

El metabolismo económico de los hogares en España

Un análisis regional de los flujos físicos y el impacto ambiental de los modelos de consumo



Programa de doctorado en Economía
2022

Doctoranda:
Monica Di Donato

Dirigida por:
Dr. Óscar Carpintero Redondo



Universidad de Valladolid



PROGRAMA DE DOCTORADO EN ECONOMÍA

TESIS DOCTORAL

**El metabolismo económico de los hogares en España.
Un análisis regional de los flujos físicos y el impacto
ambiental de los modelos de consumo**

Presentada por

Monica Di Donato

para optar al grado de Doctora por la Universidad de
Valladolid

Tesis dirigida por:

Dr. Óscar Carpintero Redondo
Universidad de Valladolid

Junio de 2022

A la memoria de mi padre, a mi madre

A Pedro, a Ariadna

ÍNDICE DE CONTENIDOS

AGRADECIMIENTOS	x
1. INTRODUCCIÓN.....	1
1.1. El enfoque de la Economía Ecológica para redefinir las relaciones del sistema económico con los sistemas naturales	3
1.2. El metabolismo económico como herramienta metodológica para cuantificar la escala de la economía en los sistemas naturales.....	6
1.3. Modelos de consumo, sostenibilidad y metabolismo	10
1.4. Objetivos y organización de la investigación	13
2. METABOLISMO E IMPACTOS AMBIENTALES DEL CONSUMO DE LOS HOGARES: UNA REVISIÓN SOBRE SU EVALUACIÓN, METODOLOGÍA E IMPULSORES DE CAMBIO	17
2.1. Introducción.....	17
2.2. Aproximaciones metodológicas al estudio del metabolismo de los hogares.....	18
2.3. Evaluación del metabolismo de los hogares.....	22
2.3.1. La dimensión energética del consumo de los hogares.....	22
2.3.2. La dimensión material del consumo de los hogares	27
2.3.3. Diferentes tipos de salidas (outputs) de los hogares.....	30
2.4. Conclusiones	42
3. EL METABOLISMO ENERGÉTICO DE LOS HOGARES ESPAÑOLES: USOS RESIDENCIALES Y TRANSPORTE PRIVADO	44
3.1. Introducción.....	44
3.2. Metodología.....	47
3.2.1. Extracción y elaboración de los datos descriptivos.....	48
3.2.2. Análisis llevados a cabo	54
3.3. Flujos de entrada al metabolismo. El uso de la energía con fines residenciales por parte de los hogares	56
3.3.1. Caracterización del consumo energético con fines residenciales en los hogares españoles.....	56
3.3.2. Vectores energéticos: el dominio de la electrificación y el gas natural	64
3.3.3. Servicios energéticos de los hogares: el dominio de la calefacción y la caldera	66
3.3.4. Más es menos: compartir equipamientos hace que los hogares más grandes tengan un menor nivel de consumo y gasto	69

3.3.5. Factores socioeconómicos que influyen en el consumo energético de los hogares con fines residenciales	72
3.4. Flujos de entrada. El uso de la energía para la movilidad de los hogares en coche privado: un bien posicional muy marcado por el precio del carburante	86
3.4.1. Caracterización del consumo energético para transporte privado en los hogares españoles	86
3.4.2. Los hogares de tamaño intermedio tienen mayor nivel de consumo y gasto	93
3.4.3. Factores socioeconómicos que influyen en el consumo energético de los hogares para el transporte privado	97
3.5. Flujos energéticos de entrada agregados. El consumo energético total de los hogares	116
3.6. Los flujos de salida en el metabolismo energético: emisiones de gases de efecto invernadero	119
3.6.1. Emisiones directas de GEI del consumo energético de los hogares	120
3.6.2. Emisiones indirectas de GEI asociadas al consumo energético con fines residenciales	124
3.6.3. Emisiones indirectas de GEI asociadas al consumo para transporte privado	126
3.6.4. Emisiones totales asociadas al consumo energético	128
3.7. Conclusiones	129
4. TENDENCIAS DEL METABOLISMO MATERIAL DE LOS HOGARES ESPAÑOLES: EL CASO DE LA ALIMENTACIÓN	132
4.1. Introducción	132
4.2. Metodología	134
4.2.1. Justificación de la elección de la EPF como fuente para el estudio del metabolismo alimentario de los hogares en España	134
4.2.2. Extracción y elaboración de los datos	136
4.2.3. Análisis realizados y dietas de referencia	141
4.2.4. Impacto ambiental del consumo de alimentos	144
4.3. Flujos de entrada al metabolismo alimentario y su relación con la coyuntura económica	145
4.3.1. La influencia de la coyuntura económica en el consumo alimentario en España	145
4.3.2. La influencia de los factores socioeconómicos en el metabolismo alimentario ...	160
4.4. Los flujos de salida: residuos de alimentos y síntesis del metabolismo alimentario de los hogares	189

