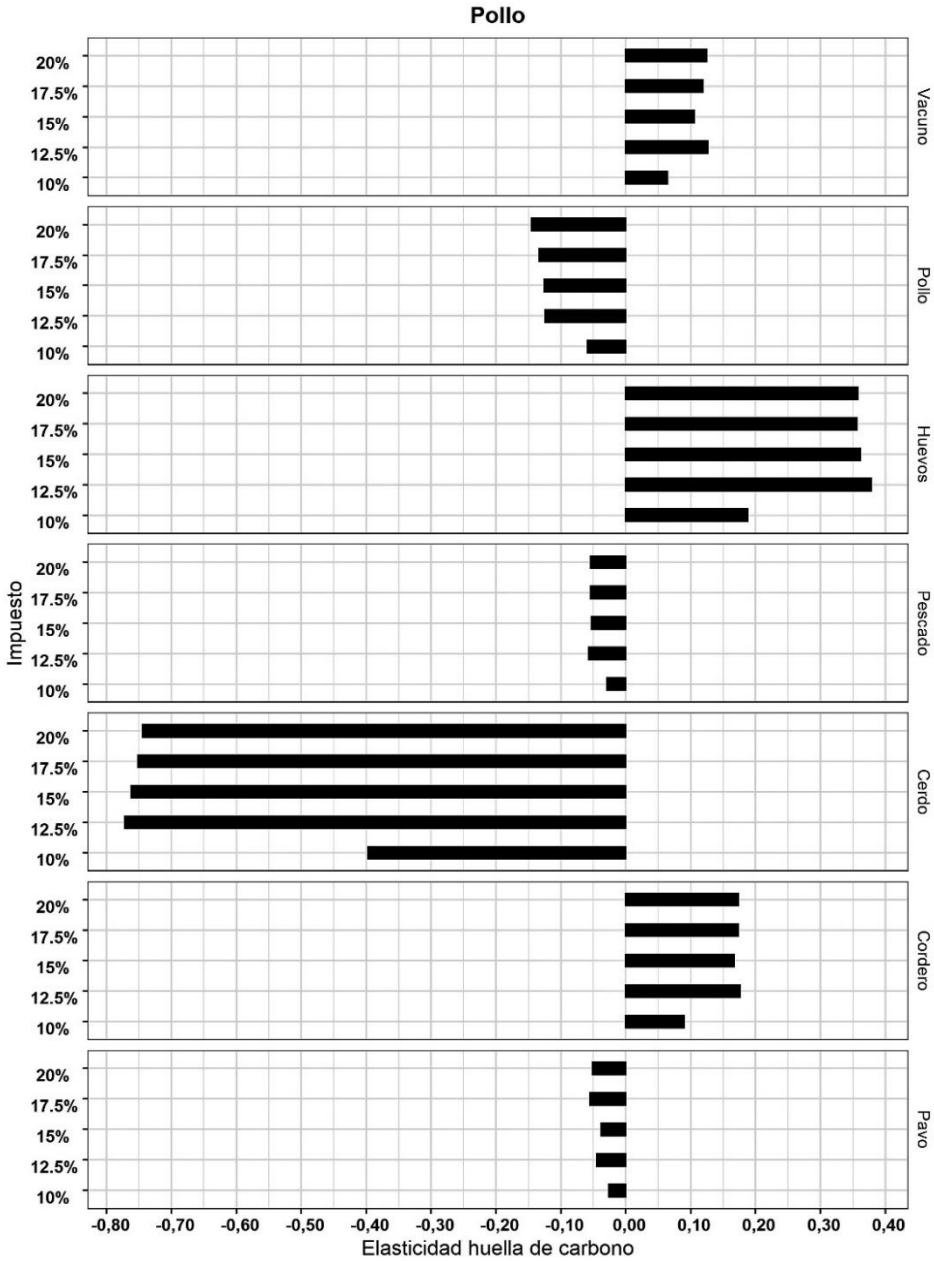


Figura 17. Elasticidades de huella de carbono por impuesto para 7 alimentos de origen animal a partir de la aplicación de diferentes tasas de impuesto al pollo.

Las elasticidades medioambientales de otros productos como el pavo y el pescado muestran valores negativos y, por tanto, un efecto positivo sobre el medioambiente. Sin embargo, este efecto es menor si se compara con los que generan el cerdo y el pollo. De otro lado, los huevos son el producto cuya HC asociada a su consumo más aumentaría, ya que su elasticidad alcanza un valor en torno a 0,35, superior al valor obtenido para cordero y vacuno, que son los otros productos que experimentan una variación positiva en la HC al descender el consumo de pollo por el impuesto.

Análogamente, las figuras 18 y 19 muestran los resultados obtenidos al aplicar un impuesto al pescado y al cerdo, respectivamente. En el caso del impuesto al pescado, hay que destacar su efecto sobre la HC del vacuno. En este caso, se observan valores de EHCI menores que (-1) para cada una de las tasas de impuesto aplicadas sobre el pescado. Esto significa, que habrá una reducción en la HC asociada al consumo de vacuno mayor que la tasa de impuesto implementada sobre el pescado. Esto podría explicarse por el alto grado de preferencia del consumidor por el pescado con respecto al vacuno, ya que, aunque el precio del primero se incremente (vía impuesto) este preferirá sacrificar el consumo de vacuno para seguir consumiendo pescado.

En el caso del impuesto aplicado al cerdo, se encuentran dos productos, pollo y pavo, que presentan una mayor sensibilidad al impuesto en términos de HC que la del cerdo. Cabe destacar, que la EHCI del pavo es elástica, con valores cercanos a -2.0. Aunque productos como pollo, cerdo y pescado tienen elasticidades negativas estos son inelásticos. Destacar también, que productos de alta HC como el vacuno y el cordero presentan signos positivos en sus elasticidades cruzadas con el cerdo, lo que implica consecuencias negativas para el medio ambiente.

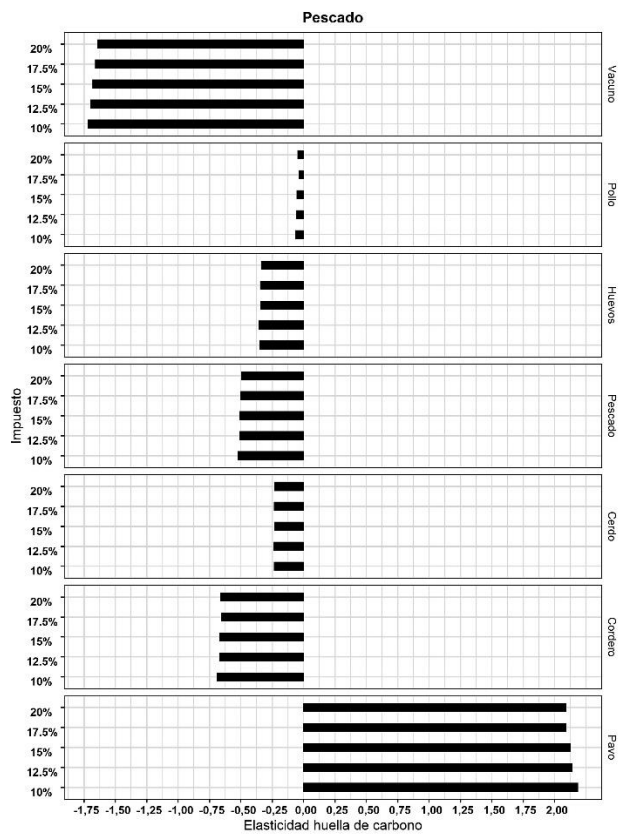


Figura 18. Elasticidades de huella de carbono por impuesto para 7 alimentos de origen animal a partir de la aplicación de diferentes tasas de impuesto al pescado.

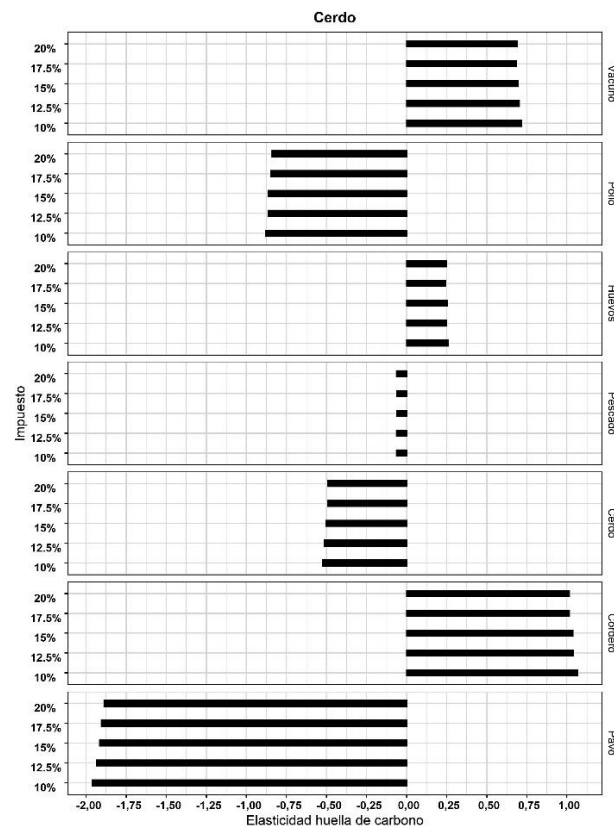


Figura 19. Elasticidades de huella de carbono por impuesto para 7 alimentos de origen animal a partir de la aplicación de diferentes tasas de impuesto al cerdo

La importancia de analizar los impuestos al consumo de pescado y el cerdo radica en que estos son los productos que modifican la HC total en mayor medida, como se muestra en la siguiente sección. Los resultados para el resto de los productos se muestran en los anexos 9 al 12.

5.3.3 Elasticidades netas de huella de carbono por impuestos

La figura 20 muestra de manera resumida los resultados netos de las EHCI para los 7 productos analizados; es decir, como varían la HC asociada al consumo de todos los productos en su conjunto cuando se implementan diferentes tipos porcentuales del impuesto sobre cada producto. A partir de estos, es posible observar que el pescado es el producto medioambientalmente más sensible, ya que su elasticidad neta por la aplicación de impuestos sobre el mismo es cercana a -0.8 y no se observa una amplia diferencia entre las elasticidades para cada una de las tasas de impuestos aplicadas. Es importante mencionar que, con excepción de los impuestos del 10% al pollo y el 20% al vacuno, en los otros productos analizados no se presentan grandes variaciones en sus EHCI.

Por otra parte, la EHCI es positiva en el caso del cerdo, lo que implica que se produce un incremento en la HC total al implementar cualquiera de los tipos porcentuales del impuesto a este producto, alcanzando un valor de 0.2.

Finalmente, en los cinco productos restantes se observa una EHCI negativa. Inicialmente esto podría ser interpretado como ambientalmente favorable. No obstante, si se comparan con el pescado sus EHCI son al menos un 50% menores.

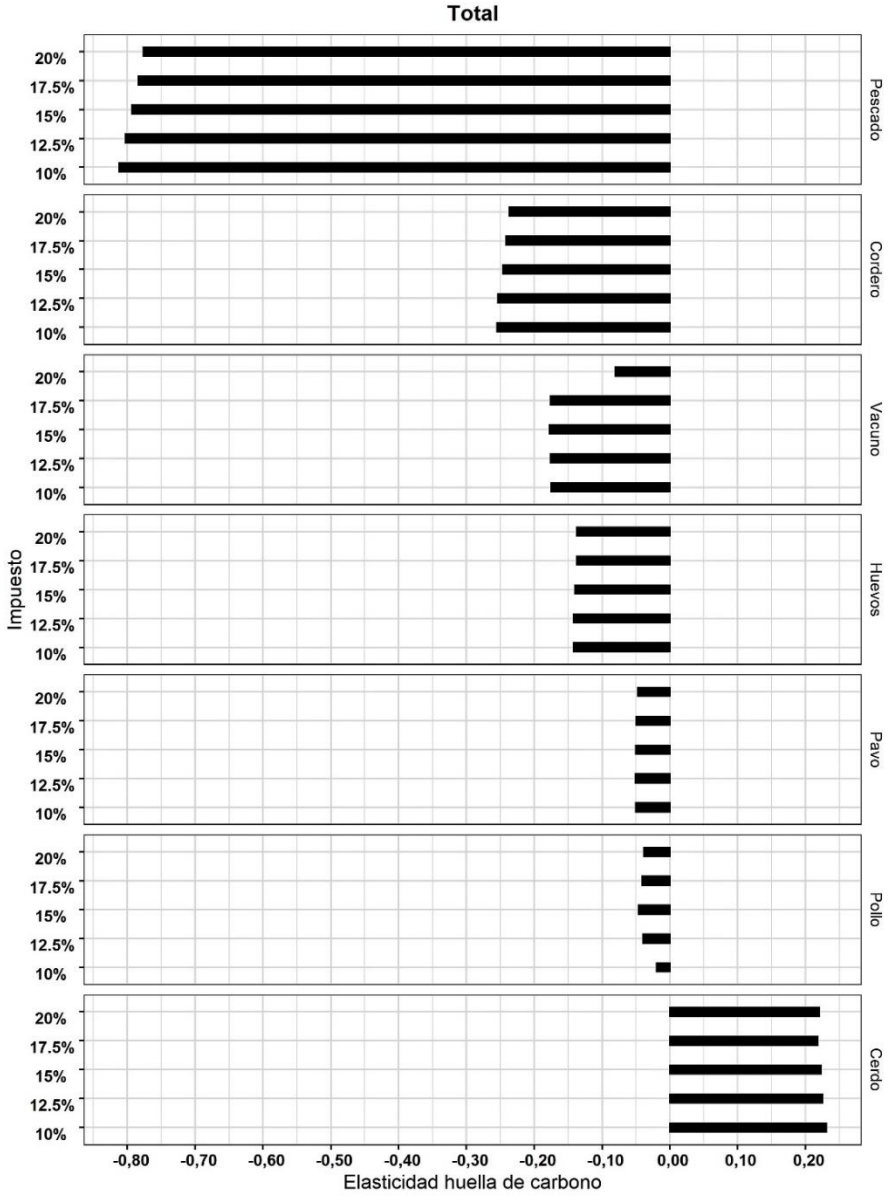


Figura 20. Elasticidades de huella de carbono por impuesto para las emisiones netas de CO₂ a partir de la implementación de diferentes tasas impositivas sobre 7 alimentos de origen animal

Las elasticidades obtenidas para los resultados netos sugieren que la HC total es inelástica a todos los impuestos que se implementan sobre los siete AOA. Sin embargo, en términos medioambientales, la adecuada interpretación de las EHCI es importante en términos de política medioambiental, más allá de establecer si un producto es elástico o inelástico en su respuesta a la aplicación de un impuesto.

A partir de esto, se abre una nueva posibilidad de complementar el presente análisis, la cual tiene que ver con evaluar no solamente la EHCI, sino también en estudiar cuál sería el impacto en términos de eficiencia económica, esto es, de los excedentes del productor y consumidor de la aplicación del impuesto en un contexto más amplio.

5.4 CONCLUSIONES

La estrategia de medición de las EHCI permite evaluar el grado de sensibilidad de la HC asociada al consumo de AOA ante la implementación de diferentes tipos impositivos a su consumo.

Inicialmente, se puede inferir de los resultados de las EHCI, que la HC es inelástica a la aplicación de un impuesto *ad valorem* para todos los productos analizados; es decir, que la variación relativa de la HC es inferior al cambio en el precio que pagan los consumidores ante la aplicación del impuesto.

Los resultados obtenidos para las EHCI refuerzan las conclusiones del capítulo 4, en el sentido que la aplicación de un impuesto al consumo de cerdo sería perjudicial para el medioambiente, ya que en términos netos generaría un incremento en las emisiones de GEI.

Para el presente análisis se han utilizado valores promedio de la HC de cada producto individual, así como de las elasticidades precio e ingreso para cada uno de los productos. Sería interesante explorar como se alterarían los resultados incorporando en el análisis la variabilidad de los precios y de la HC en cada uno de los productos.

Las EHCI obtenidas evidencian un efecto positivo sobre el medioambiente para la mayoría de los productos analizados. Sin embargo, no es posible dilucidar cómo los impuestos aplicados al consumo de los alimentos pueden generar pérdidas de eficiencia económica al reducir las posibilidades de consumo y de producción para algunos de estos alimentos. Ante esto, se abren diversas posibilidades de investigación futura relacionadas con la aplicación de un impuesto que podrían robustecer el presente análisis, las cuales tienen que ver con la incorporación de una evaluación del efecto del impuesto en términos de bienestar económico, en la que se estime cómo se ve alterada la capacidad de consumo por parte de los compradores y la capacidad de oferta por parte de los productores.

CAPÍTULO 6. CONCLUSIONES

El hambre y la desnutrición son problemas socioeconómicos y de salud pública de carácter global, que involucran no solamente a países pobres, sino también a países con economías desarrolladas. El cambio climático seguirá incidiendo en la seguridad alimentaria, afectando esencialmente a la población más vulnerable, la cual afrontará una reducción de sus ingresos generada por un incremento en los precios de los alimentos. Para aumentar la seguridad alimentaria se deben incorporar en su análisis aspectos relacionados con una producción y consumo sostenible de alimentos.

El propósito de la presente tesis ha sido el de proponer nuevas metodologías para evaluar la seguridad alimentaria (SA) y la sostenibilidad ambiental asociada al consumo de alimentos, con el fin de promover una seguridad alimentaria sostenible, utilizando para ello casos de estudio que se han centrado en España, y utilizando herramientas metodológicas que involucran la aplicación de la teoría del consumidor, la perspectiva del ciclo de vida y algunos métodos estadísticos.

Como complemento a las conclusiones particulares que se han desarrollado en cada uno de los capítulos anteriores, a continuación, se muestran las conclusiones generales derivadas de este estudio, así como las recomendaciones para posteriores trabajos de investigación.

6.1 Conclusiones generales

- Utilizar una metodología basada en las elasticidades precio e ingreso para los alimentos permite caracterizar algunos comportamientos y preferencias de consumo de los individuos. Conociendo esto, es posible establecer cuál sería la incidencia de cambios eventuales en los precios de los alimentos sobre su seguridad alimentaria.

- Tener información confiable acerca de quienes deben ser los beneficiarios de programas de asistencia alimentaria, es un requisito fundamental para que las estrategias de solución a los problemas de inseguridad alimentaria alcancen sus objetivos de manera efectiva y eficiente. A partir de las elasticidades precio e ingreso de los alimentos se ha propuesto un índice de medición de la seguridad alimentaria que constituye un instrumento confiable, flexible y de fácil operación para obtener una clasificación regional. Este modelo puede ser utilizado como herramienta de política pública, ya que ofrece una medida concreta para establecer cuáles son los productos y regiones más vulnerables en términos de acceso y estabilidad en una situación de inseguridad alimentaria.

- La obtención de clústeres a partir de las elasticidades y de las componentes del índice de inseguridad alimentaria, son una buena estrategia de agrupación y diferenciación de las regiones, ya que emplea variables objetivas, independientes de cualquier otra medida de inseguridad alimentaria. De esta manera, se eliminan posibles sesgos en la selección de la población beneficiaria de los programas de asistencia alimentaria. Una solución mixta es combinar la modelación estadística con la opinión y criterio de expertos en seguridad alimentaria.

- Dentro de las políticas orientadas a una alimentación sostenible, la aplicación de impuestos al consumo de alimentos con elevada huella de carbono, como son alimentos de origen animal, puede ser una buena alternativa para reducir su consumo y combatir así el cambio climático. Sin embargo, la planificación y aplicación de un impuesto debe realizarse cuidadosamente, ya que los efectos de sustituibilidad y

complementariedad pueden conducir a una situación con un resultado final peor, en términos medioambientales, que el inicial.

- El enfoque consecuencial del análisis de ciclo de vida, o en concreto de la huella de carbono, que incorpore instrumentos de análisis económico como el Sistema Cuasi-Ideal de Demanda (AIDS) para determinar la razón de sustitución entre alimentos, constituye una herramienta efectiva para evaluar el efecto sobre el cambio climático de los impuestos al consumo de alimentos con una huella de carbono elevada como son los de origen animal.
- La elasticidad de la huella de carbono al impuesto permite determinar la variación en la huella de carbono de cada alimento y, especialmente, la variación de la huella de carbono total, al introducir una tasa *ad valorem* sobre un alimento específico. No obstante, su interpretación debe hacerse con cautela, ya que si es inelástica no implica que el efecto del impuesto sobre la huella de carbono sea despreciable.

Esta tesis doctoral evidencia que el camino hacia una seguridad alimentaria sostenible pasa por transformar el sistema alimentario incorporando las dimensiones nutricional, económica y medioambiental. Los futuros trabajos de investigación deberían de incorporar dichas dimensiones, así como las relaciones entre los distintos actores de la cadena alimentaria. Se sugiere la siguiente serie de recomendaciones futuras para profundizar y avanzar hacia una seguridad alimentaria sostenible.

6.2 Recomendaciones

- La incertidumbre en los hábitos de los consumidores hace difícil determinar las consecuencias reales de un impuesto al consumo sobre alimentos de origen animal. Las decisiones que estos toman pueden ser consideradas como irracionales en términos medioambientales. Ante un impuesto, el consumidor puede decidir seguir consumiendo un alimento con mayor impacto medioambiental y un precio elevado, reduciendo el consumo de bienes de menor impacto medioambiental, más baratos, y que en algunos casos pueden ser más saludables nutricionalmente. La dimensión nutricional debería pues incluirse en el análisis.
- Sería recomendable, para estudios futuros, complementar los resultados de las elasticidades medioambientales con el posible impacto que los impuestos tendrían sobre el bienestar económico de los consumidores y los productores de alimentos, así como el valor que para estos tiene la mitigación del cambio climático.
- Las elasticidades ambientales informan sobre el efecto potencial de un impuesto sobre diferentes categorías de impacto ambiental, como el calentamiento global. Sin embargo, la incorporación de la variabilidad de las elasticidades precio y de la huella de carbono para cada uno de los alimentos analizados las haría más robustas.
- Sin embargo, es utópico hablar aún de una caracterización perfecta del consumidor, por lo que en estudios futuros sería importante profundizar en su conocimiento a través de herramientas basadas en la economía

experimental. Esto podría mejorar las estimaciones de las elasticidades en modelos que incorporen un Sistema Cuasi-Ideal de Demanda.

- Las estrategias impositivas deben coexistir con alternativas tales como la implementación de programas de educación nutricional y ambiental de los consumidores, con el fin de cambiar sus preferencias, a mediano y largo plazo, hacia alimentos más nutritivos y respetuosos con el medio ambiente.
- Teniendo en cuenta lo anterior, sería interesante realizar una evaluación más completa de la sostenibilidad de la dieta media actual en España, así como de la dieta media resultante tras la implementación de un impuesto sobre los AOA. Las elasticidades se usarían para estimar los cambios en el consumo de alimentos tras la implementación de los impuestos. Además, esta evaluación debería de incluir también los aspectos nutricionales, ambientales y económicos de la dieta.



REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Allcott, H., Lockwood, B.B., Taubinsky, D. (2019). Should We Tax Sugar-Sweetened Beverages? An Overview of Theory and Evidence. *The Journal of Economic Perspectives*, 33(3), 202–227.
- Abadie, L.M., Galarraga, I., Milford, A.B., Gustavsen, G.W. (2016). Using food taxes and subsidies to achieve emission reduction targets in Norway. *J. Clean. Prod.*, 134, 280–297.
- Abín, R., Laca, A., Laca, A., Díaz, M. (2018). Environmental assesment of intensive egg production: A Spanish case study. *Journal of Cleaner Production*, 179, 160–168.
- Aleksandrowicz, L., Green, R., Joy, E. J., Smith, P., Haines, A. (2016). The impacts of dietary change on greenhouse gas emissions, land use, water use, and health: a systematic review. *PloS one*, 11(11).
- Allcott, H., Lockwood, B.B., Taubinsky, D. (2019). Regressive sin taxes with an application to the optimal soda tax. *The Quarterly Journal of Economics*, 1557–1626.
- Andreyeva, T., Long, M.W., Brownell, K.D. (2010). The impact of food prices on consumption: a systematic review of research on the price elasticity of demand for food. *American Journal of Public Health*, 100(2), 216–222.
- Antentas, J.M., Vivas, E. (2014). Impacto de la crisis en el derecho a una alimentación sana y saludable. Informe SESPAS 2014. *Gaceta Sanitaria*, 28 (S1), 58–61.
- Ariño, A., Beltrán, J.A., Herrera, A., Roncalés, P. (2013). Fish and seafood: Nutritional Value. In *Encyclopedia of Human Nutrition (Third Edition)* (Vol. 2, pp. 254–261).
- Aubin, J., Papatryphon, E., van der Werf, H.M.G., Chatzifotis, S. (2009). Assessment of the environmental impact of carnivorous finfish production systems using life cycle assessment. *Journal of Cleaner Production*, 17(3), 354–361.
- Audsley, E., Brander, M., Chatterton, J., Murphy-Bokern, D., Webster, C., Williams, A. (2009). How low can we go? An assessment of greenhouse gas emissions from the UK food system and the scope to reduce them by 2050. FCRN-WWF-UK.

- Babu, S., Gajanan, S.N., Hallam, J.A. (2017). *Nutrition Economics Principles and Policy Applications*. Academic Press.
- Bähr, C. (2015). Greenhouse gas taxes on meat products: a legal perspective. *Transnational Environmental Law* 4:1, 153-179.
- Bailey, R., Froggatt, A., Wellesley, L. (2014). Livestock – Climate Change’s Forgotten Sector Global Public Opinion on Meat and Dairy Consumption. *Energy Environmental Research* (December), 1–30.
- Baltagi, B., Bresson, G., Etienne, J.M. (2019). Carbon Dioxide Emissions and Economic Activities: A Mean Field Variational Bayes Semiparametric Panel Data Model with Random Coefficients, *Annals of Economics and Statistics*, 134, 43–77.
- Baltagi, B. (2008). *Econometric analysis of panel data*. Chichester, UK, John Wiley & Sons.
- Bampatsou, C., Halkos, G. (2019). Economic growth, efficiency and environmental elasticity for the G7 countries. *Energy Policy*, 130(April), 355–360.
- Barr, K. J., Babcock, B.A., Carriquiry, M.A., Nassar, A.M., Harfuch, L. (2011). Agricultural land elasticities in the United States and Brazil. *Applied Economic Perspectives and Policy*, 33(3), 449–462.
- Barrett, C.B. (2002). Food Security and Food Assistance Programs. In *Handbook of Agricultural Economics* (Vol. 2, pp. 1–95). Elsevier Science.
- Barrett, C.B. (2010). Measuring Food Insecurity. *Science*, 327(February), 825–828.
- Basset-Mens, C., Van Der Werf, H.M.G. (2005). Scenario-based environmental assessment of farming systems: The case of pork production in France. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 105(1–2), 127–144.
- Battle-Bayer, L., Bala, A., García-Herrero, I., Lemaire, E., Song, G., Aldaco, R., Fullana-i-Palmer, P. (2019). The Spanish Dietary Guidelines: A potential tool to reduce greenhouse gas emissions of current dietary patterns. *Journal of cleaner production*, 213, 588-598.

- Baumgartner et al (2008) cited by: Lamnatou et al (2016). Environmental assessment of a pork-production system in North-East of Spain focusing on life-cycle swine nutrition, 137, 105–115. *Journal of Cleaner Production*, 137, 105-115.
- Bava, L., Zucali, M., Sandrucci, A., Tamburini, A. (2017). Environmental impact of the typical heavy pork production in Italy. *Journal of Cleaner Production*, 140, 685–691.
- Beauchemin, K.A., Janzen, H.H., Little, S.M., McAllister, T.A., McGinn, S.M. (2011). Mitigation of greenhouse gas emissions from beef production in western Canada - Evaluation using farm-based life cycle assessment. *Animal Feed Science and Technology*, 166–167, 663–677.
- Beccali, M., Cellura, M., Iudicello, M., Mistretta, M. (2010). Life cycle assessment of Italian citrus-based products. Sensitivity analysis and improvement scenarios. *Journal of Environmental Management*, 91(7), 1415–1428.
- Bell, M.J., Eckard, R.J., Cullen, B.R. (2012). The effect of future climate scenarios on the balance between productivity and greenhouse gas emissions from sheep grazing systems. *Livestock Science*, 147(1–3), 126–138.
- Benda, R., Hanova, M. (2016). Modelling consumer's behaviour of the meat consumption in Slovakia. *Agricultural Economics (Zemědělská Ekonomika)*, 62(No. 5), 235–245
- Benoit, M., Dakpo, H. (2012). Cited by: Marino, R., Atzori, A.S., Andrea, M.D., Iovane, G., Trabalza-marinucci, M., Rinaldi, L. (2016). Climate change: Production performance, health issues, greenhouse gas emissions and mitigation strategies in sheep and goat farming. *Small Ruminant Research*, 135, 50–59.
- Besley, T., Kanbur, R. (1990). *The Principles of Targeting*. Washington D.C.: World Bank.
- Binder, S., Neumayer, E. (2005). Environmental pressure group strength and air pollution: An empirical analysis. *Ecological Economics*, 55(4), 527–538.
- Bødker M., Pisinger C., Toft U., Jørgensen T. (2015). The rise and fall of the world's first fat tax. *Health Policy*. *Health Policy*, 119(6):737–42.
- Bollinger, B.K., Sexton, S. (2018). Local Excise Taxes, Sticky Prices, and Spillovers: Evidence from Berkeley's Soda Tax. *SSRN Electronic Journal*.

- Bonnet, C., Bouamra-Mechemache, Z., Corre, T., (2018). An Environmental Tax Towards More Sustainable Food: Empirical Evidence of the Consumption of Animal Products in France. *Ecological Economics*, 147, 48–61.
- Brander, M., Tipper, R., Hutchison, C., Davis, G. (2008). *Technical Paper / Consequential and Attributional Approaches to LCA: a Guide to Policy Makers with Specific Reference to Greenhouse Gas LCA of Biofuels*. [http://www.globalbioenergy.org/uploads/media/0804_Ecometrica -
Consequential and attributional approaches to LCA.pdf](http://www.globalbioenergy.org/uploads/media/0804_Ecometrica_-_Consequential_and_attributional_approaches_to_LCA.pdf)
- Bruinsma, J. (2003). *World agriculture: Towards 2015/2030: an FAO perspective*. London: Earthscan
- Caillavet, F., Fadhuile, A., Nichèle, V. (2016). Taxing animal-based foods for sustainability: Environmental, nutritional and social perspectives in France. *European Review of Agricultural Economics*, 43(4), 557-560.
- Caillavet, F., Fadhuile, A., Nichèle, V. (2019). Assessing the distributional effects of carbon taxes on food: Inequalities and nutritional insights in France. *Ecological Economics*, 163, 20-31.
- Callejas, E.S. (2016). La onda larga de los precios de alimentos 1990-2016. *Economía Informa*, 401, 85–102.
- Capper, J.L. (2012). Is the grass always greener? Comparing the environmental impact of conventional, natural and grass-fed beef production systems. *Animals*, 2(2), 127–143.
- Casey, J.W., Holden, N.M. (2006). Quantification of GHG emissions from suckler-beef production in Ireland. *Agricultural Systems*, 90(1–3), 79–98.
- Castañé, S., Antón, A. (2017). Assessment of the nutritional quality and environmental impact of two food diets: A Mediterranean and a vegan diet. *Journal of Cleaner Production*, 167, 929–937.
- Catalán, H. (2014). Curva ambiental de Kuznets: implicaciones para un crecimiento sustentable. *Economía Informa*, 389, 19–37.
- Cederberg, C., Flysjö, A. (2004). Environmental Assessment of future pig farming systems - quantifications of three scenarios from the FOOD 21 synthesis work. SIK.

- Cederberg, C., Sonesson, U., Henriksson, M., Sund, V., Davis, J. (2009). Greenhouse gas emissions from Swedish consumption of meat, milk and eggs 1990 and 2005. Report No 793.
- Cesari, V., Zucali, M., Sandrucci, A., Tamburini, A., Bava, L., Toschi, I. (2017). Environmental impact assessment of an Italian vertically integrated broiler system through a Life Cycle approach. *Journal of Cleaner Production*, 143, 904–911.
- Civitello, L. (2004). *Cuisine and culture: A history of food & people*. Hoboken, N.J: Wiley.
- Clark, M., Tilman, D. (2017). Comparative analysis of environmental impacts of agricultural production systems, agricultural input efficiency, and food choice. *Environmental Research Letters*. 12.
- Clay, E. (2002). Food security: Concepts and measurement. Trade Reforms and Food Security: Conceptualising the Linkages. Retrieved from http://ieham.org/html/docs/food_security_concepts_and_measurement.pdf
- Cleveland, W.S. (1979). Robust Locally Weighted Regression and Smoothing Scatterplots. *Journal of the American Statistical Association*, 74(368), 829–836.
- Chalmers N.G., Brander M., Revoredo-Giha, C., (2015). The implications of empirical and 1:1 substitution ratios for consequential LCA: using a 1 % tax on whole milk as an illustrative example. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 20(9):1268–76
- Cucurachi, S., Yang, Y., Bergesen, J.D., Qin, Y., Suh, S. (2016). Challenges in assessing the environmental consequences of dietary changes. *Environmental Systems and Decisions*, 36, 217-219.
- Curran, M. (2017). Overview of Goal and Scope Definition in Life Cycle Assessment. Curran M., editor, in *Goal and Scope Definition in Life cycle impact assessment*, Dordrecht, Springer.
- da Silva, V., van der Werf, H.M.G., Soares, S.R., Corson, M.S. (2014). Environmental impacts of French and Brazilian broiler chicken production scenarios: An LCA approach. *Journal of Environmental Management*, 133, 222–231.

- Dalgaard, R., Halberg, N., Hermansen, J.E. (2007). Danish pork production - an environmental assessment. *DJF, Animal Science* 82, 34.
- Dalgaard, R., Schmidt, J., Halberg, N., Christensen, P., Thrane, M., Pengue, W.A. (2008). LCA for soybean meal. *LCA for Food Products*, 10(7), 240–254.
- Day, L. (2016). Proteins from land plants – Potential resources for human nutrition and food security. *Trends in Food Science and Technology*, 32, 25–42.
- De Bakker, E., Dagevos, H. (2012). Reducing Meat Consumption in Today's Consumer Society: Questioning the Citizen-Consumer Gap. *Journal of Agricultural and Environmental Ethics*, 25, 877-894.
- de Boer, J., de Witt, A., Aiking, H. (2016). Help the climate, change your diet: A cross-sectional study on how to involve consumers in a transition to a low-carbon society. *Appetite*, 98, 19–27.
- de Vries, M., van Middelaar, C.E., de Boer, I.J.M. (2015). Comparing environmental impacts of beef production systems: A review of life cycle assessments. *Livestock Science*, 178, 279–288.
- Deaton, A., Muellbauer, J. (1980). An Almost Ideal Demand System. *The American Economic Review*, 70(3), 312–326.
- Dekker, S.E.M., de Boer, I.J.M., van Krimpen, M., Aarnink, A.J.A., Groot Koerkamp, P.W.G. (2013). Effect of origin and composition of diet on ecological impact of the organic egg production chain. *Livestock Science*, 151(2–3), 271–283
- Dickie, M., Trandel, G.A. (1996). Comparing Specific and Ad Valorem Pigouvian Taxes and Output Quotas. *Southern Economic Journal*, 63(2), 388–405.
- Diederich, J., Goeschl, T. (2017). To mitigate or not to mitigate: The price elasticity of pro-environmental behavior. *Journal of Environmental Economics and Management*, 84, 209–222.
- Döring, C., Lesot, M.J., Kruse, R. (2006). Data analysis with fuzzy clustering methods. *Computational Statistics and Data Analysis*, 51(1), 192–214.
- Dourmad, J.Y., Ryschawy, J., Trousson, T., Bonneau, M., González, J., Houwers, H.W.J., Morgensen, L. (2014). Evaluating environmental impacts of

- contrasting pork farming systems with life cycle assessment. *Animal*, 8(12), 2027–2037.
- Dyer, J.A., Vergé, X.P.C., Desjardins, R.L., Worth, D.E. (2014). A Comparison of the Greenhouse Gas Emissions From the Sheep Industry With Beef Production in Canada, *Sustainable Agriculture Research*, 3(3).
- Edjabou, L.D., Smed, S. (2013). The effect of using consumption taxes on foods to promote climate friendly diets–The case of Denmark. *Food Policy* 39, 84-96.
- Ekvall, T., Andrae, A. (2006). Attributional and consequential environmental assessment of the shift to lead-free solders. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 11(5), 344-353.
- Ekvall, T., Weidema, B.P. (2004). System boundaries and input data in consequential life cycle inventory analysis. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 9, 161-171.
- Ekvall, T. (2000). A market-based approach to allocation at open-loop recycling. *Resources, Conservation and Recycling*, 29, (1-2), 91–109
- Elferink, E.V., Nonhebel, S., Moll, H.C. (2008). Feeding livestock food residue and the consequences for the environmental impact of meat. *Journal of Cleaner Production*, 16 (12), 1227–1233.
- Ellis, S.M., Steyn, H.S. (2003). Practical significance (effect sizes) versus or in combination with statistical significance (p-values). *Journal of the Southern African Institute for Management Scientists*, 12(4), 51-53
- Emery, J.C.H., Bartoo, A.C., Matheson, J., Ferrer, A., Kirkpatrick, S. I., Tarasuk, V., McIntyre, L. (2012). Evidence of the association between household food insecurity and heating cost inflation in Canada, 1998-2001. *Canadian Public Policy*, 38(2), 181–215.
- Environmental Working Group. (2011). Meat Eat Less. Eat Greener. Meat Eater’s Guide To Climate Change + Health, Life Cycle Assessments: Methodology & Results.
- EPLCA (2007). *Carbon Footprint – what it is and how to measure it*. European Platform on Life Cycle Assessment, European Commission. Disponible en: <https://www.to-be.it/wp-content/uploads/2015/07/Carbon-footprint.pdf>, consultado el 28 de mayo de 2020.

- Ericksen, P.J. (2008). Conceptualizing food systems for global environmental change research. *Global Environmental Change*, 18(1), 234–245.
- Escobar, N., Ribal, J., Clemente, G., Sanjuán, N. (2014). Consequential LCA of two alternative systems for biodiesel consumption in Spain, considering uncertainty. *Journal of cleaner production*, 79, 61-73.
- FAO (2019). Modelo de evaluación ambiental de la Ganadería Mundial (GLEAM), disponible en <http://www.fao.org/gleam/results/es/>, consultado el 10 de enero de 2020.
- FAO (2016). Analysis of public expenditure towards food security and nutrition. MAFAP Methodology. Rome: FAO.
- FAO, FIDA, UNICEF, PMA, OMS. (2018). El estado de la seguridad alimentaria y la nutrición en el mundo. Fomentando la resiliencia climática en aras de la seguridad alimentaria y la nutrición. Roma. FAO.
- FAO (2006). Food Security, Policy Brief, Issue 2, June, available in http://www.fao.org/fileadmin/templates/faoitaly/documents/pdf/pdf_Food_Security_Concept_Note.pdf, accessed April 26, 2020.
- Farnham, P.G. (2015). *Economics for Managers*. Pearson Education Limited.
- Filippini, R., Mazzocchi, C., Corsi, S. (2019). The contribution of Urban Food Policies toward food security in developing and developed countries: A network analysis approach. *Sustainable Cities and Society*, 47.
- Finkbeiner, M. (2009). Carbon Footprinting – opportunities and threats, *International Journal of Life Cycle Assessment*, 14, 91-94.
- Fletcher, J.M., Frisvold, D E., Tefft, N. (2010). The effects of soft drink taxes on child and adolescent consumption and weight outcomes. *Journal of Public Economics*, 94(11–12), 967–974
- Foley, P.A., Crosson, P., Lovett, D.K., Boland, T.M., O’Mara, F.P., Kenny, D.A. (2011). Whole-farm systems modelling of greenhouse gas emissions from pastoral suckler beef cow production systems. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 142(3–4), 222–230.

- Frankowska, A., Jeswani, H.K., Azapagic, A. (2019). Life cycle environmental impacts of fruits consumption in the UK. *Journal of Environmental Management*, 248(April).
- Freire-González J. (2011). Methods to empirically estimate direct and indirect rebound effect of energy-saving technological changes in households. *Ecological Modelling*, 223(1):32–40
- Gac et al (2012). Cited by: Marino, R., Atzori, A.S., Andrea, M.D., Iovane, G., Trabalza-marinucci, M., and Rinaldi, L. (2016). Climate change: Production performance, health issues, greenhouse gas emissions and mitigation strategies in sheep and goat farming. *Small Ruminant Research*, 135, 50–59.
- García-Germán, S., Bardají, I., Garrido, A. (2018). Do increasing prices affect food deprivation in the European Union? *Spanish Journal of Agricultural Research*, 16(1), 1–14.
- García-Muros, X., Markandya, A., Romero-Jordán, D., González-Eguino, M. (2017). The distributional effects of carbon-based food taxes. *Journal of Cleaner Production*, 140, 996–1006.
- Gardes, F. (2019). The Estimation of Price Elasticities and the Value of Time in a Domestic Production Framework: an application using French Micro-Data. *Annals of Economics and Statistics*, 135.
- Garnett, T. (2009). Cooking up a Storm: Food, Greenhouse Gas Emissions and Our Changing Climate. *International Journal of Climate Change Strategies and Management*, 1(2), 211–217.
- Garnett, T. (2011). Where are the best opportunities for reducing greenhouse gas emissions in the food system (including the food chain)? *Food Policy*, 36(SUPPL. 1), S23–S32.
- Garnett, T., Mathewson, S., Angelides, P., Borthwick, F., (2015). Policies and actions to shift eating patterns: What works? A review of the evidence of the effectiveness of interventions aimed at shifting diets in more sustainable and healthy directions., Chatham House.
- Garrone, P., Grilli, L., Marzano, R. (2019). Price elasticity of water demand considering scarcity and attitudes. *Utilities Policy*, 59.

- Gerber, P.J., Steinfeld, H., Henderson, B., Mottet, A., Opio, C., Dijkman, J., Falcucci, A., Tempio, G. (2013). Tackling climate change through livestock - A global assessment of emissions and mitigation opportunities. Report. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO).
- Ghasempour, A., Ahmadi, E. (2016). Assessment of environment impacts of egg production chain using life cycle assessment, *Journal of Environmental Management*, 183, 980–987.
- González-García, S., Belo, S., Dias, A.C., Rodrigues, J.V., Costa, R.R. Da, Ferreira, A., Arroja, L. (2015). Life cycle assessment of pork meat production: Portuguese case study and proposal of improvement options. *Journal of Cleaner Production*, 100, 126–139.
- González-García, S., Gomez-Fernández, Z., Dias, A.C., Feijoo, G., Moreira, M.T., Arroja, L. (2014). Life Cycle Assessment of broiler chicken production: A Portuguese case study. *Journal of Cleaner Production*, 74, 125–134.
- Gorton, D., Bullen, C.R., Mhurchu, C.N. (2010). Environmental influences on food security in high-income countries. *Nutrition Reviews*, 68(1), 1–29.
- Gracia-Arnaiz, M. (2013). Comer en tiempos de “crisis”: nuevos contextos alimentarios y de salud en España. *Salud Pública*, 56(6), 648–653.
- Granato, D., Gaston, A. (2014). *Mathematical and Statistical Methods in Food Science and Technology*. Oxford: John Wiley and Sons.
- Green, R., Alston, J.M. (1990). Elasticities in AIDS Models. *American Journal of Agricultural Economics*, 72(2), 442–445.
- Green, R., Cornelsen, L., Dangour, A.D., Turner, R., Shankar, B., Mazzocchi, M., Smith, R.D. (2013). The effect of rising food prices on food consumption: systematic review with meta-regression. *BMJ (Clinical Research Ed.)*, 346(June):f3703.
- Gren, M., Moberg, E., Säll, S., Rööf, E. (2019). Design of a climate tax on food consumption: Examples of tomatoes and beef in Sweden. *Journal of Cleaner Production*, 211, 1576-1585.
- Greene, W.H., (2012). *Econometric analysis*, seventh ed., Pearson, Upper Saddle River, N.J

- Grosh, M. (1994). *Administering Targeted Social Programs in Latin America. From Platitudes to Practice*. Washington D.C.: The World Bank.
- Gross, R., Schoeneberger, H., Pfeifer, H., Preuss, H.J. (2000). The Four Dimensions of Food and Nutrition Security: Definitions and Concepts. FAO.
- Guinée, J.B., Cucurachi, S., Henriksson, P.J., Heijungs, R. (2018). Digesting the alphabet soup of LCA. *The international journal of life cycle assessment*, 23(7), 1507-1511
- Guinée, J., (2015). Selection of Impact Categories and Classification of LCI Results to Impact Categories. Hauschild, M., and Huijbregts, M., editors, in *Life cycle impact assessment*, New York, Springer.
- Gujarati, D.N., Porter, D.C. (2009). *Basic Econometrics*, fifth ed., McGraw-Hill, Boston
- Gundimeda, H., Köhlin, G. (2008). Fuel demand elasticities for energy and environmental policies: Indian sample survey evidence. *Energy Economics*, 30(2), 517–546.
- Halkidi, M., Batistakis, Y., Vazirgiannis, M. (2001). Clustering algorithms and validity measures. *Proceedings Thirteenth International Conference on Scientific and Statistical Database Management. SSDBM 2001*, pp.3–22
- Hastie, T., Tibshirani, R., Friedman, J. (2009). *The elements of Statistical Learning Data Mining, Inference, and Prediction* (Second). New York: Springer.
- Haupt, M., Ribal Sanchis, J., Clemente Polo, G., García-Segovia, P., Sanjuan Pellicer, N. (2016). Aproximación a la integración de la huella de carbono y aspectos nutricionales para un consumo sostenible de alimentos. *Revista Española de Nutrición Comunitaria*, 22(1), 2-9
- Hedenus, F., Wirsenius, S., Johansson, D.J.A. (2014). The importance of reduced meat and dairy consumption for meeting stringent climate change targets. *Climatic Change*, 124(1–2), 79–91.
- Heller, M.C., Keoleian, G.A., Willett, W.C. (2013). Toward a life cycle-based, diet-level framework for food environmental impact and nutritional quality assessment: a critical review. *Environmental science & technology*, 47(22), 12632-12647.

- Hellweg, S., Milà i Canals, L. (2014). Emerging approaches, challenges and opportunities in life cycle assessment. *Science*, 334, 1109–1114.
- Henningsen, A. (2015). R Package “micEconAids.”
- Herforth, A., Ahmed, S. (2015). The food environment, its effects on dietary consumption, and potential for measurement within agriculture-nutrition interventions. *Food Security*, 505–520.
- Hoddinott, J. (1999). TARGETING : PRINCIPLES AND PRACTICE. International Food Policy Research Institute, Washington D.C..
- Hökby, S., Söderqvist, T. (2003). Elasticities of Demand and Willingness to Pay for Environmental Services in Sweden. *Environmental and Resource Economics*, 26(3), 361–383.
- Hössinger, R., Link, C., Sonntag, A., Stark, J. (2017). Estimating the price elasticity of fuel demand with stated preferences derived from a situational approach. *Transportation Research Part A: Policy and Practice*, 103, 154–171.
- Hospido, A., Tyedmers, P. (2005). Life cycle environmental impacts of Spanish tuna fisheries. *Fisheries Research*, 76(2), 174–186.
- Hubbard, R.G., O’Brien, A. (2013). *Microeconomics* (Fourth Edi). Pearson.
- Hunter, E., Rööös, E., (2016). Fear of climate change consequences and predictors of intentions to alter meat consumption. *Food Policy*, 62, 151–160.
- Ibidhi, R., Hoekstra, A.Y., Gerbens-leenes, P.W., Chouchane, H. (2017). Water, land and carbon footprints of sheep and chicken meat produced in Tunisia under different farming systems. *Ecological Indicators*, 77, 304–313.
- Instituto Nacional de Estadística (2019). Cifras de población. Recuperado de https://www.ine.es/dyngs/INEbase/es/operacion.htm?c=Estadistica_C&cid=1254736176951&menu=ultiDatos&idp=1254735572981 ,consultado el 25 de marzo de 2020.
- IPCC (2014). *Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*; Edenhofer, O., R. Pichs-Madruga, Y. Sokona, E. Farahani, S. Kadner, K. Seyboth, A. Adler, I. Baum, S. Brunner, P. Eickemeier, B. Kriemann, J. Savolainen, S. Schlömer, C. von Stechow, T.