4.4.1. Residuos y desperdicios alimentarios de los hogares.....	190
4.4.2. Aproximación al metabolismo alimentario de los hogares españoles.....	193
4.5. Los impactos ambientales de los patrones de consumo alimentario: las huellas hídricas y de carbono.....	197
4.5.1 El modelo alimentario actual y sus alternativas	197
4.5.2. Huella de carbono de la alimentación en los hogares españoles por CCAA.....	201
4.5.3. Huella hídrica de la alimentación en los hogares españoles por CCAA	208
4.6. Conclusiones	214
5. SÍNTESIS DEL BALANCE DEL METABOLISMO DE LOS HOGARES ESPAÑOLES A ESCALA REGIONAL	217
5.1. Introducción.....	217
5.2. El metabolismo global de los hogares españoles: una breve síntesis regional.....	218
5.3. Influencia de factores socio-económicos en el metabolismo de los hogares.....	227
5.3.1. Influencia del status en el consumo de los hogares.....	227
5.3.2. Influencia de la tipología de hogar (tamaño, edad y composición) en el consumo de los hogares	232
5.4. Conclusiones	238
6. CONCLUSIONES.....	240
6.1. Principales conclusiones	240
6.1.1. Sobre los estudios en torno al metabolismo de los hogares	240
6.1.2. Sobre el metabolismo energético de los hogares.....	241
6.1.3. Metabolismo alimentario de los hogares.....	243
6.1.4. Balance global del metabolismo de los hogares españoles y sus regiones.....	245
6.2. Aportaciones y límites de la investigación.....	247
6.2.1. Principales aportaciones de esta investigación.....	247
6.2.2. Principales limitaciones de esta investigación	249
6.3. Perspectivas de investigación	250
BIBLIOGRAFÍA.....	253
ANEXO I.....	287
ANEXO II	301

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.1. Relaciones entre sistema socioeconómico-naturaleza, tal y como se plantea en la Economía Ecológica.	4
Figura 1.2. Esquema general del funcionamiento del metabolismo económico de un país.	9
Figura 1.3. Aproximación del trabajo al estudio de la sostenibilidad de los hogares.	13
Figura 1.4. Relación entre los objetivos y el contenido de la tesis doctoral.	16
Figura 2.1. Representación del metabolismo de los hogares dentro de su contexto socio-económico y ambiental	18
Figura 2.2. Representación esquemática de las diferentes metodologías usadas para calcular los requerimientos, emisiones y residuos de los hogares.	19
Figura 3.1. Extracción de datos energéticos de la EPF	48
Figura 3.2. Extracción de las rúbricas de la COICOP/HBS correspondientes a Energía en el fichero de gastos de los microdatos de la EPF	49
Figura 3.3. Ejemplo de relaciones entre variables energéticas para elaboración de consultas en MS Access.....	51
Figura 3.4. Peso del sector residencial en el consumo de energía final para España	57
Figura 3.5. Evolución del consumo total y el nivel de consumo de energía con fines residenciales en (a) términos físicos, y (b) gastos para los hogares españoles.....	58
Figura 3.6. Variación de la media anual del IPC en las distintas categorías de energía asociadas a los usos residenciales en España, 2006-2012.....	59
Figura 3.7. Clasificación de los hogares de acuerdo con (a) consumo energético y (b) gasto en energía con fines residenciales según su localización	60
Figura 3.8. Mapa con la agrupación de los hogares regionales según su nivel de consumo de energía con fines residenciales, años 2006-2012	62
Figura 3.9. Variación de los niveles de cantidad y gasto en energía con fines residenciales según localización del hogar.	63
Figura 3.10. Clasificación de los hogares regionales a partir del peso del gasto en energía con fines residenciales en el gasto total, según localización del hogar.	63
Figura 3.11. Consumo de energía final con fines residenciales por tipo de energía en los hogares españoles	64
Figura 3.12. Evolución de los niveles de consumo de los distintos (a) equipamientos y (b) electrodomésticos del hogar en España.	67
.....	68
Figura 3.13. Hogares con calefacción en las distintas regiones de España según datos de la EPF.	68
.....	68
Figura 3.14. Niveles medios del (a) consumo energético y (b) gasto en energía con fines residenciales de los hogares españoles según tamaño del hogar.	70
Figura 3.15. Niveles medios del (a) consumo energético y (b) gasto en energía con fines residenciales por tamaño del hogar según su localización.....	72