- Zwicker and J.C. Minx (eds.). Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Iribarren, D., Vázquez-rowe, I., Hospido, A., Moreira, M.T., Feijoo, G. (2010). Estimation of the carbon footprint of the Galician fishing activity (NW Spain). *Science of the Total Environment*, The, 408(22), 5284–5294.
- Iribarren, D., Hospido, A., Moreira, M.T., Feijoo, G. (2010). Carbon footprint of canned mussels from a business-to-consumer approach. A starting point for mussel processors and policy makers. *Environmental science & policy*, 13(6), 509-521.
- Jeswani, H. K., Espinoza-Orias, N., Croker, T., Azapagic, A. (2017). Life cycle greenhouse gas emissions from integrated organic farming: A systems approach considering rotation cycles. *Sustainable Production and Consumption*, 13(December), 60–79.
- Johnson, R.A., Wichern, D.W. (2014). *Applied multivariate statistical analysis*. Harlow, Essex, England, Pearson.
- Jones, A. K., Jones, D.L., Cross, P. (2014). The carbon footprint of lamb: Sources of variation and opportunities for mitigation. *Agricultural Systems*, 123, 97–107.
- Jones, A., Ngunjiri, F.M., Pelto, G., Young, S.L. (2013). What Are We Assessing When We Measure Food Security? A Compendium and Review of Current Metrics. *Advances in Nutrition*, 4 (February), 481–505.
- Kalhor, T., Rajabipour, A., Akram, A., Sharifi, M. (2016). Environmental impact assessment of chicken meat production using life cycle assessment. *Information Processing in Agriculture*, 3(4), 262–271.
- Kang, H. (2015). A study on the relationship between international trade and food security: Evidence from less developed countries (LDCs), *Agricultural Economics*, 61 (10), 475–483.
- Kim, B., Neff, R., Santo, R., Vigorito, J., (2015). The Importance of Reducing Animal Product Consumption and Wasted Food in Mitigating Catastrophic Climate Change. John Hopkins Center for a Livable Future, 1–8.
- Kopitowski, K. (2016). La falacia de la evidencia incompleta o “cherry picking”. *Evidencia – Actualización en la Práctica Ambulatoria*, 19, 35-6.

- Khoury, C.K., Bjorkman, A.D., Dempewolf, H., Ramirez-Villegas, J., Guarino, L., Jarvis, A., Struik, P.C. (2014). Increasing homogeneity in global food supplies and the implications for food security. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111(11), 4001-4006.
- Laestadius, L.I., Neff, R.A., Barry, C.L., Frattaroli, S. (2014). “We don’t tell people what to do”: An examination of the factors influencing NGO decisions to campaign for reduced meat consumption in light of climate change. *Global Environmental Change*, 29, 32–40.
- Lahiri, S.N. (2003). *Resampling Methods for Dependent Data*. New York: Springer Science & Business Media
- Lamnatou, C., Ezcurra-Ciaurritz, X., Chemisana, D., Plà-Aragonés, L.M. (2016). Environmental assessment of a pork-production system in North-East of Spain focusing on life-cycle swine nutrition. *Journal of Cleaner Production*, 137, 105-115.
- Lasarte N., Rubiera M., Paredes, D. (2014). City size and household food consumption: Demand elasticities in Spain. *Applied Economics*. 46(14), 1624–1641.
- Ledgard, S.F., Lieffering, M., Coup, D., O’Brien, B. (2011). Cited by: Marino, R., Atzori, A. S., Andrea, M. D., Iovane, G., Trabalza-marinucci, M., Rinaldi, L. (2016). Climate change: Production performance, health issues, greenhouse gas emissions and mitigation strategies in sheep and goat farming. *Small Ruminant Research*, 135, 50–59.
- Leinonen, I., Williams, A.G., Kyriazakis, I. (2016). Comparing the environmental impacts of UK turkey production systems using analytical error propagation in uncertainty analysis. *Journal of Cleaner production*, 112, 141–148.
- Leinonen, I., Williams, A.G., Wiseman, J., Guy, J., Kyriazakis, I. (2012). Predicting the environmental impacts of chicken systems in the United Kingdom through a life cycle assessment: Egg production systems, *Poultry Science*, 91,1,26–40
- Lesschen, J.P., van den Berg, M., Westhoek, H.J., Witzke, H.P., Oenema, O. (2011). Greenhouse gas emission profiles of European livestock sectors. *Animal Feed Science and Technology*, 166–167, 16–28.
- Levasseur, J. (2015). Climate Change. Hauschild, M., Huijbregts, M., editors, in *Life cycle impact assessment*, New York, Springer.

- Liu, P. (2017). The future of food and agriculture: Trends and challenges. FAO.
- Liu, Y., Liu, Z., Xiong, H., Gao, X., Wu, J. Wu, S. (2013). Understanding and enhancement of internal clustering validation measures. *IEEE Transactions on Cybernetics*, 43(3), pp.982–994
- Llais O., Ertail P., Ichèle V. (2010). The effects of a fat tax on French households' purchases: a nutritional approach. *American Journal of Agricultural Economics*. 92: 228–45
- López-Andrés, J. J., Aguilar-Lasserre, A. A., Morales-Mendoza, L. F., Azzaro-Pantel, C., Pérez-Gallardo, J. R., Rico-Contreras, J. O. (2018). Environmental impact assessment of chicken meat production via an integrated methodology based on LCA, simulation and genetic algorithms. *Journal of Cleaner Production*, 174, 477–491.
- Lundberg, J., Lundberg, S. (2012). Distributional Effects of Lower Food Prices in a Rich Country: Calculations Based on Estimates of Household Demand for Food. *Journal of Consumer Policy*, 35(3), 373–391.
- Macdiarmid, J.I., Douglas, F., Campbell, J. (2016). Eating like there's no tomorrow: Public awareness of the environmental impact of food and reluctance to eat less meat as part of a sustainable diet. *Appetite* 96, 487–493.
- Mackenzie, S.G., Leinonen, I., Ferguson, N., Kyriazakis, I. (2015). Accounting for uncertainty in the quantification of the environmental impacts of Canadian pork farming systems. *Journal of Animal Science*, 93(6), 3130–3143.
- Macleod, M., Gerber, P., Mottet, A., Tempio, G., Falcucci, A., Opio, C., Steinfeld, H. (2013). Greenhouse gas emissions from pork and chicken supply chains - A global life cycle assessment. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO).
- Maniadakis, N., Kapaki, V., Damianidi, L., Kourlaba, G., (2013). A systematic review of the effectiveness of taxes on nonalcoholic beverages and high-in-fat foods as a means to prevent obesity trends. *ClinicoEconomics and Outcomes Research* 5(1), 519–543.
- Maxwell, S., Frankenberger, T. (1992). Household food security: concepts, indicators, measurements. A technical Review. New York: UNICEF.

- McAfee, A.J., McSorley, E.M., Cuskelly, G.J., Moss, B.W., Wallace, J.M.W., Bonham, M.P., Fearon, A.M. (2010). Red meat consumption: An overview of the risks and benefits. *Meat Science*. 84(1), 1–13.
- McAuliffe, G.A., Chapman, D.V., Sage, C.L. (2016). A thematic review of life cycle assessment (LCA) applied to pork production. *Environmental Impact Assessment Review*, 56, 12–22.
- McDermott, J., Johnson, N., Kadiyala, S., Kennedy, G., Wyatt, A.J. (2015). Agricultural research for nutrition outcomes – rethinking the agenda. *Food Security*, 7(3), 593–607.
- McKenzie, F.C., Williams, J. (2015). Sustainable food production: constraints, challenges and choices by 2050. *Food Security*, 7(2), 221–233
- Mcmanus, M.C., Taylor, C.M. (2015). Science Direct, The changing nature of life cycle assessment. *Biomass and Bioenergy*, 82, 13–26.
- McMichael, A.J., Powles, J.W., Butler, C.D., Uauy, R. (2007). Food, livestock production, energy, climate change, and health. *Lancet*, 370(9594), 1253–1263.
- Melo, P.C., Ramli, A.R. (2014). Estimating fuel demand elasticities to evaluate CO₂ emissions: Panel data evidence for the Lisbon Metropolitan Area. *Transportation Research Part A: Policy and Practice*, 67, 30–46.
- Micha, R., Wallace, S.K., Mozaffarian, D. (2010). Red and processed meat consumption and risk of incident coronary heart disease, stroke, and diabetes mellitus: A systematic review and meta-analysis. *Circulation* 121(21), 2271–2283.
- Ministerio para la Transición Ecológica (2019). Informe de inventario nacional gases de efecto invernadero. Comunicación al secretariado de la convención marco de las Naciones Unidas sobre el cambio climático. Disponible en https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/sistema-espanol-de-inventario-sei-resumeninventariogei-ed2019_tcm30-486322.pdf , consultado el 23 de abril de 2020.
- Mizobuchi K., Tanizaki, H. (2013). On estimation of almost ideal demand system using moving blocks bootstrap and pairs bootstrap methods. *Empirical Economics*, 1–30

- Mogensen, L., Kristensen, T., Nielsen, N.I., Spleth, P., Henriksson, M., Swensson, C., Vestergaard, M. (2015). Greenhouse gas emissions from beef production systems in Denmark and Sweden. *Livestock Science*, 174, 126–143.
- Mollenhorst, H., Berentsen, P.B.M., De Boer, I.J.M. (2006). On-farm quantification of sustainability indicators: An application to egg production systems. *British Poultry Science*, 47(4), 405–417.
- Moschini, G. (1995). Units of Measurement and the Stone Index in Demand System Estimation. *Journal of Agricultural Economics*, 77(1), 63–68.
- Naciones Unidas, (2015). Transformar nuestro mundo: la Agenda 2030 para el Desarrollo Sostenible. Resolución 70/1 aprobada por la Asamblea General el 25 de Septiembre de 2015. Disponible en https://unctad.org/meetings/es/SessionalDocuments/ares70d1_es.pdf, consultado el 29 de mayo de 2020.
- Nahman, A., Antrobus, G. (2005). The environmental Kuznets curve: A literature survey. *South African Journal of Economics*, 73(1), 105–120.
- Nakagawa, S., Cuthill, I.C., (2007). Effect size, confidence interval and statistical significance: a practical guide for biologists. *Biological Reviews*, 82(4), 591–605.
- Naylor, R.L., Falcon, W.P. (2010). Food security in an era of economic volatility. *Population and Development Review*, 36(4), 693–723.
- Nechyba, T., (2015). Microeconomics - an intuitive approach with calculus. South-Western, Cengage Learning
- Nemecek, J., Poore, T. (2018). Reducing food's environmental impacts through producers and consumers. *Science*, 360 (6392), 987–992.
- Nguyen, T.L.T., Hermansen, J.E., Mogensen, L. (2010). Fossil energy and GHG saving potentials of pork farming in the EU. *Energy Policy*, 38(5), 2561–2571.
- Nicholson, W., Snyder, C. (2008). Microeconomic theory: basic principles and extensions, tenth ed., Mason, Ohio: Thomson/South-Western.
- Nielsen N.I., Jørgensen M., Rasmussen, I.K. (2013). Greenhouse Gas Emission from Danish Organic Egg Production estimated via LCA Methodology, 1–27.

- Noya, I., Aldea, X., Gasol, C.M., González-García, S., Amores, M.J., Colón, J., Moreira, M.T. (2016). Carbon and water footprint of pork supply chain in Catalonia: From feed to final products. *Journal of environmental management*, 171, 133-143.
- Noya, I., Villanueva-Rey, P., González-García, S., Fernandez, M.D., Rodriguez, M.R., Moreira, M.T. (2017). Life Cycle Assessment of pork production: A case study in Galicia. *Journal of Cleaner Production*, 142, 4327–4338.
- Nyambayo, I. (2015). Food Security In Developed Countries (Europe and USA) – Is It Insecurity and Insufficiency or Hunger and Poverty in Developed Countries? Paper presented at PERCAT Research Gala, Birmingham, United Kingdom.
- O'Brien, D., Bohan, A., Mchugh, N., Shalloo, L. (2016). A life cycle assessment of the effect of intensification on the environmental impacts and resource use of grass-based sheep farming. *Agricultural Systems*, 148, 95–104.
- Opio, C., Gerber, P., Mottet, A., Falcucci, A., Tempio, G., MacLeod, M., Vellinga, T., Henderson, B., Steinfeld, H. (2013). Greenhouse gas emissions from ruminant supply chains – A global life cycle assessment. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome.
- Parker, R.W.R., Blanchard, J.L., Gardner, C., Green, B.S., Hartmann, K., Tyedmers, P.H., Watson, R.A. (2018). Fuel use and greenhouse gas emissions of world fisheries. *Nature Climate Change*, 8(4), 333–337.
- Parker, R.W.R., Vázquez-Rowe, I., Tyedmers, P.H. (2015). Fuel performance and carbon footprint of the global purse seine tuna fleet. *Journal of Cleaner Production*, 103, 517–524.
- Payandeh, Z., Kheiralipour, K., Karimi, M., Khoshnevisan, B. (2017). Joint data envelopment analysis and life cycle assessment for environmental impact reduction in broiler production systems. *Energy*, 127(2), 768–774.
- Pelletier, N., Pirog, R., Rasmussen, R. (2010). Comparative life cycle environmental impacts of three beef production strategies in the Upper Midwestern United States. *Agricultural Systems*, 103(6), 380–389.

Perloff, J.M. (2018). *Microeconomics*. Boston, Mass: Pearson

Perrone, H. (2017). Demand for nondurable goods: a shortcut to estimating long-run price elasticities. *RAND Journal of Economics*, 48(3), 856–873.

Peters, G. M., Rowley, H. V., Wiedemann, S., Tucker, R., Short, M. D., Schulz, M. (2010). Red Meat Production in Australia: Life Cycle Assessment and Comparison with Overseas Studies. *Environmental Science & Technology*, 44(4), 1327–1332.

Pigou, A.C. (1920). *The economics of Welfare*. London: Macmillan.

Pinstrup-Andersen, P. (2009). Food security: definition and measurement. *Food Security*, 1(1), 5–7.

Pishgar-Komleh, S.H., Akram, A., Keyhani, A., van Zelm, R. (2017). Life cycle energy use, costs, and greenhouse gas emission of broiler farms in different production systems in Iran—a case study of Alborz province. *Environmental Science and Pollution Research*, 24(19), 16041–16049.

Plevin, R.J., Delucchi, M.A., Creutzig, F. (2013). Using Attributional Life Cycle Assessment to Estimate Climate-Change Mitigation Benefits Misleads Policy Makers. *Journal of Industrial Ecology*, 18(1), 73–83.

Pollard, C.M., Booth, S. (2019). Food insecurity and hunger in rich countries—it is time for action against inequality. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 16(10)

Ponsioen, T.C., Blonk, T.J. (2012). Calculating land use change in carbon footprints of agricultural products as an impact of current land use. *Journal of Cleaner Production*, 28, 120–126.

Popkin, B.M. (2017). Relationship between shifts in food system dynamics and acceleration of the global nutrition transition. *Nutrition reviews*, 75(2), 73-82.

Pradhan, P., Reusser, D.E., Kropp, J.P. (2013). Embodied greenhouse gas emissions in diets. *PloS one*, 8(5).

Prudêncio da Silva, V., van der Werf, H.M.G., Soares, S.R., Corson, M.S. (2014). Environmental impacts of French and Brazilian broiler chicken production

- scenarios: An LCA approach. *Journal of Environmental Management*, 133, 222–231.
- Rajagopal, D. (2017). A Step Towards a General Framework for Consequential Life Cycle Assessment. *Journal of Industrial Ecology*, 21(2), 237–469.
- Rebitzer, G., Ekvall, T., Frischknecht, R., Hunkeler, D., Norris, G., Rydberg, T. (2004). Life cycle assessment Part 1: Framework, goal and scope definition, inventory analysis, and applications, *Environmental International*, 30, 701–720.
- Reckmann, K., Traulsen, I., Krieter, J. (2012). Environmental Impact Assessment - methodology with special emphasis on European pork production. *Journal of Environmental Management*, 107, 102–109.
- Reckmann, K., Traulsen, I., Krieter, J. (2013). Life Cycle Assessment of pork production: A data inventory for the case of Germany. *Livestock Science*, 157(2–3), 586–596.
- Ribal, J., Ramírez-Sanz, C., Estruch, V., Clemente, G., Sanjuán, N. (2017). Organic versus conventional citrus. Impact assessment and variability analysis in the Comunitat Valenciana (Spain). *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 22(4), 571–586
- Ribal, J., Fenollosa, M.L., García-Segovia, P., Clemente, G., Escobar, N., Sanjuán, N. (2016). Designing healthy, climate friendly and affordable school lunches. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 21, 631–645
- Riches, G. (2011). Thinking and acting outside the charitable food box: hunger and the right to food in rich societies. *Development in Practice*, 21(4), 768–775.
- Ripoll-Bosch, R., Boer, I.J.M. De, Bernués, A., Vellinga, T.V. (2013). Accounting for multi-functionality of sheep farming in the carbon footprint of lamb: A comparison of three contrasting Mediterranean systems. *Agricultural Systems*, 116, 60–68.
- Roer, A.G., Johansen, A., Bakken, A.K., Daugstad, K., Fystro, G., Strømman, A.H. (2013). Environmental impacts of combined milk and meat production in Norway according to a life cycle assessment with expanded system boundaries. *Livestock Science*, 155(2–3), 384–396.

- Säll, S., (2018). Environmental food taxes and inequalities: Simulation of a meat tax in Sweden. *Food Policy*, 74, 147–153.
- Säll, S., Gren, I. (2015). Effects of an environmental tax on meat and dairy consumption in Sweden. *Food Policy*, 55, 41–53.
- Saravia-Matus, S. L., Aguirre Hörmann, P., Berdegué, J.A. (2019). Environmental efficiency in the agricultural sector of Latin America and the Caribbean 1990–2015: Are greenhouse gas emissions reducing while agricultural production is increasing? *Ecological Indicators*, 102(January), 338–348.
- Scarborough, P., Appleby, P.N., Mizdrak, A., Briggs, A.D.M., Travis, R.C., Bradbury, K.E., Key, T.J. (2014). Dietary greenhouse gas emissions of meat-eaters, fish-eaters, vegetarians and vegans in the UK, *Climatic Change*, 125, 179-192.
- Sen, A. (1981). *Poverty and Famines: An Essay on Entitlement and Deprivation*. Oxford: Clarendon Press.
- Shaw, D. J. (2007). *World Food Security: A History since 1945*. New York: Palgrave Macmillan.
- Sharma, R. K., Pallakonda, S., Raju, G., Sarkar, P., Singla, E., Singh, H. (2018). An Approach to Evaluate Sustainability of a Production Process Based on its Lca and Environment Impact Analysis: A Case Study on a Food Product. *Materials Today: Proceedings*, 5(5), 12467–12473.
- Singh, S. (2009). Global food crisis: magnitude, causes and policy measures. *International Journal of Social Economics*, 36(1/2), 23–36.
- Skunca, D., Tomasevic, I., Nastasijevic, I., Tomovic, V., Djekic, I. (2018). Life cycle assessment of the chicken meat chain. *Journal of Cleaner Production*, 184, 440–450.
- Slemrod, J. (1990). Optimal Taxation and Optimal Tax Systems. *Journal of Economic Perspectives*, 4(1), 157–178
- Springmann, M., Godfray, H. C. J., Rayner, M., Scarborough, P., (2016). Analysis and valuation of the health and climate change cobenefits of dietary change. *PNAS*, 113(15), 4146-4151.

- Stackhouse-Lawson, K.R., Rotz, C.A., Oltjen, J.W., Mitloehner, F.M. (2012). Carbon footprint and ammonia emissions of California beef production systems 1. *Journal of Animal Science*, 90(12), 4641–4655.
- Steinmann Z.J.N., Hauck M., Ramkumar K., Laurenzi I.J., Huijbregts M.A.J. (2014). A methodology for separating uncertainty and variability in the life cycle greenhouse gas emissions of coal-fueled power generation in the USA. *International Journal of Life Cycle Assessment*. 19:1146–55.
- Surányi-Unger, T. (1949). The Concept of Elasticity in Economics. *Weltwirtschaftliches Archives*, 62, 11–27.
- Tan, P-N., Steinbach, M., Kumar, V. (2005) Cluster analysis; basic concepts and algorithms. In: Introduction to Data Mining (eds P-N. Tan, M. Steinbach and V. Kumar). Addison-Wesley, Upper Saddle River, NJ, pp. 487–568.
- Taylor, R.C., Omed, H., Edwards-Jones, G. (2014). The greenhouse emissions footprint of free-range eggs. *Poultry Science*, 93(1), 231–237.
- Taylor, R., Jones, A., Edwards-Jones, G. (2010). Measuring holistic carbon footprints for lamb and beef farms in the Cambrian Mountains Initiative. *Policy Research Report*, (10/8).
- Taylor, R.L.C., Kaplan, S., Villas-Boas, S.B., Jung, K. (2019). Soda Wars: the Effect of a Soda Tax Election on University Beverage Sales. *Economic Inquiry*, 57(3), 1480–1496.
- Thiesen, J., Christensen, T.S., Kristensen, T.G., Andersen, R.D., Brunoe, B., Gregersen, T. K., Weidema, B.P. (2008). Rebound effects of price differences. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 13(2), 104–114.
- Thomassen, M.A., Dalgaard, R., Heijungs, R., de Boer, I. (2008). Attributional and consequential LCA of milk production. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 13(4), 339–349.
- Thow, A.M., Jan, S., Leeder, S., Swinburn, B. (2010). The effect of fiscal policy on diet, obesity and chronic disease: a systematic review. *Bulletin of the World Health Organization*. 88(8), 609–614.
- UN General Assembly (1966). International Covenant on Economic, Social and Cultural Rights. In U. Nations (Ed.), Treaty Series (Vol. 993, pp. 3). United Nations.

- United Nations (UN) (2019). The Sustainable Development Goals Report, available in <https://unstats.un.org/sdgs/report/2019/>, accesado el 5 de junio de 2020.
- United Nations (UN) (2015). Sustainable Development Goals, available in <http://www.un.org/sustainabledevelopment/es/hunger/>, accesado el 26 de abril de 2020.
- United Nations (UN) (2016). The Millennium Development Goals Report 2015, available in <https://www.undp.org/content/undp/es/home/librarypage/mdg/the-millennium-development-goals-report-2015/>, accesado el 28 de mayo de 2020.
- Vázquez-Rowe, I., Moreira, M.T., Feijoo, G. (2010). Life cycle assessment of horse mackerel fisheries in Galicia (NW Spain): Comparative analysis of two major fishing methods. *Fisheries Research*, 106(3), 517–527.
- Verge, X.P.C., Dyer, J.A., Desjardins, R.L., Worth, D. (2009). Long-term trends in greenhouse gas emissions from the Canadian poultry industry. *The Journal of Applied Poultry Research*, 18(2), 210–222.
- Wagner, K. (2016). Environmental preferences and consumer behavior. *Economics Letters*, 149, 1–4.
- Walker, P., Rhubarb-Berg, P., McKenzie, S., Kelling, K., Lawrence, R.S. (2005). Public health implications of meat production and consumption. *Public Health Nutrition*, 8(4), 348–356.
- Wallman, M., Cederberg, C., Sonesson, U. (2011). Life Cycle Assessment of Swedish Lamb Production. SIK Rapport 831
- Wang, W., Zhang, Y. (2007). On fuzzy cluster validity indices. *Fuzzy Sets and Systems*, 158(19), 2095–2117.
- Watts N, Adger W.N., Agnolucci P, Blackstock J, Byass P, Cai, W. (2015). Health and climate change: policy responses to protect public health. *Lancet*, 386,1861-1914.
- Weidema, B.P., Wesnae, M., Hermansen, J., Kristensen, I., Halberg, N. (2008). Environmental improvement potentials of meat and dairy products. Scientific and Technical Research Reports, Vol. 23491.

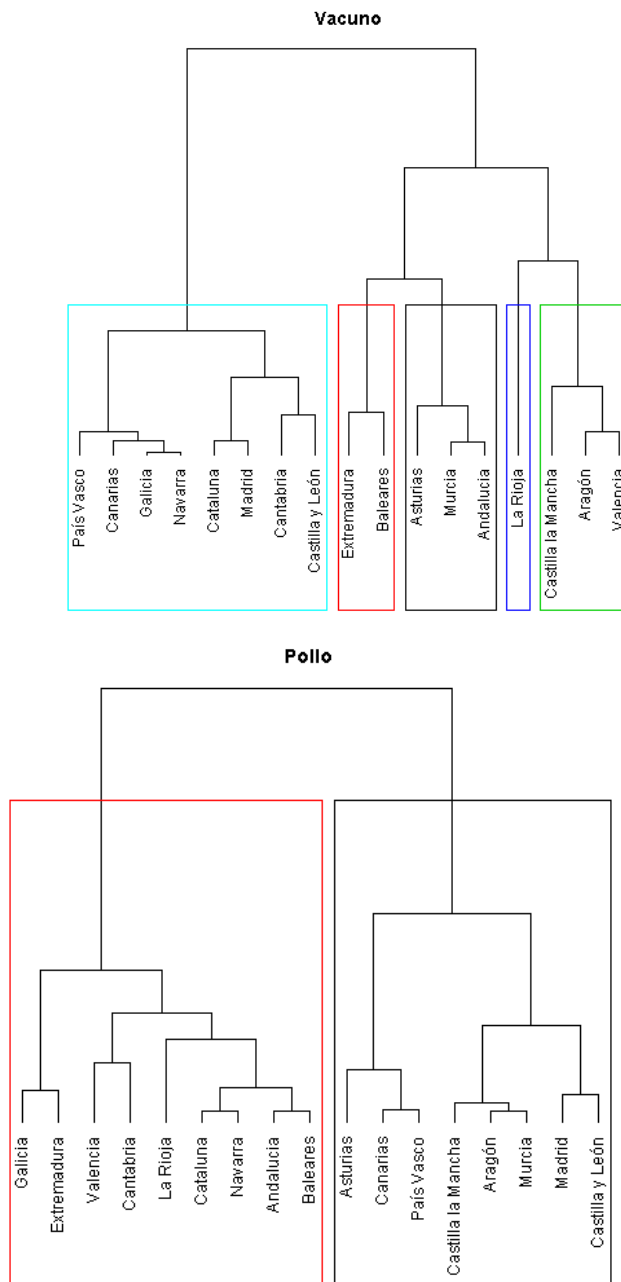
- Weiss, F., Leip, A. (2012). Greenhouse gas emissions from the EU livestock sector: A life cycle assessment carried out with the CAPRI model. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 149, 124–134.
- Weidema, B.P., Thrane, M., Christensen, P., Schmidt, J., Løkke, S. (2008). Carbon footprint: a catalyst for life cycle assessment?. *Journal of industrial Ecology*, 12(1), 3-6.
- Wiedemann S.G., McGahan, E.J. (2011). Environmental Assessment of an Egg Production Supply Chain using Life Cycle Assessment. Case study, Australian Egg Corporation Limited.
- Wiedemann, S. G., Ledgard, S. F., Henry, B. K., Yan, M., Mao, N., Russell, S. J. (2015). Application of life cycle assessment to sheep production systems: investigating co-production of wool and meat using case studies from major global producers. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, (20), 463–476.
- Wiedemann, S.G., McGahan, E.J., Murphy, C.M. (2017). Resource use and environmental impacts from Australian chicken meat production. *Journal of Cleaner Production*, 140, 675–684.
- Wiedemann, S., Yan, M. (2011). Livestock meat processing: inventory data and methods for handling co-production for major livestock species and meat products.
- Wiedemann, S., Yan, M. (2014). Livestock meat processing: inventory data and methods for handling co-production for major livestock species and meat products. In Proceedings of the 9th International Conference on Life Cycle Assessment in the Agri-Food Sector (LCA Food 2014), San Francisco, California, USA, 8-10 October, 2014 (pp. 1512-1520). American Center for Life Cycle Assessment.
- Wiedemann, S., McGahan, E., Grist, S., Grant, T. (2010). Environmental Assessment of Two Pork Supply Chains Using Life Cycle Assessment.
- Wiedemann, S., McGahan, E., Murphy, C., Yan, M.J., Henry, B., Thoma, G., Ledgard, S. (2015). Environmental impacts and resource use of Australian beef and lamb exported to the USA determined using life cycle assessment. *Journal of Cleaner Production*, 94, 67-75.

- Wiltshire, J., Wynn, S., Clarke, J., Chambers, B., Cottrill, B., Drakes, D., Walker, O. (2009). Scenario building to test and inform the development of a BSI method for assessing greenhouse gas emissions from food, Department for Environment Food and Rural Affairs, London.
- Williams III, R.C., (2017). Environmental taxation. In: Auerbach, Alan J., Kent Smetters. The economics of tax policy. Auerbach, A.J., Smetters, K. (Eds.). New York: Oxford University Press.
- Williams, A.G., Audsley, E., Sandars, D.L. (2006) Determining the environmental burdens and resource use in the production of agricultural and horticultural commodities. Main Report. Defra Research Project IS0205. Bedford: Cranfield University and Defra. Available on www.silsoe.cranfield.ac.uk, and www.defra.gov.uk
- Winkler, T., Schopf, K., Aschemann, R., Winiwarter, W. (2016). From farm to fork e A life cycle assessment of fresh Austrian pork. *Journal of Cleaner Production*, 116, 80–89.
- Wirsenius, S., Azar, C., Berndes, G. (2010). How much land is needed for global food production under scenarios of dietary changes and livestock productivity increases in 2030? *Agricultural Systems*. 103(9), 621.638.
- World Resources Institute (2016). Shifting Diets for a Sustainable Future. Creating a Sustainable Food Future, 11(April), 90.
- World Resources Institute (2013). Creating a Sustainable Food Future: A menu of solutions to sustainably feed more than 9 billion people by 2050. World Resources Report 2013-14, 130.
- Yang, Y., Heijungs, R., (2018). On the use of different models for consequential life cycle assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 23(4), 751-758.
- Yang, Y., (2016). Two sides of the same coin: consequential life cycle assessment based on the attributional framework. *Journal of Cleaner Production*, 127, 274-281.
- Jeswani, H.K., Azapagic, A., Schepelmann, P., Ritthoff, M. (2010). Options for broadening and deepening the LCA approaches. *Journal of Cleaner Production*, 18(2), 120-127.

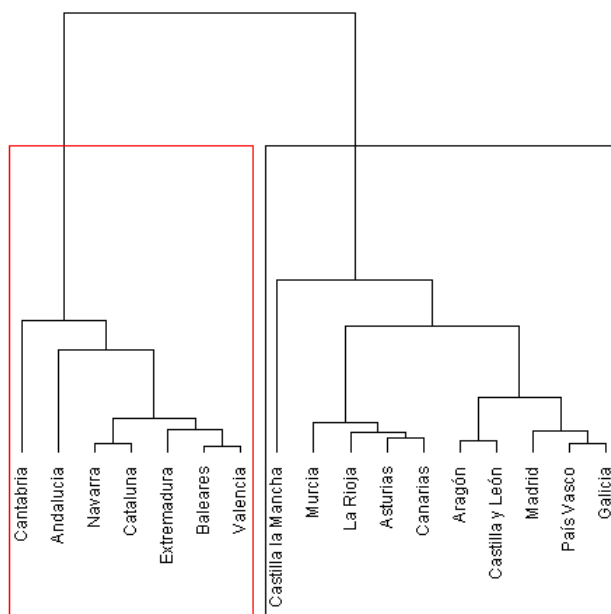
- Zech, K.M., Schneider, U.A., (2019). Carbon leakage and limited efficiency of greenhouse gas taxes on food products. *Journal of Cleaner Production*, 213, 99-103.
- Zhang, Q., Jones, S., Ruhm, C.J., Andrews, M. (2013). Higher food prices may threaten food security status among American low-income households with children. *Journal of Nutrition*, 143(C), 1659–1665.
- Ziegler, F., Winther, U., Hognes, E.S., Emanuelsson, A., Sund, V., Ellingsen, H. (2013). The carbon footprint of Norwegian seafood products on the global seafood market. *Journal of Industrial Ecology*, 17(1), 103-116.

ANEXOS

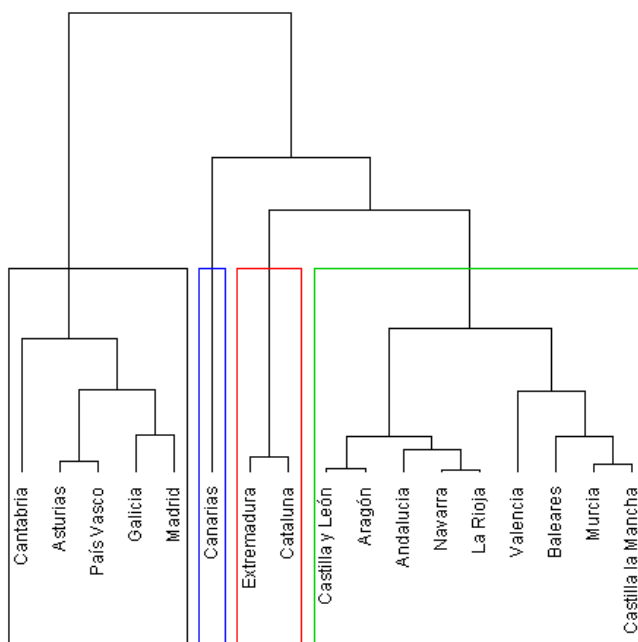
Anexo 1. Dendrograma de las elasticidades propio-precio, precio-cruzado y gasto en 7 grupos alimentarios para 17 Comunidades Autónomas en España



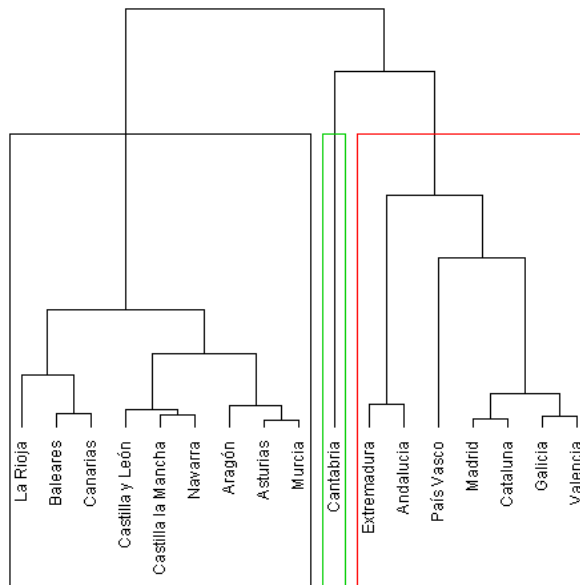
Pescado



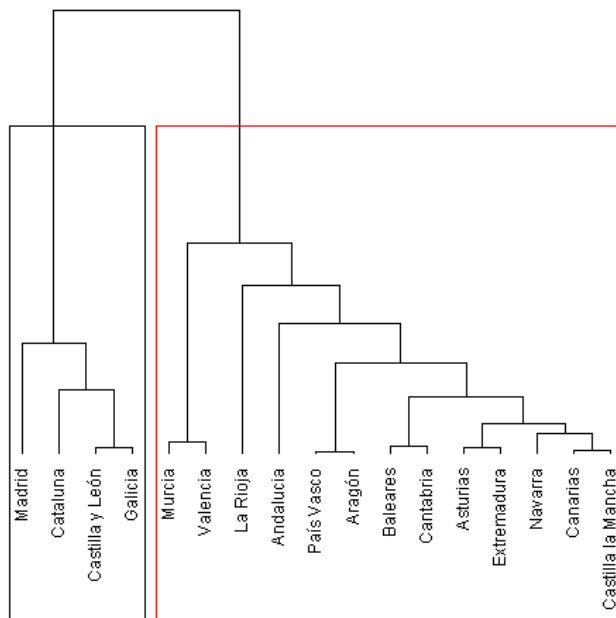
Cordero



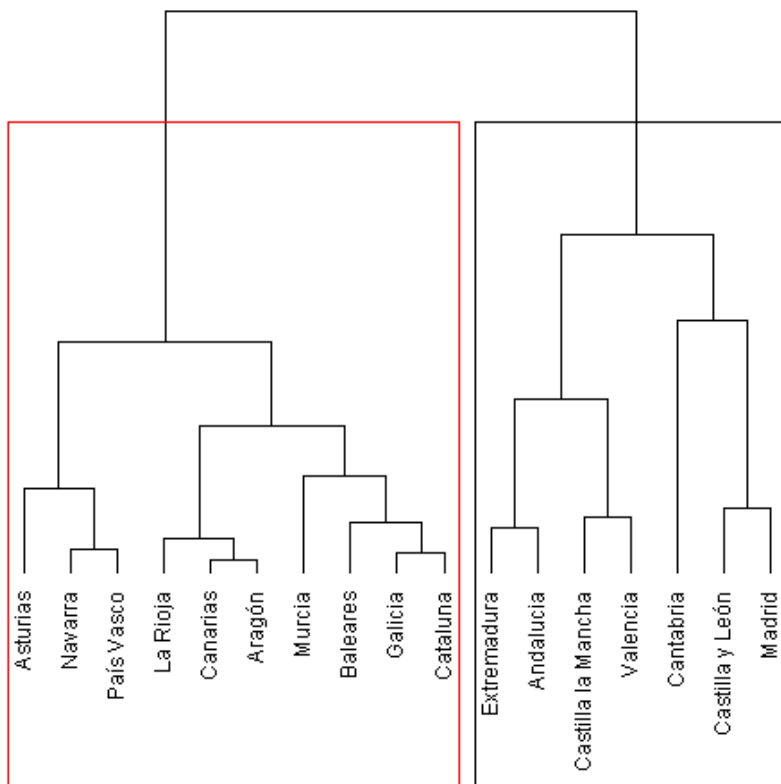
Cerdo



Derivados lácteos



Pavo



Anexo 2. Resultados *fuzzy* clúster en 7 productos de origen animal partir de los resultados de elasticidades precio e ingreso.

Producto	Derivados lácteos				Pescado		Pollo		Cordero			
	Número de clústeres											
Región	1	2	3	4	1	2	1	2	1	2	3	4
Andalucía	0,2068	0,0989	0,5239	0,1704	0,7758	0,2242	0,9059	0,0941	0,1950	0,1450	0,5872	0,0728
Aragón	0,0769	0,0470	0,1078	0,7683	0,1591	0,8409	0,0992	0,9008	0,3647	0,0904	0,5129	0,0320
Asturias	0,0298	0,0149	0,8946	0,0608	0,1980	0,8020	0,6300	0,3700	0,0578	0,8097	0,1048	0,0277
Baleares	0,4155	0,0775	0,3147	0,1923	0,8395	0,1605	0,8633	0,1367	0,3603	0,0945	0,4201	0,1250
Canarias	0,0893	0,0593	0,4895	0,3618	0,5671	0,4329	0,3268	0,6732	0,0036	0,0020	0,0032	0,9912
Cantabria	0,3885	0,0459	0,4247	0,1410	0,6208	0,3792	0,6533	0,3467	0,3130	0,3324	0,2701	0,0845
Castilla la Mancha	0,1150	0,0383	0,4144	0,4323	0,4127	0,5873	0,0500	0,9500	0,9252	0,0134	0,0489	0,0126
Castilla y León	0,0855	0,2897	0,2771	0,3478	0,0924	0,9076	0,2906	0,7094	0,2772	0,1522	0,5331	0,0375
Cataluña	0,1129	0,4577	0,2637	0,1656	0,9543	0,0457	0,9637	0,0363	0,2398	0,2692	0,4064	0,0846
Extremadura	0,0582	0,0198	0,7517	0,1703	0,8848	0,1152	0,7516	0,2484	0,2340	0,3025	0,3930	0,0704
Galicia	0,0776	0,1773	0,3743	0,3708	0,0511	0,9489	0,4541	0,5459	0,1179	0,6559	0,1815	0,0447
La Rioja	0,1684	0,0917	0,2883	0,4516	0,5041	0,4959	0,7335	0,2665	0,0641	0,0288	0,8969	0,0102
Madrid	0,0251	0,8975	0,0353	0,0421	0,2813	0,7187	0,1645	0,8355	0,1963	0,4876	0,2303	0,0858
Murcia	0,9996	0,0000	0,0002	0,0001	0,2948	0,7052	0,1517	0,8483	0,8131	0,0305	0,1312	0,0253
Navarra	0,0264	0,0184	0,1165	0,8387	0,6561	0,3439	0,8595	0,1405	0,0375	0,0228	0,9328	0,0069
País Vasco	0,0789	0,0461	0,1094	0,7656	0,0549	0,9451	0,3436	0,6564	0,0532	0,8160	0,1099	0,0209
Valencia	0,8092	0,0328	0,0818	0,0761	0,9467	0,0533	0,5705	0,4295	0,6278	0,1039	0,1848	0,0835

Producto	Pavo				Vacuno				Cerdo			
	Número de clústeres											
	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4
Región												
Andalucía	0,1591	0,1050	0,6173	0,1187	0,0660	0,0259	0,1304	0,7777	0,1628	0,2507	0,3323	0,2543
Aragón	0,3050	0,2914	0,0757	0,3280	0,1566	0,0798	0,5873	0,1763	0,6367	0,0854	0,1833	0,0946
Asturias	0,2538	0,1443	0,1284	0,4734	0,3729	0,1132	0,1535	0,3603	0,7695	0,0576	0,1133	0,0596
Baleares	0,3634	0,3010	0,1113	0,2242	0,2010	0,1807	0,2497	0,3686	0,3694	0,1223	0,2129	0,2954
Canarias	0,1970	0,6312	0,0614	0,1104	0,6062	0,1451	0,1648	0,0839	0,4617	0,1112	0,1863	0,2407
Cantabria	0,2540	0,2784	0,2351	0,2324	0,3343	0,3843	0,1455	0,1359	0,1681	0,2607	0,2468	0,3244
Castilla la Mancha	0,1491	0,1252	0,5920	0,1337	0,2548	0,2032	0,3306	0,2115	0,2563	0,1011	0,4986	0,1440
Castilla y León	0,2249	0,4025	0,2097	0,1629	0,1519	0,6652	0,1073	0,0755	0,2544	0,1158	0,4523	0,1775
Cataluña	0,7869	0,0952	0,0354	0,0825	0,3051	0,5649	0,0654	0,0646	0,0215	0,9204	0,0411	0,0170
Extremadura	0,1057	0,0953	0,7183	0,0807	0,2217	0,1558	0,1723	0,4503	0,1641	0,3572	0,3217	0,1570
Galicia	0,2701	0,4922	0,0896	0,1481	0,8287	0,0571	0,0501	0,0641	0,0740	0,5235	0,3435	0,0591
La Rioja	0,3039	0,1884	0,1092	0,3985	0,2003	0,2076	0,3868	0,2053	0,0534	0,0357	0,0726	0,8382
Madrid	0,2446	0,3630	0,2355	0,1569	0,1512	0,7205	0,0687	0,0596	0,1202	0,6501	0,1557	0,0740
Murcia	0,1833	0,1064	0,0691	0,6411	0,1494	0,0464	0,1446	0,6596	0,9851	0,0033	0,0083	0,0033
Navarra	0,4720	0,1302	0,1152	0,2826	0,9697	0,0100	0,0088	0,0114	0,0630	0,0376	0,8624	0,0370
País Vasco	0,4183	0,2110	0,0949	0,2759	0,5888	0,1850	0,1157	0,1105	0,2423	0,2309	0,3440	0,1827
Valencia	0,2252	0,1442	0,2770	0,3535	0,0536	0,0258	0,8493	0,0713	0,0481	0,7828	0,1092	0,0599

Anexo 3. Inercia intragrupal por el Índice de Inseguridad Alimentaria y sus componentes para distintos números de clústeres

Indicador	IPCIA		IPPIA		IGIA		IIA		
	Número de clústeres(Q)	Inercia intragrupal	Variación (%)	Número de clústeres(Q)	Inercia intragrupal	Variación (%)	Número de clústeres(Q)	Inercia intragrupal	Variación (%)
1		6,530		5,270		5,270		5,658	
2		4,387	-32,82	3,773	-28,39*	3,773	-28,39*	4,420	-21,87
3		2,586	-41,06*	2,936	-22,21	2,936	-22,21	3,201	-27,58
4		1,588	-38,58	2,247	-23,45	2,247	-23,45	2,078	-35,08*
5		1,122	-29,37	1,625	-27,68	1,625	-27,68	1,586	-23,67
6		0,865	-22,89	1,189	-26,86	1,189	-26,86	1,124	-29,13
7		0,621	-28,23	0,884	-25,59	0,884	-25,59	0,848	-24,54

*Indica el número de clústeres óptimos a ser utilizado.

Anexo 4. Resultado de las medidas de validez para la selección del número óptimo de clústeres en el *fuzzy* clúster estimado por los componentes del indicador de inseguridad alimentaria*

Indicador		IPCIA			IPPIA		
Medidas de validez	Criterio	Número de clústeres			Número de clústeres		
		2	3	4**	2	3	4**
pd	Valor máximo	1,2901	0,8444	1,2634	0,8287	1,3412	1,1986
xb	Valor mínimo	0,0261	0,0262	0,0159	0,0341	0,0197	0,0152
fs	Valor mínimo	-16,5499	-24,7738	-32,9826	-9,0040	-20,3730	-28,8501
si	Valor máximo	0,1077	0,1017	0,2011	0,2683	0,2512	0,3976

Indicador		IIAG			IIA		
Medidas de validez	Criterio	Número de clústeres			Número de clústeres		
		2	3	4**	2	3	4**
pd	Valor máximo	0,8287	1,3414	1,1986	1,1804	1,0807	1,3618
xb	Valor mínimo	0,0341	0,0198	0,0152	0,0406	0,0164	0,0127
fs	Valor mínimo	-9,0042	-20,3768	-28,8503	-7,6410	-21,3073	-33,7711
si	Valor máximo	0,2683	0,2512	0,3976	0,1920	0,1949	0,3817

Fuente: Elaboración propia a partir de los datos del indicador de inseguridad alimentaria y sus componentes utilizando la función *flustIndex* del paquete *e1071* de R.

*pd =parcial density, xb =Xie-beni, fs = fukuyama-sugeno, is = índice de separación

** Número óptimo de clústeres seleccionado.

Anexo 5. Resultados *fuzzy* clúster obtenidos a partir del IPPIA y el IIAG

Región	IPPIA				IIAG			
	Número de clústeres				Número de clústeres			
	1	2	3	4	1	2	3	4
Andalucía	0,4400	0,1331	0,1396	0,2873	0,4398	0,2871	0,1400	0,1331
Aragón	0,9310	0,0268	0,0196	0,0226	0,9311	0,0226	0,0196	0,0268
Asturias	0,0769	0,5643	0,1201	0,2387	0,0768	0,2382	0,1199	0,5652
Baleares	0,0215	0,8975	0,0385	0,0424	0,0214	0,0422	0,0383	0,8981
Canarias	0,0422	0,7621	0,1241	0,0716	0,0423	0,0718	0,1246	0,7613
Cantabria	0,0097	0,0165	0,0333	0,9404	0,0097	0,9407	0,0332	0,0165
Castilla la Mancha	0,0280	0,0785	0,8148	0,0787	0,0281	0,0792	0,8139	0,0788
Castilla y León	0,8680	0,0436	0,0377	0,0507	0,8681	0,0506	0,0377	0,0436
Cataluña	0,0357	0,0879	0,7014	0,1750	0,0359	0,1762	0,6995	0,0884
España	0,1584	0,2268	0,1485	0,4663	0,1584	0,4661	0,1485	0,2270
Extremadura	0,2528	0,1489	0,4016	0,1967	0,2525	0,1965	0,4025	0,1486
Galicia	0,0380	0,0440	0,0768	0,8411	0,0380	0,8412	0,0768	0,0440
La Rioja	0,2227	0,5029	0,1488	0,1256	0,2228	0,1256	0,1492	0,5024
Madrid	0,1232	0,3132	0,4204	0,1432	0,1230	0,1430	0,4219	0,3121
Murcia	0,0539	0,1508	0,2169	0,5785	0,0538	0,5789	0,2164	0,1509
Navarra	0,2247	0,1292	0,3376	0,3085	0,2245	0,3085	0,3379	0,1291
País Vasco	0,0381	0,1322	0,1125	0,7172	0,0381	0,7168	0,1126	0,1325
Valencia	0,0929	0,2332	0,2805	0,3934	0,0928	0,3929	0,2814	0,2329

Anexo 6. Valores de huella de carbono para siete alimentos de origen animal

Alimento genérico	Región	Año	Tipo de publicación	Huella de Carbono (kg CO2 eq. kg-1) Peso en carcasa	Unidad funcional del estudio/comentarios adicionales	Límites del sistema	Referencia
Huevos	España	2018	Revista	3,40	13.344.000 huevos (producción anual de una granja en el año 2015)	Sistema incluye todo el ciclo de vida involucrado en la producción de huevos: transporte, consumo de energía y agua, gestión de residuos y emisiones.	Abín et al. (2018)
	Reino Unido	2006	Reporte	2,59	20.000 huevos (aproximadamente 1 t)	De la cuna a la puerta de la granja.	Williams et al. (2006)
	Canadá	2009	Revista	1,76	12 huevos	De la cuna a la salida de la explotación agrícola	Verge et al. (2009)
	Holanda	2013	Revista	2,30	1 kg		Dekker et al. (2013)
	Estimación Global	2013	Reporte	3,70	1 kg, promedio de Suecia, Canadá, EU27, Australia y el Reino Unido (se incluyen las emisiones consecuencia de los cambios en el uso del suelo)	De la cuna al distribuidor minorista	Macleod et al. (2013)
	Asia oriental y suroriental	2013	Reporte	3,83			
	Sur de Asia	2013	Reporte	3,42	1 kg paletas. promedio de Suecia, Canadá, EU27,		

Alimento genérico	Región	Año	Tipo de publicación	Huella de Carbono (kg CO2 eq. kg-1) Peso en carcasa	Unidad funcional del estudio/ comentarios adicionales	Límites del sistema	Referencia
	Norte América	2013	Reporte	2,87	Australia y el Reino Unido Escenarios globales. (se incluyen las emisiones consecuencia de los cambios en el uso del suelo)		
	Europa occidental	2013	Reporte	4,53			
	Países Bajos	2006	Revista	4,30	1 kg huevos, sistema de producción de camada profunda.	De la cuna a la salida de la explotación agrícola	Mollenhorst et al. (2006)
	Países Bajos	2006	Revista	4,60	1 kg huevos sistema de producción de camada profunda al aire libre.		
	Países Bajos	2006	Revista	4,20	1kg sistema de producción con pajareras al aire libre.		
	Unión Europea	2012	Revista	3,00 (entre 2,8 y 3,2), Rango entre kg CO2 eq. (se incluyen las emisiones que son consecuencia de los cambios en el uso del suelo)	1 kg, 218 regiones de la Unión Europea (NUTS2) y 26 estados miembros.		Weiss and Leip (2012)
	Denmark	2013	Reporte	1,80	1 kg huevos	De la cuna a la salida de la explotación agrícola (se da una expansión del sistema para considerar emisiones evitadas a partir de la producción de fertilizantes)	Nielsen et al. (2013)

Alimento genérico	Región	Año	Tipo de publicación	Huella de Carbono (kg CO2 eq. kg-1) Peso carcasa en	Unidad funcional del estudio/comentarios adicionales	Límites del sistema	Referencia
	Irán	2016	Revista	4,07	1 kg huevos	De la cuna a la salida de la explotación agrícola (sin envase)	Ghasempour and Ahmadi (2016)
	Reino Unido	2012	Revista	2,92	1,000 kg (producción en cautiverio)		Leinonen et al. (2012)
	Reino Unido	2012	Revista	3,45	1,000 kg (producción criadas en el suelo)		
	Reino Unido	2012	Revista	3,38	1,000 kg (producción al aire libre)		
	Reino Unido	2012	Revista	3,42	1,000 kg (producción ecológica)		
	Australia	2011	Reporte	1,30	1 kg (producción en jaula)		Wiedemann (2011)
	Australia	2011	Reporte	1,60	1 kg (producción al aire libre)		Wiedemann (2011)
	Suecia	2009	Reporte	1,42	1 kg (producción en jaula)		Cederberg et al. (2009)
	Reino Unido	2014	Revista	1,60	1 kg (producción al aire libre)		Taylor et al. (2014)
	Estimación Global	2014	Reporte/Libro	3,70	1 kg. (producción en galpón)		De la cuna a la tumba
	Reino Unido	2011	Reporte	2,94	1 kg	De la cuna al centro regional de distribución	Audsley et al. (2009)
	Unión Europea (Excluido Reino Unido)	2011	Reporte	3,04			Audsley et al. (2009)
	Reino Unido	2006	Reporte	4,58	1 t en carcasa (producción convencional)		Williams et al. (2006)

Alimento genérico	Región	Año	Tipo de publicación	Huella de Carbono (kg CO2 eq. kg-1) Peso en carcasa	Unidad funcional del estudio/ comentarios adicionales	Límites del sistema	Referencia	
Pollo	Reino Unido	2006	Reporte	6,68	1 t en carcasa (producción ecológica).	De la cuna a la puerta de la granja.	Williams et al. (2006)	
	Reino Unido	2006	Reporte	7,12	1 t en carcasa, producción no-ecológica y al aire libre.		Williams et al. (2006)	
	Canadá	2009	Revista	1,43	1 kg peso vivo	De la cuna a la puerta de la granja.	Verge et al.(2009)	
	Estimación Global	2013	Reporte	5,40	1 kg en carcasa (se incluyen las emisiones consecuencia de los cambios en el uso del suelo)	De la cuna al distribuidor minorista	Macleod et al. (2013)	
	América Latina y el Caribe	2013	Reporte	5,11				
	Asia oriental y suroriental	2013	Reporte	5,24				
	Europa del este	2013	Reporte	2,99				
	Norte América	2013	Reporte	4,42				
	Unión Europea - Europa occidental	2013	Reporte	6,76				
	Unión Europea	2012	Revista	6,00 (entre 5-7)				1 kg en carcasa. (se incluyen las emisiones consecuencia de los cambios en el uso del suelo)

Alimento genérico	Región	Año	Tipo de publicación	Huella de Carbono (kg CO2 eq. kg-1) en carcasa	Unidad funcional del estudio/comentarios adicionales	Límites del sistema	Referencia
	México	2018	Revista	2,77	1 kg en carcasa	De la cuna a la planta de sacrificio (incluye planta de tratamiento fisicoquímico de aguas residuales)	López-Andrés et al. (2018)
	México	2018	Revista	2,79		De la cuna a la planta de sacrificio (Incluye planta de tratamiento bioquímico de aguas residuales)	
	Italia	2017	Revista	5,52		De la cuna a la planta de sacrificio (incluido el empaquetado)	
	Italia	2018	Revista	5,72	1 kg en carcasa (escenario de alta densidad).	De la cuna a la planta de sacrificio (incluido el empaquetado)	
	Italia	2017	Revista	4,33	1 kg peso vivo (livianos de engorde 1,6 kg promedio)	De la cuna a la salida de la explotación agrícola	
	Italia	2017	Revista	4,64	1 kg peso vivo (livianos de engorde 2.5 kg promedio)		
	Italia	2017	Revista	5,49	1 kg peso vivo (Roasters 3.8 kg)		
	Irán	2017	Revista	6,83	1000 pollos	De la cuna a la salida de la explotación agrícola	Pishgar-Komleh, S. H., et al. (2017)

Alimento genérico	Región	Año	Tipo de publicación	Huella de Carbono (kg CO2 eq. kg-1) Peso carcasa en	Unidad funcional del estudio/ comentarios adicionales	Límites del sistema	Referencia
	Australia	2017	Revista	2,39	1 kg carne deshuesada (producción convencional. Queensland)	De la cuna a la planta de sacrificio	Wiedemann et al. (2017)
	Australia	2017	Revista	1,93	1 kg carne deshuesada Producción convencional, sur de Australia		
	Australia	2017	Revista	1,93	1 kg de carne deshuesada (producción al aire libre)		
	Australia	2017	Revista	3,68	1 kg carne deshuesada, (producción convencional, Queensland. Se incluyen las emisiones consecuencia de los cambios de uso del suelo)		
	Australia	2017	Revista	3,00	1 kg carne deshuesada (producción convencional, sur de Australia. Se incluyen las emisiones consecuencia de los cambios de uso del suelo).		
	Australia	2017	Revista	2,36	1 kg carne deshuesada (crianza al aire libre. Se incluyen las emisiones consecuencia de los cambios de uso del suelo)		
	Portugal	2014	Revista	2,46	1 kg carcasa	De la cuna a la planta de sacrificio (incluye empaquetado)	González-García et al. (2014)
	Irán	2016	Revista	2,93	1 t carcasa	De la cuna a la planta de sacrificio (incluye empaquetado)	Kalhor et al. (2016)
	Irán	2016	Revista	5,36	1 t carcasa (producción de invierno)		
	Francia	2014	Revista	3,18	1 t refrigerado y empacado, listo para distribución		Prudêncio da Silva (2014)

Alimento genérico	Región	Año	Tipo de publicación	Huella de Carbono (kg CO2 eq. kg-1) Peso carcasa en	Unidad funcional del estudio/ comentarios	Límites del sistema	Referencia
					(sistema de producción estándar).	De la cuna a la planta de sacrificio (incluye empaquetado y refrigerado)	
	Brasil	2014	Revista	2,75	1 t refrigerado y empacado, listo para distribución (producción a gran escala, centro-occidente de Brasil)		
	Francia	2014	Revista	4,02	1 t refrigerado y empacado, listo para distribución (producción en sistema de alta calidad -sello rojo)		
	Brasil	2014	Revista	1,95	1 t refrigerado y empacado, listo para distribución (producción a pequeña escala-sur de Brasil)		
	Irán	2017	Revista	8,26	1 t peso vivo	De la cuna a la salida de la explotación agrícola	Payandeh et al. (2017)
	Serbia	2018	Revista	1,69	1 kg deshuesado	De la cuna a la planta de sacrificio	Skunca et al. (2018)
	Unión Europea-27	2008	Reporte	3,60	1 kg peso carcasa	De la cuna a la tumba	Weidema et al. (2008)
	Suecia	2009	Reporte	2,51		De la cuna a la salida de la explotación agrícola	Cederberg et al. (2009)
	Estimación Global	2013	Reporte/Libro	5,30		De la cuna a la tumba	Gerber et al. (2013)
	Túnez	2017	Revista	2,60		De la cuna a la planta de sacrificio	Ibidhi et al. (2017)

Alimento genérico	Región	Año	Tipo de publicación	Huella de Carbono (kg CO2 eq. kg-1) Peso carcasa en	Unidad funcional del estudio/ comentarios adicionales	Límites del sistema	Referencia
	Estados Unidos	2011	Reporte	3,58	1 lb (se incluyen emisiones que incluyen un factor de pérdida por desperdicios y por humedad)	De la cuna a la salida de la explotación agrícola	Environmental Working Group (2011)
	Reino Unido	2011	Reporte	3,69	1 kg (se incluyen las emisiones consecuencia de los cambios de uso del suelo)	De la cuna al centro regional de distribución	Audsley et al. (2009)
	Unión Europea (Excluido Reino Unido)	2011	Reporte	3,84		De la cuna al centro regional de distribución	
	Estimación Global (Excluida la Unión Europea)	2011	Reporte	3,38			
Vacuno	Reino Unido	2006	Reporte	15,80	1 t en carcasa (producción convencional)	De la cuna a la salida de la explotación agrícola (La Unidad Funcional refleja la forma en que cada producto es transado)	Williams et al. (2006)
	Reino Unido	2007	Reporte	16,80	1 t en carcasa, (producción ecológica)		
	Reino Unido	2006	Reporte	25,30	1 t en carcasa (vacas nodrizas)		
	Reino Unido	2006	Reporte	15,60	1 t en carcasa (tierras bajas)		
	Reino Unido	2006	Reporte	16,40	1 t en carcasa (montañas y tierras altas)		
	Unión Europea	2012	Revista	24,50	1 kg de peso en carcasa, 218 regiones de la Unión Europea (NUTS2) y 26 estados miembro. Rango entre 21 y 28 kg CO2 eq. Incluido Cambio en el Uso del Suelo (CUS)	De la cuna a la salida de la explotación agrícola	Weiss and Leip (2012)
	Unión Europea-27	2008	Reporte	28,70	1 kg de peso en carcasa	De la cuna a la tumba	Weidema et al. (2008)

Alimento genérico	Región	Año	Tipo de publicación	Huella de Carbono (kg CO2 eq. kg-1) Peso carcasa en	Unidad funcional del estudio/ comentarios adicionales	Límites del sistema	Referencia
	Suecia	2009	Reporte	15,53		De la cuna a la salida de la explotación agrícola	Cederberg et al. (2009)
	Suecia	2010	Reporte	19,80	1 kg de peso en carcasa (Asignación entre leche y carne)		
	Estimación Global	2013	Reporte/Libro	21,90	1 kg de peso en carcasa (pasto)	De la cuna a la tumba	Gerber et al. (2013)
	Estimación Global	2013	Reporte/Libro	17,40	1 kg de peso en carcasa (mixto)		
	Estimación Global	2013	Reporte/Libro	102,20	1 kg carcasa (vacuno especializado, pasto)		
	Estimación Global	2013	Reporte/Libro	56,20	1 kg de peso en carcasa (vacuno especializado, mixto)		
	Estimación Global	2013	Reporte/Libro	36,80	1 kg de peso en carcasa (pasto)		
	Estimación Global	2013	Reporte/Libro	54,80	1 kg de peso en carcasa (mixto)		
	Irlanda	2005	Revista	16,09	1 kg peso vivo por encima de un año. (Producción por vacas nodrizas)		
	Irlanda	2005	Revista	15,90	1 kg peso vivo por encima de un año, cambio en suplementos alimenticios		
	Irlanda	2005	Revista	15,77			
	Irlanda	2005	Revista	14,87	1 kg peso vivo por encima de un año. Producción con una estructura de gestión del tiempo de vida más corto.		
	Irlanda	2005	Revista	15,49	1 kg peso vivo por encima de un año. Producción con una estructura de producción intensiva.		

Alimento genérico	Región	Año	Tipo de publicación	Huella de Carbono (kg CO2 eq. kg-1) Peso carcasa en	Unidad funcional del estudio/ comentarios	Límites del sistema	Referencia
	Irlanda	2005	Revista	13,93	1 kg peso vivo por encima de un año. Vacuno de raza lechera con una estructura más corta de gestión del tiempo de vida.		
	Irlanda	2005	Revista	13,07	1 kg peso vivo por encima de un año. Vacuno de raza lechera con una estructura más corta de gestión del tiempo de vida. Cambio en los suplementos alimenticios.		
	Irlanda	2005	Revista	12,94	1 kg peso vivo por encima de un año. Vacuno de raza lechera con una estructura más corta de gestión del tiempo de vida. Cambio en los suplementos alimenticios.		
	Irlanda	2005	Revista	10,24	1 kg peso vivo por encima de un año. Vacuno de raza lechera con una estructura más corta de gestión del tiempo de vida.		
	Irlanda	2005	Revista	10,80	1 kg peso vivo por encima de un año. Vacuno lechero con un sistema de alimentación por lotes.		
	Noruega	2013	Revista	18,40	1 kg de peso en carcasa. Región central.	De la cuna a la salida de la explotación agrícola	Roer et al. (2013)
	Noruega	2013	Revista	17,70	1 kg de peso en carcasa en la puerta de la granja. Región centro sureste.		
	Noruega	2013	Revista	17,20	1 kg de peso en carcasa en la puerta de la granja, región suroeste.		

Alimento genérico	Región	Año	Tipo de publicación	Huella de Carbono (kg CO2 eq. kg-1) Peso carcasa en	Unidad funcional del estudio/ comentarios adicionales	Límites del sistema	Referencia
	Irlanda	2011	Revista	23,10	1 kg de peso en carcasa. Condiciones promedio en Irlanda, datos a partir de la encuesta nacional de granjas.	De la cuna a la salida de la explotación agrícola	Foley et al. (2011)
	Irlanda	2011	Revista	19,70	1 kg de peso en carcasa. Producción moderada.		
	Irlanda	2011	Revista	22,00	1 kg de peso en carcasa. Sistema de producción intensiva.		
	Irlanda	2011	Revista	18,90	1 kg de peso en carcasa. Producción moderada de toros.		
	Irlanda	2011	Revista	20,40	1 kg de peso en carcasa. Producción intensiva de toros.		
	Canadá	2011	Revista	21,73	1 kg de peso en carcasa. Escenario base.	De la cuna a la salida de la explotación agrícola	Beauchemin et al (2011)
	Canadá	2011	Revista	23,14	1 kg carcasa. Alimentación por lotes, uso incremental de forrajes)		
	Canadá	2011	Revista	21,35	1 kg de peso en carcasa. (Alimentación por lotes/Finalización extendida por granos.		
	Canadá	2011	Revista	21,43	1 kg de peso en carcasa. Alimentación por lotes/ uso de oleaginosas en la etapa inicial.		
	Canadá	2011	Revista	21,39	1 kg de peso en carcasa. Alimentación por lotes, uso de oleaginosas en la etapa final.		
	Canadá	2011	Revista	21,51	1 kg de peso en carcasa. Alimentación por lotes usando granos destilados		

Alimento genérico	Región	Año	Tipo de publicación	Huella de Carbono (kg CO2 eq. kg-1) Peso en carcasa	Unidad funcional del estudio/ comentarios adicionales	Límites del sistema	Referencia
					secos de maíz en la etapa inicial.		
	Canadá	2011	Revista	21,56	1 kg de peso en carcasa. Alimentación por lotes usando granos destilados secos de maíz en la etapa final.		
	Canadá	2011	Revista	19,89	1 kg de peso en carcasa. Alimentación con oleaginosas a los reproductores.		
	Canadá	2011	Revista	20,51	1 kg de peso en carcasa. Alimentación por liberación de granos destilados secos de maíz		
	Canadá	2011	Revista	20,68	1 kg de peso en carcasa. Alimentación mejorando la calidad de los forrajes.		
	Canadá	2011	Revista	21,63	1 kg de peso en carcasa. Alimentación con una longevidad mayor en los reproductores.		
	Canadá	2011	Revista	20,92	1 kg de peso en carcasa. Alimentación incrementando el número de terneros destetados.		
	Estados Unidos	2010	Revista	27,83	1 kg de peso vivo. Terneros destetados terminados de alimentar con pastura y heno.	De la cuna a la salida de la explotación agrícola	Pelletier et al. (2010)
	Estados Unidos	2010	Revista	21,45	1 kg de peso vivo. Terneros destetados terminados de alimentar con lotes de alimentos.		

Alimento genérico	Región	Año	Tipo de publicación	Huella de Carbono (kg CO2 eq. kg-1) Peso carcasa en	Unidad funcional del estudio/ comentarios adicionales	Límites del sistema	Referencia
	Australia y Estados Unidos	2010	Revista	11,00	1 kg standard de peso en carcasa. Alimentación finalizada con granos.	De la cuna a la planta de sacrificio	Peters et al. (2010)
	Australia y Estados Unidos	2010	Revista	13,33	1 kg standard de peso en carcasa. Alimentación finalizada con hierba.		
	Estados Unidos	2012	Revista	15,98	1 Gkg de peso en carcasa. Sistema de producción convencional.	De la cuna a la planta de sacrificio (Solo incluye el transporte hasta el sacrificio)	Capper (2012)
	Estados Unidos	2011	Revista	18,77	1 Gkg de peso en carcasa. Sistema de producción natural (Lo mismo que producción convencional pero sin tecnología de mejoramiento del crecimiento).		
	Estados Unidos	2012	Revista	26,78	1 Gkg de peso en carcasa. Sistema de producción de alimentación con hierba.		
	Estados Unidos	2013	Revista	11,20	1 kg de peso en carcasa. Carne vacuno lechero.	De la cuna a la planta de sacrificio	Opio et al. (2013)
	Estados Unidos	2013	Revista	35,20	1 kg de peso en carcasa. Vacuno.		
	Unión Europea - Europa occidental	2013	Revista	12,90	1 kg de peso en carcasa. Carne de vacuno lechero		
	Unión Europea - Europa occidental	2013	Revista	31,00	1 kg de peso en carcasa. Vacuno.		
	Unión Europea - Europa occidental	2013	Revista	8,00	1 kg de peso en carcasa. Carne de vacuno lechero		

Alimento genérico	Región	Año	Tipo de publicación	Huella de Carbono (kg CO2 eq. kg-1) Peso carcasa en	Unidad funcional del estudio/comentarios adicionales	Límites del sistema	Referencia
	Unión Europea - Europa occidental	2013	Revista	29,10	1 kg de peso en carcasa. Vacuno.		
	Oceanía	2013	Revista	8,50	1 kg de peso en carcasa. Carne de vacuno lechero		
	Oceanía	2013	Revista	34,70	1 kg de peso en carcasa. Vacuno.		
	Estados Unidos	2012	Revista	10,70	1 kg de peso en carcasa. Carne de vacuno lechero	De la cuna a la salida de la explotación agrícola.	Stackhouse-Lawson et al. (2012)
	Estados Unidos	2012	Revista	22,60	1 kg de peso en carcasa. Raza angus en fase de crianza.		
	Estados Unidos	2012	Revista	21,30	1 kg de peso en carcasa. Raza angus en fase de crianza.		
	Suecia	2002	Revista	17,00	1 kg de peso en carcasa. Alimentación convencional, toros engordados con forrajes y granos	De la cuna a la salida de la planta de almacenamiento. Se incluye proceso de sacrificio previo y empaquetado.	de Vries et al. (2015)
	Suecia	2002	Revista	16,20	1 kg de peso en carcasa. Alimentación convencional, toros engordados con concentrados		
	Suecia	2002	Revista	16,90	1 kg de peso en carcasa. Toros de ganado lechero engordados con alimentación orgánica.		
	Suecia	2002	Revista	20,10	1 kg de peso en carcasa. Terneros de raza lechera alimentados orgánicamente.		
	Suiza	2012	Revista	8,80	1 kg de peso en carcasa. Engorde de toros		
	Suiza	2012	Revista	15,30	1 kg de peso en carcasa. Vacas nodrizas.		

Alimento genérico	Región	Año	Tipo de publicación	Huella de Carbono (kg CO2 eq. kg-1) Peso carcasa en	Unidad funcional del estudio/ comentarios adicionales	Límites del sistema	Referencia
	Suiza	2012	Revista	14,80	1 kg carcasa. (vacas nodrizas producción ecológica)		
	Dinamarca	2015	Revista	29,70	1 kg de peso en carcasa. Vacunos daneses criados de manera extensiva.	De la cuna a la salida de la explotación (no incluye gasto de energía por transporte, ni por planta de sacrificio)	Mogensen et al. (2015)
	Dinamarca	2015	Revista	23,10	2 kg de peso en carcasa. Vacunos daneses criados de manera intensiva.		
	Dinamarca	2015	Revista	8,90	1 kg de peso en carcasa. Terneros (Sacrificados a los 9.4 meses)		
	Dinamarca	2015	Revista	9,00	1 kg carcasa (terneros sacrificados a los 11.5 meses)		
	Dinamarca	2015	Revista	16,60	1 kg carcasa. (Novillos de 25 meses)		
	Suecia	2015	Revista	25,40	1 kg de peso en carcasa. Raza de vacuno sueco con crianza intensiva.		
	Suecia	2015	Revista	9,00	1 kg de peso en carcasa. Terneros sacrificados a los 9 meses		
	Suecia	2015	Revista	11,50	1 kg de peso en carcasa. Terneros sacrificados a los 19 meses		
	Suecia	2015	Revista	17,00	1 kg de peso en carcasa. Novillos de 25.4 meses		
	Australia	2011	Reporte	21,30	1 kg peso en carcasa		
	Estados Unidos	2011	Reporte	13,86	1 libra comestible vacuno (producido en Idaho)	De la cuna a la salida de la	

Alimento genérico	Región	Año	Tipo de publicación	Huella de Carbono (kg CO2 eq. kg-1) Peso carcasa en	Unidad funcional del estudio/ comentarios adicionales	Límites del sistema	Referencia
	Estados Unidos	2011	Reporte	16,60	1 libra comestible vacuno (producido en Nebraska)	explotación agrícola	Environmental Working Group (2011)
	Reino Unido	2011	Reporte	17,59	1 kg vacuno. (se incluyen las emisiones consecuencia de los cambios de uso del suelo)	De la cuna al centro regional de distribución	Audsley et al. (2009)
	Unión Europea (Excluido Reino Unido)	2011	Reporte	17,77	1 kg vacuno. (se incluyen las emisiones consecuencia de los cambios de uso del suelo)		
	Unión Europea (Excluido Reino Unido)	2011	Reporte	46,38	1 kg vacuno. (se incluyen las emisiones consecuencia de los cambios de uso del suelo)		
	Reino Unido	2018	Revista	17,70	1 kg de peso vivo. (producción ecológica).	De la cuna a la salida de la explotación agrícola	Jeswani et al. (2017)
Cerdo	Reino Unido	2006	Reporte	6,35	1 t peso muerto. Producción convencional.	De la cuna a la salida de la explotación agrícola (La Unidad Funcional refleja la forma en que cada producto es transado)	Williams et al. (2006)
	Reino Unido	2006	Reporte	6,08	1 tonelada de peso muerto con acabado más pesado.		
	Reino Unido	2006	Reporte	6,42	1 tonelada de peso muerto, crianza en interior.		
	Reino Unido	2006	Reporte	6,33	1 tonelada de peso muerto, crianza en exterior.		
	Estimación Global	2013	Reporte	6,10	1 kg de peso en carcasa. Promedio de escenarios globales de temperatura, humedad y aridez.	De la cuna al distribuidor minorista	MacLeod et al. (2013)
	América Latina y el Caribe	2013	Reporte	5,88	1 kg cerdo, Promedio de escenarios de temperatura, humedad y aridez. (Tipo de producción intermedia:		

Alimento genérico	Región	Año	Tipo de publicación	Huella de Carbono (kg CO2 eq. kg-1) Peso en carcasa	Unidad funcional del estudio/comentarios adicionales	Límites del sistema	Referencia
					animales parcialmente encerrados, sin muros)		
	América Latina y el Caribe	2013	Reporte	7,20	1 kg cerdo, Promedio de escenarios de temperatura, humedad y aridez (granja industrial especializada, animales encerrados)		
	Asia oriental y suroriental	2014	Reporte	6,66	1 kg cerdo, Promedio de escenarios de temperatura, humedad y aridez (Tipo de producción intermedia: animales parcialmente encerrados, sin muros)		
	Asia oriental y suroriental	2013	Reporte	5,94	1 kg Cerdo, Promedio de escenarios de temperatura, humedad y aridez (granja industrial especializada, animales encerrados)		
	Sur de Asia	2013	Reporte	7,68	1 kg Cerdo, Promedio de escenarios de temperatura, humedad y aridez (Tipo de producción intermedia: animales parcialmente encerrados, sin muros)		
	Unión Europea y Europa Oriental	2013	Reporte	4,96	1 kg Cerdo, Promedio de escenarios de temperatura, humedad y aridez Tipo de producción intermedia: animales parcialmente encerrados, sin muros)		

Alimento genérico	Región	Año	Tipo de publicación	Huella de Carbono (kg CO2 eq. kg-1) Peso en carcasa	Unidad funcional del estudio/ comentarios adicionales	Límites del sistema	Referencia
	Unión Europea y Europa Oriental	2013	Reporte	5,07	1 kg Cerdo, Promedio de escenarios de temperatura, humedad y aridez (granja industrial especializada, animales encerrados)		
	Estados de la Federación Rusa	2013	Reporte	4,84	1 kg Cerdo, Promedio de escenarios de temperatura, humedad y aridez (granja industrial especializada, animales encerrados)		
	Norte América	2013	Reporte	4,89	1 kg Cerdo, Promedio de escenarios de temperatura, humedad y aridez (granja industrial especializada, animales encerrados)		
	Unión Europea, Europa occidental	2013	Reporte	7,14	1 kg Cerdo, Promedio de escenarios de temperatura, humedad y aridez (granja industrial especializada, animales encerrados)		
	Unión Europea	2012	Revista	8,50 (entre 7-10)	1 kg de peso en carcasa. (se incluyen las emisiones consecuencia de los cambios en el uso del suelo)	De la cuna a la salida de la explotación agrícola	Weiss and Leip (2012)
	Unión Europea-27	2008	Reporte	11,20	1 kg de peso en carcasa	De la cuna a la tumba	Weidema et al. (2008)
	Suecia	2009	Reporte	3,39	1 kg de peso en carcasa	De la cuna a la salida de la explotación agrícola	Cederberg et al. (2009)

Alimento genérico	Región	Año	Tipo de publicación	Huella de Carbono (kg CO2 eq. kg-1) Peso carcasa en	Unidad funcional del estudio/comentarios adicionales	Límites del sistema	Referencia
	Estimación Global	2013	Reporte/Libro	5,60	1 kg de peso en carcasa. Producción a pequeña escala (en patio)	De la cuna a la tumba	Gerber et al. (2013)
	Estimación Global	2013	Reporte/Libro	6,50	1 kg de peso en carcasa. Producción intermedia (entre pequeña e industrial)		
	Estimación Global	2013	Reporte/Libro	6,10	1 kg de peso en carcasa. Producción industrial.		
	Francia	2005	Revista	3,15	1 kg de peso vivo. Buenas prácticas agrícolas, corresponde a la producción intensiva actual, optimizada con respecto a las prácticas de fertilización.	De la cuna a la salida de la explotación agrícola	Basset-Mens and Van Der Werf (2005)
	Francia	2005	Revista	4,74	1 kg de peso vivo. Sello Rojo (<i>Porc Fermier Label Rouge</i> : los cerdos criados al aire libre hasta el destete y en camas abiertas de paja con baja densidad animal después del destete.)		
	Francia	2006	Revista	5,44	1 kg peso vivo (Producción ecológica)		
	Unión Europea-27	2011	Revista	3,15	1 kg producto	De la cuna a la planta de sacrificio	Lesschen et al. (2011)
	Letonia	2011	Revista	1,90			
	Lituania	2011	Revista	2,88			
	Eslovaquia	2011	Revista	2,97			
	Austria	2011	Revista	3,31			
	Eslovenia	2011	Revista	3,35			
	Suecia	2011	Revista	3,35			

Alimento genérico	Región	Año	Tipo de publicación	Huella de Carbono (kg CO2 eq. kg-1) Peso carcasa en	Unidad funcional del estudio/ comentarios adicionales	Límites del sistema	Referencia
	Suecia	2005	Revista	2,41	1 kg carne deshuesada	De la cuna a la planta de sacrificio	McAuliffe et al. (2016)
	Reino Unido	2006	Revista	2,78	1 kg de peso vivo		
	Japón	2013	Revista	4,33			
	Francia	2014	Revista	3,79			
	Dinamarca	2007	Revista	3,60	1 kg de peso en carcasa	De la cuna al puerto (Para ser exportado al Reino Unido)	Dalgaard et al. (2007)
	Suecia	2004	Reporte	2,30	1 kg de carne libre de hueso y grasa. Promedio de tres escenarios: i. involucra bienestar animal; ii. amigable con el medio ambiente; iii. producto de calidad a bajos precios.	De la cuna a la planta de sacrificio	Cederberg and Flysjö (2004).
	Alemania	2008	Reporte	3,10	1 kg carcasa	De la cuna a la salida de la explotación agrícola	Reckmann et al. (2013)
	Italia	2017	Revista	5,47	1 kg de peso vivo. (se incluyen las emisiones consecuencia de los cambios de uso del suelo)	De la cuna a la planta de sacrificio	Bava et al. (2017)
	Italia	2017	Revista	6,27		De la cuna a la planta de sacrificio	
	Portugal	2015	Revista	3,34	1 kg de peso en carcasa	De la cuna a la planta de sacrificio	González-García et al. (2015)
Unión Europea - cinco países	2014	Revista	3,08	1 kg peso vivo (Sistema convencional)	De la cuna a la salida de la	Dourmad et al. (2014)	

Alimento genérico	Región	Año	Tipo de publicación	Huella de Carbono (kg CO2 eq. kg-1) Peso carcasa en	Unidad funcional del estudio/ comentarios adicionales	Límites del sistema	Referencia
	Unión Europea - cinco países	2014	Revista	3,52	1 kg de peso vivo. Sistema convencional adaptado.	explotación agrícola	
	Unión Europea - cinco países	2014	Revista	3,33	1 kg de peso vivo. Sistema tradicional		
	Unión Europea - cinco países	2014	Revista	4,75	1 kg de peso vivo. Sistema orgánico		
	Canadá	2015	Revista	2,80	1 kg de peso en carcasa. Occidente de Canadá		
	Canadá	2015	Revista	2,90	1 kg de peso en carcasa. Oriente de Canadá		
	Unión Europea	2010	Revista	4,81	1 kg de peso en carcasa.	De la cuna a la salida de la explotación agrícola (Se hace expansión del sistema para considerar emisiones evitadas)	Nguyen et al. (2010)
	Unión Europea	2010	Revista	9,75	1 kg de peso en carcasa. (se incluyen las emisiones consecuencia de los cambios en el uso del suelo)		
	Australia	2010	Libro	3,10	1 kg de peso en carcasa (norte de Australia).	De la cuna al punto de distribución	Wiedemann et al. (2010)
	Australia	2010	Libro	5,50	1 kg de peso en carcasa (sur de Australia)		
	Canadá	2009	Revista	3,16	1 kg de peso vivo		

Alimento genérico	Región	Año	Tipo de publicación	Huella de Carbono (kg CO2 eq. kg-1) Peso carcasa en	Unidad funcional del estudio/ comentarios adicionales	Límites del sistema	Referencia
	Italia	2007	Revista	5,11	1 kg de peso vivo. (se incluyen las emisiones que son consecuencia de los cambios en el uso del suelo)	De la cuna a la salida de la explotación agrícola.	Bava et al. (2017)
	España	2017	Revista	4,68	100 kg de peso vivo	De la cuna a la salida de la explotación	Noya et al. (2017)
	España	2016	Revista	5,50	1 kg de peso en carcasa	De la cuna a la salida de la explotación	Lamnatou et al. (2016)
	España	2008	Reporte	5,18	1 kg peso de oliva (Alimentación basada en granos de la Unión Europea)	De la cuna a la salida de la explotación	Baumgartner et al (2008)
	España	2008	Reporte	5,27	1 kg de peso vivo (Alimentación basada en granos de soya importada)		
	España	2017	Revista	4,24	1 kg de cerdo cortado (fresco o refrigerado)	De la cuna a la planta de sacrificio	Noya et al. (2016)
	Austria	2016	Revista	4,75	1 kg carcasa	De la cuna a la tumba	Winkler et al. (2016)
	Alemania	2013	Revista	3,22	1 kg cerdo (Peso después de sacrificio)	De la cuna a la planta de sacrificio	Reckmann et al. (2013)
	Reino Unido	2018	Revista	6,70	1 kg de peso vivo. (producción ecológica).	De la cuna a la salida de la explotación agrícola	Jeswani et al. (2017)
	Estados Unidos	2011	Reporte	9,80	1 kg de peso en carcasa	De la cuna a la planta de sacrificio	Wiedemann and Yan (2011)
	Estados Unidos	2011	Reporte	4,17	1 lb peso en carcasa (se usa productividad promedio en Michigan)	De la cuna a la salida de la	Environmental Working Group (2011)

Alimento genérico	Región	Año	Tipo de publicación	Huella de Carbono (kg CO2 eq. kg-1) Peso carcasa en	Unidad funcional del estudio/ comentarios adicionales	Límites del sistema	Referencia
	Estados Unidos	2011	Reporte	4,52	1 lb peso en carcasa (sistema de producción por confinamiento - Iowa)	explotación agrícola	
	Estados Unidos	2011	Reporte	5,17	1 lb peso en carcasa (sistema de producción en donde se mezcla producción por confinamiento y por pastura)		
	Reino Unido	2011	Reporte	6,74	1 t de producto (se incluyen las emisiones consecuencia de los cambios en el uso del suelo)	De la cuna al centro regional de distribución	
	Unión Europea (Excluido Reino Unido)	2011	Reporte	6,91			
Cordero	Reino Unido	2006	Reporte	17,40	1 t carcasa	De la cuna a la salida de la explotación agrícola	Williams et al. (2006)
	Unión Europea	2012	Revista	23,50	1 kg carcasa. Entre 19 - 28 kg CO ₂ . Incluido Cambio en el Uso del Suelo (CUS)		Weiss and Leip (2012)
	Estimación Global	2013	Reporte/Libro	23,80	1 kg de peso en carcasa. Sistema de pastoreo		Gerber et al. (2013)
	Estimación Global	2013	Reporte/Libro	23,20	1 kg de peso en carcasa. Sistema mixto		
	Estimación Global	2013	Reporte/Libro	24,20	1 kg de peso en carcasa. Sistema de pastoreo		
	Estimación Global	2013	Reporte/Libro	23,10	1 kg de peso en carcasa. Sistema mixto		Taylor et al. (2010)
	Reino Unido	2010	Reporte	36,77	1 kg de peso vivo. Promedio de 20 granjas.		
	Reino Unido	2010	Reporte	36,77	1 kg de peso vivo. Promedio de 15 granjas.		
	Reino Unido	2018	Revista	14,20	1 kg peso vivo		Jeswani et al. (2017)

Alimento genérico	Región	Año	Tipo de publicación	Huella de Carbono (kg CO2 eq. kg-1) Peso carcasa en	Unidad funcional del estudio/comentarios adicionales	Límites del sistema	Referencia
	Reino Unido	2009	Reporte	27,78	1 kg carcasa (producción intensiva en tierras bajas)	De la cuna a la tumba	Wiltshire et al. (2009)
	Reino Unido	2009	Reporte	38,73	1 kg de peso en carcasa. Producción extensiva en las tierras bajas.		
	Reino Unido	2009	Reporte	26,78	1 kg de peso en carcasa. Producción orgánica en las tierras bajas.		
	Nueva Zelanda	2009	Reporte	32,44	1 kg carcasa		
	Australia	2015	Revista	15,31	1 kg corte listo para venta en establecimiento minorista.	De la cuna (AU) hasta el distribuidor minorista (Estados Unidos)	Wiedemann et al. (2015)
	Francia	2012	Reporte	30,00	1 kg de peso vivo	De la cuna a la salida de la explotación agrícola	Marino et al. (2016)
	Francia	2012	Actas congreso	48,50	1 kg de peso en carcasa. HC se encuentra en el rango 15-82, promedio se toma en Estados Unidos para el presente estudio.		
	Nueva Zelanda	2011	Revista	49,50	1 kg de peso en carcasa		
	España	2013	Revista	51,80	1 kg de peso vivo. Basado en pastura.		
	España	2013	Revista	48,00	1 kg de peso vivo. Sistema mixto.		
	España	2013	Revista	39,00	1 kg de peso vivo. Sin pasto.		Ripoll-Bosch et al. (2013)
	Suecia	2012	Reporte	16,00	1 kg de peso en carcasa	De la cuna al centro de distribución minorista	Wallman et al. (2011)
	Australia	2012	Revista	11,00	1 kg de peso vivo al momento del destete. Zona de Albanie	Es un análisis de diferentes estudios	Bell et al. (2012)

Alimento genérico	Región	Año	Tipo de publicación	Huella de Carbono (kg CO2 eq. kg-1) Peso carcasa en	Unidad funcional del estudio/comentarios adicionales	Límites del sistema	Referencia
	Australia	2012	Revista	14,20	1 kg de peso vivo al momento del destete. Zona de Dookie	y el autor menciona la dificultad de establecer unos límites del sistema estandarizados.	
	Australia	2012	Revista	11,10	1 kg de peso vivo al momento del destete. Zona de Vasey		
	Australia	2012	Revista	14,40	1 kg de peso vivo al momento del destete. Zona de Wagga Wagga		
	Canadá	2014	Revista	13,90	1 kg peso vivo (Canadá en general)	De la cuna a la planta de sacrificio	Dyer et al. (2014)
	Canadá	2014	Revista	14,20	1 kg peso vivo (Oriente de Canadá)	De la cuna a la planta de sacrificio	
	Canadá	2014	Revista	13,20	1 kg peso vivo (Occidente de Canadá)	De la cuna a la planta de sacrificio	
	Túnez	2017	Revista	26,60	1 kg de peso en carcasa (Sistema agro pastoril, Corderos alimentadas con pastura natural en barbechos y residuos de cereales en invierno)	De la cuna a la planta de sacrificio	Ibidhi et al. (2017)
	Túnez	2017	Revista	20,40	1 kg de peso en carcasa. (Sistema agro pastoril, Corderos alimentadas con cebada, hojas secas y tortas de olivo)		
	Túnez	2017	Revista	21,10	1 kg de peso en carcasa. Sistema pastoril, Corderos alimentadas en tierras degradadas y con suplementos de cebada)		
	Irlanda	2016	Revista	8,90	1 kg de peso vivo. (valor promedio en tierras bajas de Irlanda)	De la cuna a la salida de la	O'Brien et al. (2016)

Alimento genérico	Región	Año	Tipo de publicación	Huella de Carbono (kg CO2 eq. kg-1) Peso carcasa en	Unidad funcional del estudio/comentarios adicionales	Límites del sistema	Referencia
	Irlanda	2016	Revista	12,20	1 kg de peso vivo. (valor promedio en las colinas de Irlanda).	explotación agrícola	
	Irlanda	2016	Revista	8,50	1 kg de peso vivo. (producción intensiva de temporada media en las tierras bajas)		
	Irlanda	2016	Revista	8,60	1 kg de peso vivo. (producción intensiva de temporada temprana en las tierras bajas)		
	Inglaterra y Gales	2014	Revista	10,85	1 kg de peso vivo. (promedio en tierras altas)	De la cuna a la salida de la explotación agrícola.	Jones et al. (2014)
	Inglaterra y Gales	2014	Revista	12,85	1 kg de peso vivo. (promedio en tierras bajas)		
	Inglaterra y Gales	2014	Revista	17,86	1 kg de peso vivo. (promedio en las colinas)		
	Países Bajos	2012	Revista	15,50	1 kg corte de carne con hueso.	De la cuna a la exhibición en el supermercado	Ponsioen and Blonk (2012).
	Australia	2011	Reporte	22,70	1 kg de peso en carcasa	De la cuna a la planta de sacrificio	Wiedemann and Yan (2014)
	Estados Unidos	2011	Reporte	34,83	1 lb. (Idaho)	De la cuna a la salida de la explotación agrícola	Environmental Working Group (2011)
	Estados Unidos	2011	Reporte	26,06	1 lb sistema de alta productividad (Ohio)		
	Estados Unidos	2011	Reporte	29,04	1 lb sistema de baja productividad (Ohio)		
Pavo	Canadá	2009	Revista	1,44	1 kg de peso vivo	De la cuna a la salida de la explotación agrícola	Verge et al.(2009)

Alimento genérico	Región	Año	Tipo de publicación	Huella de Carbono (kg CO2 eq. kg-1) Peso carcasa en	Unidad funcional del estudio/ comentarios adicionales	Límites del sistema	Referencia
	Reino Unido	2016	Revista	4,56	1000 kg peso vivo, producción de machos con ventilación controlada	De la cuna a la salida de la explotación agrícola	Leinonen et al.(2016)
	Reino Unido	2016	Revista	4,21	1000 kg peso vivo, producción de hembras con ventilación controlada		
	Reino Unido	2016	Revista	4,44	1000 kg peso vivo, producción de machos con ventilación natural.		
	Reino Unido	2016	Revista	3,98	1000 kg peso vivo, producción de hembras con ventilación natural		
	Estados Unidos	2011	Reporte	4,43	1 lb pavo	De la cuna a la salida de la explotación agrícola	Environmental Working Group. (2011)
	Reino Unido	2009	Reporte	4,88	1 kg carne de pavo. (se incluyen las emisiones consecuencia de los cambios en el uso del suelo)	De la cuna al centro regional de distribución	Audsley et al. (2009)
	Unión Europea (Excluido Reino Unido)	2009	Reporte	5,03			
Pescado	España	2017	Revista	11,00	1 kg de mariscos	De la cuna al sitio de procesamiento	Castañé and Antón (2017)
	España	2017	Revista	1,60	1 kg de atún		
	España	2017	Revista	2,20	1 kg de salmón		
	España	2017	Revista	6,70	1 kg de merluza		
	Noruega	2017	Revista	2,20	1 kg de salmón vivo	De la cuna al puerto	Ziegler et al. (2013)
	España	2005	Revista	1,60	1 t de atún congelado no procesado t	Principales actividades industriales para atrapar y enviar las	Hospido and Tyedmers (2005)
	España	2005	Revista	1,70	1 t de atún congelado no procesado (océano indico)		

Alimento genérico	Región	Año	Tipo de publicación	Huella de Carbono (kg CO2 eq. kg-1) Peso carcasa en	Unidad funcional del estudio/ comentarios adicionales	Límites del sistema	Referencia
	España	2005	Revista	2,20	1 t de atún congelado no procesado. océano pacífico	carcasas de atún congelado al puerto de Galicia	
	Estimación global	2015	Revista	1,38	1 t de atún refrigerado no procesado. Océano atlántico		Parker et al. (2015)
	Estimación global	2015	Revista	1,42	1 t de atún refrigerado no procesado. Océano índico		
	Estimación global	2015	Revista	1,08	1 t de atún refrigerado no procesado. Océano pacífico		
	Francia	2009	Revista	2,75	1 t de pescado vivo. Sistema de producción a partir de flujo.	De la cuna a la salida de la explotación pesquera	Aubin et al. (2009)
	Grecia	2009	Revista	3,60	1 t de pescado vivo. Sistema de producción en cajas en el mar.		
	Francia	2009	Revista	6,01	1 t de pescado vivo. Sistema de recirculación.		
	Estimación global	2018	Revista	1,40	1 t de atún. Océano atlántico	De la cuna a la planta de procesamiento en el puerto.	Parker et al. (2018)
	Estimación global	2018	Revista	1,45	1 t de atún. Océano índico		
	Estimación global	2018	Revista	1,30	1 t de atún. Océano pacífico		
	España	2010	Revista	0,74	1 t de sardina europea (pesca de bajura con cerco)	De la cuna (zona de captura o de cultivo) hasta el desembarco en los puertos de Galicia	Iribarren et al. (2010)
	España	2010	Revista	1,18	1 t de jurel del atlántico (pesca de bajura por arrastre)		
	España	2010	Revista	0,93	1 t de jurel del atlántico (pesca de bajura con cerco)		
	España	2010	Revista	0,55	1 t de caballa del atlántico (pesca de bajura por arrastre)		

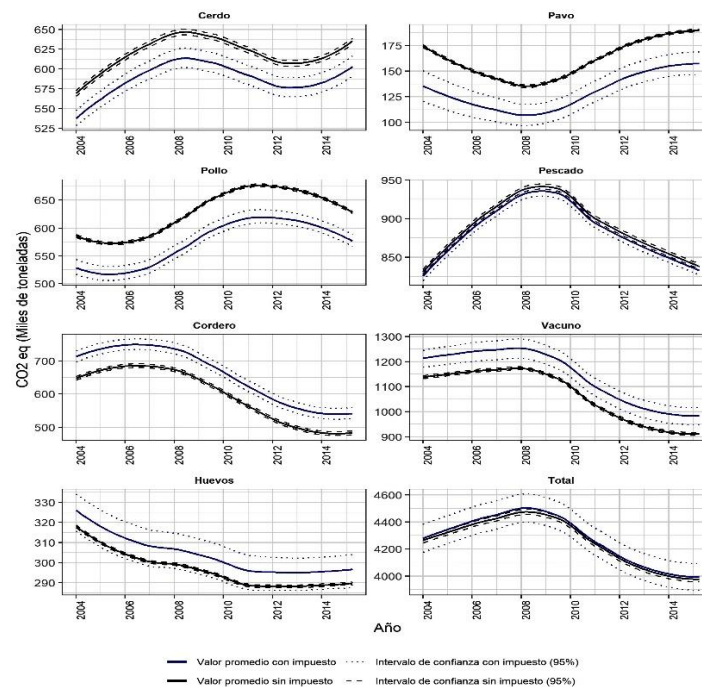
Alimento genérico	Región	Año	Tipo de publicación	Huella de Carbono (kg CO2 eq. kg-1) Peso carcasa en	Unidad funcional del estudio/ comentarios adicionales	Límites del sistema	Referencia
	España	2010	Revista	0,58	1 t de caballa del atlántico (pesca de bajura con cerco)		
	España	2010	Revista	3,99	1 t de merluza (pesca de bajura por arrastre)		
	España	2010	Revista	0,96	1 t de merluza azul (pesca de bajura por arrastre)		
	España	2010	Revista	0,74	1 t de caballa (pesca costera con cerco)		
	España	2010	Revista	1,85	1 t de otras especies (pesca de bajura con cerco)		
	España	2010	Revista	0,74	1 t de otras especies (pesca de bajura por arrastre)		
	España	2010	Revista	1,49	1 t de otras especies (pesca artesanal y al curricán)		
	España	2010	Revista	5,70	1 t de merluza (pesca con sedal en altamar)	De la cuna (zona de captura o de cultivo) hasta el desembarco en los puertos de Galicia	Iribarren et al. (2010)
	España	2010	Revista	6,26	1 t de merluza (pesca por arrastre en altamar)		
	España	2010	Revista	7,57	1 t de gallo del norte (pesca por arrastre en alta mar)		
	España	2010	Revista	9,38	1 t de rape (pesca por arrastre en altamar)		
	España	2010	Revista	25,50	1 t de cigala (pesca por arrastre en altamar)		
	España	2010	Revista	3,07	1 t de congrio (pesca con sedal en altamar)		
	España	2010	Revista	2,76	1 t de japuta (pesca con sedal en altamar)		

Alimento genérico	Región	Año	Tipo de publicación	Huella de Carbono (kg CO2 eq. kg-1) Peso carcasa en	Unidad funcional del estudio/ comentarios adicionales	Límites del sistema	Referencia
	España	2010	Revista	2,47	1 t de maruca (pesca con sedal en altamar)		
	España	2010	Revista	5,49	1t de dorada roja (pesca con sedal en altamar)		
	España	2010	Revista	4,94	1 t de brótola de roca (pesca con sedal en altamar)		
	España	2010	Revista	13,30	1 t de patudo (pesca con sedal en altamar - Azores)		
	España	2010	Revista	2,76	1 t de emperador (pesca con sedal en altamar)		
	España	2010	Revista	5,87	1 t de tiburón mako (pesca con sedal en altamar - Azores)		
	España	2010	Revista	5,87	1 t de tiburón cailón (pesca con sedal en altamar - Azores)		
	España	2010	Revista	9,27	1 t de pez espada (pesca con sedal en altamar- Azores)		
	España	2010	Revista	2,19	1 t de tiburón azul (pesca con sedal en altamar-Azores)		
	España	2010	Revista	3,57	1 t de sepia común (pesca con sedal en altamar-Mauritania)		
	España	2010	Revista	4,11	1 t de pulpo común (pesca con sedal en altamar-Mauritania)		
	España	2010	Revista	3,86	1 t de calamar (pesca con sedal en altamar-Mauritania)		
	España	2010	Revista	3,05	1 t de otras especies (pesca con sedal en altamar)		
	España	2010	Revista	0,081	1 t de mejillones (acuicultura extensiva)		
	España	2010	Revista	0,035	1 t de rodaballo (acuicultura intensiva en aguas profundas)		

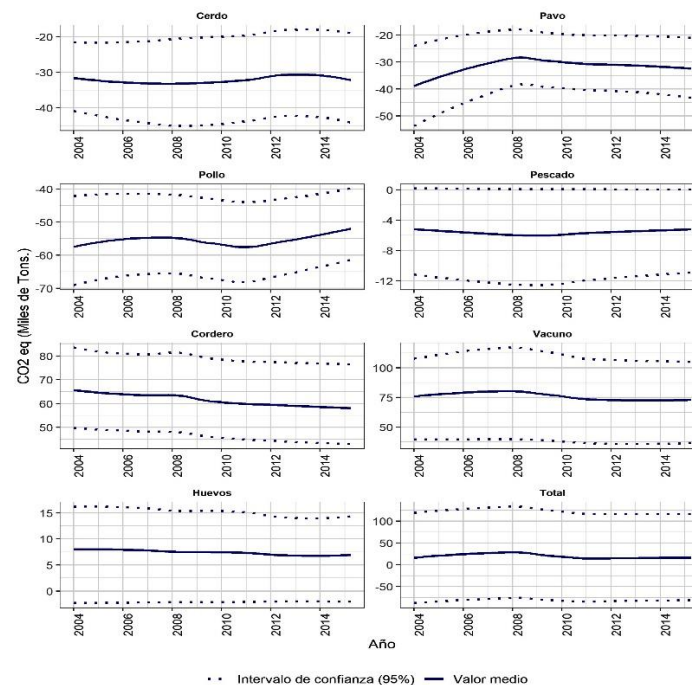
Alimento genérico	Región	Año	Tipo de publicación	Huella de Carbono (kg CO2 eq. kg-1) Peso carcasa en	Unidad funcional del estudio/ comentarios adicionales	Límites del sistema	Referencia
	España	2010	Revista	1,41	1 t de atún (pesca con cerco en altamar- océano atlántico)		
	España	2010	Revista	1,21	1 t de atún (pesca con cerco en altamar-océano indico)		
	España	2010	Revista	1,70	1 t de atún (pesca con cerco en altamar-océano pacífico)		
	España	2010	Revista	1,85	1 t de besugo rojo (pesca de bajura por arrastre)		
	España	2010	Revista	1,84	1 t de calamar volador (pesca de bajura por arrastre)		
	España	2010	Revista	0,74	1 t de jurel azul (pesca de bajura con cerco)		
	España	2010	Revista	0,74	1 t de jurel mediterráneo (pesca de bajura con cerco)		
	España	2010	Revista	0,73	1 t de besugo blanco (pesca de bajura con cerco)		
	España	2010	Revista	0,73	1 t de salerna (pesca de bajura con cerco)		
	España	2010	Revista	0,73	1 t de basa (pesca de bajura con cerco)		
	España	2010	Revista	1,49	1 t de bonito del atlántico		
	España	2010	Revista	0,97	1 t de caballa (pesca por cerco)	De la cuna (zona de captura o de cultivo) hasta el desembarco en los puertos de Galicia	Vázquez-Rowe et al. (2010)
	España	2010	Revista	1,87	1 t de caballa (pesca por arrastre en profundidad)		

Anexo 7. Resultados de huella de carbono para algunos alimentos de origen animal y cambios en la huella de carbono total en diferentes escenarios de simulación con la aplicación de diferentes tasas de impuestos implementadas.