Figura 3.16. Niveles medios de (a) consumo energético y (b) gasto en energía con fines residenciales de los hogares españoles por decil de gasto total.	77
Figura 3.17. Niveles medios de: (a) consumo energético y (b) gasto en energía con fines residenciales por decil de gasto total según localización del hogar	78
Figura 3.18. Evolución de la superficie media de las viviendas en España y las distintas comunidades autónomas, según la EPF.	80
Figura 3.19. Niveles medios del (a) consumo energético y (b) gasto en energía con fines residenciales en los hogares españoles por tipología de hogar de la EPF.....	83
Figura 3.20. Niveles medios del (a) consumo energético y (b) gasto en energía con fines residenciales en los hogares de las regiones españolas por tipología de hogar de la EPF	84
Figura 3.21. Peso del sector transportes en el consumo de energía final para toda España.....	86
Figura 3.22. Evolución del consumo total y el nivel de consumo de energía para el transporte privado en (a) términos físicos, y (b) gastos para los hogares españoles.....	87
Figura 3.23. Clasificación de los hogares a partir del (a) consumo energético y (b) gasto en energía para transporte privado según su localización.....	89
Figura 3.24. Mapa con la agrupación de los hogares regionales según su nivel de consumo de energía para transporte privado, años 2006-2012	90
Figura 3.25. Variación de los niveles de cantidad y gasto en energía para transporte privado según localización del hogar.	91
Figura 3.26. Clasificación de los hogares a partir del peso del gasto en carburantes y lubricantes dentro del gasto total según la localización del hogar.....	92
Figura 3.27. Niveles medios del (a) consumo energético y (b) gasto en energía para transporte privado de los hogares españoles por tamaño del hogar.	94
Figura 3.28. Niveles medios del (a) consumo energético y (b) gasto en energía para transporte privado por tamaño del hogar según su localización	95
Figura 3.29. Niveles medios de (a) consumo energético y (b) gasto en energía para transporte privado de los hogares españoles por decil de gasto total.....	101
Figura 3.30. Niveles medios de: (a) consumo energético y (b) gasto en energía para transporte privado por decil de gasto total según localización del hogar.....	102
Figura 3.31. Clasificación de la evolución del precio medio de (a) gasolina y (b) gasóleo en España y las distintas comunidades autónomas.	104
Figura 3.32. Niveles medios de (a) consumo energético y (b) gasto en energía para transporte privado según el sexo del sustentador principal en los hogares españoles.	108
Figura 3.33. Niveles medios de (a) consumo energético y (b) gasto en energía para transporte privado según localización del hogar y sexo del sustentador principal	109
Figura 3.34. Niveles medios de (a) consumo energético y (b) gasto en energía para transporte privado en los hogares españoles según la edad del sustentador principal.	111
Figura 3.36. Niveles medios de (a) consumo energético y (b) gasto en energía para transporte privado en los hogares españoles según la tipología de hogar.....	113
Figura 3.37. Niveles medios de (a) consumo energético y (b) gasto en energía para transporte privado según tipología y localización del hogar	115