Huella de carbono generada por el consumo de alimentos de origen animal en España (1er trimestre 2004 - 2º trimestre 2015) con un impuesto del 10% sobre el cerdo

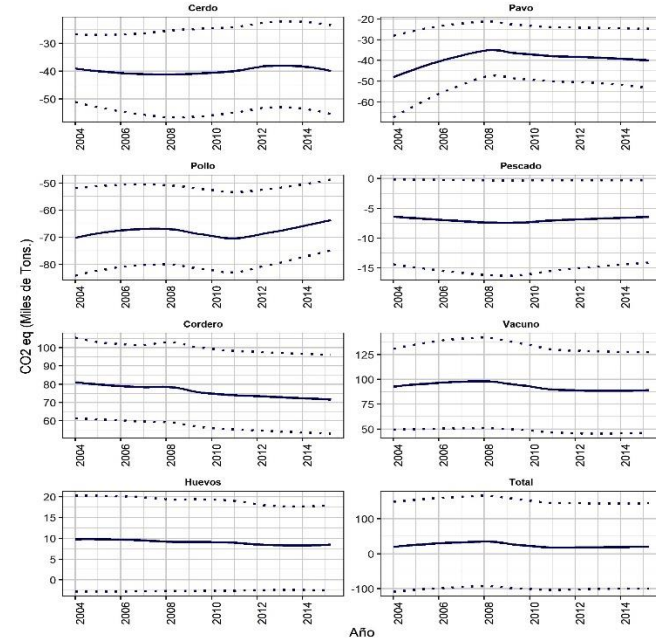
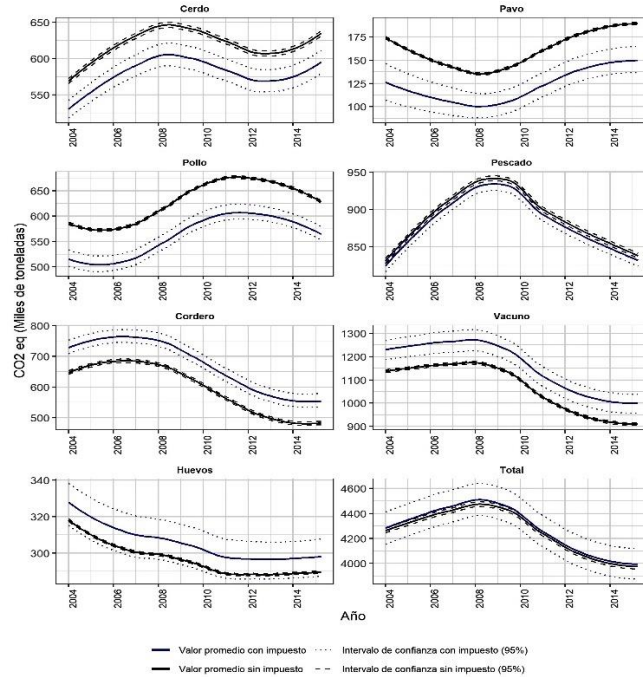


Cambio en la huella de carbono de los alimentos de origen animal en España (1er trimestre 2004 - 2º trimestre 2015) generada por un impuesto del 10% al consumo de cerdo.

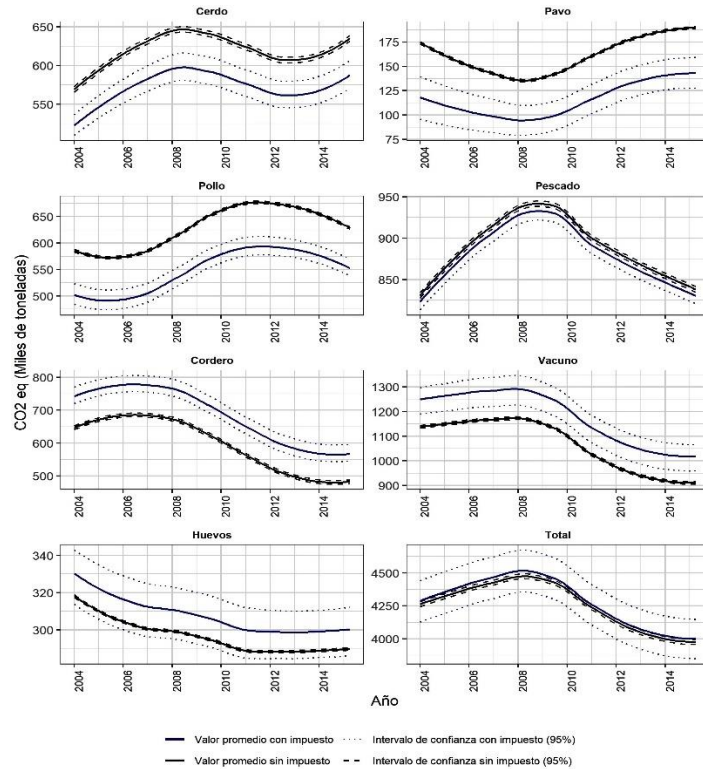


Huella de carbono generada por el consumo de alimentos de origen animal en España (1er trimestre 2004 - 2º trimestre 2015) con un impuesto del 12.5% sobre el cerdo

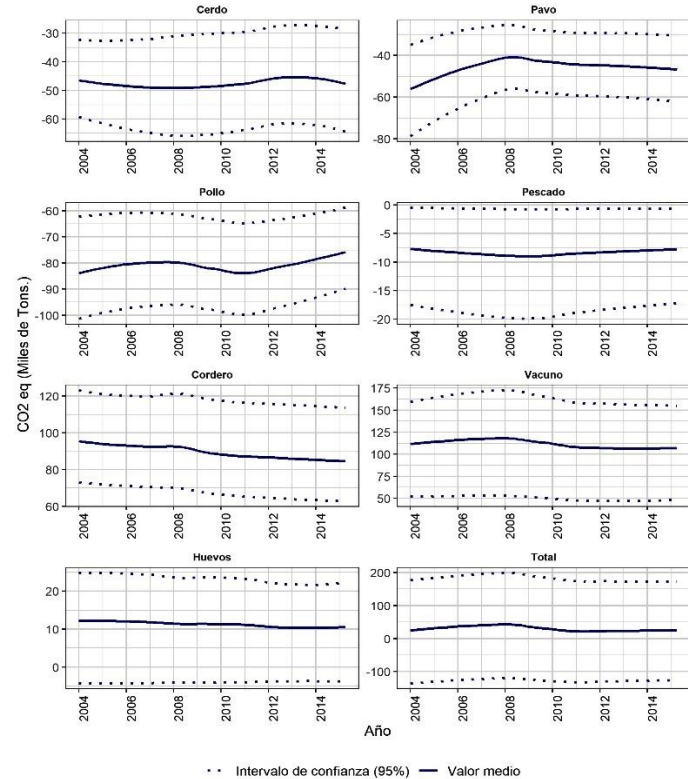
Cambio en la huella de carbono de los alimentos de origen animal en España (1er trimestre 2004 - 2º trimestre 2015) generada por un impuesto del 12.5% sobre el cerdo.



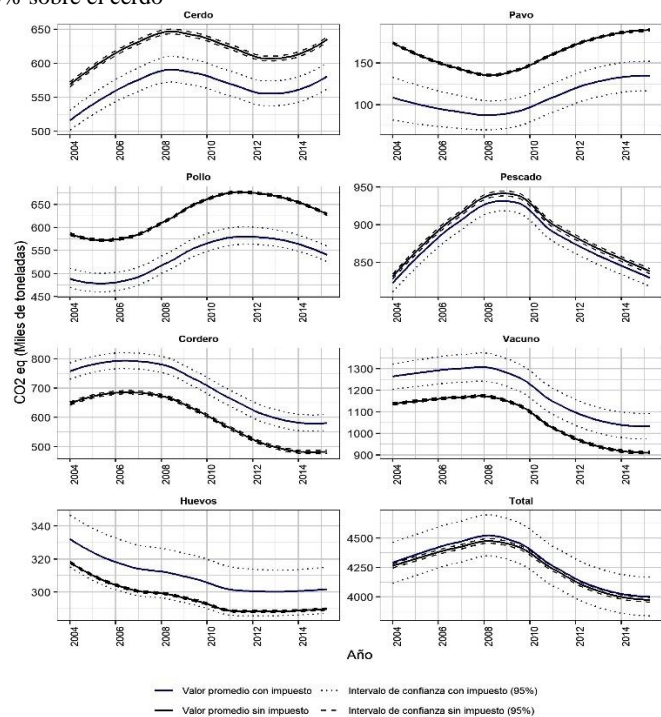
Huella de carbono generada por el consumo de alimentos de origen animal en España (1er trimestre 2004 - 2º trimestre 2015) con un impuesto del 15% sobre el cerdo



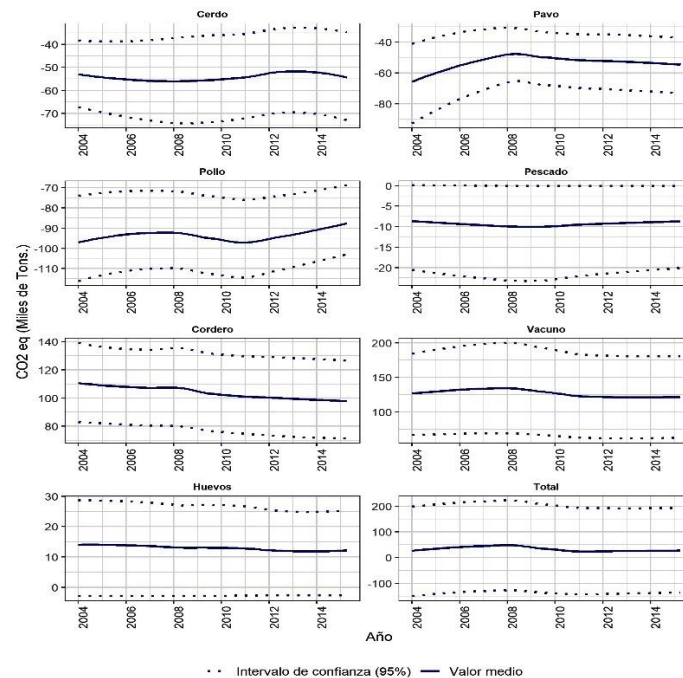
Cambio en la huella de carbono de los alimentos de origen animal en España (1er trimestre 2004 - 2º trimestre 2015) generada por un impuesto del 15% sobre el cerdo



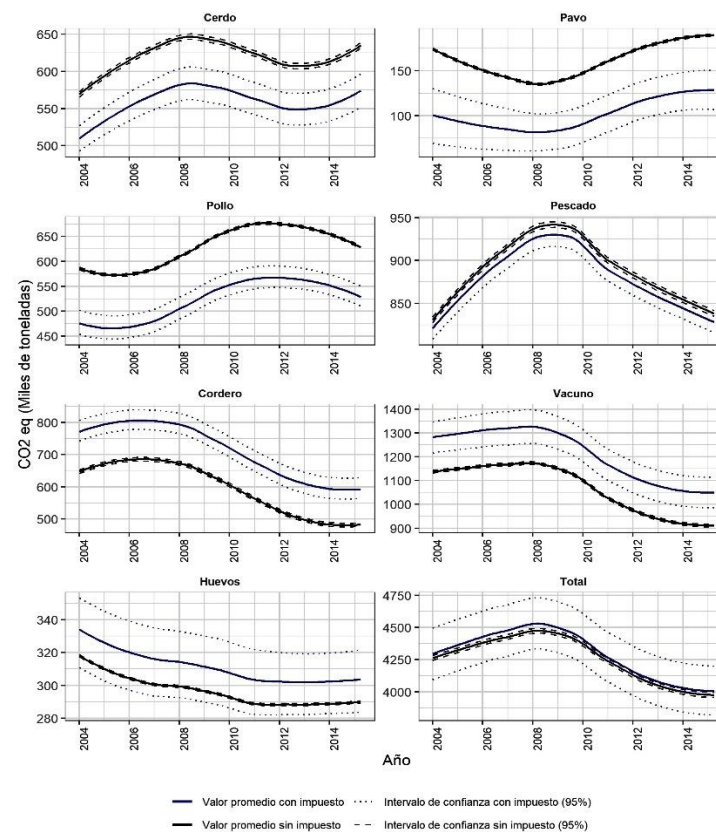
Huella de carbono generada por el consumo de alimentos de origen animal en España (1er trimestre 2004 - 2º trimestre 2015) con un impuesto del 17.5% sobre el cerdo



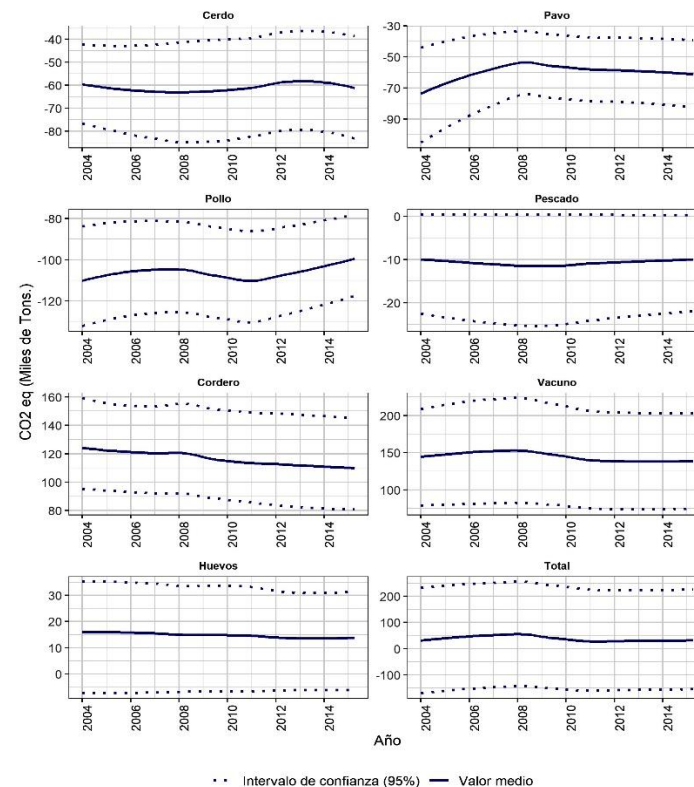
Cambio en la huella de carbono de los alimentos de origen animal en España (1er trimestre 2004 - 2º trimestre 2015) generada por un impuesto del 17.5% sobre el cerdo



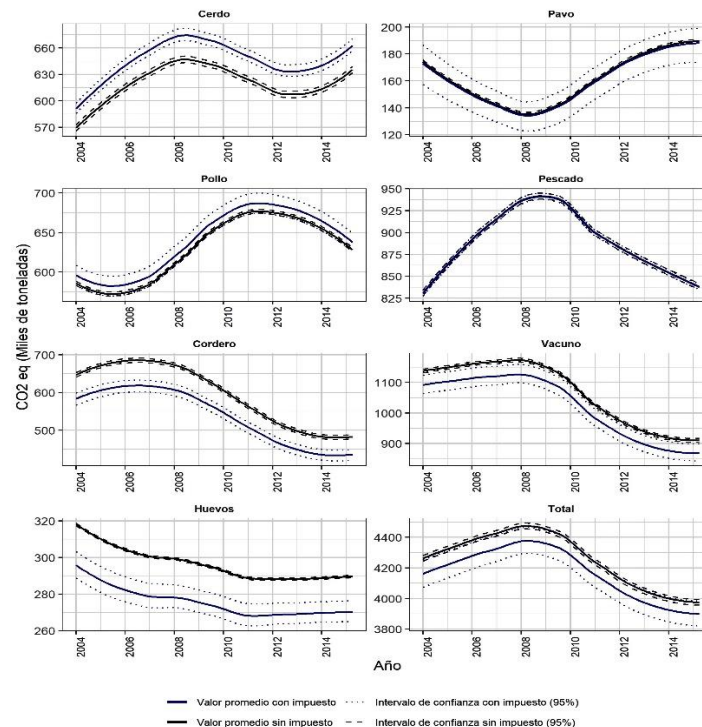
Huella de carbono generada por el consumo de alimentos de origen animal en España (1er trimestre 2004 - 2º trimestre 2015) con un impuesto del 20% sobre el cerdo



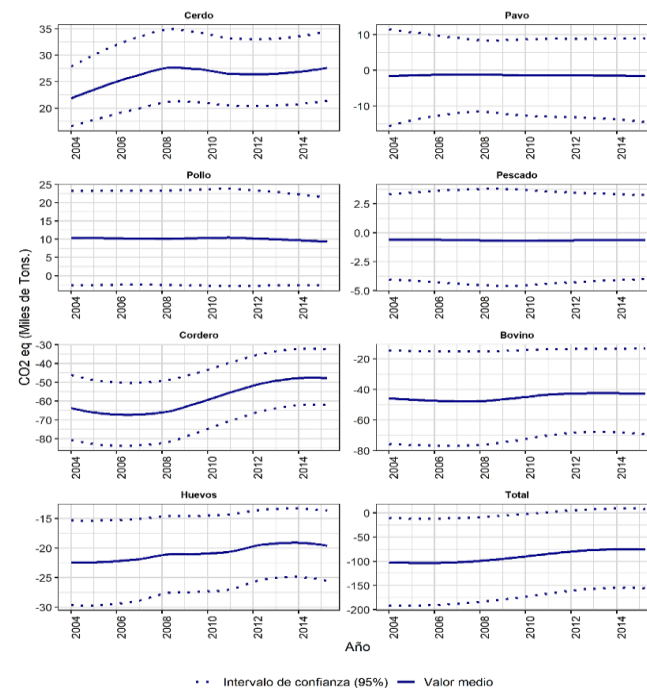
Cambio en la huella de carbono de los alimentos de origen animal en España (1er trimestre 2004 - 2º trimestre 2015) generada por un impuesto del 20% sobre el cerdo



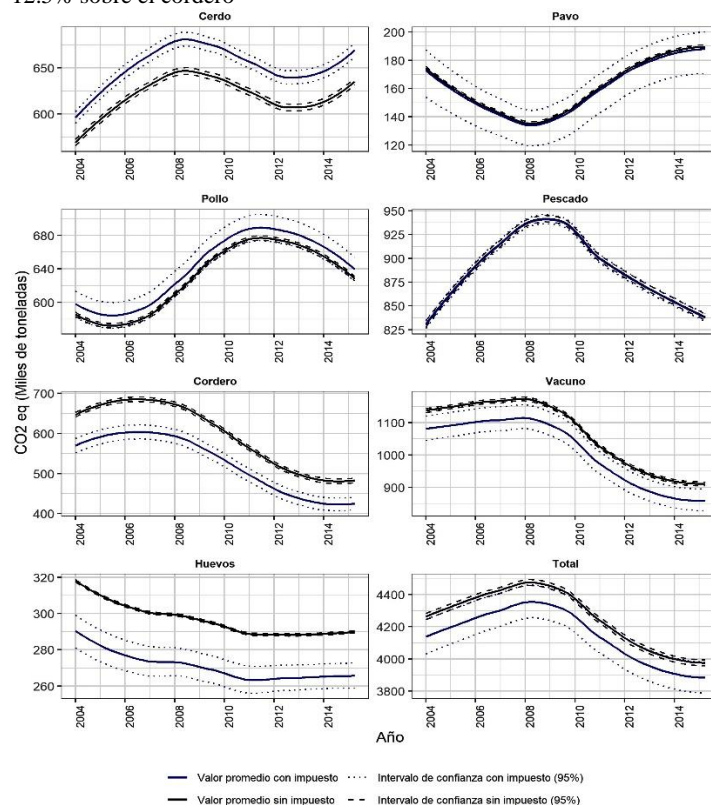
Huella de carbono generada por el consumo de alimentos de origen animal en España (1er trimestre 2004 - 2º trimestre 2015) con un impuesto del 10% sobre el cordero



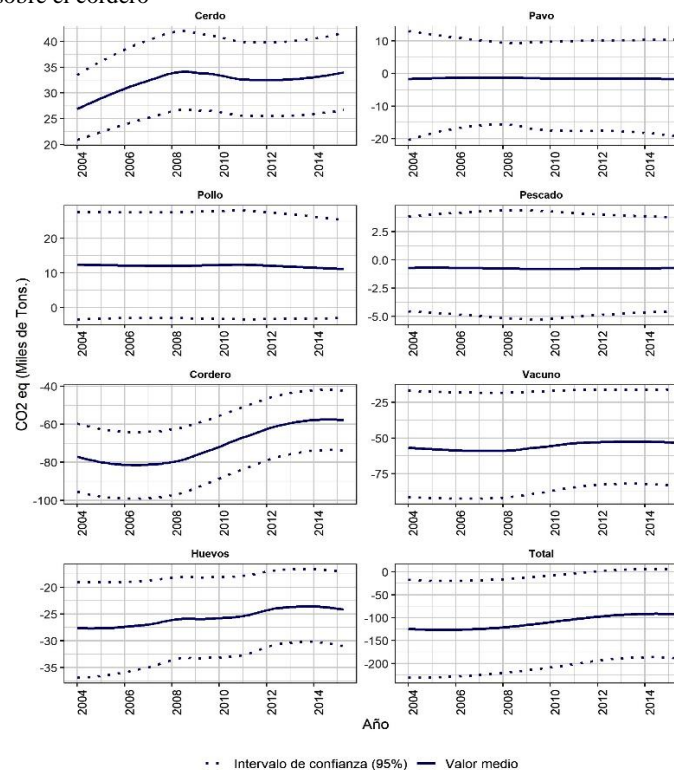
Cambio en la huella de carbono de los alimentos de origen animal en España (1er trimestre 2004 - 2º trimestre 2015) generada por un impuesto del 10% sobre el cordero



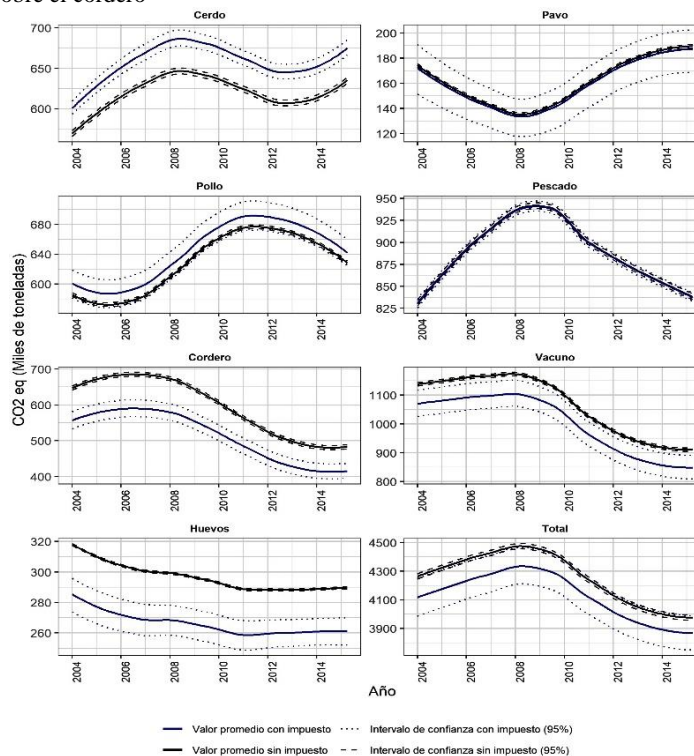
Huella de carbono generada por el consumo de alimentos de origen animal en España (1er trimestre 2004 - 2º trimestre 2015) con un impuesto del 12.5% sobre el cordero



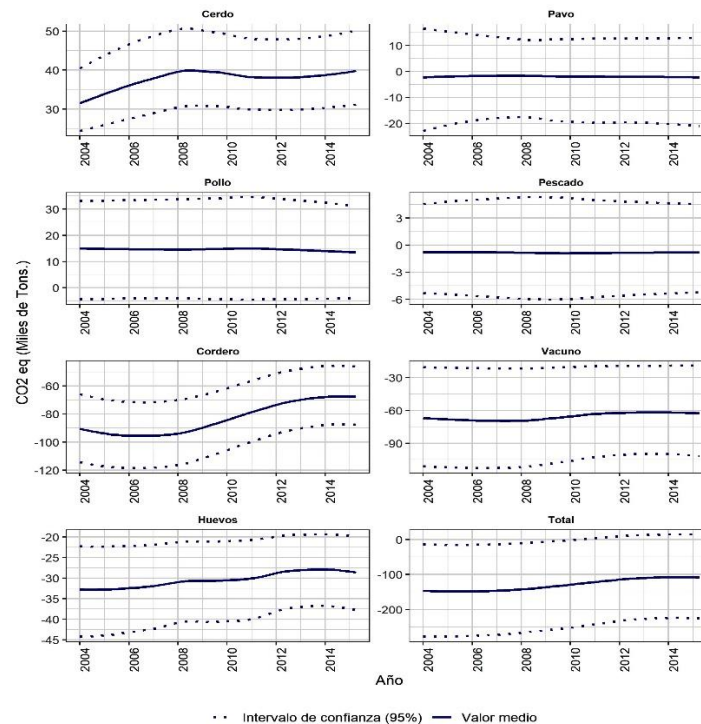
Cambio en la huella de carbono de los alimentos de origen animal en España (1er trimestre 2004 - 2º trimestre 2015) generada por un impuesto del 12.5% sobre el cordero



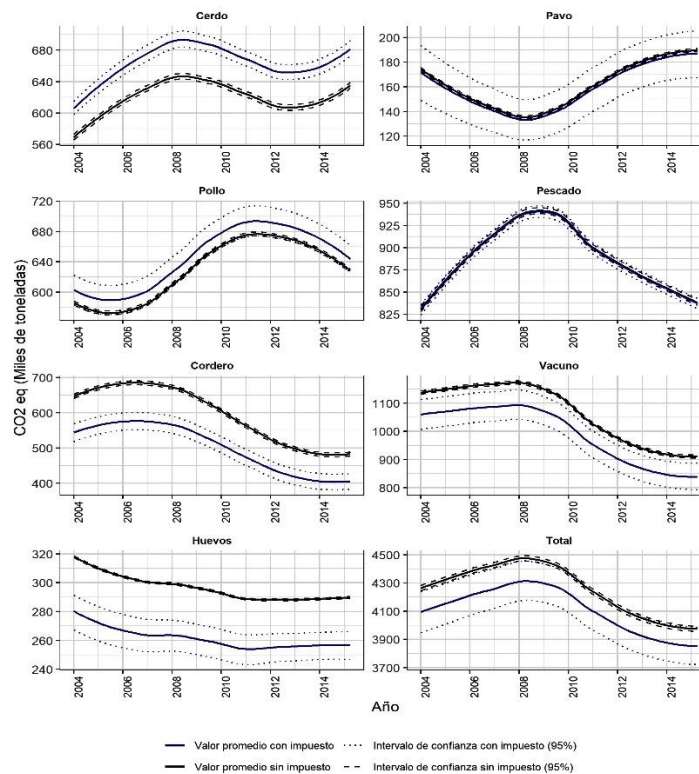
Huella de carbono generada por el consumo de alimentos de origen animal en España (1er trimestre 2004 - 2º trimestre 2015) con un impuesto del 15% sobre el cordero



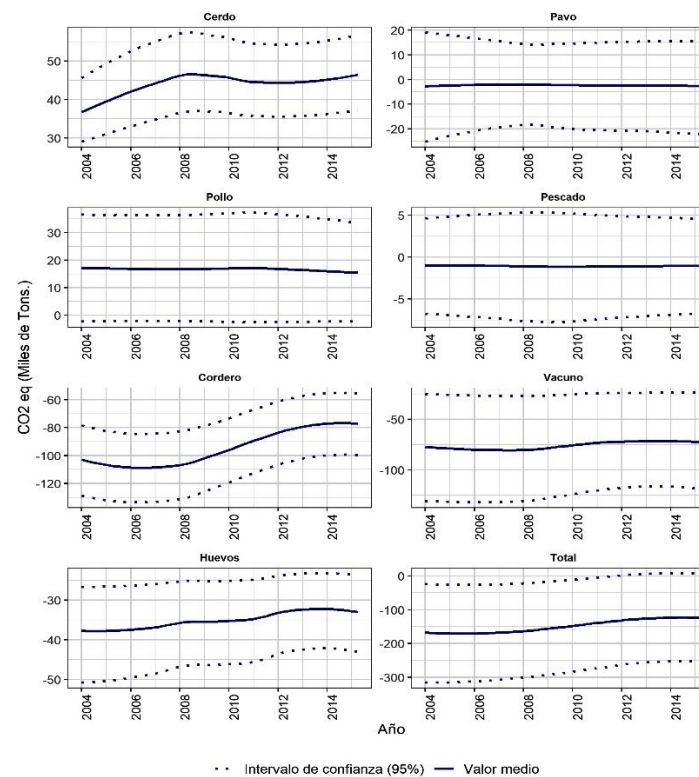
Cambio en la huella de carbono de los alimentos de origen animal en España (1er trimestre 2004 - 2º trimestre 2015) generada por un impuesto del 15% sobre el cordero



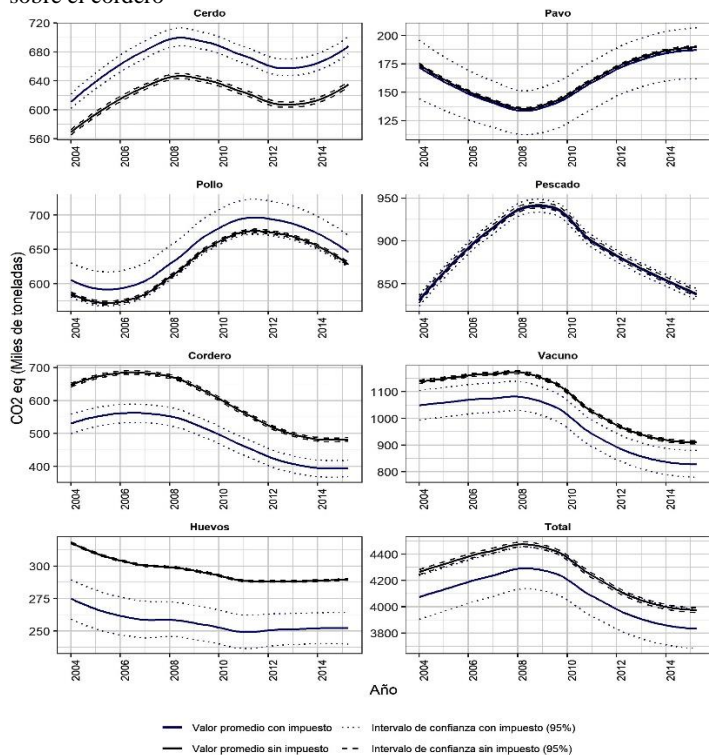
Huella de carbono generada por el consumo de alimentos de origen animal en España (1er trimestre 2004 - 2º trimestre 2015) con un impuesto del 17.5% sobre el cordero



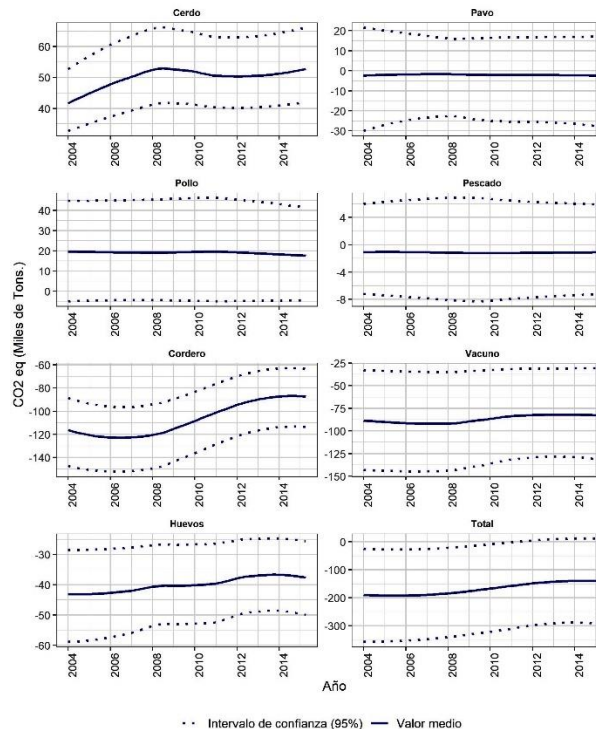
Cambio en la huella de carbono de los alimentos de origen animal en España (1er trimestre 2004 - 2º trimestre 2015) generada por un impuesto del 17.5% sobre el cordero



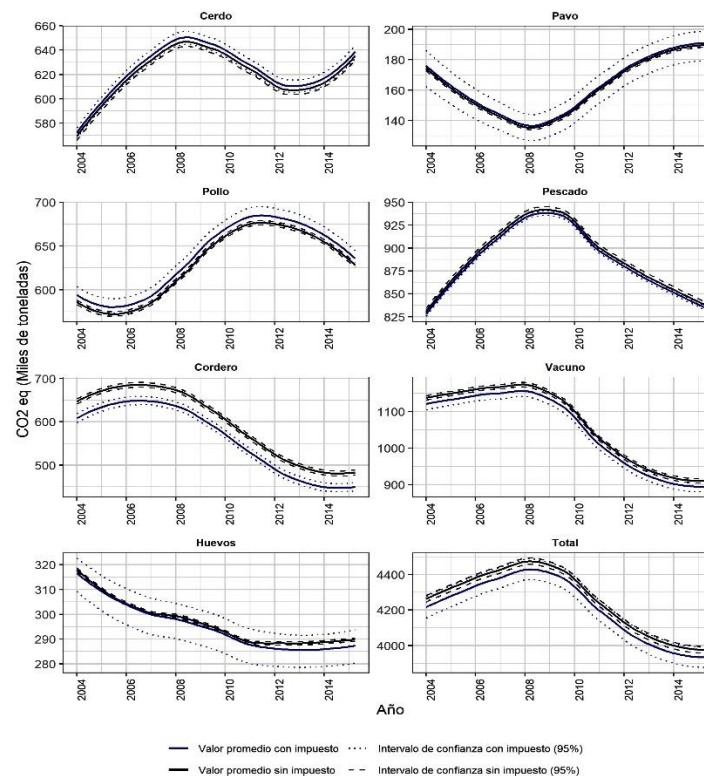
Huella de carbono generada por el consumo de alimentos de origen animal en España (1er trimestre 2004 - 2º trimestre 2015) con un impuesto del 20% sobre el cordero



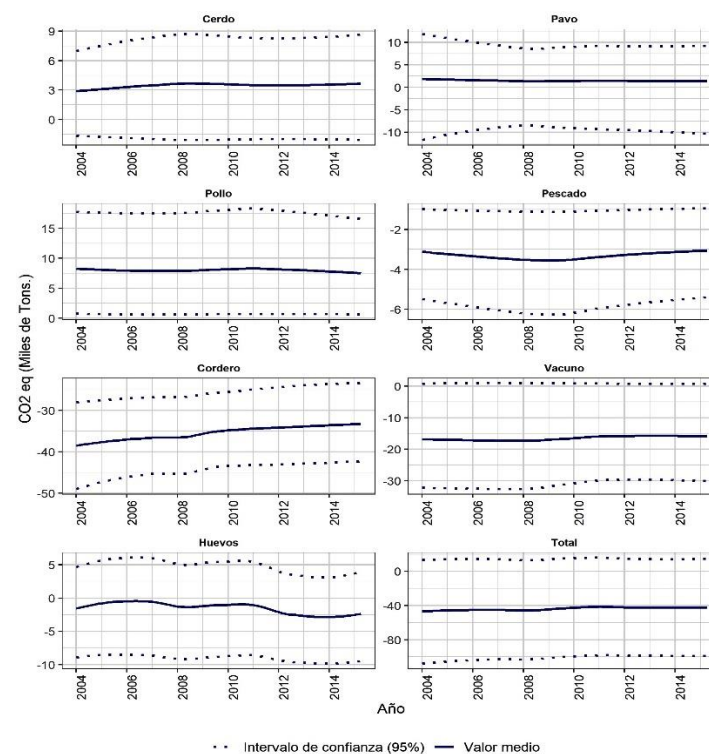
Cambio en la huella de carbono de los alimentos de origen animal en España (1er trimestre 2004 - 2º trimestre 2015) generada por un impuesto del 20% sobre el cordero



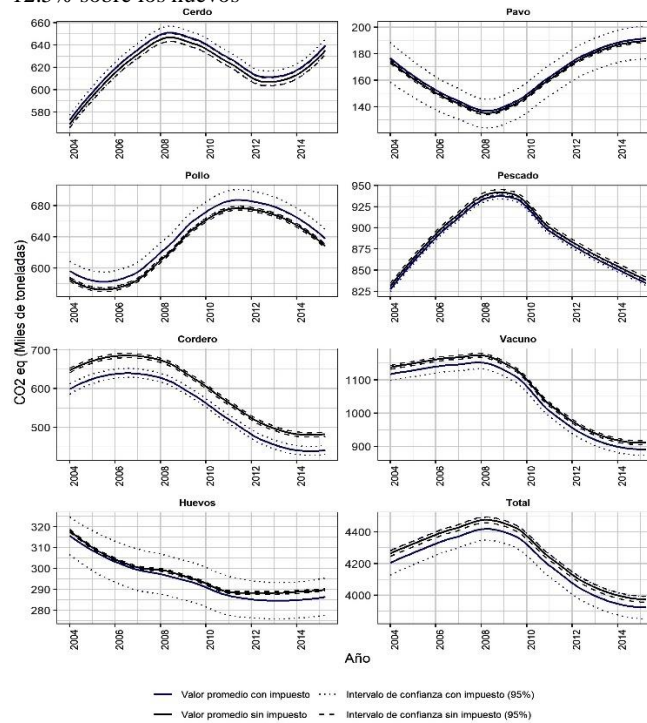
Huella de carbono generada por el consumo de alimentos de origen animal en España (1er trimestre 2004 - 2º trimestre 2015) con un impuesto del 10% sobre los huevos



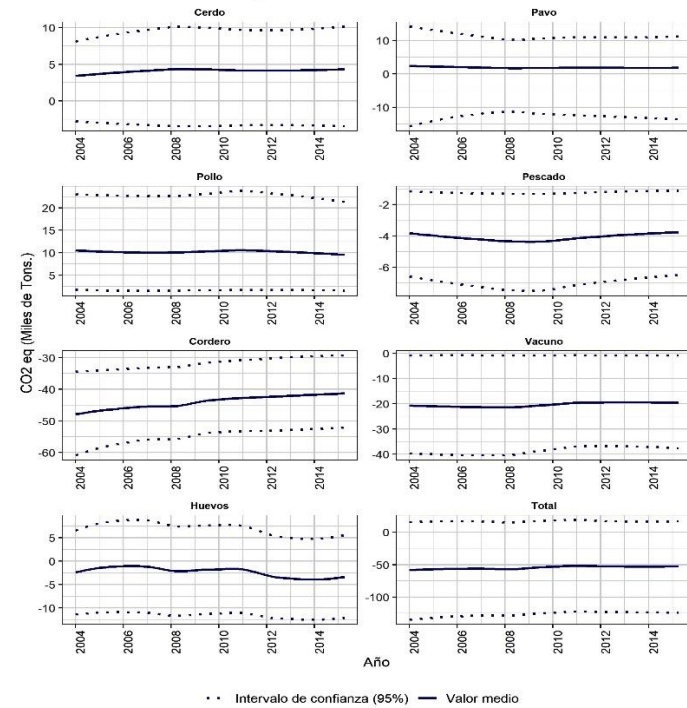
Cambio en la huella de carbono de los alimentos de origen animal en España (1er trimestre 2004 - 2º trimestre 2015) generada por un impuesto del 10% sobre los huevos



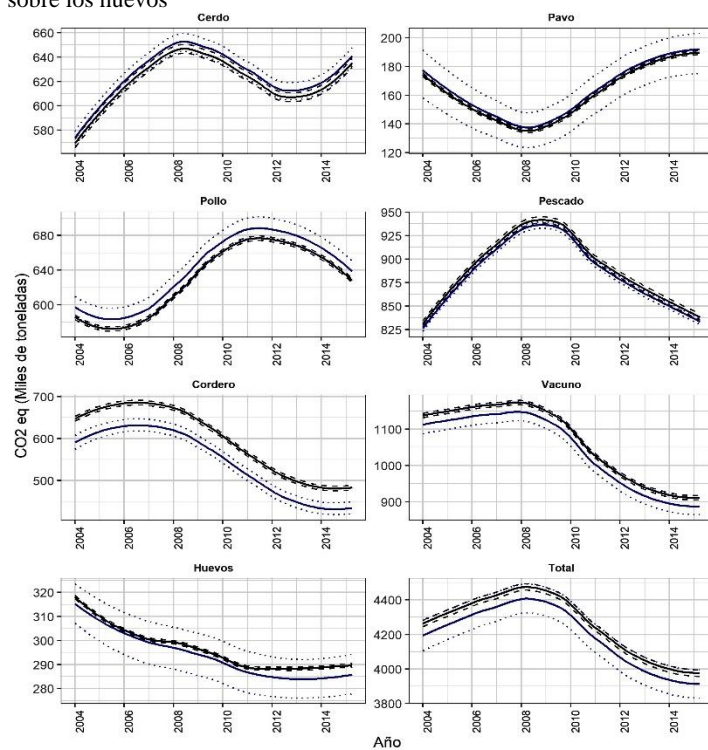
Huella de carbono generada por el consumo de alimentos de origen animal en España (1er trimestre 2004 - 2º trimestre 2015) con un impuesto del 12.5% sobre los huevos



Cambio en la huella de carbono de los alimentos de origen animal en España (1er trimestre 2004 - 2º trimestre 2015) generada por un impuesto del 12.5% sobre los huevos

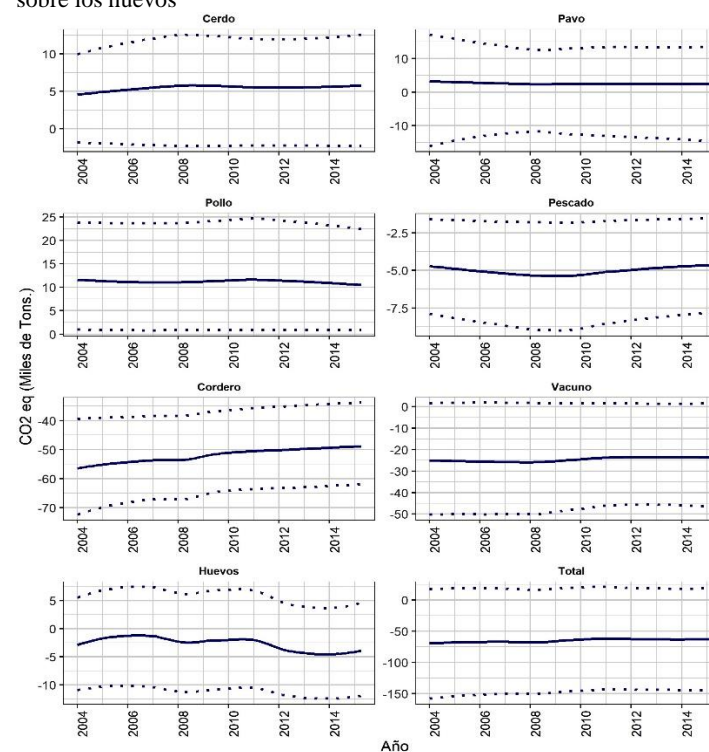


Huella de carbono generada por el consumo de alimentos de origen animal en España (1er trimestre 2004 - 2º trimestre 2015) con un impuesto del 15% sobre los huevos



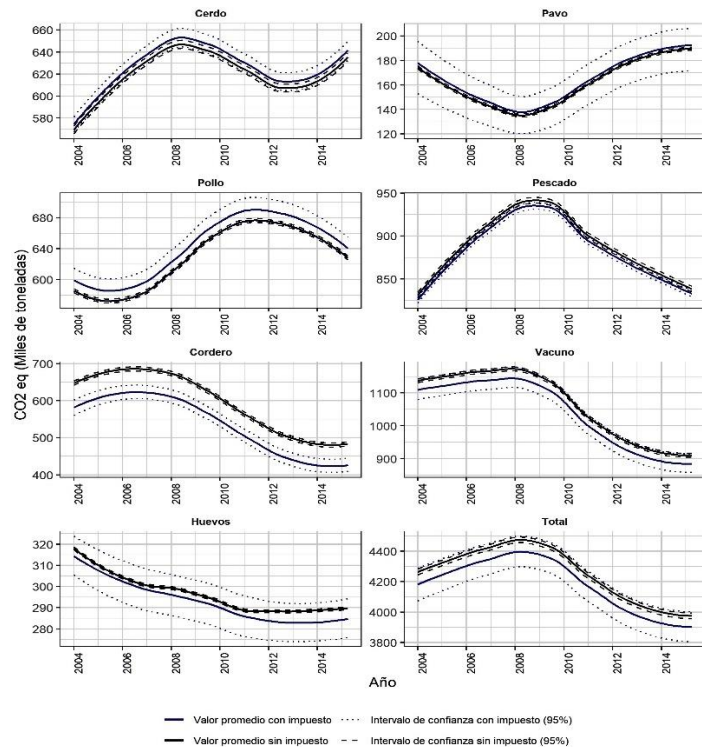
— Valor promedio con impuesto ··· Intervalo de confianza con impuesto (95%)
 - - - Valor promedio sin impuesto - - - Intervalo de confianza sin impuesto (95%)

Cambio en la huella de carbono de los alimentos de origen animal en España (1er trimestre 2004 - 2º trimestre 2015) generada por un impuesto del 15% sobre los huevos

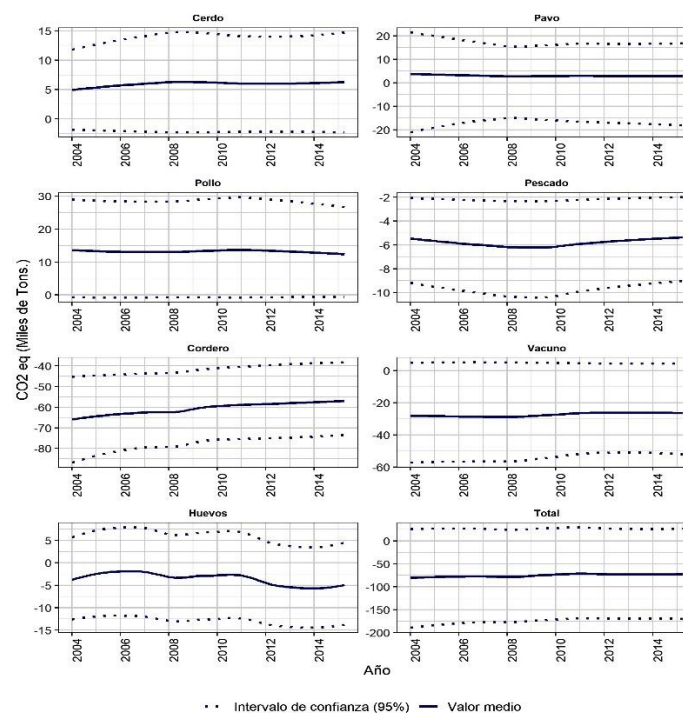


··· Intervalo de confianza (95%) — Valor medio

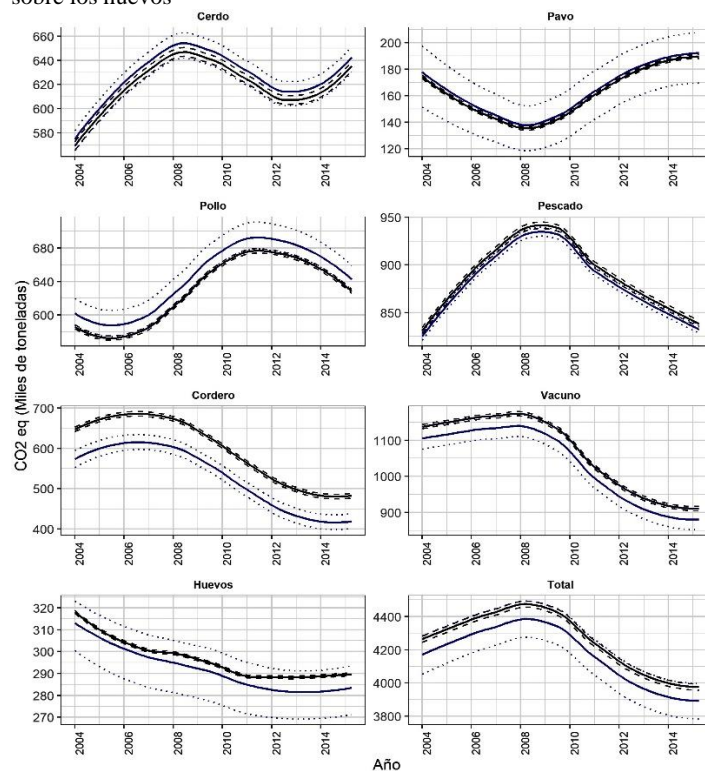
Huella de carbono generada por el consumo de alimentos de origen animal en España (1er trimestre 2004 - 2º trimestre 2015) con un impuesto del 17.5% sobre los huevos



Cambio en la huella de carbono de los alimentos de origen animal en España (1er trimestre 2004 - 2º trimestre 2015) generada por un impuesto del 17.5% sobre los huevos

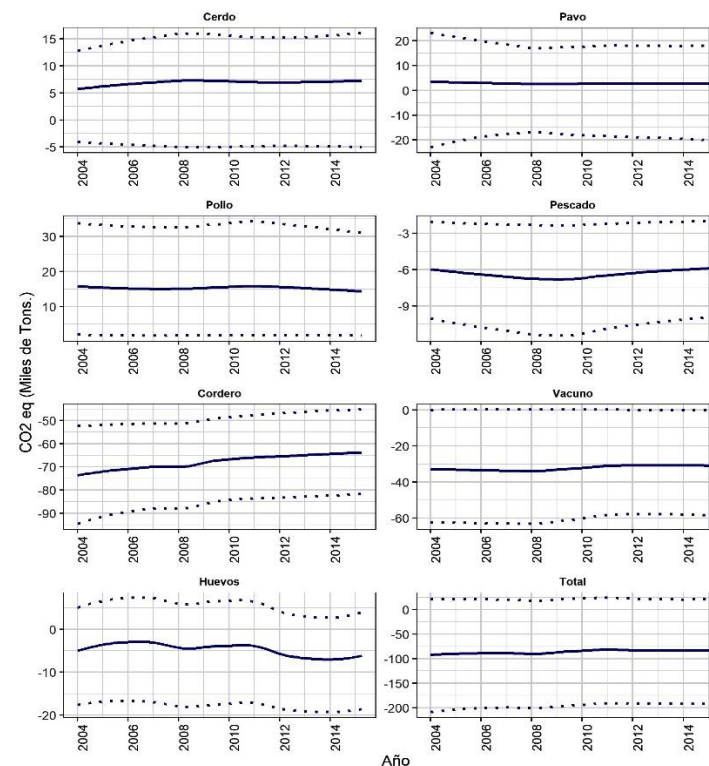


Huella de carbono generada por el consumo de alimentos de origen animal en España (1er trimestre 2004 - 2º trimestre 2015) con un impuesto del 20% sobre los huevos



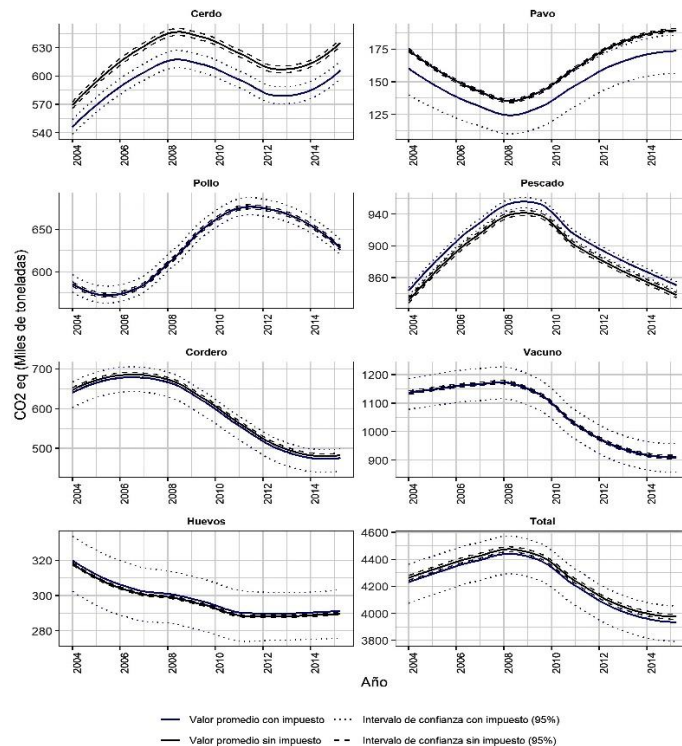
— Valor promedio con impuesto ···· Intervalo de confianza con impuesto (95%)
 - - - Valor promedio sin impuesto - - - Intervalo de confianza sin impuesto (95%)

Cambio en la huella de carbono de los alimentos de origen animal en España (1er trimestre 2004 - 2º trimestre 2015) generada por un impuesto del 20% sobre los huevos

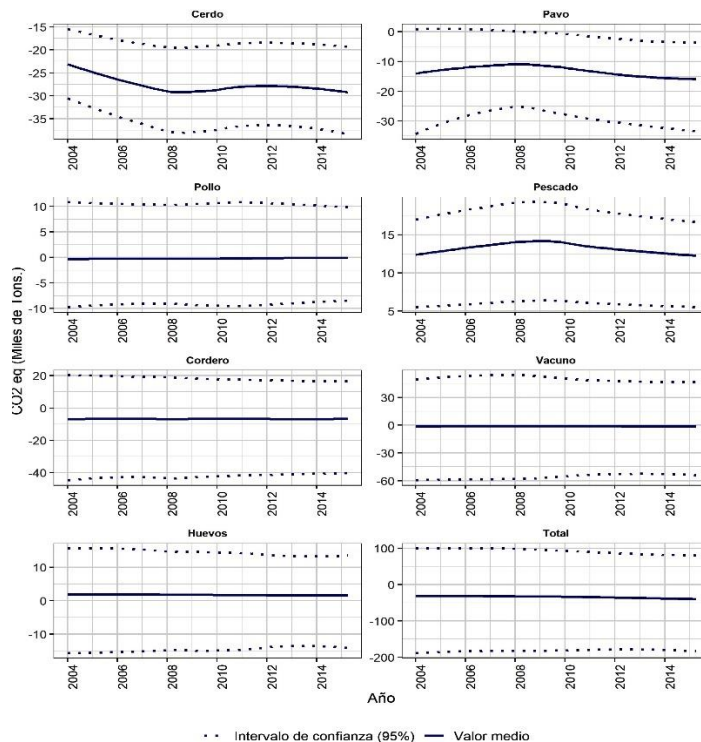


··· Intervalo de confianza (95%) — Valor medio

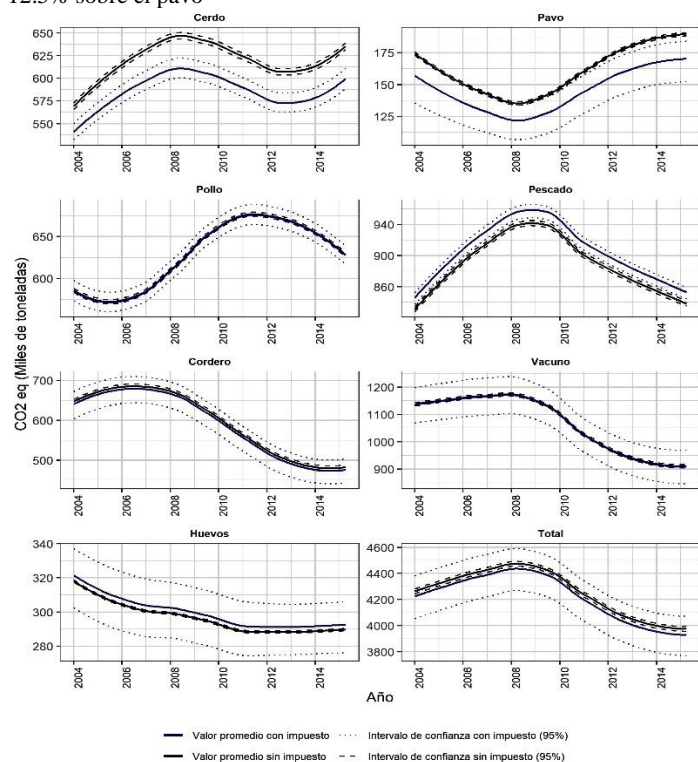
Huella de carbono generada por el consumo de alimentos de origen animal en España (1er trimestre 2004 - 2º trimestre 2015) con un impuesto del 10% sobre el pavo



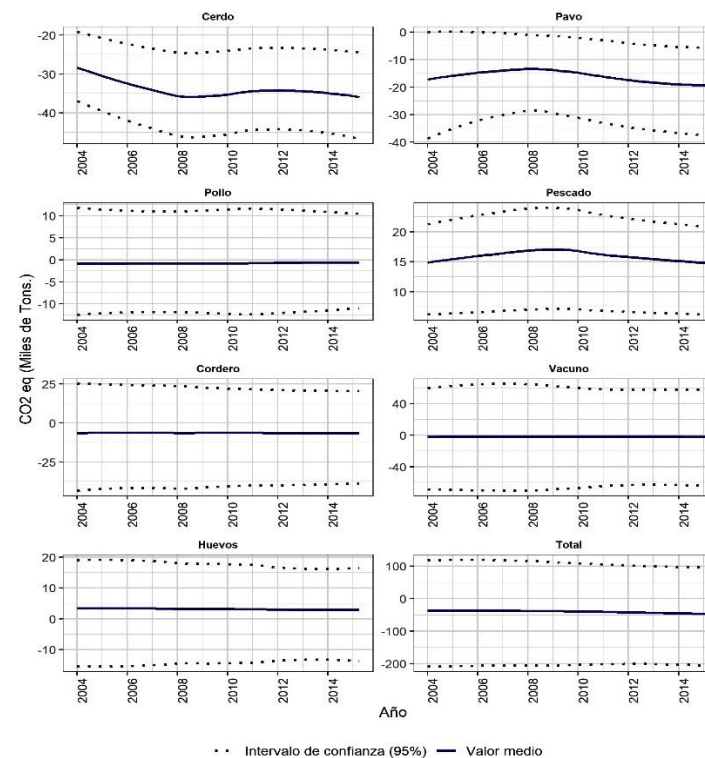
Cambio en la huella de carbono de los alimentos de origen animal en España (1er trimestre 2004 - 2º trimestre 2015) generada por un impuesto del 10% sobre el pavo



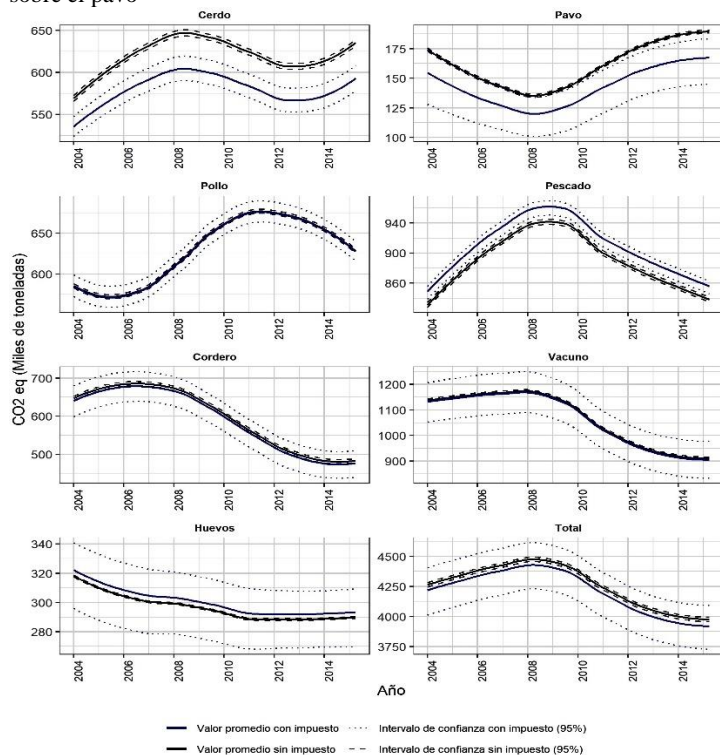
Huella de carbono generada por el consumo de alimentos de origen animal en España (1er trimestre 2004 - 2º trimestre 2015) con un impuesto del 12.5% sobre el pavo



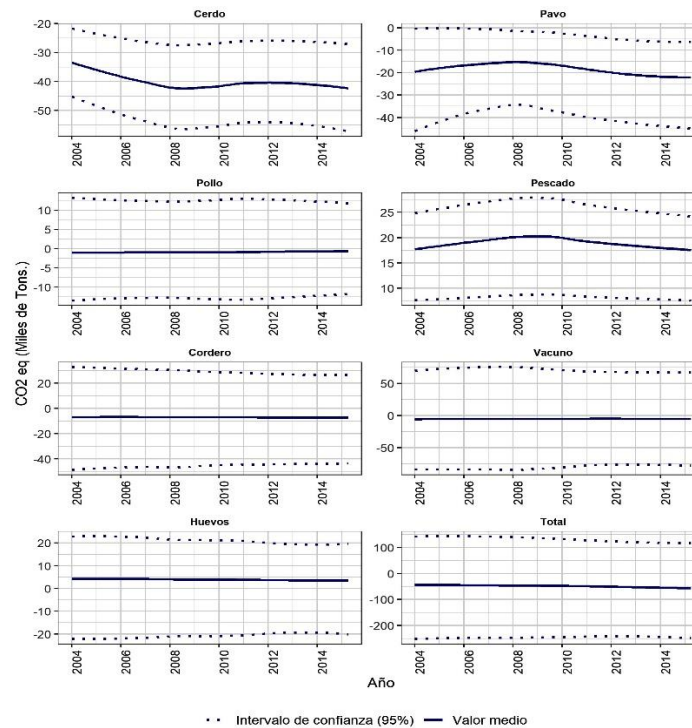
Cambio en la huella de carbono de los alimentos de origen animal en España (1er trimestre 2004 - 2º trimestre 2015) generada por un impuesto del 12.5% sobre el pavo



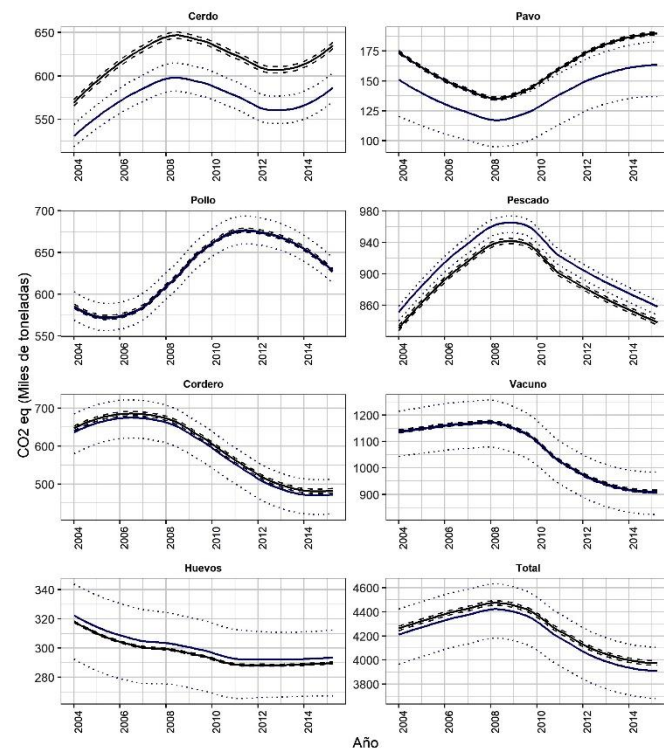
Huella de carbono generada por el consumo de alimentos de origen animal en España (1er trimestre 2004 - 2º trimestre 2015) con un impuesto del 15% sobre el pavo



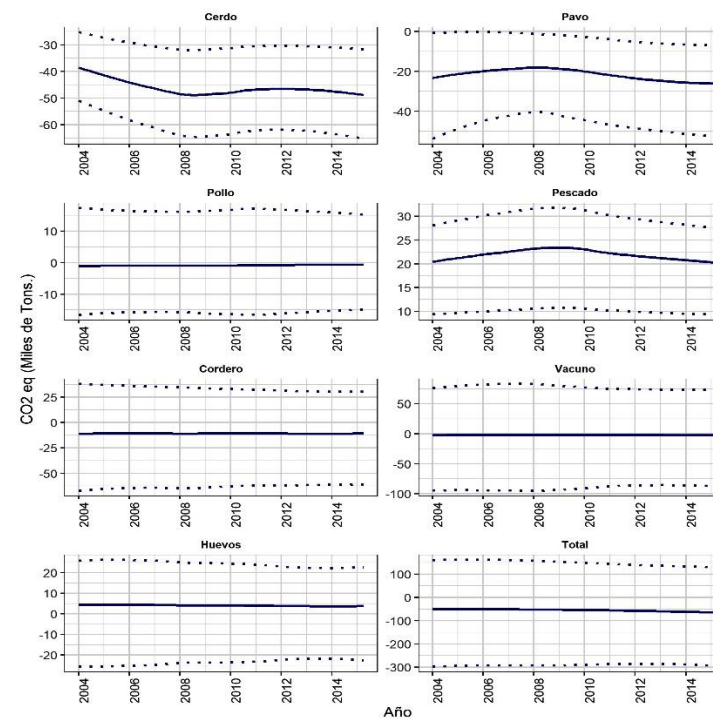
Cambio en la huella de carbono de los alimentos de origen animal en España (1er trimestre 2004 - 2º trimestre 2015) generada por un impuesto del 15% sobre el pavo



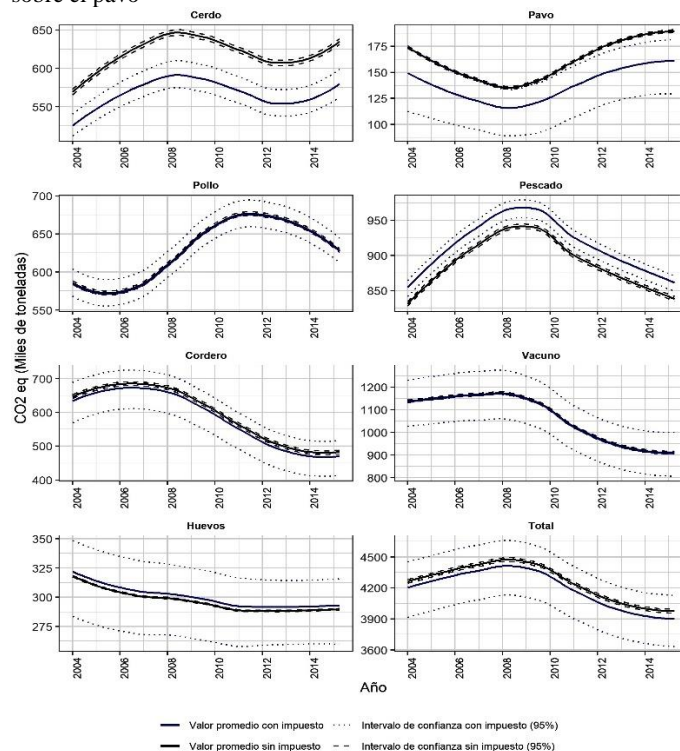
Huella de carbono generada por el consumo de alimentos de origen animal en España (1er trimestre 2004 - 2º trimestre 2015) con un impuesto del 17.5% sobre el pavo



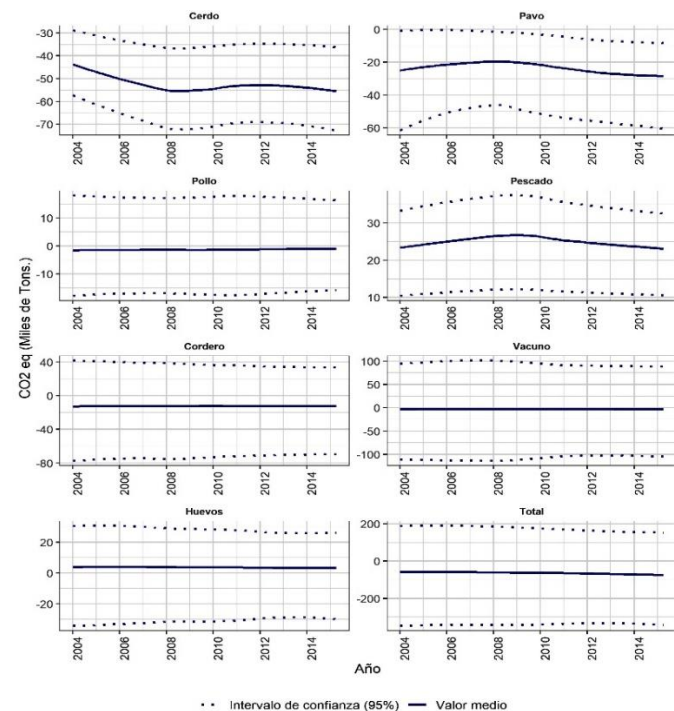
Cambio en la huella de carbono de los alimentos de origen animal en España (1er trimestre 2004 - 2º trimestre 2015) generada por un impuesto del 17.5% sobre el pavo



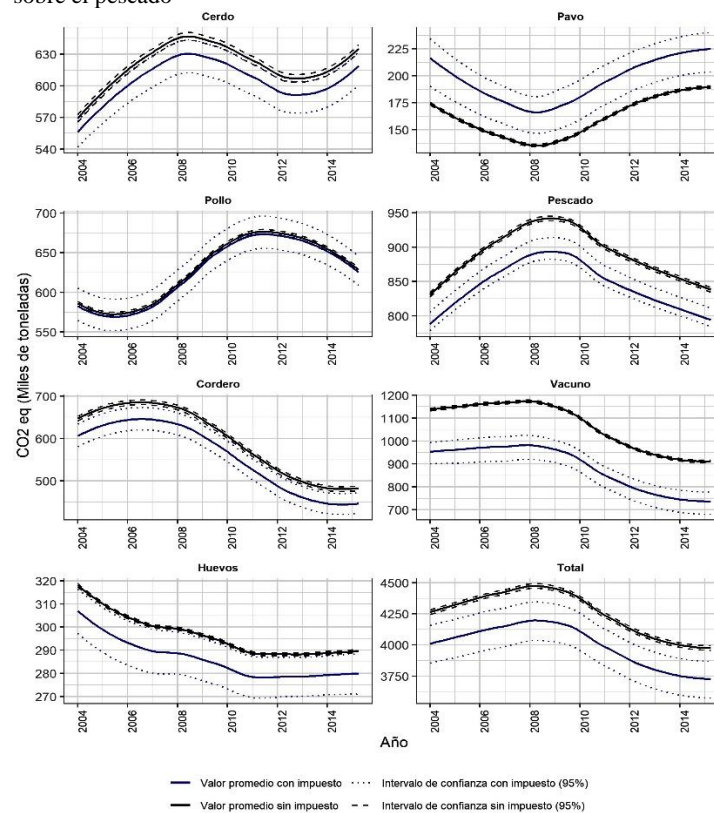
Huella de carbono generada por el consumo de alimentos de origen animal en España (1er trimestre 2004 - 2º trimestre 2015) con un impuesto del 20% sobre el pavo



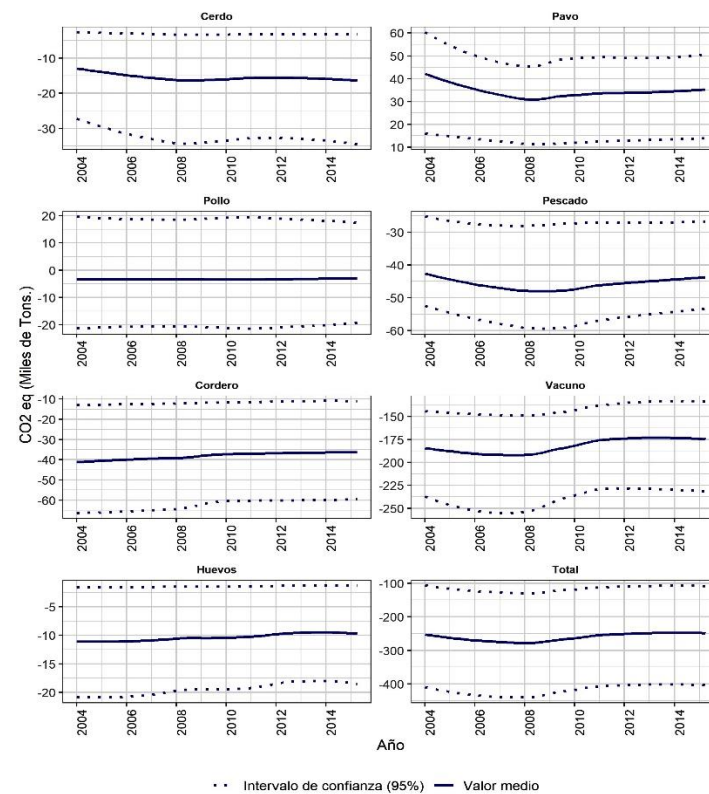
Cambio en la huella de carbono de los alimentos de origen animal en España (1er trimestre 2004 - 2º trimestre 2015) generada por un impuesto del 20% sobre el pavo



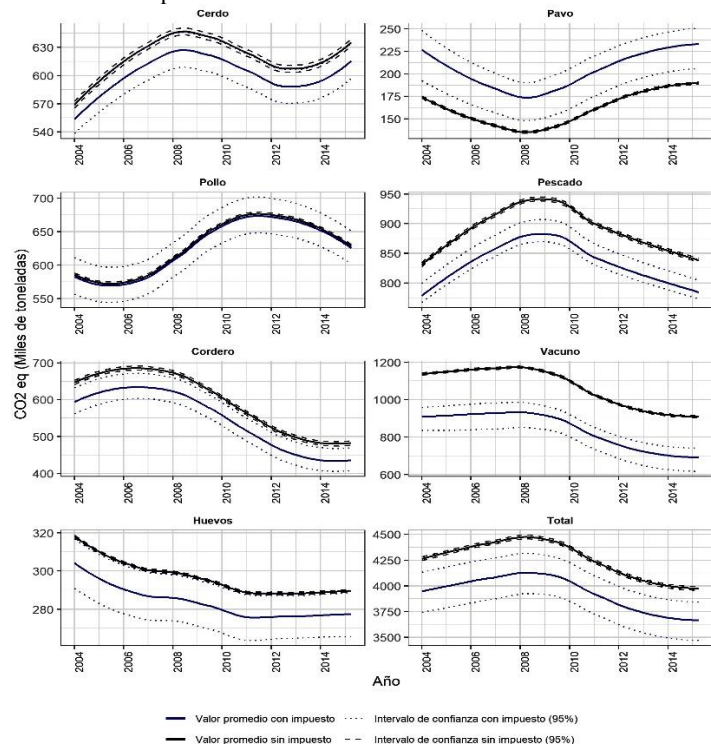
Huella de carbono generada por el consumo de alimentos de origen animal en España (1er trimestre 2004 - 2º trimestre 2015) con un impuesto del 10% sobre el pescado



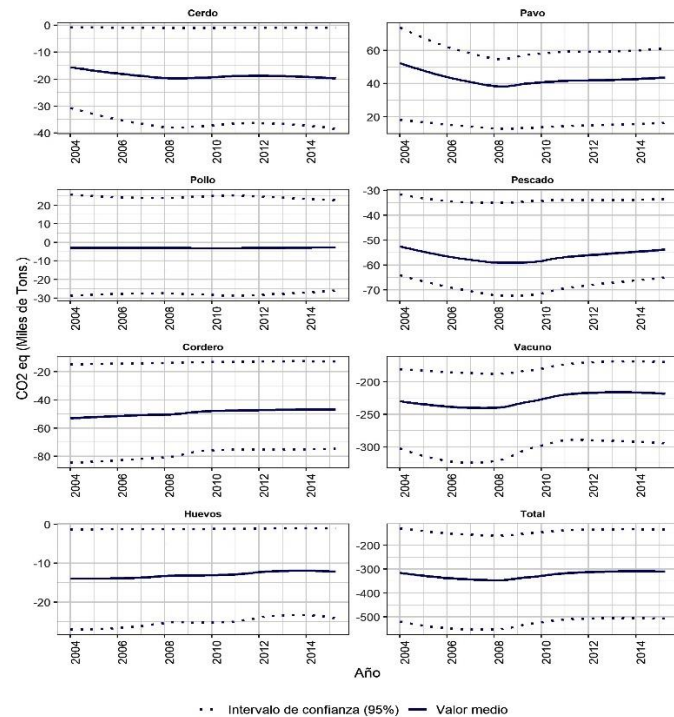
Cambio en la huella de carbono de los alimentos de origen animal en España (1er trimestre 2004 - 2º trimestre 2015) generada por un impuesto del 10% sobre el pescado



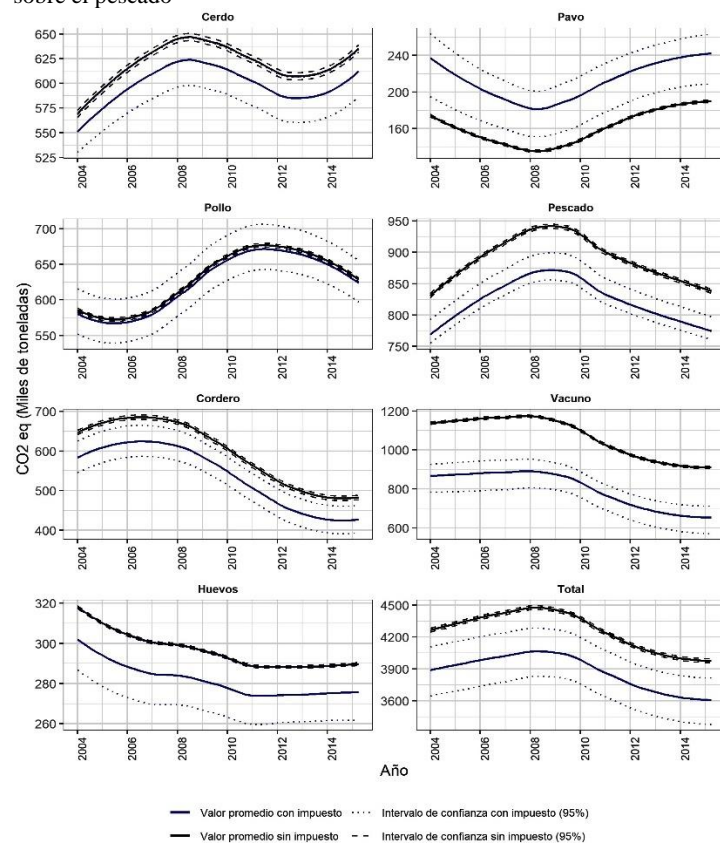
Huella de carbono generada por el consumo de alimentos de origen animal en España (1er trimestre 2004 - 2º trimestre 2015) con un impuesto del 12.5% sobre el pescado



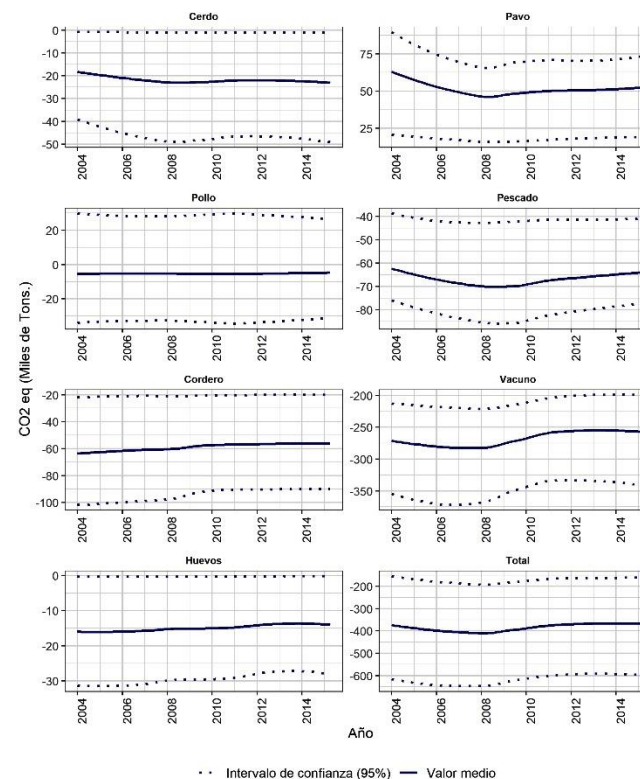
Cambio en la huella de carbono de los alimentos de origen animal en España (1er trimestre 2004 - 2º trimestre 2015) generada por un impuesto del 12.5% sobre el pescado



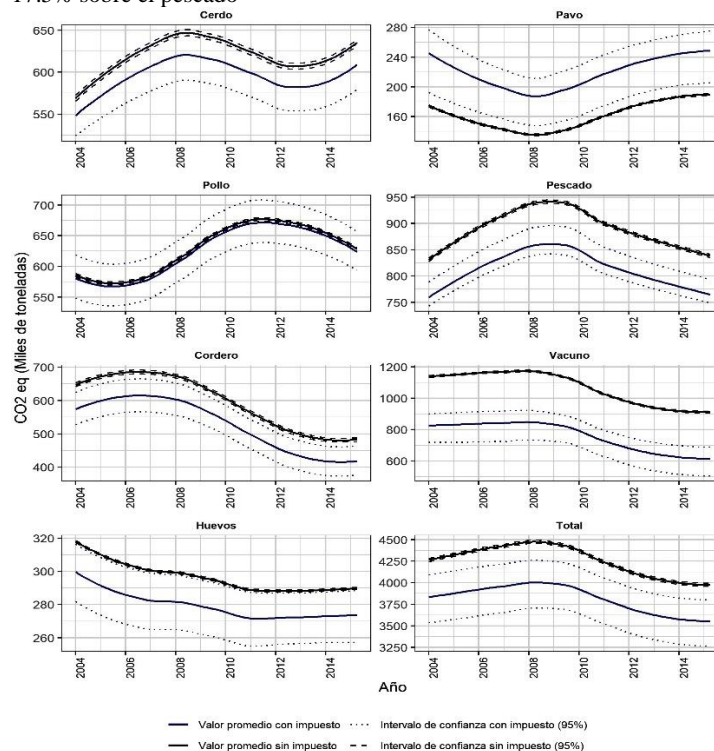
Huella de carbono generada por el consumo de alimentos de origen animal en España (1er trimestre 2004 - 2º trimestre 2015) con un impuesto del 15% sobre el pescado



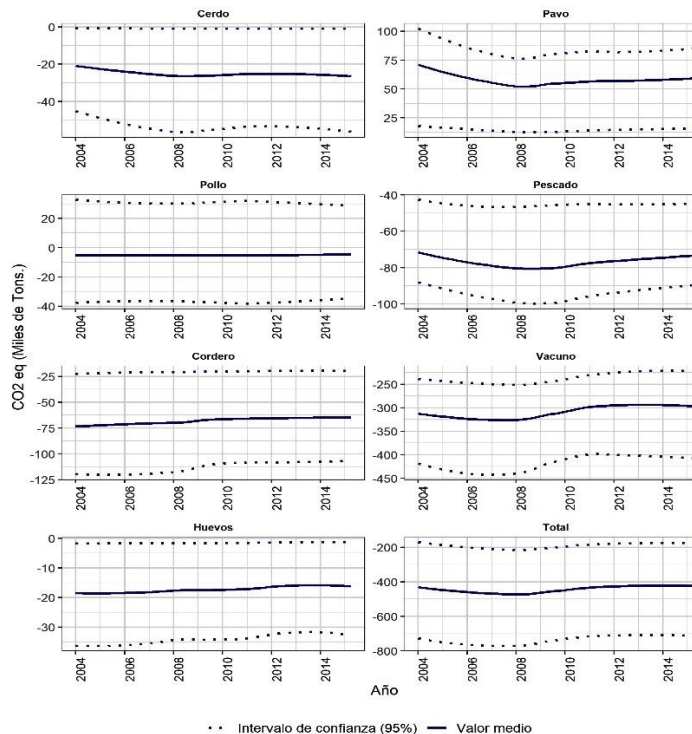
Cambio en la huella de carbono de los alimentos de origen animal en España (1er trimestre 2004 - 2º trimestre 2015) generada por un impuesto del 15% sobre el pescado



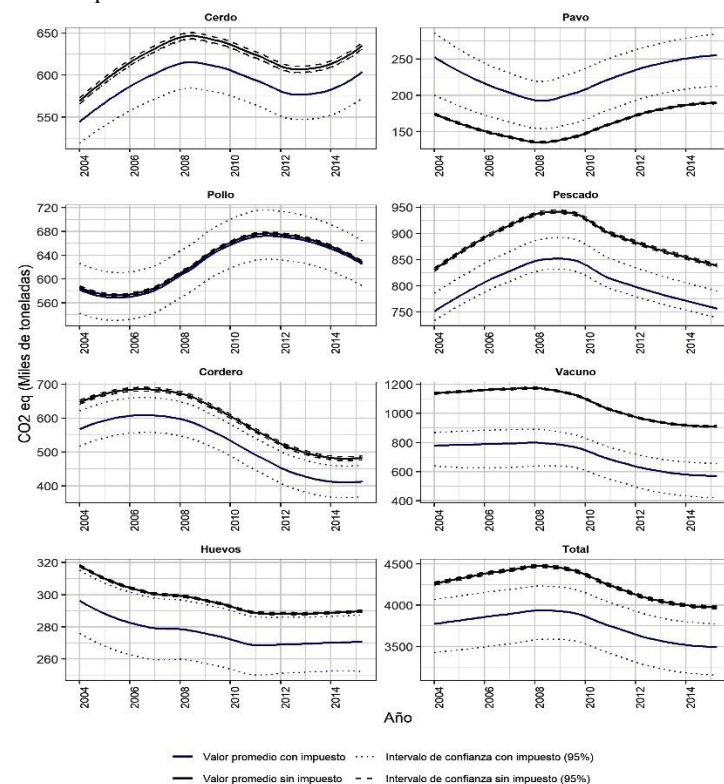
Huella de carbono generada por el consumo de alimentos de origen animal en España (1er trimestre 2004 - 2º trimestre 2015) con un impuesto del 17.5% sobre el pescado



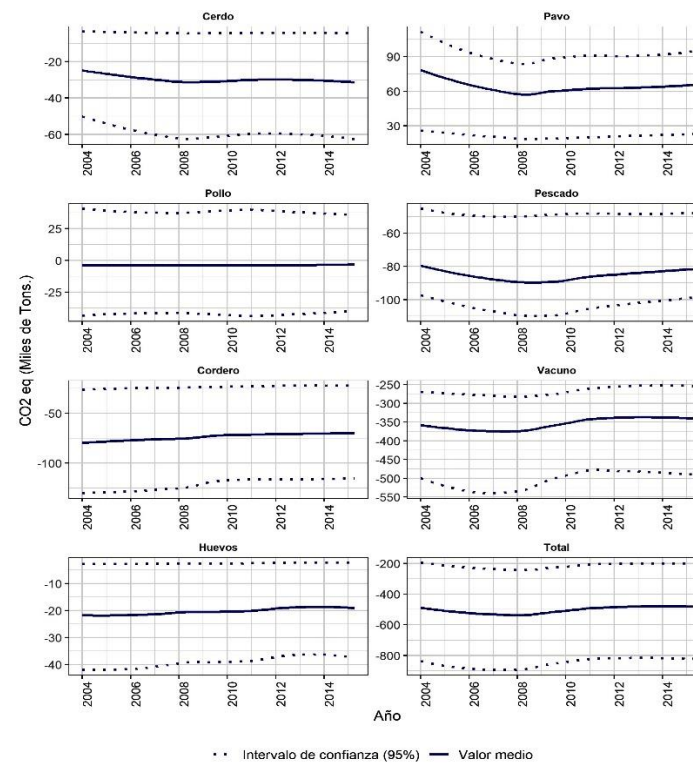
Cambio en la huella de carbono de los alimentos de origen animal en España (1er trimestre 2004 - 2º trimestre 2015) generada por un impuesto del 17.5% sobre el pescado