Figura 3.38. Peso de los principales gastos energéticos dentro del consumo total de energía de los hogares españoles.....	116
Figura 3.39. Clasificación de los hogares a partir del peso del transporte privado dentro del consumo total de energía de los hogares según su localización.	117
Figura 3.40. Clasificación de los niveles de (a) consumo energético total y (b) gasto total en energía de los hogares por localización del hogar, y para España (usos residenciales + transporte privado).	118
Figura 3.41. Nivel de emisiones totales directas (usos residenciales + transporte) de GEI en los hogares españoles.....	120
Figura 3.42. Nivel de emisiones directas totales (usos residenciales + transporte privado) en los hogares según localización para los años (a) 2006, (b) 2008, (c) 2010 y (d) 2012.	122
Figura 3.43. Emisiones directas totales de GEI de los hogares españoles por decil de gasto total.	123
Figura 3.44. Emisiones directas totales de GEI de los hogares según decil de gasto total y localización del hogar	124
Figura 3.45. Clasificación de los hogares a partir del nivel de emisiones indirectas de GEI asociado a la generación y distribución de electricidad consumida según localización del hogar.	125
Figura 3.46. Factores de emisión indirecta asociados al consumo de energías fósiles destinadas al hogar.....	126
Figura 3.47. Factor de emisión indirecta de la producción de los carburantes destinados al transporte privado de los hogares.....	127
Figura 3.48. Clasificación de los hogares a partir del nivel de emisiones indirectas de GEI asociado a la energía consumida para el transporte privado según localización del hogar.	127
Figura 3.49. Clasificación de los hogares a partir del nivel de emisiones totales del consumo energético según localización del hogar.	128
Figura 3.50. Clasificación del peso de las emisiones indirectas en las emisiones totales asociadas al consumo energético total según localización del hogar.....	129
Figura 4.1. Extracción de datos alimentarios de la EPF.	136
Figura 4.2. Ejemplo de extracción de la rúbrica 1221 de la COICOP/HBS en el fichero de gastos de los microdatos de la EPF.....	137
Figura 4.3. Ejemplo de relaciones entre variables de alimentación para elaboración de consultas en MS Access.....	139
Figura 4.4. Evolución del consumo alimentario total y del nivel de consumo alimentario de los hogares españoles en (a) términos físicos, y en (b) gastos.....	146
Figura 4.5. Clasificación de los hogares regionales según (a) su consumo per cápita y (b) gasto per cápita en alimentación.....	147
Figura 4.6. Variación de los niveles de cantidad y gasto alimentario según localización del hogar.	148
Figura 4.7. Variación del IPC de los alimentos por categorías en España, 2006-2012	149
Figura 4.8. Peso del gasto en alimentación en el total de gasto de los hogares en España.....	150

Figura 4.9. Clasificación de los hogares regionales según el peso del gasto alimentario en el gasto total.	151
Figura 4.10. Relación entre el peso del gasto alimentario en el gasto total de los hogares y el nivel de gasto alimentario	152
Figura 4.11. Niveles medios de consumo de alimentos en los hogares españoles en términos de (a) cantidad y (b) gasto por categoría de alimento	153
Figura 4.12. Variación de los niveles de (a) cantidad y (b) gasto alimentario de los hogares españoles según categoría de alimento.....	154
Figura 4.13. Mapas con la agrupación de los hogares regionales según su nivel de consumo para cada uno de los grupos de alimentos de la EPF, año 2012.....	159
Figura 4.14. Consumo de alimentos por parte de los hogares españoles según su tamaño.	166
Figura 4.15. Variación del número de hogares en cada tamaño en España para el período 2006-2012 según la EPF.....	166
Figura 4.16. Niveles medios de consumo de alimentos de los hogares en 2012 según tamaño del hogar, categorías de alimentos y localización del hogar.....	168
Figura 4.18. Niveles medios de consumo de alimentos en 2012 por decil de gasto total según localización del hogar y categoría de alimento.	171
Figura 4.19. Nivel medio de gasto en alimentos por decil de gasto total en los hogares españoles.	173
Figura 4.20. Niveles medios de gasto en alimentos de los hogares en 2012 por decil de gasto total, según localización del hogar y categoría de alimento.....	174
Figura 4.21. Influencia del factor sexo del sustentador principal en el nivel de consumo per cápita por categoría de alimento y localización del hogar	177
Figura 4.22. Influencia del factor edad del sustentador principal en el nivel de consumo per cápita por categoría de alimento y localización del hogar	179
Figura 4.23. Evolución del nivel medio de consumo alimentario de los hogares españoles por tipología de hogar.....	181
Figura 4.24. Nivel medio del consumo de alimentos de los hogares en 2012 por tipología de hogar según localización del hogar y categoría de alimento.....	182
Figura 4.25. Influencia del tipo de hogar en el nivel de consumo alimentario por categoría, según localización del hogar.....	184
Figura 4.26. Influencia del factor localización geográfica en el nivel de consumo per cápita por categoría de alimentos	187
Figura 4.27a. Aproximación a la síntesis del metabolismo alimentario de los hogares españoles según localización del hogar, 2006	194
Figura 4.27b. Aproximación a la síntesis del metabolismo alimentario de los hogares españoles según localización del hogar, 2009	195
Figura 4.28. Variación de la ingesta anual media de productos frescos en los hogares españoles con respecto a las establecidas por las dietas de referencia.	199
Figura 4.29. Diferencia de la ingesta promedio anual de alimentos frescos de los hogares las distintas CCAA con respecto a la dieta de referencia omnívora de la SENC.....	200