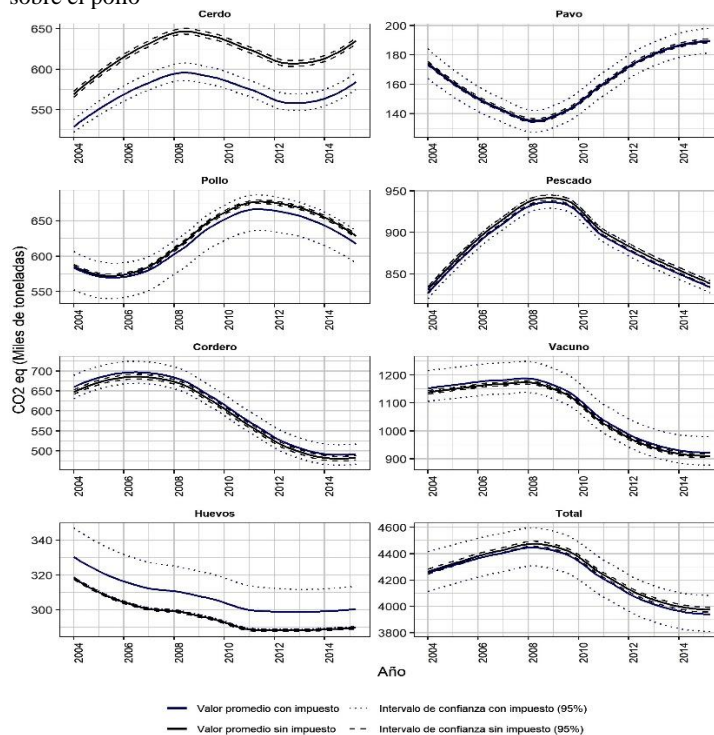
Huella de carbono generada por el consumo de alimentos de origen animal en España (1er trimestre 2004 - 2º trimestre 2015) con un impuesto del 20% sobre el pescado



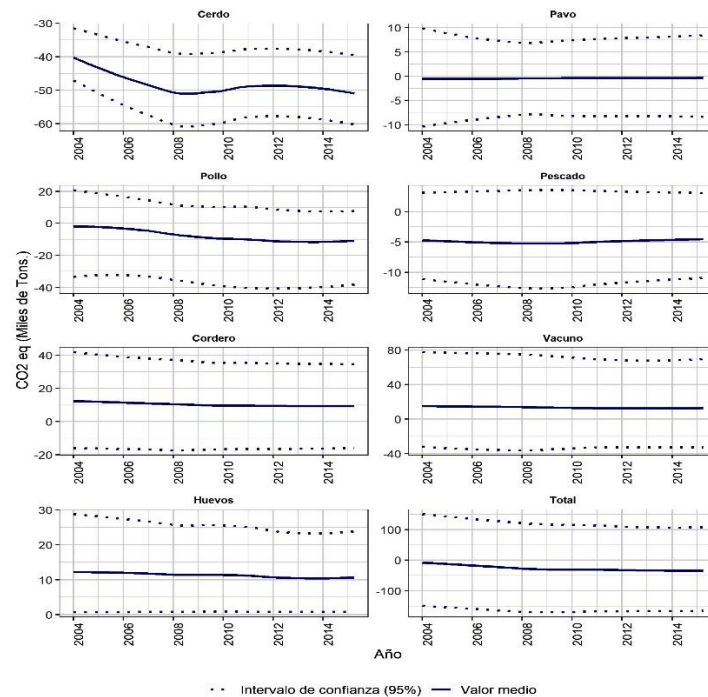
Cambio en la huella de carbono de los alimentos de origen animal en España (1er trimestre 2004 - 2º trimestre 2015) generada por un impuesto del 20% sobre el pescado



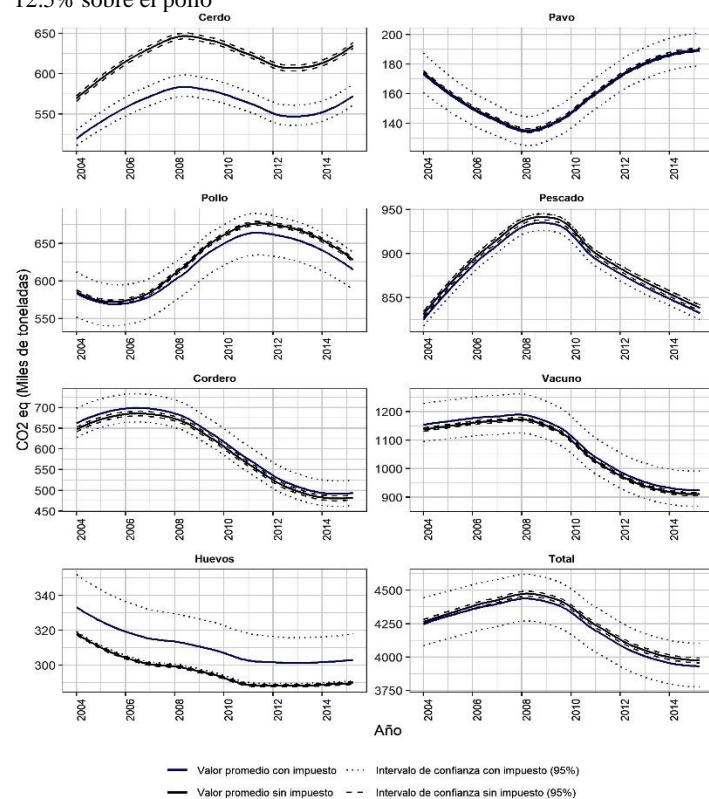
Huella de carbono generada por el consumo de alimentos de origen animal en España (1er trimestre 2004 - 2º trimestre 2015) con un impuesto del 10% sobre el pollo



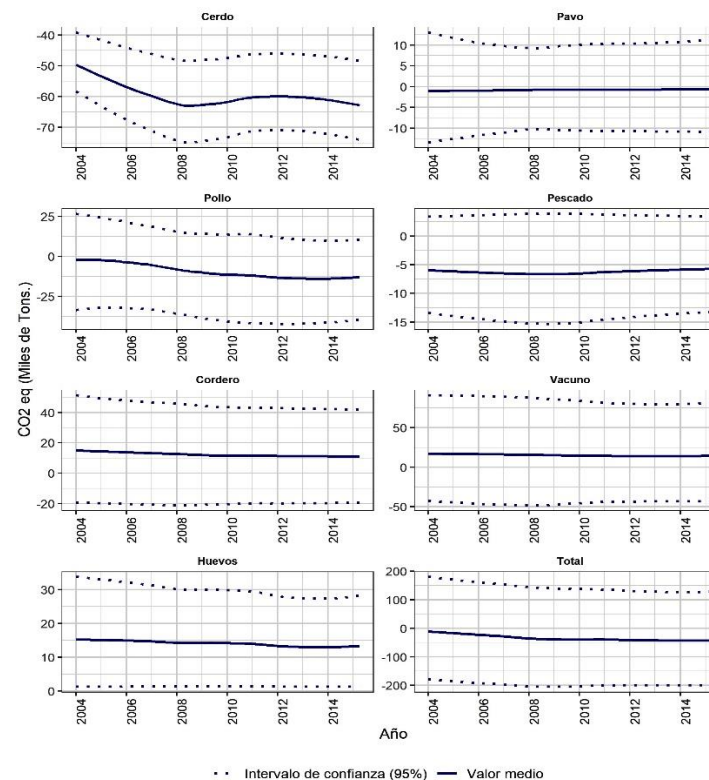
Cambio en la huella de carbono de los alimentos de origen animal en España (1er trimestre 2004 - 2º trimestre 2015) generada por un impuesto del 10% sobre el pollo



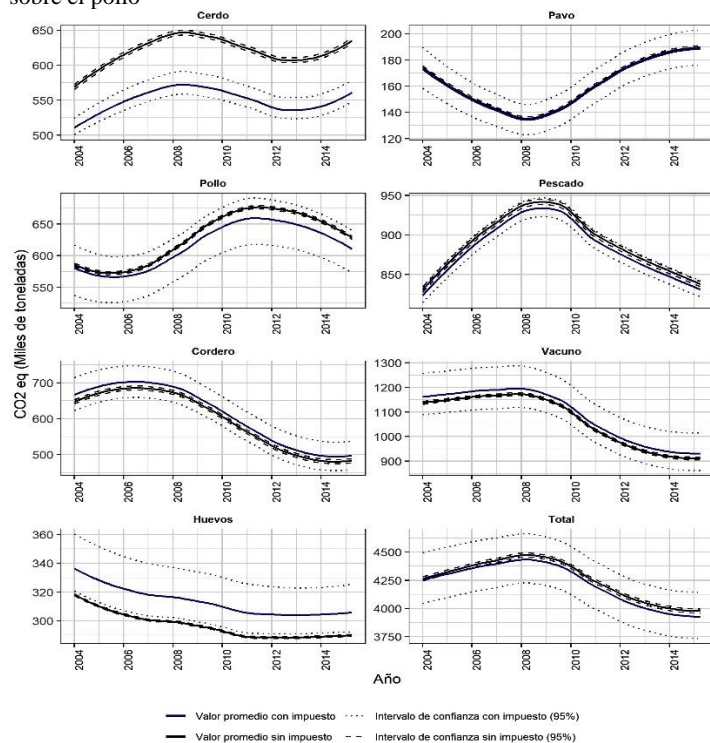
Huella de carbono generada por el consumo de alimentos de origen animal en España (1er trimestre 2004 - 2º trimestre 2015) con un impuesto del 12.5% sobre el pollo



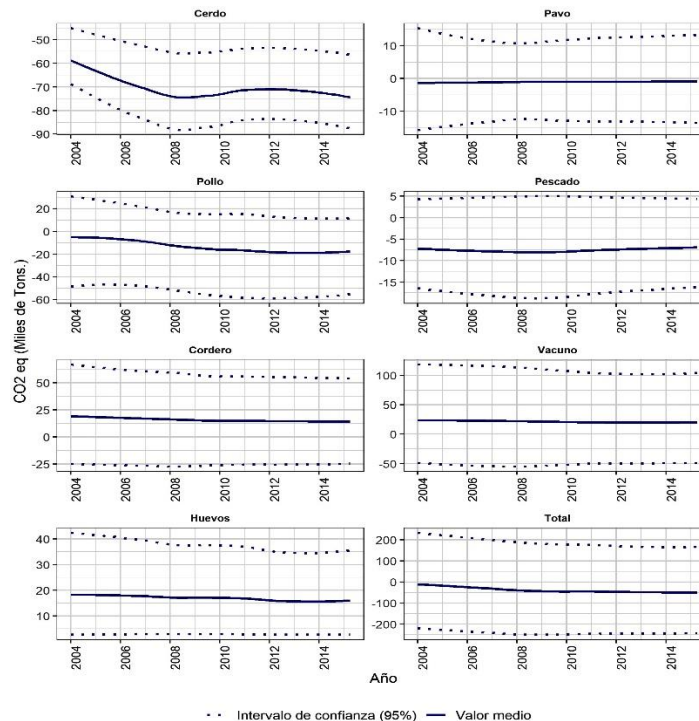
Cambio en la huella de carbono de los alimentos de origen animal en España (1er trimestre 2004 - 2º trimestre 2015) generada por un impuesto del 12.5% sobre el pollo



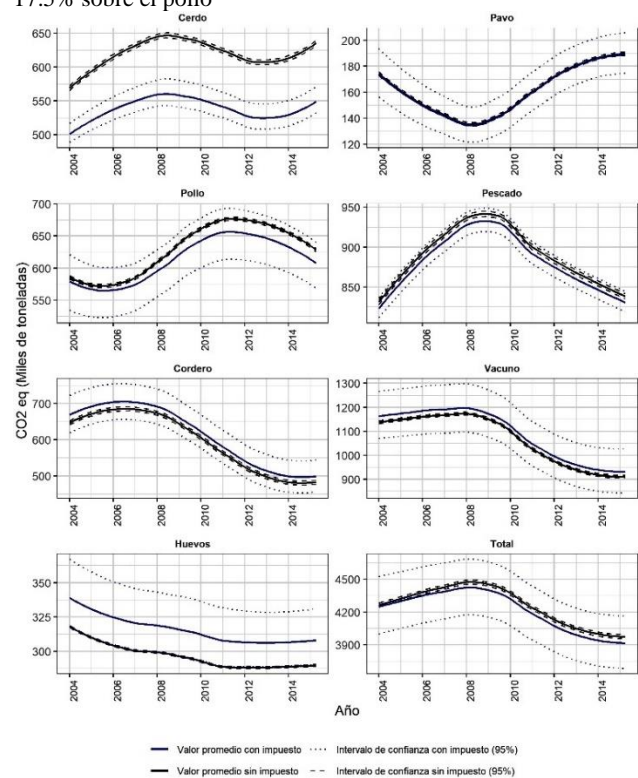
Huella de carbono generada por el consumo de alimentos de origen animal en España (1er trimestre 2004 - 2º trimestre 2015) con un impuesto del 15% sobre el pollo



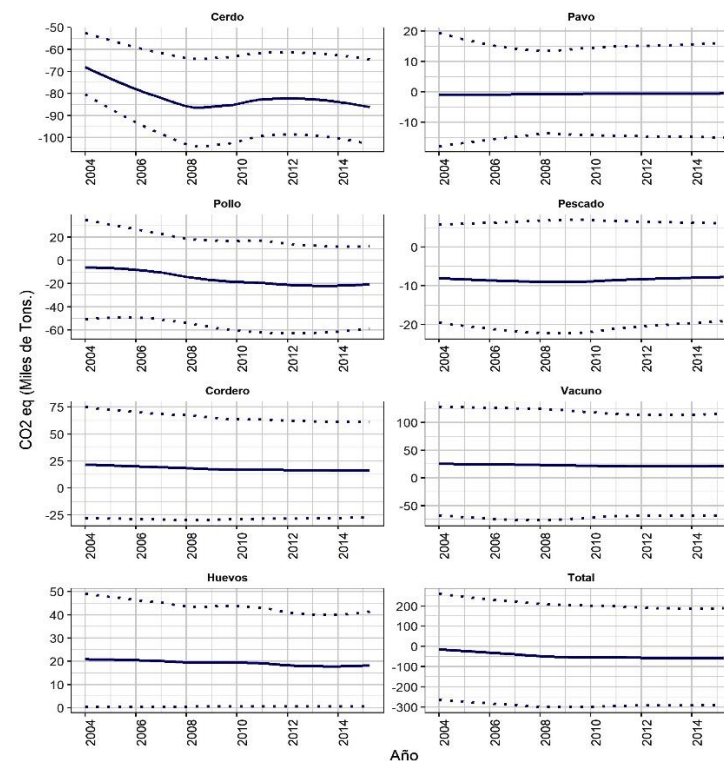
Cambio en la huella de carbono de los alimentos de origen animal en España (1er trimestre 2004 - 2º trimestre 2015) generada por un impuesto del 15% sobre el pollo



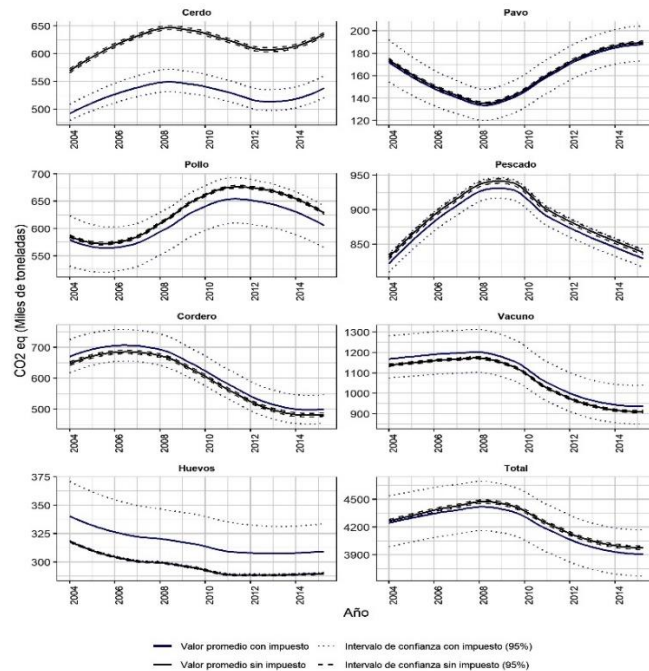
Huella de carbono generada por el consumo de alimentos de origen animal en España (1er trimestre 2004 - 2º trimestre 2015) con un impuesto del 17.5% sobre el pollo



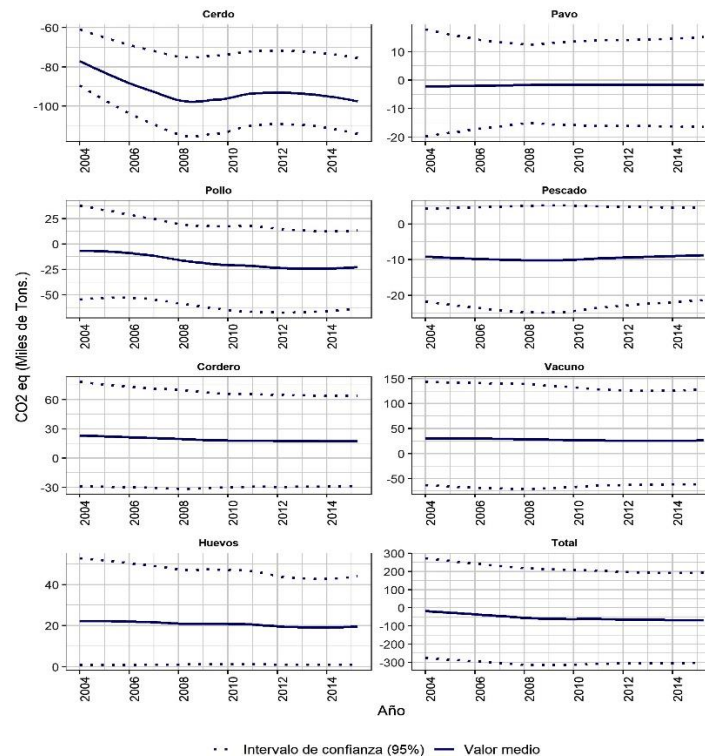
Cambio en la huella de carbono de los alimentos de origen animal en España (1er trimestre 2004 - 2º trimestre 2015) generada por un impuesto del 17.5% sobre el pollo



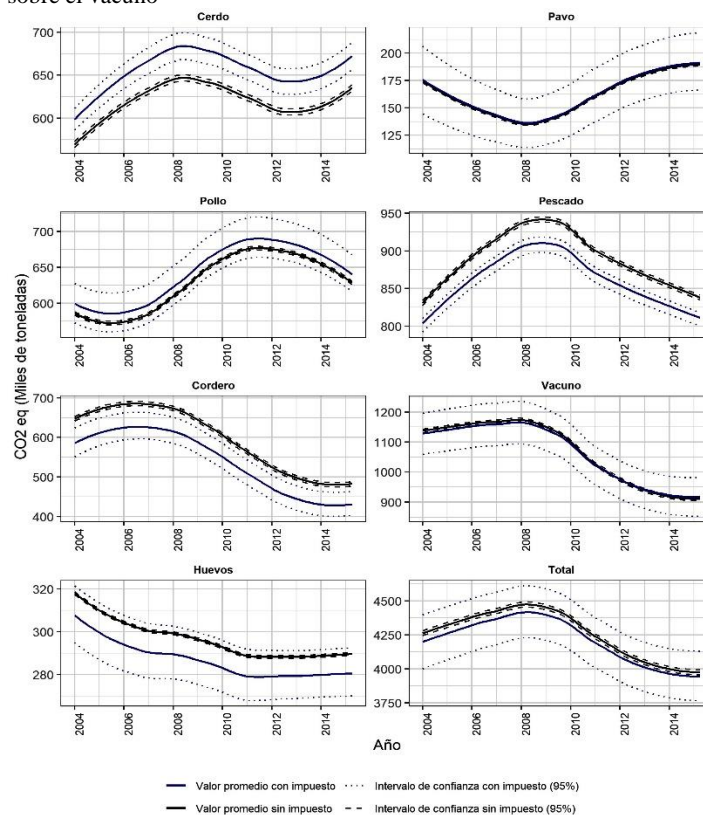
Huella de carbono generada por el consumo de alimentos de origen animal en España (1er trimestre 2004 - 2º trimestre 2015) con un impuesto del 20% sobre el pollo



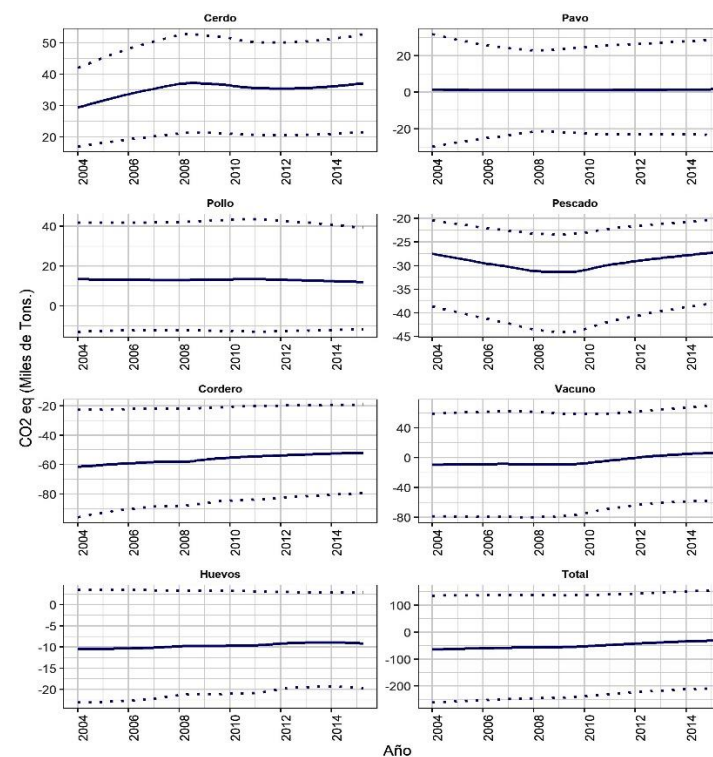
Cambio en la huella de carbono de los alimentos de origen animal en España (1er trimestre 2004 - 2º trimestre 2015) generada por un impuesto del 20% sobre el pollo



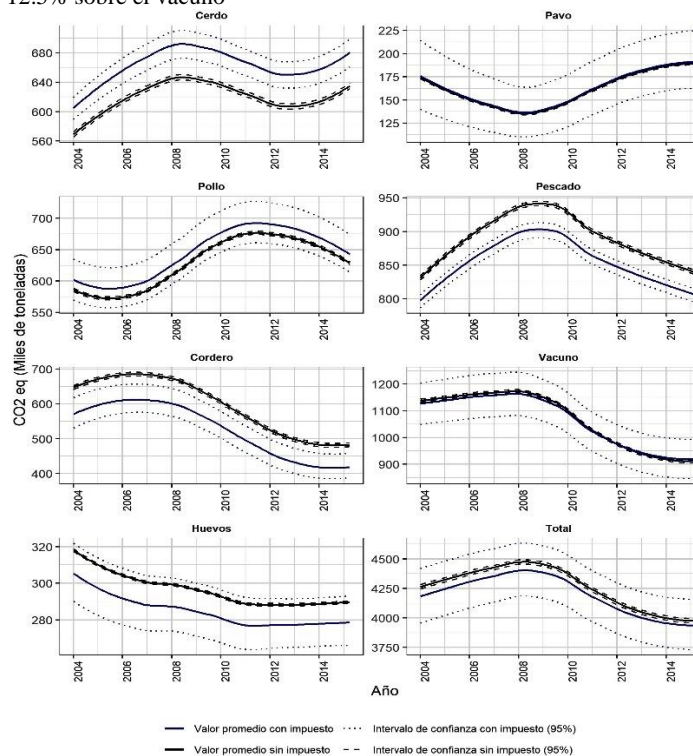
Huella de carbono generada por el consumo de alimentos de origen animal en España (1er trimestre 2004 - 2º trimestre 2015) con un impuesto del 10% sobre el vacuno



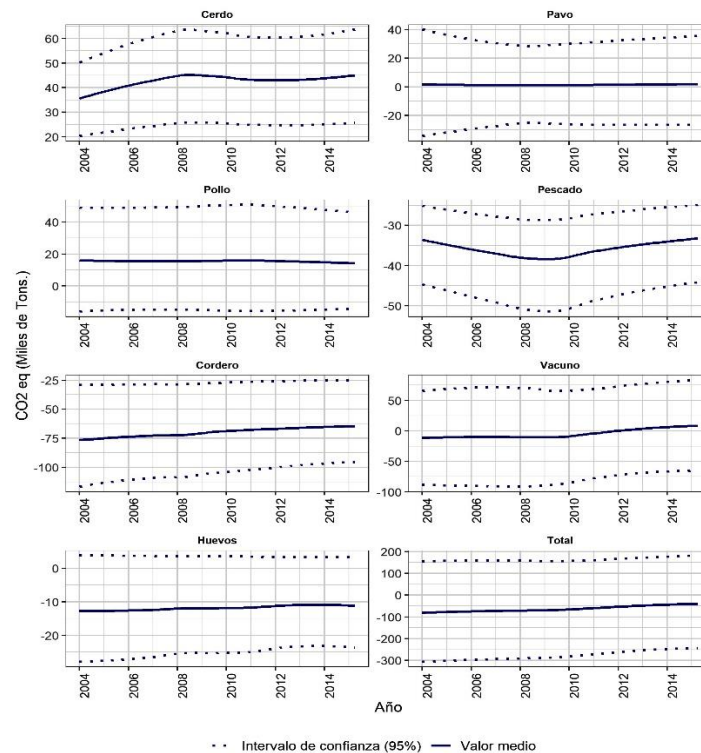
Cambio en la huella de carbono de los alimentos de origen animal en España (1er trimestre 2004 - 2º trimestre 2015) generada por un impuesto del 10% sobre el vacuno



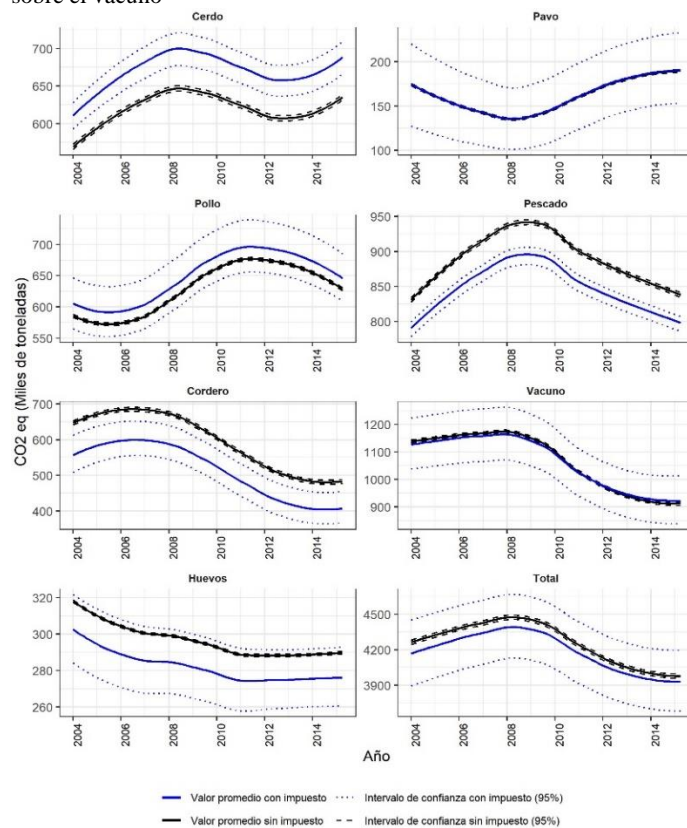
Huella de carbono generada por el consumo de alimentos de origen animal en España (1er trimestre 2004 - 2º trimestre 2015) con un impuesto del 12.5% sobre el vacuno



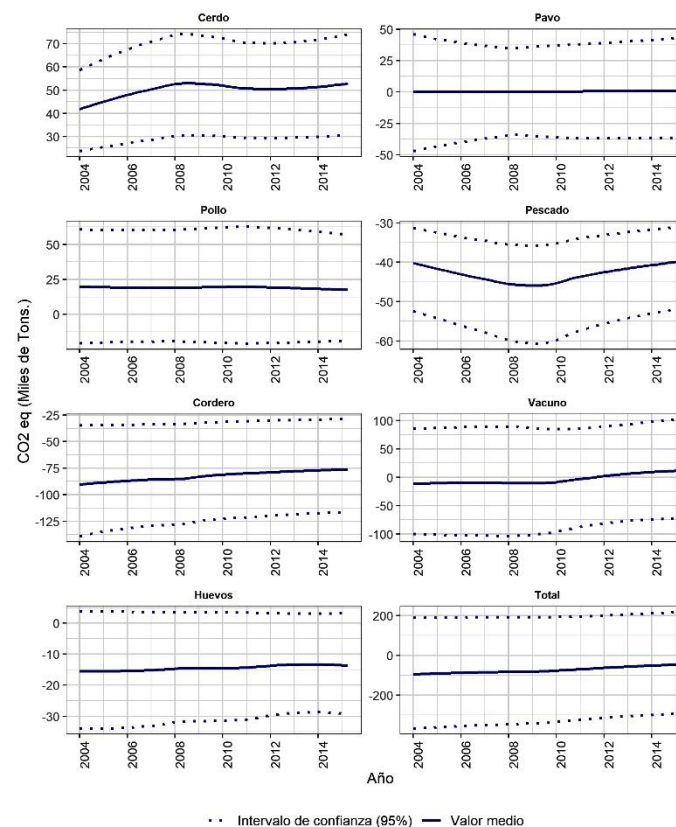
Cambio en la huella de carbono de los alimentos de origen animal en España (1er trimestre 2004 - 2º trimestre 2015) generada por un impuesto del 12.5% sobre el vacuno



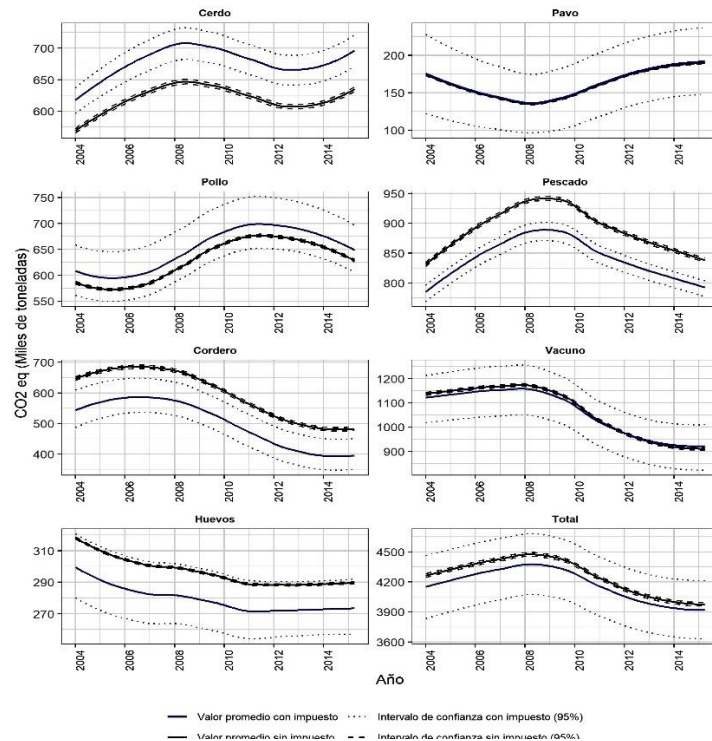
Huella de carbono generada por el consumo de alimentos de origen animal en España (1er trimestre 2004 - 2º trimestre 2015) con un impuesto del 15% sobre el vacuno



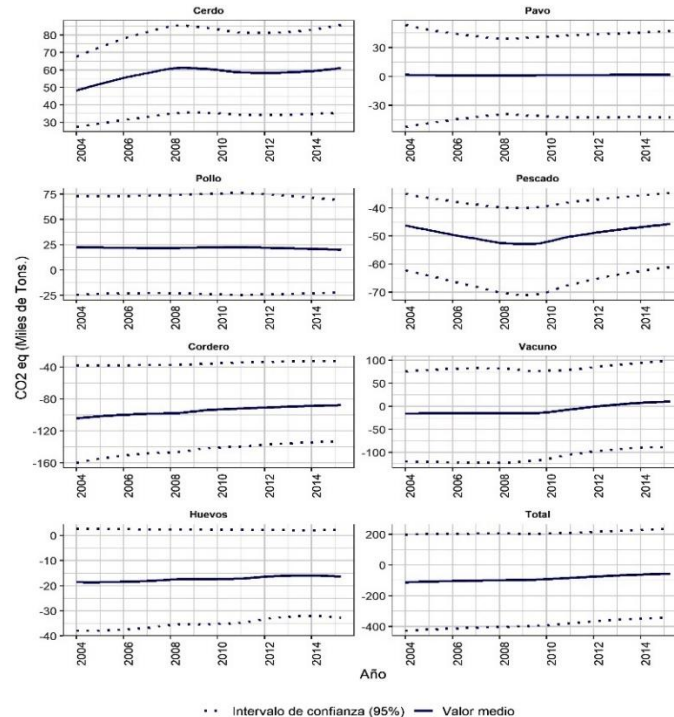
Cambio en la huella de carbono de los alimentos de origen animal en España (1er trimestre 2004 - 2º trimestre 2015) generada por un impuesto del 15% sobre el vacuno



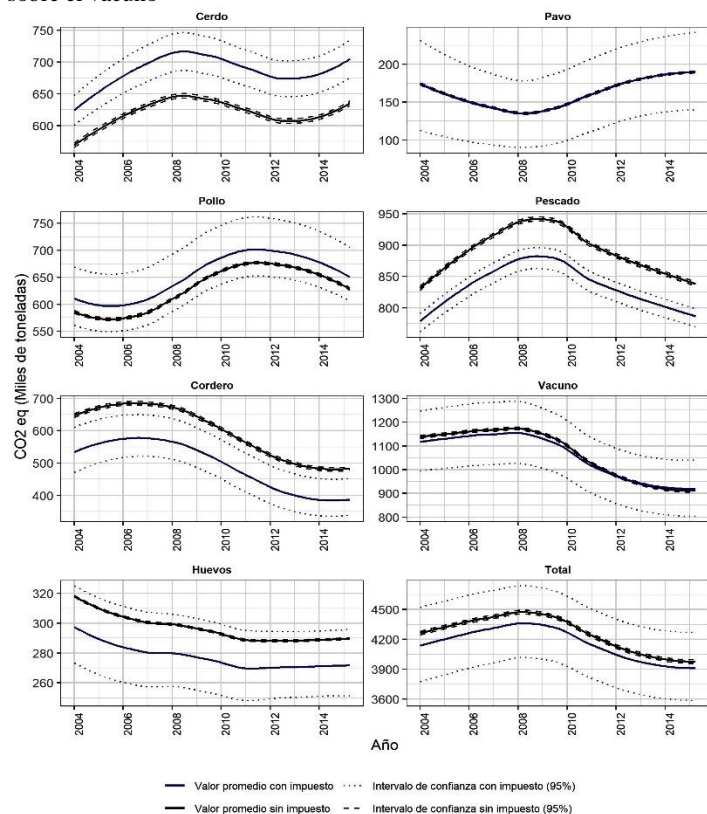
Huella de carbono generada por el consumo de alimentos de origen animal en España (1er trimestre 2004 - 2º trimestre 2015) con un impuesto del 17.5% sobre el vacuno



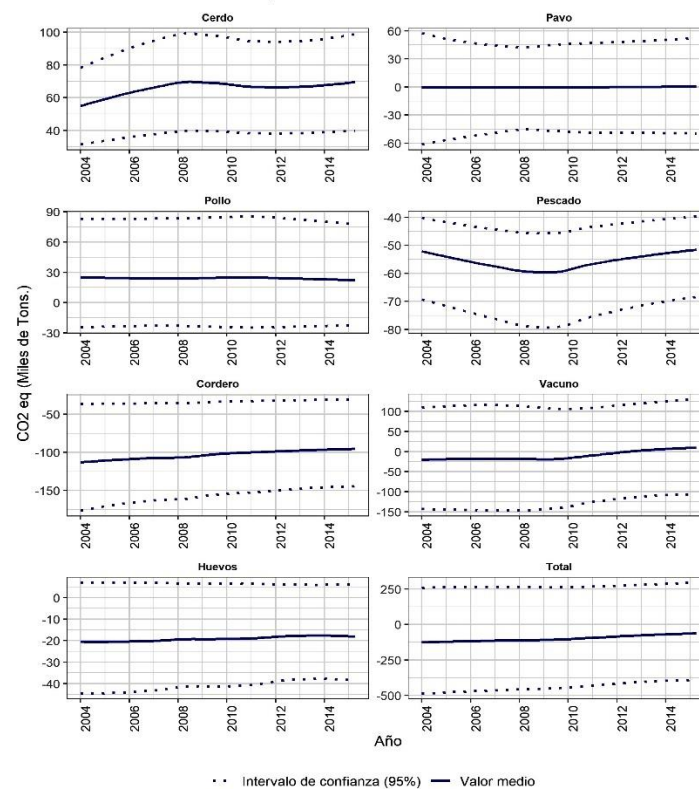
Cambio en la huella de carbono de los alimentos de origen animal en España (1er trimestre 2004 - 2º trimestre 2015) generada por un impuesto del 17.5% sobre el vacuno



Huella de carbono generada por el consumo de alimentos de origen animal en España (1er trimestre 2004 - 2º trimestre 2015) con un impuesto del 20% sobre el vacuno



Cambio en la huella de carbono de los alimentos de origen animal en España (1er trimestre 2004 - 2º trimestre 2015) generada por un impuesto del 20% sobre el vacuno



Trimestre	Producto	Vacuno				Pollo				Huevos				Pescado				Cerdo				Cordero				Pavo										
		10%	12.5%	15%	20%	10%	12.5%	15%	20%	10%	12.5%	15%	20%	10%	12.5%	15%	20%	10%	12.5%	15%	20%	10%	12.5%	15%	20%	10%	12.5%	15%	20%							
2004 Q1	Pollo	0.234	0.236	0.224	0.236	0.609	-0.002	-0.005	-0.009	-0.021	-0.038	0.149	0.152	0.150	0.140	0.145	-0.069	-0.061	-0.058	-0.040	-0.052	-1.015	-0.996	-0.993	-0.978	-0.967	0.183	0.186	0.180	0.177	0.175	-0.009	-0.010	-0.008	-0.006	-0.012
2004 Q2	Pollo	0.229	0.230	0.219	0.230	0.592	-0.021	-0.051	-0.054	-0.064	-0.078	0.143	0.145	0.143	0.133	0.138	-0.067	-0.060	-0.057	-0.039	-0.051	-0.972	-0.953	-0.951	-0.937	-0.926	0.179	0.182	0.176	0.173	0.171	-0.010	-0.011	-0.009	-0.008	-0.013
2004 Q3	Pollo	0.205	0.206	0.196	0.206	0.576	-0.067	-0.140	-0.140	-0.148	-0.159	0.126	0.128	0.127	0.118	0.122	-0.064	-0.057	-0.054	-0.039	-0.049	-0.863	-0.847	-0.845	-0.832	-0.823	0.158	0.161	0.156	0.153	0.152	-0.010	-0.011	-0.009	-0.008	-0.012
2004 Q4	Pollo	0.225	0.226	0.216	0.227	0.676	-0.014	-0.037	-0.040	-0.051	-0.066	0.141	0.143	0.142	0.131	0.137	-0.068	-0.060	-0.058	-0.040	-0.052	-0.977	-0.958	-0.956	-0.941	-0.931	0.178	0.181	0.176	0.172	0.171	-0.009	-0.010	-0.008	-0.006	-0.012
2005 Q1	Pollo	0.227	0.229	0.218	0.229	0.656	-0.019	-0.047	-0.050	-0.061	-0.075	0.141	0.143	0.142	0.132	0.137	-0.069	-0.061	-0.058	-0.041	-0.052	-0.970	-0.951	-0.950	-0.935	-0.925	0.178	0.181	0.175	0.172	0.170	-0.010	-0.011	-0.009	-0.007	-0.013
2005 Q2	Pollo	0.221	0.222	0.211	0.222	0.523	-0.039	-0.085	-0.087	-0.097	-0.109	0.135	0.137	0.136	0.126	0.131	-0.066	-0.059	-0.056	-0.039	-0.050	-0.931	-0.913	-0.911	-0.898	-0.888	0.173	0.176	0.170	0.167	0.165	-0.011	-0.011	-0.010	-0.008	-0.014
2005 Q3	Pollo	0.215	0.216	0.206	0.217	0.521	-0.046	-0.099	-0.101	-0.110	-0.122	0.132	0.135	0.133	0.124	0.129	-0.064	-0.056	-0.054	-0.037	-0.048	-0.914	-0.897	-0.895	-0.881	-0.872	0.169	0.173	0.167	0.164	0.162	-0.010	-0.011	-0.009	-0.008	-0.013
2005 Q4	Pollo	0.235	0.237	0.225	0.236	0.638	0.020	0.028	0.023	0.009	-0.008	0.150	0.153	0.151	0.140	0.146	-0.065	-0.057	-0.054	-0.035	-0.048	-1.049	-1.029	-1.027	-1.011	-1.000	0.189	0.192	0.186	0.183	0.181	-0.009	-0.008	-0.006	-0.004	-0.010
2006 Q1	Pollo	0.233	0.234	0.223	0.234	0.660	-0.006	-0.020	-0.024	-0.036	-0.052	0.144	0.147	0.146	0.135	0.140	-0.070	-0.062	-0.059	-0.041	-0.053	-1.098	-0.979	-0.977	-0.961	-0.951	0.184	0.187	0.181	0.178	0.176	-0.011	-0.011	-0.009	-0.008	-0.014
2006 Q2	Pollo	0.239	0.241	0.230	0.241	0.646	-0.004	-0.017	-0.021	-0.033	-0.049	0.147	0.149	0.148	0.137	0.142	-0.072	-0.064	-0.061	-0.043	-0.055	-1.099	-0.989	-0.987	-0.972	-0.961	0.187	0.190	0.184	0.181	0.179	-0.011	-0.012	-0.010	-0.008	-0.014
2006 Q3	Pollo	0.215	0.217	0.207	0.217	0.557	-0.045	-0.097	-0.099	-0.108	-0.120	0.132	0.134	0.133	0.124	0.128	-0.065	-0.058	-0.055	-0.039	-0.050	-0.914	-0.896	-0.895	-0.880	-0.871	0.169	0.172	0.167	0.164	0.162	-0.011	-0.011	-0.009	-0.008	-0.013
2006 Q4	Pollo	0.256	0.258	0.246	0.258	0.589	0.045	0.078	0.070	0.056	0.037	0.161	0.164	0.162	0.150	0.157	-0.072	-0.063	-0.060	-0.040	-0.053	-1.119	-1.096	-1.095	-1.078	-1.067	0.208	0.212	0.205	0.202	0.200	-0.010	-0.011	-0.008	-0.007	-0.013
2007 Q1	Pollo	0.233	0.234	0.223	0.235	0.652	-0.006	-0.021	-0.025	-0.036	-0.052	0.145	0.148	0.146	0.136	0.141	-0.069	-0.061	-0.058	-0.040	-0.052	-1.002	-0.983	-0.981	-0.966	-0.956	0.184	0.188	0.182	0.178	0.177	-0.009	-0.010	-0.008	-0.006	-0.012
2007 Q2	Pollo	0.208	0.209	0.200	0.210	0.402	-0.060	-0.126	-0.127	-0.135	-0.146	0.128	0.131	0.129	0.120	0.125	-0.064	-0.057	-0.054	-0.038	-0.049	-0.884	-0.867	-0.865	-0.853	-0.843	0.163	0.167	0.161	0.158	0.157	-0.009	-0.009	-0.007	-0.006	-0.011
2007 Q3	Pollo	0.194	0.196	0.186	0.196	0.427	-0.082	-0.168	-0.168	-0.175	-0.184	0.120	0.122	0.121	0.112	0.117	-0.058	-0.051	-0.049	-0.034	-0.044	-0.834	-0.818	-0.816	-0.804	-0.795	0.154	0.157	0.151	0.148	0.147	-0.008	-0.009	-0.007	-0.006	-0.011
2007 Q4	Pollo	0.199	0.200	0.191	0.201	0.337	-0.054	-0.114	-0.117	-0.124	-0.135	0.128	0.130	0.129	0.120	0.125	-0.059	-0.051	-0.049	-0.033	-0.044	-0.890	-0.873	-0.871	-0.859	-0.849	0.162	0.165	0.160	0.157	0.155	-0.006	-0.006	-0.005	-0.004	-0.009
2008 Q1	Pollo	0.202	0.203	0.193	0.203	0.456	-0.059	-0.124	-0.126	-0.133	-0.144	0.128	0.130	0.129	0.120	0.124	-0.061	-0.054	-0.052	-0.036	-0.046	-0.880	-0.863	-0.861	-0.849	-0.839	0.160	0.163	0.158	0.154	0.153	-0.008	-0.008	-0.006	-0.005	-0.010
2008 Q2	Pollo	0.198	0.199	0.190	0.199	0.253	-0.076	-0.157	-0.157	-0.164	-0.173	0.124	0.126	0.125	0.116	0.120	-0.060	-0.053	-0.051	-0.035	-0.046	-0.849	-0.832	-0.830	-0.819	-0.809	0.156	0.159	0.154	0.151	0.150	-0.009	-0.009	-0.008	-0.006	-0.011
2008 Q3	Pollo	0.188	0.189	0.181	0.190	0.482	-0.094	-0.192	-0.191	-0.197	-0.205	0.117	0.119	0.118	0.109	0.114	-0.060	-0.053	-0.051	-0.036	-0.046	-0.803	-0.787	-0.785	-0.774	-0.765	0.146	0.149	0.144	0.141	0.140	-0.009	-0.009	-0.008	-0.006	-0.011
2008 Q4	Pollo	0.211	0.212	0.202	0.213	0.563	-0.035	-0.078	-0.080	-0.089	-0.102	0.134	0.137	0.135	0.126	0.131	-0.062	-0.055	-0.052	-0.036	-0.047	-0.931	-0.913	-0.911	-0.898	-0.888	0.168	0.171	0.166	0.162	0.161	-0.007	-0.008	-0.006	-0.005	-0.010
2009 Q1	Pollo	0.196	0.197	0.188	0.197	0.528	-0.074	-0.153	-0.152	-0.160	-0.170	0.123	0.125	0.124	0.115	0.119	-0.062	-0.056	-0.053	-0.038	-0.048	-0.844	-0.828	-0.826	-0.814	-0.805	0.152	0.155	0.150	0.147	0.145	-0.008	-0.008	-0.007	-0.006	-0.010
2009 Q2	Pollo	0.200	0.201	0.192	0.202	0.533	-0.071	-0.148	-0.148	-0.155	-0.165	0.125	0.127	0.125	0.116	0.121	-0.062	-0.055	-0.053	-0.038	-0.048	-0.855	-0.838	-0.836	-0.824	-0.814	0.155	0.158	0.152	0.149	0.148	-0.008	-0.009	-0.007	-0.006	-0.011
2009 Q3	Pollo	0.185	0.186	0.177	0.186	0.486	-0.101	-0.205	-0.204	-0.209	-0.217	0.115	0.116	0.115	0.107	0.111	-0.058	-0.052	-0.049	-0.035	-0.045	-0.787	-0.773	-0.770	-0.759	-0.751	0.143	0.145	0.141	0.138	0.137	-0.008	-0.008	-0.007	-0.006	-0.010
2009 Q4	Pollo	0.207	0.208	0.199	0.209	0.597	-0.041	-0.090	-0.092	-0.101	-0.113	0.132	0.134	0.133	0.123	0.128	-0.062	-0.055	-0.052	-0.036	-0.047	-0.915	-0.897	-0.895	-0.882	-0.872	0.164	0.167	0.161	0.158	0.157	-0.007	-0.008	-0.006	-0.005	-0.010
2010 Q1	Pollo	0.205	0.206	0.197	0.207	0.616	-0.051	-0.109	-0.110	-0.119	-0.131	0.130	0.132	0.131	0.121	0.126	-0.063	-0.056	-0.053	-0.037	-0.048	-0.894	-0.877	-0.874	-0.862	-0.852	0.161	0.164	0.158	0.155	0.154	-0.008	-0.008	-0.007	-0.006	-0.011
2010 Q2	Pollo	0.194	0.195	0.186	0.196	0.589	-0.080	-0.165	-0.164	-0.171	-0.181	0.121	0.123	0.122	0.114	0.118	-0.061	-0.054	-0.052	-0.037	-0.046	-0.833	-0.817	-0.815	-0.803	-0.794	0.150	0.153	0.148	0.145	0.144	-0.008	-0.008	-0.007	-0.005	-0.010
2010 Q3	Pollo	0.195	0.196	0.187	0.196	0.580	-0.080	-0.165	-0.164	-0.171	-0.181	0.121	0.123	0.122	0.113	0.118	-0.061	-0.054	-0.052	-0.037	-0.047	-0.832	-0.816	-0.814	-0.802	-0.793	0.151	0.154	0.149	0.146	0.145	-0.009	-0.009	-0.008	-0.006	-0.011
2010 Q4	Pollo	0.223	0.224	0.213	0.224	0.639	-0.015	-0.038	-0.042	-0.053	-0.067	0.141	0.144	0.142	0.132	0.137	-0.065	-0.057	-0.054	-0.036	-0.048	-0.978	-0.959	-0.957	-0.943	-0.933	0.179	0.182	0.176	0.173	0.171	-0.008	-0.009	-0.007	-0.006	-0.011
2011 Q1	Pollo	0.196	0.197	0.188	0.198	0.563	-0.068	-0.140	-0.141	-0.149	-0.159	0.124	0.126	0.125	0.116	0.121	-0.058	-0.051	-0.048	-0.033	-0.043	-0.861	-0.845	-0.843	-0.831	-0.821	0.156	0.159	0.153	0.150	0.149	-0.007	-0.007	-0.005	-0.004	-0.009