Figura 4.30. Diferencia de la ingesta promedio anual de alimentos frescos de los hogares de las distintas CCAA con respecto a la dieta de referencia OLV.....	201
Figura 4.31. Comparación de la huella de carbono del consumo alimentario de los hogares españoles con la de hogares de otros países.....	202
Figura 4.32. Clasificación de los hogares regionales según la huella de carbono asociada al consumo real de alimentos, y comparación con la de la dieta SENC y OLV aquí planteadas... 203	
Figura 4.33. Nivel de la huella de carbono (kg CO ₂ -eq/habitante) de los hogares por categoría de alimento y localización del hogar para los años (a) 2006, (b) 2008, (c) 2010 y (d) 2012.	205
Figura 4.34. Niveles medios de la huella de carbono por decil de gasto total, según localización del hogar y categoría de alimento para el año 2012 (kg CO ₂ -eq/habitante).	207
Figura 4.35. Comparación de la huella hídrica del consumo alimentario de los hogares españoles con la de hogares de las distintas áreas de la UE.	209
Figura 4.36. Clasificación de los hogares regionales según la huella hídrica asociada al consumo real de alimentos y comparación con la de la dieta SENC y OLV aquí planteadas.	210
Figura 4.37. Nivel de la huella hídrica por categoría de alimento y localización del hogar para los años (a) 2006, (b) 2008, (c) 2010 y (d) 2012 (m ³ /habitante).	211
Figura 4.38. Niveles medios de la huella hídrica per cápita por decil de gasto total, según localización del hogar y categoría de alimento para el año 2012 (m ³ /habitante).	212
Figura 5.1. Síntesis del metabolismo de los hogares españoles para los años (a) 2006, (b) 2008, (c) 2010 y (d) 2012.....	219
Figura 5.2a. Síntesis del metabolismo de los hogares según localización del hogar para el año 2006.....	222
Figura 5.2b. Síntesis del metabolismo de los hogares según localización del hogar para el año 2008.....	223
Figura 5.2c. Síntesis del metabolismo de los hogares según localización del hogar para el año 2010.....	224
Figura 5.2d. Síntesis del metabolismo de los hogares según localización del hogar para el año 2012.	225
Figura 5.3. Flujos directos de entrada y salida de un hogar medio español perteneciente al primer y al último decil.....	229
Figura 5.4. Comparación de los flujos directos de entrada y salida entre los hogares medios pertenecientes al primer y último decil de Galicia, Comunidad de Madrid y Comunidad Valenciana.....	231
Figura 5.5. Flujos directos de entrada y salida de un hogar medio español perteneciente a los distintos tipos de hogar.	234
Figura 5.6a. Flujos directos de entrada y salida de un hogar medio de una comunidad autónoma con alto nivel de consumo (Galicia) perteneciente a los distintos tipos de hogar.	235
Figura 5.6b. Flujos directos de entrada y salida de un hogar medio de una comunidad autónoma con nivel medio de consumo (C. Madrid) perteneciente a los distintos tipos de hogar.....	236
Figura 5.6c. Flujos directos de entrada y salida de un hogar medio de una comunidad autónoma con nivel bajo de consumo (C. Valenciana) perteneciente a los distintos tipos de hogar.	237

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 2.1. Requerimientos energéticos de los principales estudios analizados en este trabajo	24
Tabla 2.2. Composición media de los requerimientos energéticos de los hogares según categorías de consumo.....	26
Tabla 2.3. Requerimientos materiales (HM) de los hogares por país y categoría en 2007.....	28
Tabla 2.4. Composición media de las emisiones de GEI de los hogares según categoría de consumo a escala global.....	31
Tabla 2.5. Emisiones GEI para algunos de los principales estudios analizados en este trabajo ...	32
Tabla 2.6. Huella de carbono (HC) de los hogares por país y categoría en 2007	34
Tabla 2.7. Emisiones directas e indirectas de los hogares españoles.....	35
Tabla 2.8. Peso de las distintas categorías de consumo en las emisiones GEI de los hogares a escala nacional.....	37
Tabla 2.9. Huella hídrica (HH) de los hogares por país y categoría en 2007	39
Tabla 2.10. Residuos por país y categoría en 2007, con el peso de los hogares	41
Tabla 3.1. Clasificación de hogares regionales según los niveles de consumo energético por tipo de energía. Año 2012	65
Tabla 3.2. Modelos de regresión lineal múltiple (Variable dependiente: logaritmo de la cantidad de energía con fines residenciales consumida por unidad de consumo).....	74
Tabla 3.3. Modelos de regresión lineal múltiple (Variable dependiente: log de la cantidad de energía consumida por unidad de consumo).....	98
Tabla 4.1. Categorías de alimentos utilizadas, a partir de la clasificación COICOP/HBS.....	135
Tabla 4.2. Modelos de regresión lineal múltiple para las distintas categorías de alimentos considerados de la EPF (Variable dependiente: log Cantidad consumida per cápita).....	161
Figura 4.17. Niveles medios de consumo de alimentos por decil de gasto total en los hogares españoles.....	170
Tabla 4.3. Clasificación que muestra la ratio entre hogares pobres y ricos en la media del consumo per cápita para las tres categorías de alimentos donde esta es mayor en cada comunidad autónoma y España (año 2012).....	172
Tabla 4.4. Clasificación que muestra la ratio entre hogares pobres y ricos en la media del gasto per cápita para las tres categorías de alimentos donde esta es mayor en cada comunidad autónoma y España (año 2012).....	175
Tabla 4.5. Resumen de las pérdidas y residuos asociados a las distintas fases de la cadena alimentaria de los hogares españoles (kg/habitante) según localización del hogar.....	192
Tabla 4.6. Comparación de las dietas de referencia con la ingesta anual media real de los hogares españoles	198

Agradecimientos

En primer lugar, quiero agradecer a Óscar Carpintero su apoyo, su colaboración, su compromiso y confianza que han permitido que este proyecto de investigación siguiera adelante y llegara a culminarse. Su trabajo, así como su trayectoria académica como referente en el campo de la Economía Ecológica son una fuente constante de inspiración, y han sido para mí un estímulo para abordar y profundizar en algunos ámbitos en los cuales su mirada precursora ya había fijado la atención.

Quiero agradecer también a mis compañeros y compañeras de trabajo en FUHEM la cercanía y el cariño demostrado a lo largo de todos estos años. Ellos y ellas conforman el ecosistema humano cotidiano en el cual he madurado y maduro cada día mi aprendizaje, tanto a nivel profesional como personal. Un agradecimiento muy especial para Santiago Álvarez por su apoyo y paciencia, así como por todo el espacio y el tiempo que ha permitido que pudiera dedicar a este trabajo.

A Sergio Sastre, un compañero y brillante investigador, con el que, de alguna manera, he compartido trayectoria, sintiéndome siempre comprendida y acompañada. Agradezco también a Jaime Nieto su escucha y cariño a lo largo de estos años.

Un pensamiento lleno de afecto a todos mis amigos que, desde la cercanía o incluso desde la lejanía, continúan apoyando y queriendo a este carácter siempre complejo, a veces complicado, con sus palabras, terapias, gestos, y con su complicidad sana y gratuita.

Y, por último, y más importante, a toda mi familia, por ser siempre mi punto de referencia incondicional. En particular a mi abuela y a mi padre, que ya no están, y a mi madre, que siempre está ahí. A Pedro y Ari, por todo...perché “il carrozone riprende la via”.