INCORPORACIÓN DE CONSIDERACIONES DE ESTABILIDAD Y SOSTENIBILIDAD AMBIENTAL EN LA SEGURIDAD ALIMENTARIA. EL CASO DE ESPAÑA

Trimestre	Producto	Vacuno Impuesto				Pollo Impuesto				Huevos Impuesto				Pescado Impuesto				Cerdo Impuesto				Cordero Impuesto				Pavo Impuesto										
		10%	12.5%	15%	17.5%	10%	12.5%	15%	17.5%	10%	12.5%	15%	17.5%	10%	12.5%	15%	17.5%	10%	12.5%	15%	17.5%	10%	12.5%	15%	17.5%	10%	12.5%	15%	17.5%							
2004 Q1	Cordero	-0.966	-0.965	-0.935	-0.946	-0.408	0.099	0.194	0.184	0.191	0.191	-0.612	-0.612	-0.602	-0.593	-0.594	-0.691	-0.676	-0.670	-0.658	-0.664	1.045	1.018	1.015	0.993	0.993	-0.971	-0.953	-0.933	-0.914	-0.888	-0.112	-0.093	-0.105	-0.117	-0.095
2004 Q2	Cordero	-0.937	-0.936	-0.907	-0.916	-0.493	0.095	0.187	0.178	0.184	0.184	-0.585	-0.586	-0.576	-0.568	-0.568	-0.654	-0.640	-0.634	-0.625	-0.630	1.016	0.989	0.986	0.964	0.965	-0.980	-0.962	-0.941	-0.922	-0.895	-0.103	-0.085	-0.097	-0.108	-0.087
2004 Q3	Cordero	-1.062	-1.060	-1.029	-1.039	-0.533	0.101	0.198	0.188	0.195	0.195	-0.658	-0.658	-0.647	-0.638	-0.638	-0.726	-0.710	-0.704	-0.694	-0.700	1.143	1.115	1.111	1.087	1.087	-0.987	-0.969	-0.948	-0.929	-0.902	-0.114	-0.094	-0.107	-0.119	-0.096
2004 Q4	Cordero	-0.795	-0.795	-0.770	-0.778	-0.398	0.077	0.150	0.143	0.148	0.148	-0.498	-0.498	-0.489	-0.482	-0.482	-0.563	-0.551	-0.546	-0.538	-0.543	1.064	0.842	0.838	0.821	0.820	-0.965	-0.947	-0.926	-0.908	-0.882	-0.091	-0.076	-0.086	-0.095	-0.078
2005 Q1	Cordero	-0.888	-0.887	-0.860	-0.868	-0.422	0.088	0.173	0.164	0.170	0.170	-0.553	-0.553	-0.544	-0.536	-0.536	-0.619	-0.606	-0.600	-0.592	-0.597	0.959	0.934	0.931	0.911	0.911	-0.973	-0.955	-0.934	-0.910	-0.890	-0.099	-0.082	-0.093	-0.103	-0.084
2005 Q2	Cordero	-0.868	-0.867	-0.841	-0.848	-0.508	0.085	0.166	0.158	0.163	0.164	-0.536	-0.536	-0.527	-0.520	-0.520	-0.597	-0.585	-0.580	-0.572	-0.577	0.941	0.917	0.913	0.893	0.894	-0.978	-0.959	-0.938	-0.920	-0.894	-0.092	-0.076	-0.087	-0.097	-0.078
2005 Q3	Cordero	-0.948	-0.947	-0.919	-0.927	-0.560	0.094	0.184	0.175	0.181	0.182	-0.588	-0.587	-0.578	-0.570	-0.569	-0.660	-0.646	-0.640	-0.632	-0.637	1.028	1.002	0.999	0.977	0.977	-0.983	-0.965	-0.944	-0.925	-0.899	-0.103	-0.084	-0.096	-0.107	-0.086
2005 Q4	Cordero	-0.804	-0.803	-0.779	-0.787	-0.379	0.081	0.160	0.151	0.157	0.157	-0.510	-0.510	-0.501	-0.494	-0.495	-0.598	-0.585	-0.580	-0.570	-0.576	0.884	0.861	0.858	0.840	0.840	-0.961	-0.943	-0.922	-0.904	-0.879	-0.100	-0.084	-0.094	-0.103	-0.085
2006 Q1	Cordero	-0.840	-0.839	-0.814	-0.822	-0.474	0.085	0.166	0.157	0.163	0.163	-0.524	-0.524	-0.515	-0.507	-0.508	-0.600	-0.587	-0.572	-0.564	-0.569	0.904	0.882	0.878	0.859	0.858	-0.971	-0.952	-0.931	-0.913	-0.887	-0.093	-0.077	-0.088	-0.097	-0.078
2006 Q2	Cordero	-0.869	-0.869	-0.842	-0.850	-0.473	0.089	0.175	0.166	0.172	0.172	-0.538	-0.537	-0.528	-0.521	-0.521	-0.590	-0.576	-0.581	-0.573	-0.578	0.932	0.908	0.904	0.885	0.885	-0.976	-0.958	-0.937	-0.918	-0.892	-0.094	-0.078	-0.088	-0.098	-0.079
2006 Q3	Cordero	-0.922	-0.961	-0.932	-0.942	-0.640	0.096	0.187	0.178	0.184	0.185	-0.596	-0.596	-0.586	-0.578	-0.578	-0.668	-0.653	-0.647	-0.638	-0.644	1.036	1.011	1.007	0.986	0.985	-0.983	-0.966	-0.944	-0.926	-0.899	-0.103	-0.085	-0.097	-0.108	-0.087
2006 Q4	Cordero	-0.763	-0.724	-0.701	-0.707	-0.500	0.077	0.152	0.144	0.149	0.149	-0.451	-0.451	-0.446	-0.440	-0.440	-0.540	-0.513	-0.508	-0.501	-0.505	0.791	0.771	0.767	0.751	0.751	-0.967	-0.949	-0.928	-0.909	-0.884	-0.084	-0.070	-0.079	-0.088	-0.071
2007 Q1	Cordero	-0.845	-0.845	-0.819	-0.826	-0.467	0.086	0.168	0.160	0.165	0.166	-0.528	-0.528	-0.519	-0.511	-0.512	-0.596	-0.583	-0.578	-0.569	-0.575	0.917	0.894	0.890	0.871	0.871	-0.972	-0.954	-0.933	-0.915	-0.889	-0.097	-0.081	-0.091	-0.101	-0.082
2007 Q2	Cordero	-0.926	-0.926	-0.897	-0.905	-0.575	0.089	0.173	0.164	0.170	0.171	-0.589	-0.589	-0.586	-0.585	-0.587	-0.636	-0.622	-0.617	-0.609	-0.614	1.010	0.985	0.981	0.959	0.960	-0.982	-0.964	-0.943	-0.924	-0.897	-0.103	-0.086	-0.097	-0.108	-0.087
2007 Q3	Cordero	-1.016	-1.014	-0.985	-0.994	-0.698	0.095	0.186	0.177	0.183	0.184	-0.633	-0.632	-0.623	-0.614	-0.613	-0.709	-0.694	-0.688	-0.679	-0.685	1.116	1.089	1.084	1.060	1.061	-0.988	-0.970	-0.949	-0.930	-0.903	-0.113	-0.094	-0.106	-0.118	-0.096
2007 Q4	Cordero	-0.781	-0.780	-0.757	-0.763	-0.558	0.072	0.140	0.133	0.138	0.139	-0.497	-0.497	-0.489	-0.482	-0.481	-0.568	-0.556	-0.551	-0.544	-0.548	0.875	0.855	0.850	0.832	0.832	-0.967	-0.949	-0.928	-0.909	-0.884	-0.096	-0.081	-0.091	-0.100	-0.082
2008 Q1	Cordero	-0.834	-0.833	-0.809	-0.815	-0.502	0.076	0.148	0.140	0.146	0.146	-0.527	-0.527	-0.518	-0.511	-0.510	-0.589	-0.577	-0.572	-0.564	-0.569	0.924	0.901	0.897	0.877	0.878	-0.969	-0.951	-0.930	-0.912	-0.886	-0.097	-0.081	-0.091	-0.101	-0.083
2008 Q2	Cordero	-0.880	-0.878	-0.853	-0.859	-0.749	0.080	0.157	0.149	0.154	0.155	-0.550	-0.551	-0.542	-0.534	-0.533	-0.609	-0.596	-0.591	-0.585	-0.589	0.973	0.949	0.944	0.923	0.925	-0.979	-0.960	-0.939	-0.921	-0.894	-0.097	-0.080	-0.091	-0.102	-0.082
2008 Q3	Cordero	-1.019	-1.017	-0.988	-0.997	-0.609	0.090	0.175	0.166	0.172	0.173	-0.635	-0.635	-0.625	-0.616	-0.615	-0.696	-0.681	-0.676	-0.667	-0.673	1.114	1.087	1.082	1.059	1.060	-0.983	-0.965	-0.944	-0.926	-0.898	-0.111	-0.092	-0.104	-0.116	-0.094
2008 Q4	Cordero	-0.769	-0.768	-0.745	-0.752	-0.456	0.070	0.138	0.131	0.136	0.136	-0.486	-0.486	-0.478	-0.472	-0.471	-0.593	-0.571	-0.537	-0.529	-0.534	0.853	0.832	0.827	0.809	0.810	-0.962	-0.944	-0.923	-0.905	-0.880	-0.092	-0.077	-0.086	-0.095	-0.078
2009 Q1	Cordero	-0.874	-0.873	-0.848	-0.855	-0.462	0.075	0.147	0.139	0.145	0.146	-0.548	-0.549	-0.539	-0.532	-0.531	-0.604	-0.591	-0.586	-0.579	-0.584	0.960	0.936	0.931	0.911	0.912	-0.968	-0.950	-0.929	-0.911	-0.885	-0.100	-0.083	-0.094	-0.104	-0.085
2009 Q2	Cordero	-0.924	-0.923	-0.896	-0.903	-0.530	0.082	0.161	0.152	0.159	0.159	-0.576	-0.577	-0.567	-0.559	-0.559	-0.635	-0.622	-0.616	-0.608	-0.613	1.013	0.987	0.982	0.960	0.962	-0.974	-0.956	-0.935	-0.917	-0.890	-0.103	-0.085	-0.097	-0.108	-0.087
2009 Q3	Cordero	-1.074	-1.072	-1.041	-1.050	-0.633	0.093	0.182	0.172	0.179	0.180	-0.669	-0.669	-0.659	-0.649	-0.648	-0.735	-0.719	-0.713	-0.704	-0.710	1.178	1.149	1.144	1.119	1.121	-0.985	-0.968	-0.947	-0.928	-0.900	-0.119	-0.099	-0.112	-0.125	-0.101
2009 Q4	Cordero	-0.776	-0.775	-0.753	-0.759	-0.439	0.069	0.135	0.128	0.133	0.134	-0.491	-0.491	-0.482	-0.476	-0.475	-0.557	-0.545	-0.541	-0.533	-0.537	0.861	0.839	0.835	0.817	0.818	-0.960	-0.942	-0.921	-0.903	-0.878	-0.093	-0.078	-0.088	-0.097	-0.079
2010 Q1	Cordero	-0.845	-0.843	-0.819	-0.826	-0.449	0.076	0.148	0.140	0.146	0.147	-0.532	-0.532	-0.523	-0.516	-0.516	-0.596	-0.583	-0.578	-0.570	-0.575	0.929	0.906	0.902	0.882	0.883	-0.965	-0.947	-0.926	-0.908	-0.882	-0.098	-0.082	-0.092	-0.102	-0.083
2010 Q2	Cordero	-1.055	-1.054	-1.022	-1.032	-0.475	0.095	0.185	0.176	0.183	0.184	-0.661	-0.661	-0.650	-0.641	-0.640	-0.729	-0.714	-0.708	-0.697	-0.704	1.153	1.124	1.120	1.095	1.096	-0.980	-0.963	-0.942	-0.923	-0.896	-0.120	-0.100	-0.113	-0.125	-0.102
2010 Q3	Cordero	-1.075	-1.073	-1.042	-1.053	-0.553	0.098	0.192	0.182	0.189	0.190	-0.672	-0.672	-0.660	-0.651	-0.651	-0.743	-0.727	-0.721	-0.710	-0.717	1.168	1.140	1.136	1.111	1.112	-0.984	-0.966	-0.945	-0.927	-0.899	-0.119	-0.098	-0.112	-0.124	-0.100
2010 Q4	Cordero	-0.792	-0.791	-0.768	-0.775	-0.410	0.077	0.152	0.144	0.149	0.150	-0.500	-0.500	-0.491	-0.484	-0.484	-0.571	-0.559	-0.554	-0.546	-0.551	0.872	0.850	0.846	0.828	0.828	-0.966	-0.948	-0.927	-0.909	-0.883	-0.093	-0.078	-0.088	-0.097	-0.079
2011 Q1	Cordero	-0.943	-0.942	-0.914	-0.922	-0.515	0.087	0.169	0.161	0.167	0.168	-0.595	-0.595	-0.586	-0.578	-0.577	-0.676	-0.662	-0.656	-0.647	-0.652	1.047	1.021	1.017	0.994	0.996	-0.975	-0.957	-0.936	-0.918	-0.891	-0.113	-0.094	-0.106	-0.117	-0.096
2011 Q2	Cordero	-1.019	-1.018	-0.988	-0.997	-0.576	0.090	0.176	0.167	0.174	0.175	-0.640	-0.640	-0.630	-0.621	-0.620	-0.720	-0.705	-0.699	-0.689	-0.695	1.132	1.103	1.099	1.074	1.076	-0.980	-0.962	-0.941	-0.923	-0.896	-0.121	-0.101	-0.114	-0.126	-0.103
2011 Q3	Cordero	-0.871	-0.869	-0.838	-0.848	-0.463	0.093	0.182	0.173	0.180	0.181	-0.607	-0.607	-0.600	-0.591	-0.590	-0.753	-0.737	-0.731	-0.720	-0.727	1.187	1.157	1.153	1.127	1.129	-0.984	-0.967	-0.946	-0.927	-0.900	-0.125	-0.105	-0.118	-0.130	-0.107
2011 Q4	Cordero	-0.872	-0.871	-0.845	-0.853	-0.439	0.077	0.150	0.142	0.148	0.149	-0.551	-0.551	-0.546	-0.539	-0.538	-0.640	-0.627	-0.621	-0.612	-0.618	0.981	0.956	0.952	0.931	0.932	-0.965	-0.948	-0.927	-0.909	-0.883	-0.112	-0.			

Trimestre	Producto	Vacuno Impuesto				Pollo Impuesto				Huevos Impuesto				Pescado Impuesto				Cerdo Impuesto				Cordero Impuesto				Pavo Impuesto										
		10%	12.5%	15%	17.5%	10%	12.5%	15%	17.5%	10%	12.5%	15%	17.5%	10%	12.5%	15%	17.5%	10%	12.5%	15%	17.5%	10%	12.5%	15%	17.5%	10%	12.5%	15%	17.5%							
2004 Q1	Huevos	-0.327	-0.324	-0.308	-0.316	-0.055	0.183	0.370	0.353	0.347	0.348	-0.063	-0.068	-0.076	-0.079	-0.093	-0.341	-0.346	-0.333	-0.337	-0.332	0.263	0.250	0.255	0.245	0.250	-0.694	-0.687	-0.682	-0.666	-0.663	0.077	0.077	0.083	0.073	0.072
2004 Q2	Huevos	-0.302	-0.299	-0.284	-0.292	-0.059	0.171	0.344	0.329	0.323	0.325	-0.120	-0.125	-0.130	-0.129	-0.143	-0.318	-0.323	-0.311	-0.315	-0.310	0.242	0.229	0.234	0.224	0.229	-0.644	-0.637	-0.633	-0.618	-0.615	0.071	0.071	0.076	0.067	0.066
2004 Q3	Huevos	-0.314	-0.310	-0.294	-0.303	-0.014	0.179	0.361	0.345	0.339	0.340	-0.088	-0.093	-0.101	-0.100	-0.115	-0.334	-0.339	-0.327	-0.330	-0.325	0.252	0.239	0.244	0.234	0.239	-0.671	-0.663	-0.660	-0.645	-0.641	0.073	0.074	0.079	0.069	0.069
2004 Q4	Huevos	-0.389	-0.385	-0.365	-0.376	-0.035	0.219	0.441	0.422	0.416	0.417	0.094	0.084	0.070	0.067	0.045	-0.406	-0.412	-0.397	-0.401	-0.395	0.311	0.295	0.302	0.290	0.296	-0.822	-0.812	-0.800	-0.790	-0.786	0.091	0.092	0.098	0.086	0.085
2005 Q1	Huevos	-0.338	-0.334	-0.317	-0.326	-0.017	0.191	0.385	0.368	0.362	0.363	-0.030	-0.037	-0.046	-0.047	-0.064	-0.356	-0.361	-0.348	-0.352	-0.347	0.271	0.257	0.263	0.252	0.257	-0.719	-0.711	-0.707	-0.690	-0.687	0.079	0.080	0.085	0.075	0.074
2005 Q2	Huevos	-0.322	-0.318	-0.302	-0.311	-0.038	0.183	0.369	0.353	0.347	0.348	-0.067	-0.074	-0.081	-0.080	-0.097	-0.340	-0.347	-0.333	-0.338	-0.332	0.257	0.243	0.248	0.238	0.244	-0.687	-0.678	-0.675	-0.660	-0.657	0.075	0.076	0.081	0.071	0.070
2005 Q3	Huevos	-0.328	-0.324	-0.308	-0.317	-0.068	0.186	0.374	0.358	0.352	0.353	-0.054	-0.060	-0.068	-0.068	-0.085	-0.345	-0.351	-0.338	-0.342	-0.337	0.262	0.248	0.253	0.243	0.249	-0.698	-0.690	-0.686	-0.671	-0.667	0.076	0.077	0.083	0.073	0.072
2005 Q4	Huevos	-0.439	-0.435	-0.413	-0.424	-0.088	0.244	0.491	0.469	0.462	0.463	0.209	0.196	0.179	0.172	0.146	-0.447	-0.455	-0.437	-0.442	-0.435	0.300	0.332	0.339	0.325	0.332	-0.919	-0.910	-0.904	-0.883	-0.878	0.103	0.104	0.111	0.098	0.097
2006 Q1	Huevos	-0.364	-0.361	-0.342	-0.352	-0.064	0.205	0.413	0.395	0.389	0.390	0.035	0.027	0.015	0.013	-0.006	-0.382	-0.388	-0.374	-0.378	-0.372	0.293	0.279	0.284	0.273	0.279	-0.773	-0.764	-0.761	-0.742	-0.739	0.085	0.086	0.092	0.080	0.080
2006 Q2	Huevos	-0.322	-0.328	-0.311	-0.321	-0.033	0.188	0.378	0.361	0.356	0.357	-0.041	-0.048	-0.057	-0.057	-0.074	-0.351	-0.357	-0.344	-0.348	-0.343	0.267	0.254	0.259	0.249	0.254	-0.708	-0.700	-0.696	-0.680	-0.677	0.078	0.078	0.084	0.074	0.073
2006 Q3	Huevos	-0.335	-0.331	-0.314	-0.323	-0.086	0.189	0.382	0.365	0.359	0.360	-0.037	-0.044	-0.053	-0.053	-0.070	-0.353	-0.359	-0.346	-0.349	-0.344	0.268	0.255	0.260	0.250	0.255	-0.712	-0.704	-0.701	-0.684	-0.681	0.078	0.078	0.084	0.074	0.073
2006 Q4	Huevos	-0.382	-0.378	-0.359	-0.369	-0.176	0.213	0.428	0.410	0.403	0.404	0.075	0.065	0.052	0.051	0.028	-0.394	-0.401	-0.386	-0.390	-0.385	0.304	0.289	0.295	0.283	0.289	-0.804	-0.795	-0.791	-0.772	-0.769	0.089	0.090	0.097	0.085	0.084
2007 Q1	Huevos	-0.351	-0.347	-0.329	-0.339	-0.043	0.197	0.397	0.380	0.374	0.375	0.000	-0.008	-0.018	-0.019	-0.038	-0.367	-0.373	-0.359	-0.363	-0.358	0.280	0.266	0.272	0.261	0.266	-0.743	-0.734	-0.731	-0.714	-0.710	0.082	0.083	0.089	0.078	0.078
2007 Q2	Huevos	-0.310	-0.306	-0.290	-0.299	-0.020	0.176	0.355	0.340	0.334	0.335	-0.100	-0.106	-0.113	-0.110	-0.126	-0.327	-0.333	-0.321	-0.325	-0.320	0.245	0.233	0.238	0.228	0.233	-0.659	-0.651	-0.648	-0.634	-0.630	0.073	0.074	0.079	0.069	0.069
2007 Q3	Huevos	-0.320	-0.316	-0.300	-0.309	-0.098	0.182	0.366	0.351	0.345	0.346	-0.078	-0.084	-0.091	-0.089	-0.106	-0.335	-0.342	-0.329	-0.333	-0.328	0.252	0.239	0.244	0.234	0.240	-0.678	-0.670	-0.668	-0.652	-0.649	0.075	0.076	0.081	0.071	0.070
2007 Q4	Huevos	-0.368	-0.364	-0.345	-0.356	-0.136	0.207	0.416	0.399	0.393	0.393	0.032	0.022	0.011	0.012	-0.010	-0.377	-0.385	-0.370	-0.374	-0.369	0.287	0.272	0.278	0.267	0.272	-0.770	-0.759	-0.758	-0.740	-0.736	0.087	0.088	0.094	0.082	0.082
2008 Q1	Huevos	-0.331	-0.328	-0.311	-0.320	-0.062	0.188	0.379	0.362	0.357	0.357	-0.053	-0.061	-0.069	-0.067	-0.085	-0.345	-0.351	-0.338	-0.342	-0.337	0.261	0.247	0.252	0.242	0.247	-0.700	-0.691	-0.688	-0.672	-0.669	0.078	0.078	0.084	0.074	0.073
2008 Q2	Huevos	-0.298	-0.295	-0.280	-0.288	-0.128	0.171	0.343	0.328	0.323	0.324	-0.132	-0.137	-0.142	-0.139	-0.154	-0.314	-0.320	-0.308	-0.311	-0.307	0.234	0.222	0.226	0.217	0.222	-0.634	-0.625	-0.622	-0.609	-0.606	0.070	0.070	0.075	0.066	0.066
2008 Q3	Huevos	-0.305	-0.302	-0.286	-0.295	0.007	0.175	0.353	0.338	0.332	0.333	-0.112	-0.117	-0.123	-0.121	-0.136	-0.324	-0.330	-0.317	-0.321	-0.316	0.242	0.229	0.234	0.225	0.230	-0.651	-0.643	-0.641	-0.626	-0.623	0.071	0.072	0.077	0.068	0.067
2008 Q4	Huevos	-0.374	-0.370	-0.351	-0.361	-0.089	0.211	0.425	0.407	0.400	0.402	0.051	0.041	0.030	0.029	0.007	-0.386	-0.393	-0.378	-0.383	-0.377	0.295	0.279	0.285	0.273	0.280	-0.788	-0.777	-0.774	-0.756	-0.753	0.088	0.089	0.095	0.083	0.083
2009 Q1	Huevos	-0.334	-0.330	-0.313	-0.323	0.016	0.191	0.385	0.369	0.363	0.364	-0.042	-0.050	-0.058	-0.057	-0.075	-0.332	-0.338	-0.325	-0.329	-0.324	0.265	0.251	0.256	0.246	0.251	-0.710	-0.701	-0.698	-0.682	-0.679	0.078	0.079	0.085	0.075	0.074
2009 Q2	Huevos	-0.315	-0.309	-0.293	-0.302	-0.029	0.179	0.361	0.345	0.339	0.341	-0.094	-0.100	-0.108	-0.105	-0.120	-0.350	-0.356	-0.343	-0.348	-0.344	0.248	0.234	0.240	0.229	0.235	-0.667	-0.658	-0.655	-0.640	-0.637	0.073	0.074	0.079	0.070	0.069
2009 Q3	Huevos	-0.304	-0.301	-0.285	-0.293	0.010	0.175	0.352	0.337	0.331	0.332	-0.116	-0.121	-0.127	-0.124	-0.140	-0.322	-0.328	-0.315	-0.319	-0.314	0.240	0.228	0.233	0.223	0.228	-0.649	-0.640	-0.638	-0.623	-0.620	0.071	0.072	0.077	0.068	0.067
2009 Q4	Huevos	-0.384	-0.380	-0.361	-0.371	-0.064	0.218	0.438	0.419	0.412	0.414	0.077	0.066	0.054	0.053	0.030	-0.397	-0.404	-0.389	-0.394	-0.388	0.303	0.287	0.293	0.281	0.288	-0.801	-0.800	-0.796	-0.778	-0.774	0.090	0.091	0.098	0.086	0.085
2010 Q1	Huevos	-0.348	-0.345	-0.327	-0.336	-0.033	0.198	0.399	0.381	0.375	0.376	-0.009	-0.017	-0.027	-0.027	-0.046	-0.363	-0.370	-0.356	-0.360	-0.355	0.276	0.262	0.267	0.256	0.262	-0.738	-0.729	-0.725	-0.708	-0.705	0.082	0.082	0.088	0.078	0.077
2010 Q2	Huevos	-0.312	-0.309	-0.293	-0.302	0.024	0.179	0.360	0.344	0.338	0.339	-0.096	-0.102	-0.108	-0.107	-0.122	-0.329	-0.335	-0.323	-0.326	-0.322	0.248	0.235	0.240	0.230	0.236	-0.666	-0.657	-0.654	-0.640	-0.636	0.073	0.074	0.079	0.070	0.069
2010 Q3	Huevos	-0.317	-0.314	-0.298	-0.306	-0.018	0.181	0.365	0.349	0.343	0.344	-0.084	-0.089	-0.096	-0.096	-0.111	-0.335	-0.341	-0.328	-0.332	-0.327	0.253	0.240	0.245	0.235	0.240	-0.676	-0.668	-0.665	-0.649	-0.646	0.074	0.075	0.080	0.070	0.069
2010 Q4	Huevos	-0.372	-0.368	-0.350	-0.360	-0.086	0.209	0.421	0.403	0.396	0.397	0.048	0.039	0.027	0.026	0.004	-0.384	-0.391	-0.376	-0.381	-0.375	0.295	0.280	0.286	0.274	0.280	-0.784	-0.775	-0.771	-0.753	-0.749	0.087	0.088	0.094	0.083	0.082
2011 Q1	Huevos	-0.345	-0.341	-0.324	-0.332	-0.051	0.195	0.392	0.375	0.369	0.371	-0.022	-0.030	-0.039	-0.038	-0.058	-0.356	-0.363	-0.349	-0.353	-0.348	0.271	0.257	0.262	0.251	0.257	-0.727	-0.717	-0.714	-0.698	-0.694	0.081	0.082	0.088	0.077	0.076
2011 Q2	Huevos	-0.334	-0.330	-0.314	-0.322	-0.055	0.190	0.383	0.367	0.361	0.362	-0.045	-0.052	-0.060	-0.059	-0.078	-0.348	-0.355	-0.341	-0.345	-0.340	0.262	0.248	0.254	0.243	0.249	-0.707	-0.698	-0.696	-0.680	-0.676	0.079	0.080	0.085	0.075	0.074
2011 Q3	Huevos	-0.335	-0.331	-0.315	-0.323	-0.060	0.191	0.385	0.369	0.363	0.364	-0.043	-0.050	-0.058	-0.057	-0.076	-0.349	-0.357	-0.343	-0.347	-0.342	0.263	0.249	0.255	0.244	0.250	-0.710	-0.700	-0.698	-0.682	-0.678	0.079	0.080	0.085	0.075	0.074
2011 Q4	Huevos	-0.401	-0.396	-0.376	-0.386	-0.104	0.226	0.454	0.435	0.428	0.429	0.110	0.099	0.086	0.084	0.059	-0.408	-0.416	-0.400	-0.405	-0.399	0.313	0.296	0.303	0.290	0.297	-0.838	-0.827	-0.824	-0.806	-0.800	0.095	0.096	0.103	0.091	0.090
2012																																				

INCORPORACIÓN DE CONSIDERACIONES DE ESTABILIDAD Y SOSTENIBILIDAD AMBIENTAL EN LA SEGURIDAD ALIMENTARIA. EL CASO DE ESPAÑA

Trimestre	Producto	Vacuno Impuesto				Pollo Impuesto				Huevos Impuesto				Pescado Impuesto				Cerdo Impuesto				Cordero Impuesto				Pavo Impuesto										
		10%	12,5%	15%	17,5%	10%	12,5%	15%	17,5%	10%	12,5%	15%	17,5%	10%	12,5%	15%	17,5%	10%	12,5%	15%	17,5%	10%	12,5%	15%	17,5%	10%	12,5%	15%	17,5%							
2004 Q1	Pavo	0,093	0,053	0,062	0,057	0,823	-0,029	-0,051	-0,044	-0,062	-0,057	0,102	0,104	0,091	0,096	0,106	2,289	2,240	2,225	2,192	2,187	-2,055	-2,024	-2,004	-1,987	-1,975	-0,106	-0,071	-0,091	-0,093	-0,096	-0,803	-0,783	-0,783	-0,779	-0,753
2004 Q2	Pavo	0,104	0,060	0,070	0,065	1,021	-0,031	-0,055	-0,047	-0,066	-0,061	0,109	0,111	0,097	0,102	0,114	2,436	2,381	2,366	2,330	2,329	-2,188	-2,161	-2,137	-2,126	-2,104	-0,108	-0,072	-0,093	-0,095	-0,099	-0,797	-0,777	-0,779	-0,775	-0,749
2004 Q3	Pavo	0,109	0,064	0,074	0,069	1,298	-0,030	-0,054	-0,045	-0,065	-0,060	0,112	0,114	0,100	0,105	0,117	2,532	2,472	2,457	2,415	2,417	-2,269	-2,240	-2,220	-2,210	-2,187	-0,113	-0,075	-0,097	-0,099	-0,104	-0,793	-0,774	-0,776	-0,773	-0,746
2004 Q4	Pavo	0,098	0,056	0,065	0,061	1,269	-0,029	-0,050	-0,043	-0,062	-0,057	0,105	0,107	0,093	0,099	0,110	2,413	2,354	2,344	2,299	2,301	-2,157	-2,123	-2,109	-2,099	-2,078	-0,109	-0,073	-0,094	-0,096	-0,100	-0,797	-0,778	-0,779	-0,775	-0,749
2005 Q1	Pavo	0,103	0,060	0,069	0,065	1,171	-0,030	-0,053	-0,045	-0,065	-0,060	0,108	0,110	0,096	0,101	0,113	2,449	2,389	2,377	2,333	2,337	-2,189	-2,161	-2,143	-2,133	-2,108	-0,110	-0,073	-0,094	-0,096	-0,101	-0,796	-0,777	-0,778	-0,775	-0,748
2005 Q2	Pavo	0,114	0,067	0,077	0,073	1,427	-0,033	-0,057	-0,049	-0,070	-0,065	0,117	0,119	0,104	0,110	0,122	2,645	2,581	2,567	2,523	2,527	-2,369	-2,343	-2,318	-2,312	-2,283	-0,116	-0,076	-0,100	-0,101	-0,106	-0,789	-0,769	-0,772	-0,770	-0,742
2005 Q3	Pavo	0,107	0,062	0,072	0,067	1,141	-0,031	-0,055	-0,047	-0,067	-0,061	0,110	0,112	0,098	0,103	0,115	2,500	2,442	2,427	2,387	2,388	-2,242	-2,215	-2,194	-2,184	-2,160	-0,110	-0,073	-0,095	-0,096	-0,101	-0,794	-0,775	-0,777	-0,774	-0,747
2005 Q4	Pavo	0,081	0,044	0,052	0,048	1,051	-0,026	-0,045	-0,038	-0,055	-0,051	0,091	0,092	0,080	0,085	0,095	2,095	2,049	2,039	2,003	2,000	-1,876	-1,846	-1,832	-1,817	-1,803	-0,097	-0,065	-0,085	-0,085	-0,089	-0,810	-0,791	-0,789	-0,783	-0,758
2006 Q1	Pavo	0,107	0,062	0,072	0,067	1,142	-0,032	-0,057	-0,048	-0,069	-0,064	0,114	0,116	0,101	0,106	0,119	2,590	2,526	2,513	2,466	2,468	-2,314	-2,279	-2,264	-2,253	-2,230	-0,116	-0,078	-0,100	-0,102	-0,106	-0,790	-0,770	-0,773	-0,771	-0,744
2006 Q2	Pavo	0,109	0,064	0,074	0,069	1,165	-0,033	-0,058	-0,049	-0,070	-0,064	0,113	0,115	0,100	0,105	0,118	2,551	2,482	2,471	2,426	2,430	-2,271	-2,245	-2,228	-2,223	-2,187	-0,112	-0,075	-0,097	-0,098	-0,103	-0,793	-0,773	-0,775	-0,772	-0,745
2006 Q3	Pavo	0,110	0,064	0,074	0,069	1,079	-0,032	-0,057	-0,048	-0,069	-0,063	0,114	0,116	0,101	0,106	0,119	2,582	2,520	2,505	2,461	2,462	-2,311	-2,280	-2,263	-2,253	-2,228	-0,114	-0,076	-0,098	-0,100	-0,104	-0,791	-0,772	-0,774	-0,771	-0,745
2006 Q4	Pavo	0,094	0,053	0,062	0,058	1,084	-0,030	-0,053	-0,046	-0,064	-0,059	0,101	0,103	0,090	0,095	0,106	2,313	2,256	2,245	2,202	2,205	-2,066	-2,036	-2,022	-2,015	-1,987	-0,102	-0,068	-0,087	-0,089	-0,093	-0,802	-0,782	-0,784	-0,780	-0,752
2007 Q1	Pavo	0,094	0,054	0,063	0,059	1,113	-0,028	-0,050	-0,043	-0,061	-0,056	0,100	0,101	0,088	0,093	0,104	2,261	2,204	2,195	2,151	2,156	-2,018	-1,992	-1,978	-1,970	-1,942	-0,101	-0,067	-0,087	-0,088	-0,092	-0,804	-0,784	-0,785	-0,780	-0,754
2007 Q2	Pavo	0,097	0,057	0,066	0,062	1,121	-0,027	-0,048	-0,041	-0,059	-0,054	0,101	0,103	0,090	0,094	0,106	2,271	2,215	2,204	2,163	2,169	-2,033	-2,010	-1,992	-1,988	-1,957	-0,100	-0,066	-0,085	-0,087	-0,091	-0,804	-0,785	-0,785	-0,780	-0,754
2007 Q3	Pavo	0,096	0,056	0,064	0,060	1,091	-0,027	-0,047	-0,040	-0,058	-0,053	0,101	0,102	0,089	0,094	0,105	2,268	2,219	2,205	2,171	2,169	-2,041	-2,015	-1,995	-1,986	-1,965	-0,100	-0,066	-0,086	-0,088	-0,092	-0,804	-0,785	-0,785	-0,780	-0,754
2007 Q4	Pavo	0,080	0,044	0,052	0,048	0,845	-0,023	-0,040	-0,033	-0,049	-0,045	0,089	0,091	0,079	0,084	0,093	2,026	1,984	1,974	1,943	1,937	-1,826	-1,795	-1,779	-1,770	-1,756	-0,091	-0,061	-0,078	-0,080	-0,084	-0,814	-0,794	-0,792	-0,786	-0,761
2008 Q1	Pavo	0,092	0,052	0,061	0,057	1,021	-0,026	-0,044	-0,037	-0,055	-0,051	0,100	0,102	0,089	0,094	0,104	2,246	2,199	2,187	2,154	2,149	-2,025	-1,993	-1,972	-1,962	-1,948	-0,102	-0,068	-0,087	-0,089	-0,093	-0,805	-0,785	-0,785	-0,780	-0,754
2008 Q2	Pavo	0,102	0,059	0,069	0,064	0,997	-0,028	-0,048	-0,041	-0,060	-0,055	0,107	0,109	0,095	0,101	0,112	2,388	2,338	2,324	2,292	2,288	-2,157	-2,128	-2,101	-2,094	-2,076	-0,105	-0,069	-0,090	-0,092	-0,096	-0,799	-0,779	-0,781	-0,776	-0,750
2008 Q3	Pavo	0,105	0,061	0,071	0,066	1,196	-0,027	-0,048	-0,040	-0,059	-0,054	0,109	0,111	0,096	0,102	0,113	2,435	2,383	2,369	2,334	2,331	-2,195	-2,165	-2,141	-2,131	-2,115	-0,109	-0,072	-0,094	-0,096	-0,100	-0,797	-0,778	-0,779	-0,775	-0,749
2008 Q4	Pavo	0,090	0,050	0,059	0,055	1,029	-0,025	-0,044	-0,037	-0,055	-0,050	0,099	0,100	0,087	0,092	0,103	2,237	2,189	2,179	2,144	2,140	-2,013	-1,982	-1,961	-1,950	-1,937	-0,102	-0,068	-0,088	-0,089	-0,093	-0,805	-0,785	-0,785	-0,780	-0,754
2009 Q1	Pavo	0,098	0,056	0,066	0,061	1,151	-0,026	-0,044	-0,037	-0,055	-0,051	0,105	0,108	0,093	0,098	0,109	2,354	2,300	2,290	2,252	2,252	-2,116	-2,085	-2,063	-2,055	-2,038	-0,108	-0,072	-0,092	-0,094	-0,099	-0,800	-0,781	-0,781	-0,777	-0,751
2009 Q2	Pavo	0,102	0,059	0,069	0,064	1,050	-0,027	-0,047	-0,040	-0,059	-0,054	0,107	0,108	0,094	0,100	0,111	2,387	2,333	2,322	2,285	2,286	-2,147	-2,121	-2,095	-2,087	-2,067	-0,108	-0,072	-0,093	-0,094	-0,099	-0,799	-0,779	-0,781	-0,776	-0,750
2009 Q3	Pavo	0,099	0,057	0,067	0,062	1,201	-0,026	-0,044	-0,037	-0,055	-0,051	0,103	0,105	0,091	0,097	0,107	2,304	2,252	2,242	2,208	2,206	-2,076	-2,050	-2,027	-2,017	-2,000	-0,104	-0,069	-0,089	-0,091	-0,095	-0,803	-0,783	-0,784	-0,779	-0,753
2009 Q4	Pavo	0,090	0,050	0,059	0,055	1,064	-0,025	-0,043	-0,036	-0,053	-0,049	0,098	0,100	0,087	0,092	0,102	2,234	2,186	2,177	2,141	2,139	-2,010	-1,980	-1,958	-1,947	-1,934	-0,103	-0,069	-0,089	-0,090	-0,094	-0,805	-0,785	-0,785	-0,780	-0,754
2010 Q1	Pavo	0,096	0,054	0,063	0,059	1,110	-0,026	-0,046	-0,038	-0,057	-0,052	0,103	0,105	0,092	0,097	0,108	2,332	2,282	2,270	2,235	2,232	-2,099	-2,068	-2,044	-2,033	-2,020	-0,107	-0,072	-0,092	-0,094	-0,098	-0,801	-0,781	-0,782	-0,777	-0,751
2010 Q2	Pavo	0,094	0,055	0,063	0,059	1,028	-0,025	-0,044	-0,037	-0,055	-0,050	0,100	0,101	0,089	0,094	0,104	2,237	2,188	2,176	2,141	2,141	-2,012	-1,985	-1,965	-1,954	-1,936	-0,102	-0,068	-0,088	-0,089	-0,093	-0,806	-0,786	-0,786	-0,781	-0,755
2010 Q3	Pavo	0,101	0,059	0,068	0,064	1,214	-0,028	-0,048	-0,041	-0,060	-0,055	0,106	0,108	0,095	0,100	0,111	2,396	2,344	2,329	2,294	2,291	-2,155	-2,125	-2,104	-2,091	-2,076	-0,109	-0,072	-0,093	-0,095	-0,099	-0,799	-0,779	-0,780	-0,776	-0,750
2010 Q4	Pavo	0,091	0,051	0,060	0,056	1,170	-0,027	-0,048	-0,040	-0,058	-0,054	0,099	0,101	0,088	0,093	0,104	2,259	2,209	2,197	2,161	2,158	-2,028	-1,997	-1,979	-1,968	-1,951	-0,102	-0,068	-0,088	-0,089	-0,093	-0,804	-0,784	-0,784	-0,779	-0,754
2011 Q1	Pavo	0,084	0,047	0,055	0,052	1,123	-0,024	-0,041	-0,035	-0,051	-0,047	0,091	0,093	0,081	0,086	0,095	2,069	2,027	2,015	1,985	1,981	-1,864	-1,838	-1,819	-1,807	-1,793	-0,094	-0,063	-0,081	-0,082	-0,086	-0,812	-0,793	-0,791	-0,785	-0,760
2011 Q2	Pavo	0,084	0,048	0,056	0,052	1,199	-0,023	-0,039	-0,033	-0,049	-0,045	0,090	0,091	0,080	0,084	0,094	2,028	1,985	1,975	1,943	1,942	-1,826	-1,803	-1,784	-1,774	-1,757	-0,092	-0,061	-0,079	-0,081	-0,084	-0,813	-0,795	-0,793	-0,786	-0,761
2011 Q3	Pavo	0,086	0,049	0,057	0,053	1,163	-0,023	-0,039	-0,033	-0,049	-0,045	0,091	0,093	0,081	0,086	0,095	2,068	2,025	2,013	1,982	1,980	-1,863	-1,838	-1,820	-1,809	-1,793	-0,094	-0,062	-0,080	-0,082	-0,086	-0,813	-0,795	-0,791	-0,785	-0,760
2011 Q4	Pavo	0,072	0,039	0,046	0,043	1,062	-0,020	-0,035	-0,029	-0,043	-0,040	0,081	0,082	0,071	0,076	0,084	1,848	1,809	1,801	1,770	1,768	-1,662	-1,637	-1,622	-1,611	-1,598	-0,086	-0,058	-0,074	-0,075	-0,078	-0,821	-0,802	-0,798	-0,791	-0,76