Capítulo 1

Introducción

El cambio global (Steffen et al. 2005; Duarte 2009), es decir, el impacto que las actividades humanas han llegado a tener sobre el medio ambiente no sólo en el ámbito local o regional, sino en el funcionamiento del planeta entero, supone uno de los grandes desafíos a los que se enfrenta la humanidad en la actualidad, siendo uno de los elementos clave de la actual crisis ecosocial. Tal es la influencia del ser humano que se ha llegado a proponer una nueva era geológica (el Antropoceno), en la cual los seres humanos nos habríamos convertido en la principal fuerza de control de los ciclos biogeoquímicos del planeta (Crutzen y Stoermer 2000; Steffen et al. 2011, 2015a, 2018; Zalasiewicz et al. 2008).

La preocupación por este fenómeno no es nueva. Cinco décadas contemplan la publicación del famoso informe al Club de Roma sobre los límites del crecimiento (Meadows et al. 1972) que vino a cuestionar la viabilidad ambiental de las políticas de desarrollo económico puestas en marcha durante la posguerra mundial a partir de la constatación de la imposibilidad de crecer indefinidamente en un planeta con recursos finitos. Ese mismo año se llevó a cabo la primera Conferencia Internacional sobre Medio Ambiente Humano, o Conferencia de Estocolmo (1972), donde se expresaron por primera vez las preocupaciones que provocaban en muchos gobiernos del mundo los efectos que ya estaban teniendo dichas políticas sobre el medio ambiente de un planeta que, ya en aquella ocasión, se calificaba de único y necesitado de cuidados (Ward y Dubos 1972). Algunos años después se acuñaba el término desarrollo sostenible (WCED 1987) con el objetivo de hacer compatibles el desarrollo (en su versión de crecimiento) y los recursos naturales, tras dos grandes crisis del petróleo (1973 y 1979).

Sin embargo, la preocupación por las relaciones conflictivas entre economía y naturaleza no ha hecho sino crecer desde entonces al ritmo que marcaban las conferencias internacionales sobre medio ambiente (Río de Janeiro, 1992, Nueva York 1997, Johannesburgo 2002, Río de Janeiro 2012, Nueva York 2015) (Caradonna 2014) y los informes sobre el avance de fenómenos dentro del cambio global, como el cambio climático (IPCC 2022) o la pérdida de biodiversidad (IPBES 2019), así los escasos resultados que se han obtenido de todos ellos, a juzgar por la actual situación ambiental.

En este contexto, desde hace algunas décadas ha vuelto a tomar importancia el estudio, bajo múltiples enfoques (antropológico, sociológico, psicológico, económico, etc.), de cómo los

estilos de vida, y su reflejo en el comportamiento del hogar, condicionan la forma en la que esta unidad de decisión social interactúa (de forma directa y/o indirecta) con el medio ambiente, es decir: el estudio de los impactos generados debido al uso que el hogar hace de los recursos, así como las posibilidades que existen para reducir los efectos negativos de esta interacción (Gatersleben y Vlek 1998; Gatersleben 2001; Spangenberg y Lorek 2002; Jensen 2008; Lorek y Spangenberg 2001a, 2001b; Ropke 2001a; Tukker et al. 2010; UNEP 2011; Reisch y Thøgersen 2015).

Estos análisis han permitido entender cómo la utilización e intensidad del uso de energía y materiales asociada a los modelos de consumo dentro de los hogares condicionan de manera significativa que se alcance o no el objetivo de la sostenibilidad desde un punto de vista no sólo ambiental, sino también socioeconómico (calidad de vida), dado que también a la escala del hogar, la sostenibilidad tiene que considerar no sólo la cantidad y calidad de los flujos de energía y materiales que se mueven (Di Donato et al. 2015; Ivanova et al. 2016), sino también factores y patrones de naturaleza social, cultural, psicológica, etc., así como las relaciones complejas que se establecen entre todas estas variables (van den Bergh 2008; Gatersleben et al. 2016; Abrahamse y Steg 2011; Steg y Vlek 2009). En este sentido, es importante subrayar que a través del estudio del perfil ambiental de un hogar se puede comprobar que en el complejo proceso de retroalimentación que el sistema establece entre los flujos físicos desde y hacia los ecosistemas, los factores y variables económicas, sociales, culturales, políticas, institucionales, etc. tienen gran importancia. La interpretación de esta compleja trama permite hacer una lectura multidimensional de los cambios, las causas y las perspectivas que se pueden observar en los indicadores cuantitativos y cualitativos de conducta del hogar en el tiempo y en relación con el contexto histórico.