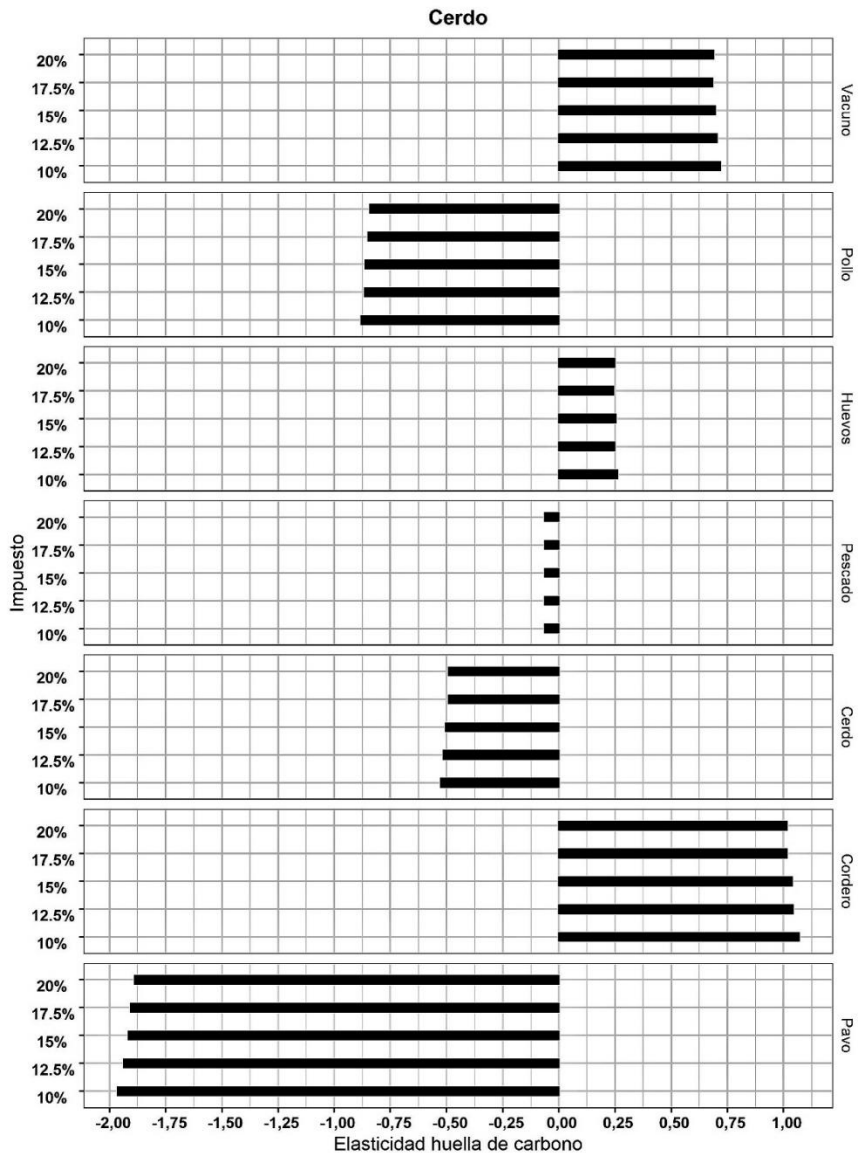
Trimestre	Producto	Vacuno				Pollo				Huevos				Pescado				Cerdo				Cordero				Pavo										
		10%	12.5%	15%	17.5%	10%	12.5%	15%	17.5%	10%	12.5%	15%	17.5%	10%	12.5%	15%	17.5%	10%	12.5%	15%	17.5%	10%	12.5%	15%	17.5%	10%	12.5%	15%	17.5%							
2004 Q1	Pescado	-0.328	-0.323	-0.320	-0.319	-0.272	-0.029	-0.058	-0.054	-0.055	-0.055	-0.037	-0.037	-0.037	-0.037	-0.035	-0.519	-0.509	-0.505	-0.500	-0.491	-0.062	-0.062	-0.061	-0.060	-0.062	-0.007	-0.007	-0.007	-0.006	-0.007	0.144	0.144	0.141	0.141	0.139
2004 Q2	Pescado	-0.326	-0.321	-0.318	-0.317	-0.272	-0.029	-0.058	-0.054	-0.055	-0.055	-0.037	-0.037	-0.036	-0.037	-0.035	-0.521	-0.510	-0.507	-0.501	-0.492	-0.063	-0.063	-0.062	-0.061	-0.063	-0.006	-0.006	-0.007	-0.006	-0.006	0.143	0.143	0.140	0.140	0.138
2004 Q3	Pescado	-0.331	-0.325	-0.323	-0.322	-0.268	-0.029	-0.058	-0.054	-0.055	-0.055	-0.038	-0.037	-0.037	-0.037	-0.036	-0.515	-0.505	-0.502	-0.496	-0.488	-0.064	-0.064	-0.063	-0.061	-0.063	-0.006	-0.006	-0.007	-0.006	-0.006	0.145	0.145	0.142	0.142	0.140
2004 Q4	Pescado	-0.333	-0.328	-0.325	-0.324	-0.264	-0.029	-0.058	-0.054	-0.056	-0.055	-0.038	-0.038	-0.038	-0.038	-0.036	-0.513	-0.503	-0.500	-0.494	-0.486	-0.064	-0.063	-0.062	-0.061	-0.063	-0.007	-0.006	-0.007	-0.006	-0.007	0.146	0.146	0.143	0.143	0.141
2005 Q1	Pescado	-0.331	-0.325	-0.322	-0.322	-0.265	-0.029	-0.059	-0.054	-0.056	-0.055	-0.038	-0.038	-0.037	-0.037	-0.036	-0.516	-0.506	-0.502	-0.497	-0.488	-0.064	-0.063	-0.062	-0.061	-0.063	-0.006	-0.006	-0.007	-0.006	-0.006	0.145	0.145	0.142	0.142	0.140
2005 Q2	Pescado	-0.329	-0.324	-0.321	-0.320	-0.275	-0.029	-0.058	-0.054	-0.056	-0.055	-0.038	-0.037	-0.037	-0.037	-0.036	-0.517	-0.507	-0.503	-0.498	-0.489	-0.064	-0.064	-0.063	-0.062	-0.064	-0.006	-0.006	-0.006	-0.005	-0.006	0.144	0.144	0.141	0.141	0.139
2005 Q3	Pescado	-0.325	-0.320	-0.317	-0.316	-0.271	-0.029	-0.058	-0.053	-0.055	-0.055	-0.037	-0.037	-0.037	-0.037	-0.035	-0.522	-0.511	-0.508	-0.502	-0.493	-0.063	-0.063	-0.062	-0.061	-0.063	-0.006	-0.006	-0.006	-0.005	-0.006	0.143	0.143	0.140	0.140	0.138
2005 Q4	Pescado	-0.325	-0.320	-0.317	-0.316	-0.263	-0.029	-0.057	-0.053	-0.054	-0.054	-0.038	-0.037	-0.037	-0.037	-0.035	-0.523	-0.513	-0.509	-0.504	-0.495	-0.061	-0.061	-0.060	-0.059	-0.061	-0.007	-0.007	-0.007	-0.006	-0.007	0.142	0.142	0.139	0.139	0.137
2006 Q1	Pescado	-0.331	-0.326	-0.323	-0.322	-0.266	-0.029	-0.059	-0.054	-0.056	-0.056	-0.038	-0.038	-0.037	-0.037	-0.036	-0.516	-0.505	-0.502	-0.496	-0.488	-0.063	-0.063	-0.062	-0.060	-0.062	-0.006	-0.006	-0.007	-0.006	-0.006	0.145	0.145	0.142	0.142	0.140
2006 Q2	Pescado	-0.324	-0.319	-0.316	-0.315	-0.294	-0.030	-0.059	-0.055	-0.056	-0.056	-0.038	-0.038	-0.037	-0.037	-0.036	-0.516	-0.506	-0.502	-0.497	-0.488	-0.064	-0.063	-0.062	-0.061	-0.063	-0.006	-0.006	-0.006	-0.005	-0.006	0.145	0.145	0.142	0.142	0.140
2006 Q3	Pescado	-0.327	-0.322	-0.319	-0.318	-0.283	-0.029	-0.058	-0.054	-0.055	-0.055	-0.038	-0.037	-0.037	-0.037	-0.035	-0.519	-0.509	-0.506	-0.500	-0.491	-0.063	-0.063	-0.062	-0.061	-0.063	-0.006	-0.006	-0.006	-0.005	-0.006	0.143	0.143	0.140	0.141	0.139
2006 Q4	Pescado	-0.324	-0.319	-0.316	-0.315	-0.294	-0.029	-0.058	-0.054	-0.055	-0.055	-0.038	-0.037	-0.037	-0.037	-0.035	-0.524	-0.513	-0.509	-0.504	-0.495	-0.062	-0.062	-0.061	-0.059	-0.061	-0.006	-0.005	-0.006	-0.005	-0.006	0.142	0.142	0.139	0.139	0.137
2007 Q1	Pescado	-0.329	-0.323	-0.320	-0.320	-0.270	-0.029	-0.058	-0.054	-0.056	-0.055	-0.038	-0.037	-0.037	-0.037	-0.036	-0.518	-0.508	-0.504	-0.499	-0.490	-0.063	-0.063	-0.062	-0.061	-0.063	-0.006	-0.006	-0.007	-0.006	-0.006	0.144	0.144	0.141	0.141	0.139
2007 Q2	Pescado	-0.329	-0.324	-0.321	-0.320	-0.282	-0.029	-0.058	-0.053	-0.055	-0.055	-0.038	-0.037	-0.037	-0.037	-0.035	-0.517	-0.507	-0.503	-0.498	-0.489	-0.065	-0.064	-0.064	-0.062	-0.064	-0.006	-0.006	-0.006	-0.005	-0.006	0.145	0.145	0.142	0.142	0.140
2007 Q3	Pescado	-0.325	-0.319	-0.317	-0.316	-0.280	-0.028	-0.057	-0.052	-0.054	-0.054	-0.037	-0.037	-0.037	-0.037	-0.035	-0.523	-0.512	-0.509	-0.503	-0.494	-0.064	-0.063	-0.063	-0.061	-0.063	-0.006	-0.006	-0.006	-0.005	-0.006	0.142	0.143	0.139	0.140	0.138
2007 Q4	Pescado	-0.328	-0.323	-0.320	-0.319	-0.283	-0.028	-0.057	-0.052	-0.054	-0.054	-0.038	-0.037	-0.037	-0.037	-0.035	-0.520	-0.510	-0.506	-0.501	-0.492	-0.064	-0.063	-0.062	-0.061	-0.063	-0.006	-0.006	-0.007	-0.006	-0.006	0.144	0.144	0.141	0.141	0.139
2008 Q1	Pescado	-0.332	-0.327	-0.324	-0.323	-0.272	-0.029	-0.057	-0.053	-0.055	-0.054	-0.038	-0.037	-0.037	-0.037	-0.036	-0.515	-0.505	-0.501	-0.496	-0.487	-0.065	-0.064	-0.064	-0.062	-0.064	-0.006	-0.006	-0.007	-0.006	-0.007	0.145	0.146	0.142	0.143	0.140
2008 Q2	Pescado	-0.329	-0.324	-0.321	-0.320	-0.284	-0.029	-0.057	-0.053	-0.055	-0.054	-0.037	-0.037	-0.037	-0.037	-0.035	-0.517	-0.507	-0.504	-0.498	-0.490	-0.065	-0.065	-0.064	-0.063	-0.065	-0.006	-0.006	-0.006	-0.005	-0.006	0.144	0.145	0.141	0.142	0.140
2008 Q3	Pescado	-0.333	-0.328	-0.325	-0.324	-0.261	-0.029	-0.058	-0.053	-0.055	-0.054	-0.038	-0.038	-0.037	-0.037	-0.036	-0.513	-0.503	-0.500	-0.496	-0.486	-0.065	-0.065	-0.064	-0.063	-0.065	-0.006	-0.006	-0.007	-0.006	-0.007	0.146	0.146	0.143	0.143	0.141
2008 Q4	Pescado	-0.332	-0.327	-0.323	-0.323	-0.268	-0.029	-0.057	-0.053	-0.055	-0.054	-0.038	-0.038	-0.037	-0.037	-0.036	-0.515	-0.505	-0.502	-0.496	-0.488	-0.064	-0.064	-0.063	-0.061	-0.064	-0.007	-0.006	-0.007	-0.006	-0.007	0.145	0.145	0.142	0.142	0.140
2009 Q1	Pescado	-0.339	-0.333	-0.330	-0.330	-0.266	-0.029	-0.058	-0.053	-0.055	-0.055	-0.039	-0.038	-0.038	-0.038	-0.036	-0.507	-0.497	-0.494	-0.489	-0.480	-0.066	-0.066	-0.065	-0.063	-0.065	-0.007	-0.007	-0.007	-0.006	-0.007	0.149	0.149	0.146	0.146	0.144
2009 Q2	Pescado	-0.334	-0.329	-0.326	-0.325	-0.262	-0.029	-0.058	-0.053	-0.055	-0.055	-0.039	-0.038	-0.037	-0.037	-0.036	-0.511	-0.501	-0.498	-0.493	-0.484	-0.066	-0.065	-0.064	-0.063	-0.065	-0.007	-0.006	-0.007	-0.006	-0.007	0.147	0.147	0.144	0.144	0.142
2009 Q3	Pescado	-0.332	-0.327	-0.324	-0.323	-0.254	-0.029	-0.057	-0.053	-0.054	-0.054	-0.038	-0.037	-0.037	-0.037	-0.036	-0.514	-0.504	-0.501	-0.495	-0.487	-0.065	-0.065	-0.064	-0.063	-0.065	-0.006	-0.006	-0.007	-0.006	-0.007	0.146	0.146	0.143	0.143	0.141
2009 Q4	Pescado	-0.334	-0.329	-0.326	-0.325	-0.263	-0.029	-0.057	-0.053	-0.055	-0.054	-0.038	-0.038	-0.038	-0.038	-0.036	-0.512	-0.502	-0.499	-0.494	-0.485	-0.065	-0.064	-0.063	-0.062	-0.064	-0.007	-0.007	-0.008	-0.007	-0.007	0.147	0.147	0.143	0.144	0.141
2010 Q1	Pescado	-0.335	-0.329	-0.326	-0.326	-0.261	-0.029	-0.058	-0.053	-0.055	-0.055	-0.038	-0.038	-0.038	-0.038	-0.036	-0.514	-0.502	-0.498	-0.493	-0.485	-0.065	-0.064	-0.064	-0.062	-0.064	-0.007	-0.007	-0.007	-0.006	-0.007	0.147	0.147	0.144	0.144	0.142
2010 Q2	Pescado	-0.332	-0.327	-0.324	-0.323	-0.253	-0.029	-0.058	-0.053	-0.055	-0.055	-0.038	-0.038	-0.037	-0.037	-0.036	-0.512	-0.504	-0.501	-0.495	-0.487	-0.065	-0.064	-0.064	-0.062	-0.064	-0.007	-0.007	-0.007	-0.006	-0.007	0.146	0.146	0.143	0.143	0.141
2010 Q3	Pescado	-0.331	-0.326	-0.323	-0.322	-0.260	-0.029	-0.058	-0.053	-0.055	-0.054	-0.038	-0.037	-0.037	-0.037	-0.036	-0.516	-0.506	-0.502	-0.497	-0.488	-0.064	-0.064	-0.063	-0.062	-0.064	-0.007	-0.006	-0.007	-0.006	-0.007	0.145	0.145	0.142	0.142	0.140
2010 Q4	Pescado	-0.328	-0.323	-0.320	-0.319	-0.264	-0.029	-0.058	-0.053	-0.055	-0.054	-0.038	-0.037	-0.037	-0.037	-0.035	-0.520	-0.509	-0.506	-0.500	-0.491	-0.064	-0.063	-0.062	-0.060	-0.062	-0.006	-0.006	-0.007	-0.006	-0.006	0.144	0.144	0.141	0.141	0.139
2011 Q1	Pescado	-0.326	-0.321	-0.318	-0.317	-0.251	-0.028	-0.056	-0.052	-0.054	-0.053	-0.037	-0.037	-0.037	-0.037	-0.035	-0.522	-0.512	-0.508	-0.502	-0.493	-0.063	-0.063	-0.062	-0.061	-0.063	-0.006	-0.006	-0.007	-0.006	-0.007	0.143	0.143	0.140	0.140	0.138
2011 Q2	Pescado	-0.327	-0.322	-0.319	-0.318	-0.251	-0.028	-0.056	-0.052	-0.054	-0.053	-0.038	-0.037	-0.037	-0.037	-0.035	-0.520	-0.510	-0.506	-0.501	-0.492	-0.064	-0.064	-0.063	-0.062	-0.064	-0.006	-0.006	-0.007	-0.006	-0.007	0.144	0.144	0.141	0.141	0.139
2011 Q3	Pescado	-0.327	-0.322	-0.319	-0.318	-0.258	-0.028	-0.056	-0.052	-0.054	-0.053	-0.038	-0.037	-0.037	-0.037	-0.035	-0.520	-0.510	-0.506	-0.501	-0.492	-0.064	-0.064	-0.063	-0.062	-0.064	-0.006	-0.006	-0.007	-0.006	-0.007	0.144	0.144	0.141	0.141	0.139
2011 Q4	Pescado	-0.327	-0.322	-0.319	-0.318	-0.252	-0.028	-0.056	-0.051	-0.053	-0.053	-0.038	-0.037	-0.037	-0.037	-0.035	-0.521	-0.511	-0.507	-0.501	-0.493	-0.063	-0.063	-0.062	-0.061	-0.063	-0.007	-0.007	-0.007	-0.006	-0.007	0.144	0.144	0.141	0.141	0.139

INCORPORACIÓN DE CONSIDERACIONES DE ESTABILIDAD Y SOSTENIBILIDAD AMBIENTAL EN LA SEGURIDAD ALIMENTARIA. EL CASO DE ESPAÑA

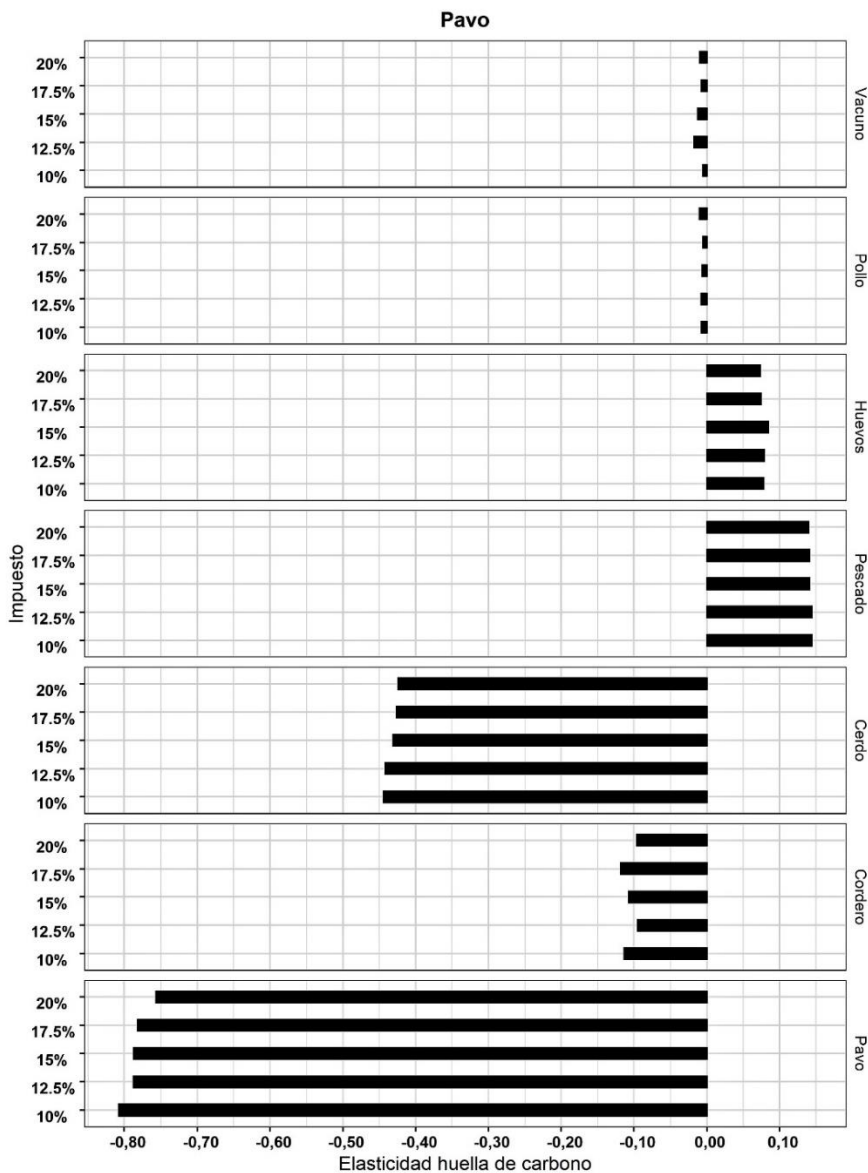
Trimestre	Producto	Vacuno					Pollo					Huevo					Pescado					Cerdo					Cordero					Pavo				
		10%	12.5%	15%	17.5%	20%	10%	12.5%	15%	17.5%	20%	10%	12.5%	15%	17.5%	20%	10%	12.5%	15%	17.5%	20%	10%	12.5%	15%	17.5%	20%	10%	12.5%	15%	17.5%	20%	10%	12.5%	15%	17.5%	20%
2004 Q1	Vacuno	-0.032	-0.034	-0.055	-0.041	0.191	0.067	0.131	0.111	0.124	0.129	-0.156	-0.156	-0.154	-0.149	-0.151	-1.694	-1.675	-1.657	-1.631	-1.617	0.697	0.683	0.677	0.665	0.669	-0.415	-0.423	-0.405	-0.399	-0.396	-0.005	-0.017	-0.012	-0.007	-0.009
2004 Q2	Vacuno	-0.082	-0.082	-0.100	-0.087	0.136	0.064	0.126	0.106	0.119	0.123	-0.149	-0.149	-0.147	-0.142	-0.144	-1.607	-1.588	-1.572	-1.550	-1.535	0.670	0.657	0.650	0.638	0.642	-0.399	-0.406	-0.390	-0.384	-0.381	-0.003	-0.014	-0.010	-0.005	-0.007
2004 Q3	Vacuno	-0.083	-0.084	-0.102	-0.089	0.314	0.061	0.121	0.101	0.114	0.119	-0.148	-0.147	-0.146	-0.141	-0.142	-1.597	-1.581	-1.564	-1.544	-1.528	0.669	0.655	0.648	0.636	0.641	-0.398	-0.404	-0.389	-0.383	-0.379	-0.002	-0.014	-0.009	-0.004	-0.006
2004 Q4	Vacuno	-0.070	-0.071	-0.089	-0.077	0.366	0.062	0.121	0.102	0.114	0.120	-0.147	-0.146	-0.145	-0.140	-0.141	-1.614	-1.599	-1.581	-1.562	-1.544	0.671	0.657	0.649	0.637	0.642	-0.400	-0.406	-0.390	-0.385	-0.380	-0.004	-0.016	-0.011	-0.006	-0.008
2005 Q1	Vacuno	-0.091	-0.091	-0.109	-0.096	0.300	0.062	0.122	0.103	0.115	0.120	-0.145	-0.145	-0.143	-0.138	-0.140	-1.582	-1.566	-1.549	-1.529	-1.512	0.658	0.645	0.638	0.626	0.631	-0.393	-0.399	-0.383	-0.378	-0.374	-0.003	-0.015	-0.010	-0.005	-0.007
2005 Q2	Vacuno	-0.121	-0.120	-0.136	-0.124	0.166	0.059	0.117	0.099	0.111	0.115	-0.141	-0.141	-0.139	-0.134	-0.136	-1.530	-1.513	-1.498	-1.479	-1.464	0.642	0.630	0.622	0.611	0.615	-0.383	-0.388	-0.374	-0.368	-0.365	-0.002	-0.013	-0.008	-0.004	-0.006
2005 Q3	Vacuno	-0.067	-0.067	-0.086	-0.073	0.232	0.064	0.126	0.106	0.119	0.124	-0.150	-0.149	-0.148	-0.143	-0.144	-1.633	-1.616	-1.599	-1.578	-1.562	0.683	0.670	0.662	0.650	0.654	-0.408	-0.414	-0.398	-0.392	-0.389	-0.002	-0.014	-0.009	-0.004	-0.006
2005 Q4	Vacuno	-0.033	0.030	0.006	0.019	0.369	0.070	0.138	0.116	0.130	0.135	-0.162	-0.162	-0.160	-0.154	-0.157	-1.811	-1.793	-1.773	-1.746	-1.730	0.744	0.728	0.720	0.708	0.713	-0.443	-0.451	-0.432	-0.425	-0.422	-0.007	-0.020	-0.015	-0.009	-0.012
2006 Q1	Vacuno	-0.075	-0.075	-0.094	-0.081	0.261	0.063	0.124	0.105	0.117	0.122	-0.147	-0.146	-0.145	-0.140	-0.142	-1.610	-1.594	-1.576	-1.556	-1.539	0.667	0.654	0.646	0.634	0.639	-0.400	-0.406	-0.390	-0.385	-0.381	-0.003	-0.014	-0.009	-0.005	-0.007
2006 Q2	Vacuno	-0.118	-0.119	-0.135	-0.122	0.263	0.061	0.121	0.102	0.114	0.119	-0.141	-0.140	-0.139	-0.134	-0.136	-1.532	-1.516	-1.500	-1.482	-1.465	0.638	0.626	0.618	0.607	0.612	-0.382	-0.388	-0.374	-0.368	-0.364	-0.003	-0.013	-0.009	-0.004	-0.006
2006 Q3	Vacuno	-0.062	-0.063	-0.082	-0.069	0.231	0.064	0.127	0.107	0.119	0.125	-0.150	-0.150	-0.148	-0.143	-0.145	-1.639	-1.622	-1.605	-1.584	-1.567	0.684	0.670	0.662	0.650	0.655	-0.409	-0.416	-0.400	-0.394	-0.390	-0.002	-0.014	-0.009	-0.004	-0.006
2006 Q4	Vacuno	-0.041	-0.043	-0.062	-0.049	0.189	0.068	0.133	0.113	0.126	0.131	-0.152	-0.151	-0.150	-0.145	-0.146	-1.677	-1.659	-1.641	-1.621	-1.603	0.695	0.681	0.673	0.661	0.665	-0.417	-0.424	-0.408	-0.402	-0.398	-0.005	-0.017	-0.012	-0.007	-0.009
2007 Q1	Vacuno	-0.067	-0.069	-0.087	-0.074	0.335	0.064	0.126	0.107	0.119	0.124	-0.149	-0.148	-0.147	-0.142	-0.143	-1.625	-1.609	-1.591	-1.573	-1.554	0.677	0.663	0.655	0.643	0.649	-0.404	-0.410	-0.395	-0.389	-0.385	-0.005	-0.016	-0.011	-0.007	-0.008
2007 Q2	Vacuno	-0.088	-0.089	-0.105	-0.094	0.262	0.061	0.121	0.102	0.114	0.119	-0.147	-0.147	-0.145	-0.140	-0.142	-1.588	-1.573	-1.556	-1.540	-1.520	0.671	0.657	0.649	0.637	0.642	-0.398	-0.403	-0.389	-0.383	-0.379	-0.004	-0.015	-0.010	-0.006	-0.007
2007 Q3	Vacuno	-0.023	-0.025	-0.046	-0.033	0.316	0.065	0.128	0.107	0.120	0.126	-0.157	-0.157	-0.155	-0.150	-0.152	-1.712	-1.695	-1.677	-1.657	-1.639	0.722	0.707	0.699	0.686	0.691	-0.428	-0.434	-0.418	-0.412	-0.407	-0.004	-0.016	-0.011	-0.006	-0.008
2007 Q4	Vacuno	-0.039	0.035	0.012	0.024	0.357	0.067	0.132	0.110	0.124	0.130	-0.166	-0.165	-0.164	-0.158	-0.160	-1.816	-1.799	-1.779	-1.762	-1.738	0.763	0.747	0.738	0.724	0.729	-0.451	-0.457	-0.440	-0.434	-0.429	-0.007	-0.020	-0.015	-0.009	-0.012
2008 Q1	Vacuno	-0.049	-0.050	-0.069	-0.058	0.346	0.061	0.120	0.101	0.113	0.119	-0.153	-0.152	-0.151	-0.146	-0.147	-1.656	-1.639	-1.621	-1.603	-1.584	0.696	0.682	0.674	0.662	0.666	-0.411	-0.417	-0.401	-0.395	-0.391	-0.005	-0.017	-0.012	-0.007	-0.009
2008 Q2	Vacuno	-0.079	-0.079	-0.097	-0.085	0.180	0.060	0.118	0.099	0.111	0.116	-0.149	-0.149	-0.148	-0.143	-0.144	-1.606	-1.588	-1.572	-1.555	-1.538	0.680	0.667	0.659	0.647	0.651	-0.402	-0.407	-0.393	-0.387	-0.383	-0.003	-0.015	-0.010	-0.005	-0.007
2008 Q3	Vacuno	-0.079	-0.080	-0.098	-0.086	0.303	0.059	0.116	0.097	0.109	0.114	-0.149	-0.149	-0.147	-0.142	-0.143	-1.602	-1.587	-1.570	-1.552	-1.534	0.677	0.663	0.656	0.644	0.648	-0.399	-0.405	-0.390	-0.385	-0.380	-0.003	-0.014	-0.009	-0.005	-0.007
2008 Q4	Vacuno	-0.048	-0.049	-0.068	-0.057	0.315	0.061	0.120	0.101	0.113	0.119	-0.151	-0.151	-0.149	-0.144	-0.146	-1.656	-1.639	-1.622	-1.602	-1.584	0.692	0.678	0.670	0.658	0.662	-0.409	-0.415	-0.399	-0.393	-0.389	-0.006	-0.017	-0.012	-0.007	-0.009
2009 Q1	Vacuno	-0.100	-0.100	-0.117	-0.106	0.265	0.056	0.110	0.092	0.104	0.109	-0.144	-0.144	-0.142	-0.137	-0.139	-1.556	-1.541	-1.524	-1.508	-1.489	0.655	0.642	0.634	0.623	0.627	-0.385	-0.391	-0.376	-0.371	-0.367	-0.004	-0.015	-0.011	-0.006	-0.008
2009 Q2	Vacuno	-0.115	-0.114	-0.131	-0.119	0.179	0.057	0.112	0.093	0.105	0.110	-0.142	-0.142	-0.141	-0.136	-0.137	-1.536	-1.520	-1.504	-1.486	-1.470	0.647	0.635	0.627	0.616	0.620	-0.381	-0.387	-0.372	-0.367	-0.363	-0.004	-0.015	-0.010	-0.005	-0.007
2009 Q3	Vacuno	-0.072	-0.072	-0.090	-0.079	0.318	0.059	0.116	0.097	0.109	0.114	-0.150	-0.150	-0.148	-0.143	-0.145	-1.617	-1.602	-1.585	-1.566	-1.549	0.684	0.670	0.663	0.651	0.655	-0.402	-0.408	-0.393	-0.387	-0.383	-0.004	-0.015	-0.010	-0.005	-0.007
2009 Q4	Vacuno	-0.063	-0.063	-0.082	-0.070	0.282	0.059	0.116	0.097	0.109	0.115	-0.148	-0.148	-0.147	-0.141	-0.143	-1.627	-1.611	-1.593	-1.573	-1.556	0.679	0.666	0.658	0.646	0.651	-0.400	-0.406	-0.390	-0.385	-0.381	-0.006	-0.017	-0.012	-0.008	-0.010
2010 Q1	Vacuno	-0.077	-0.077	-0.095	-0.083	0.277	0.059	0.116	0.097	0.109	0.114	-0.147	-0.147	-0.146	-0.141	-0.142	-1.604	-1.587	-1.570	-1.550	-1.534	0.670	0.657	0.650	0.638	0.642	-0.395	-0.402	-0.386	-0.380	-0.376	-0.005	-0.016	-0.011	-0.006	-0.008
2010 Q2	Vacuno	-0.066	-0.067	-0.086	-0.074	0.355	0.060	0.118	0.099	0.112	0.117	-0.151	-0.150	-0.149	-0.144	-0.145	-1.626	-1.610	-1.593	-1.573	-1.556	0.683	0.669	0.662	0.650	0.655	-0.402	-0.409	-0.393	-0.387	-0.383	-0.004	-0.016	-0.011	-0.006	-0.008
2010 Q3	Vacuno	-0.052	-0.053	-0.073	-0.060	0.353	0.062	0.122	0.102	0.115	0.120	-0.155	-0.154	-0.151	-0.146	-0.147	-1.654	-1.638	-1.621	-1.600	-1.583	0.694	0.679	0.672	0.660	0.666	-0.410	-0.417	-0.401	-0.395	-0.391	-0.003	-0.015	-0.010	-0.005	-0.007
2010 Q4	Vacuno	-0.028	-0.029	-0.050	-0.037	0.354	0.065	0.128	0.108	0.121	0.126	-0.155	-0.154	-0.153	-0.147	-0.149	-1.698	-1.680	-1.662	-1.641	-1.624	0.706	0.692	0.684	0.672	0.676	-0.420	-0.427	-0.410	-0.404	-0.400	-0.005	-0.017	-0.012	-0.007	-0.009
2011 Q1	Vacuno	0.008	0.005	-0.017	-0.005	0.426	0.065	0.129	0.108	0.121	0.127	-0.162	-0.161	-0.160	-0.154	-0.156	-1.766	-1.749	-1.730	-1.708	-1.690	0.740	0.725	0.717	0.704	0.709	-0.436	-0.443	-0.426	-0.420	-0.415	-0.006	-0.019	-0.014	-0.008	-0.010
2011 Q2	Vacuno	-0.010	-0.012	-0.033	-0.021	0.439	0.063	0.125	0.104	0.117	0.123	-0.159	-0.159	-0.157	-0.152	-0.153	-1.733	-1.717	-1.698	-1.678	-1.659	0.730	0.715	0.707	0.694	0.700	-0.429	-0.435	-0.419	-0.413	-0.408	-0.006	-0.019	-0.013	-0.008	-0.010
2011 Q3	Vacuno	0.004	0.001	-0.020	-0.009	0.496	0.064	0.125	0.105	0.118	0.124	-0.161	-0.161	-0.159	-0.154	-0.155	-1.758	-1.743	-1.724	-1.703	-1.683	0.742	0.727	0.718	0.705	0.710	-0.436	-0.443	-0.426	-0.420	-0.415	-0.006	-0.018	-0.013	-0.008	-0.010
2011 Q4	Vacuno	0.061	0.057	0.033	0.043	0.571	0.066	0.131	0.109	0.123	0.129	-0.168	-0.168	-0.166	-0.160	-0.162	-1.857	-1.840	-1.819	-1.798	-1.776	0.777	0.761	0.752	0.738	0.744	-0.456	-0.463	-0.445							

Trimestre	Producto	Vacuno				Pollo				Huevo				Pescado				Cerdo				Cordero				Pavo										
		10%	12.5%	15%	17.5%	10%	12.5%	15%	17.5%	10%	12.5%	15%	17.5%	10%	12.5%	15%	17.5%	10%	12.5%	15%	17.5%	10%	12.5%	15%	17.5%	10%	12.5%	15%	17.5%							
2004 Q1	Total	-0.178	-0.179	-0.181	-0.179	-0.084	-0.012	-0.024	-0.030	-0.026	-0.024	-0.141	-0.141	-0.139	-0.136	-0.137	-0.803	-0.793	-0.784	-0.774	-0.767	0.204	0.198	0.197	0.193	0.196	-0.250	-0.249	-0.241	-0.237	-0.232	-0.047	-0.047	-0.046	-0.046	-0.043
2004 Q2	Total	-0.207	-0.207	-0.208	-0.206	-0.125	-0.010	-0.020	-0.027	-0.022	-0.020	-0.147	-0.147	-0.145	-0.143	-0.143	-0.797	-0.787	-0.778	-0.769	-0.762	0.236	0.230	0.228	0.223	0.226	-0.268	-0.266	-0.258	-0.254	-0.248	-0.042	-0.042	-0.042	-0.042	-0.039
2004 Q3	Total	-0.207	-0.207	-0.208	-0.206	-0.094	-0.016	-0.033	-0.039	-0.034	-0.032	-0.143	-0.143	-0.141	-0.139	-0.139	-0.795	-0.786	-0.777	-0.767	-0.760	0.226	0.220	0.219	0.213	0.216	-0.245	-0.244	-0.237	-0.233	-0.228	-0.040	-0.041	-0.040	-0.040	-0.037
2004 Q4	Total	-0.181	-0.182	-0.183	-0.181	-0.064	-0.014	-0.028	-0.034	-0.030	-0.028	-0.128	-0.128	-0.126	-0.124	-0.124	-0.769	-0.761	-0.752	-0.743	-0.735	0.199	0.193	0.192	0.192	0.188	-0.268	-0.267	-0.259	-0.254	-0.249	-0.044	-0.045	-0.044	-0.044	-0.042
2005 Q1	Total	-0.202	-0.203	-0.203	-0.201	-0.088	-0.012	-0.024	-0.030	-0.026	-0.024	-0.138	-0.138	-0.137	-0.134	-0.134	-0.776	-0.767	-0.758	-0.749	-0.742	0.216	0.210	0.209	0.204	0.206	-0.265	-0.264	-0.256	-0.251	-0.246	-0.043	-0.043	-0.043	-0.043	-0.040
2005 Q2	Total	-0.218	-0.217	-0.218	-0.215	-0.125	-0.012	-0.024	-0.030	-0.025	-0.023	-0.140	-0.140	-0.138	-0.136	-0.136	-0.776	-0.767	-0.758	-0.749	-0.742	0.234	0.228	0.227	0.222	0.224	-0.273	-0.271	-0.263	-0.259	-0.253	-0.038	-0.038	-0.038	-0.038	-0.035
2005 Q3	Total	-0.200	-0.200	-0.201	-0.199	-0.116	-0.012	-0.025	-0.031	-0.026	-0.024	-0.142	-0.142	-0.141	-0.138	-0.138	-0.804	-0.795	-0.786	-0.776	-0.769	0.236	0.230	0.228	0.223	0.225	-0.266	-0.264	-0.256	-0.252	-0.247	-0.041	-0.041	-0.041	-0.040	-0.038
2005 Q4	Total	-0.141	-0.142	-0.145	-0.143	-0.040	-0.013	-0.026	-0.033	-0.028	-0.026	-0.126	-0.126	-0.125	-0.122	-0.123	-0.809	-0.800	-0.790	-0.780	-0.772	0.192	0.187	0.186	0.181	0.185	-0.266	-0.265	-0.257	-0.252	-0.247	-0.052	-0.053	-0.052	-0.052	-0.049
2006 Q1	Total	-0.191	-0.191	-0.192	-0.190	-0.095	-0.010	-0.021	-0.027	-0.023	-0.021	-0.133	-0.132	-0.131	-0.128	-0.129	-0.777	-0.768	-0.759	-0.750	-0.743	0.204	0.199	0.198	0.193	0.196	-0.269	-0.267	-0.260	-0.255	-0.250	-0.040	-0.041	-0.041	-0.040	-0.038
2006 Q2	Total	-0.220	-0.220	-0.220	-0.218	-0.120	-0.008	-0.016	-0.022	-0.018	-0.016	-0.141	-0.141	-0.139	-0.137	-0.137	-0.763	-0.754	-0.745	-0.736	-0.730	0.222	0.216	0.214	0.209	0.212	-0.277	-0.275	-0.267	-0.262	-0.257	-0.041	-0.041	-0.041	-0.041	-0.038
2006 Q3	Total	-0.197	-0.197	-0.199	-0.196	-0.112	-0.012	-0.025	-0.031	-0.026	-0.024	-0.141	-0.140	-0.139	-0.136	-0.137	-0.801	-0.792	-0.782	-0.773	-0.765	0.226	0.220	0.218	0.213	0.216	-0.262	-0.261	-0.253	-0.248	-0.243	-0.040	-0.040	-0.040	-0.040	-0.037
2006 Q4	Total	-0.179	-0.179	-0.181	-0.179	-0.122	-0.004	-0.010	-0.016	-0.012	-0.010	-0.135	-0.135	-0.134	-0.131	-0.132	-0.784	-0.774	-0.765	-0.756	-0.749	0.221	0.215	0.214	0.208	0.211	-0.304	-0.302	-0.294	-0.288	-0.282	-0.047	-0.047	-0.047	-0.047	-0.044
2007 Q1	Total	-0.194	-0.195	-0.196	-0.194	-0.093	-0.010	-0.021	-0.027	-0.023	-0.020	-0.140	-0.140	-0.138	-0.135	-0.136	-0.777	-0.768	-0.759	-0.750	-0.743	0.220	0.214	0.213	0.207	0.210	-0.278	-0.276	-0.269	-0.264	-0.258	-0.048	-0.048	-0.048	-0.048	-0.045
2007 Q2	Total	-0.211	-0.212	-0.212	-0.210	-0.138	-0.015	-0.030	-0.036	-0.031	-0.029	-0.148	-0.148	-0.146	-0.143	-0.143	-0.784	-0.775	-0.766	-0.758	-0.750	0.246	0.239	0.238	0.232	0.235	-0.273	-0.271	-0.263	-0.259	-0.253	-0.047	-0.047	-0.047	-0.047	-0.044
2007 Q3	Total	-0.184	-0.185	-0.187	-0.185	-0.113	-0.018	-0.037	-0.043	-0.038	-0.036	-0.146	-0.146	-0.144	-0.141	-0.142	-0.826	-0.817	-0.808	-0.798	-0.791	0.249	0.242	0.241	0.235	0.238	-0.258	-0.257	-0.249	-0.245	-0.240	-0.046	-0.046	-0.046	-0.046	-0.043
2007 Q4	Total	-0.141	-0.142	-0.145	-0.143	-0.065	-0.020	-0.040	-0.047	-0.042	-0.039	-0.135	-0.135	-0.133	-0.131	-0.131	-0.818	-0.809	-0.799	-0.790	-0.782	0.229	0.224	0.222	0.217	0.220	-0.279	-0.277	-0.269	-0.264	-0.259	-0.055	-0.056	-0.055	-0.055	-0.052
2008 Q1	Total	-0.176	-0.177	-0.178	-0.177	-0.065	-0.020	-0.039	-0.045	-0.040	-0.038	-0.137	-0.137	-0.135	-0.132	-0.133	-0.794	-0.785	-0.776	-0.768	-0.760	0.228	0.222	0.221	0.216	0.218	-0.266	-0.265	-0.257	-0.252	-0.247	-0.047	-0.048	-0.047	-0.047	-0.044
2008 Q2	Total	-0.199	-0.199	-0.200	-0.198	-0.152	-0.018	-0.036	-0.042	-0.037	-0.035	-0.144	-0.144	-0.142	-0.140	-0.140	-0.801	-0.791	-0.782	-0.774	-0.766	0.252	0.246	0.244	0.239	0.241	-0.270	-0.269	-0.261	-0.257	-0.251	-0.043	-0.043	-0.043	-0.042	-0.040
2008 Q3	Total	-0.199	-0.199	-0.200	-0.198	-0.087	-0.022	-0.045	-0.050	-0.045	-0.043	-0.142	-0.142	-0.140	-0.137	-0.137	-0.799	-0.790	-0.781	-0.772	-0.764	0.213	0.209	0.207	0.202	0.205	-0.268	-0.267	-0.260	-0.254	-0.249	-0.047	-0.048	-0.047	-0.047	-0.044
2008 Q4	Total	-0.168	-0.168	-0.170	-0.168	-0.052	-0.019	-0.038	-0.044	-0.039	-0.036	-0.129	-0.129	-0.127	-0.125	-0.125	-0.786	-0.777	-0.768	-0.759	-0.752	0.213	0.207	0.206	0.201	0.204	-0.268	-0.267	-0.260	-0.254	-0.249	-0.047	-0.048	-0.047	-0.047	-0.044
2009 Q1	Total	-0.194	-0.194	-0.195	-0.193	-0.220	-0.023	-0.046	-0.052	-0.047	-0.044	-0.132	-0.132	-0.131	-0.128	-0.129	-0.768	-0.759	-0.751	-0.742	-0.735	0.213	0.208	0.207	0.202	0.204	-0.249	-0.248	-0.241	-0.237	-0.232	-0.045	-0.045	-0.045	-0.044	-0.042
2009 Q2	Total	-0.209	-0.208	-0.209	-0.207	-0.108	-0.020	-0.041	-0.047	-0.042	-0.039	-0.139	-0.139	-0.137	-0.134	-0.135	-0.766	-0.767	-0.758	-0.750	-0.742	0.229	0.223	0.222	0.217	0.219	-0.251	-0.250	-0.243	-0.239	-0.234	-0.043	-0.043	-0.043	-0.043	-0.040
2009 Q3	Total	-0.198	-0.198	-0.199	-0.197	-0.082	-0.024	-0.048	-0.054	-0.049	-0.046	-0.143	-0.143	-0.142	-0.139	-0.139	-0.805	-0.796	-0.787	-0.778	-0.770	0.239	0.233	0.232	0.226	0.229	-0.239	-0.238	-0.231	-0.227	-0.222	-0.045	-0.045	-0.045	-0.044	-0.042
2009 Q4	Total	-0.170	-0.170	-0.171	-0.170	-0.057	-0.021	-0.042	-0.048	-0.043	-0.041	-0.125	-0.125	-0.124	-0.122	-0.122	-0.778	-0.769	-0.760	-0.751	-0.744	0.205	0.199	0.198	0.194	0.196	-0.259	-0.258	-0.250	-0.246	-0.241	-0.047	-0.048	-0.047	-0.046	-0.044
2010 Q1	Total	-0.182	-0.182	-0.184	-0.182	-0.065	-0.020	-0.041	-0.047	-0.042	-0.040	-0.131	-0.131	-0.129	-0.127	-0.127	-0.780	-0.771	-0.762	-0.753	-0.746	0.210	0.205	0.203	0.199	0.201	-0.253	-0.252	-0.245	-0.240	-0.235	-0.045	-0.045	-0.045	-0.044	-0.042
2010 Q2	Total	-0.194	-0.194	-0.195	-0.194	-0.068	-0.022	-0.045	-0.051	-0.046	-0.043	-0.142	-0.142	-0.141	-0.138	-0.138	-0.798	-0.789	-0.780	-0.770	-0.763	0.226	0.221	0.219	0.214	0.217	-0.238	-0.238	-0.230	-0.226	-0.221	-0.047	-0.047	-0.047	-0.046	-0.044
2010 Q3	Total	-0.189	-0.189	-0.191	-0.189	-0.069	-0.021	-0.042	-0.047	-0.043	-0.040	-0.141	-0.141	-0.139	-0.136	-0.137	-0.798	-0.789	-0.780	-0.770	-0.762	0.224	0.218	0.217	0.212	0.214	-0.238	-0.237	-0.230	-0.226	-0.221	-0.043	-0.044	-0.043	-0.043	-0.040
2010 Q4	Total	-0.167	-0.168	-0.170	-0.168	-0.061	-0.014	-0.028	-0.034	-0.030	-0.027	-0.133	-0.132	-0.131	-0.128	-0.129	-0.806	-0.787	-0.778	-0.768	-0.761	0.215	0.209	0.208	0.203	0.206	-0.275	-0.273	-0.265	-0.260	-0.255	-0.047	-0.048	-0.047	-0.047	-0.044
2011 Q1	Total	-0.161	-0.162	-0.164	-0.162	-0.040	-0.021	-0.043	-0.049	-0.044	-0.042	-0.139	-0.139	-0.138	-0.135	-0.135	-0.822	-0.815	-0.806	-0.796	-0.789	0.232	0.226	0.225	0.219	0.222	-0.254	-0.253	-0.245	-0.241	-0.236	-0.052	-0.052	-0.052	-0.051	-0.048
2011 Q2	Total	-0.171	-0.172	-0.174	-0.172	-0.054	-0.024	-0.049	-0.055	-0.050	-0.047	-0.142	-0.142	-0.140	-0.137	-0.138	-0.822	-0.813	-0.803	-0.794	-0.786	0.239	0.233	0.231	0.226	0.228	-0.246	-0.245	-0.238	-0.233	-0.229	-0.053	-0.053	-0.053	-0.052	-0.049
2011 Q3	Total	-0.167	-0.168	-0.170	-0.169	-0.042	-0.026	-0.052	-0.058	-0.053	-0.050	-0.142	-0.142	-0.140	-0.137	-0.138	-0.831	-0.822	-0.812	-0.803	-0.795															

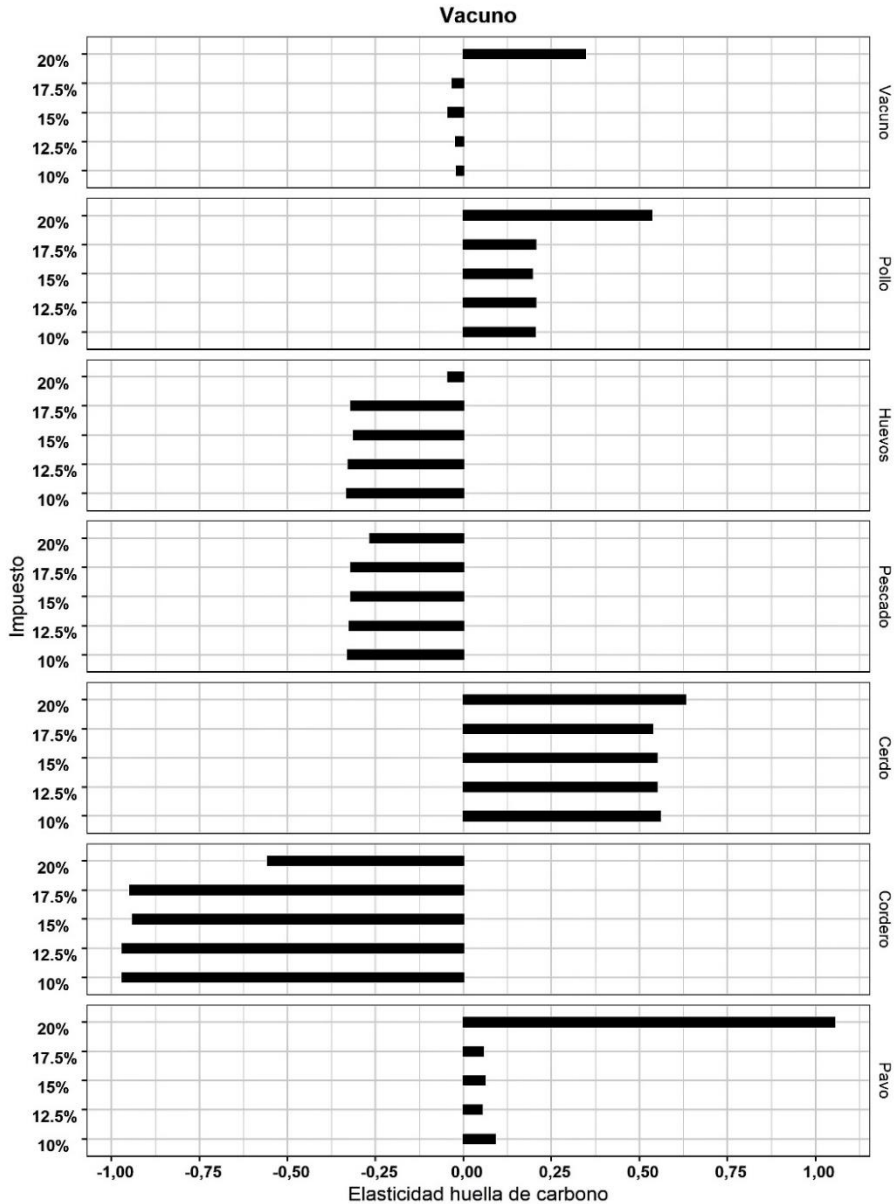
Anexo 9. Elasticidades de huella de carbono por impuesto para 7 alimentos de origen animal y el total de emisiones a partir de la aplicación de diferentes tasas de impuesto sobre los huevos



Anexo 10. Elasticidades de huella de carbono por impuesto para 7 alimentos de origen animal a partir de la aplicación de diferentes tasas de impuesto sobre el pavo



Anexo 11. Elasticidades de huella de carbono por impuesto para 7 alimentos de origen animal a partir de la aplicación de diferentes tasas de impuesto sobre el vacuno



Anexo 12. Elasticidades de huella de carbono por impuesto para 7 alimentos de origen animal y el total de emisiones a partir de la aplicación de diferentes tasas de impuesto sobre el cordero