Este aumento del interés que la problemática del consumo en los hogares ha ido suscitando está en gran medida relacionado con el espectacular aumento de las cifras asociadas a los mismos. En las últimas décadas, un creciente número de estudios relacionados con el consumo desde diferentes perspectivas, incluyendo la ambiental (Ropke 1999; Ropke y Reisch 2004; Reisch y Thøgersen 2015), han mostrado la importancia cuantitativa de los hogares en la apropiación de materiales y energía de la biosfera, apuntando hacia un incremento en estas tendencias, en particular en ámbitos como el de la energía utilizada dentro de la vivienda, la alimentación, el transporte, y los residuos y emisiones, dentro de esferas clave en el perfil del comportamiento de los hogares (OECD 2002a; Zacarias-Farah y Geyer-Allély 2003; Kok et al. 2006; Hertwich 2011; Di Donato et al. 2015).

En todo caso, conviene a continuación contextualizar el estudio del papel jugado por los hogares en las relaciones generales economía-naturaleza y mostrar así el enfoque teórico-metodológico adoptado en nuestro trabajo.

1.1. El enfoque de la Economía Ecológica para redefinir las relaciones del sistema económico con los sistemas naturales

Es importante saber qué lentes nos ponemos para analizar las relaciones economía-naturaleza ya sean estas a escala global, nacional, regional, local o, más específicamente, cuando se trata de unidades económico-sociales más concretas como los hogares. No en vano, la interacción entre los sistemas sociales (incluyendo la esfera económica) y los sistemas naturales, así como la dependencia, en términos de funcionamiento y organización, de los primeros con respecto a la dimensión ecológica son fundamentales para entender los cambios que estamos llevando a cabo sobre los ecosistemas a escala global, así como la consecuente crisis ecosocial en la que estamos inmersos.

En ese sentido, dentro del actual debate sobre cómo alcanzar el objetivo de sostenibilidad económico-ecológica, existen fundamentalmente dos posiciones diferentes que se pueden resumir de la siguiente forma.

Por un lado, desde el punto de vista de la economía convencional (Economía Ambiental y de los Recursos Naturales), la sostenibilidad es entendida en un sentido débil (Daly y Cobb 1994; Cabeza Gutiérrez 1996; Neumayer 2013). Es decir, dado que los recursos naturales son una variable más dentro de un sistema económico más amplio y cerrado representado por el flujo circular de la renta, éstos sólo pueden ser evaluados a través de indicadores monetarios "ecológicamente modificados" que internalicen las externalidades, ya sea a nivel microeconómico, recurriendo al análisis coste-beneficio a través de la valoración monetaria de los denominados "servicios de los ecosistemas" (Costanza et al. 1997, 2014; Gómez-Baggethun et al. 2010; TEEB 2010a, 2010b), ya sea a nivel macroeconómico, mediante indicadores "más allá del PIB" (crecimiento verde, ahorro genuino, etc.) (Hoekstra 2019), sobre la base de una confianza plena en el desarrollo tecnológico y del capital, que permitirían una perfecta sustituibilidad de los flujos que proceden de la naturaleza (Pearce y Turner 1989; Pearce y Atkinson 1993; Solow 1974, 1993).

Por otra parte, el enfoque de la Economía Ecológica (Georgescu-Roegen 1971; Daly 1968; Daly y Farley 2010; Kapp 1976; Martínez Alier y Schlüpmann 1987; Martínez Alier 1999; Spash 2020, 2012; Brand-Correa et al. 2022), que se ha empeñado en la tarea de comprender y evaluar la sostenibilidad desde un punto de vista fuerte, es decir, enfatizando que la economía es un

subsistema dentro de un sistema más amplio como es la biosfera, abierto a la energía del sol, pero cerrado al intercambio de materiales con el exterior (Figura 1.1) (Daly 1968; Boulding 1966).

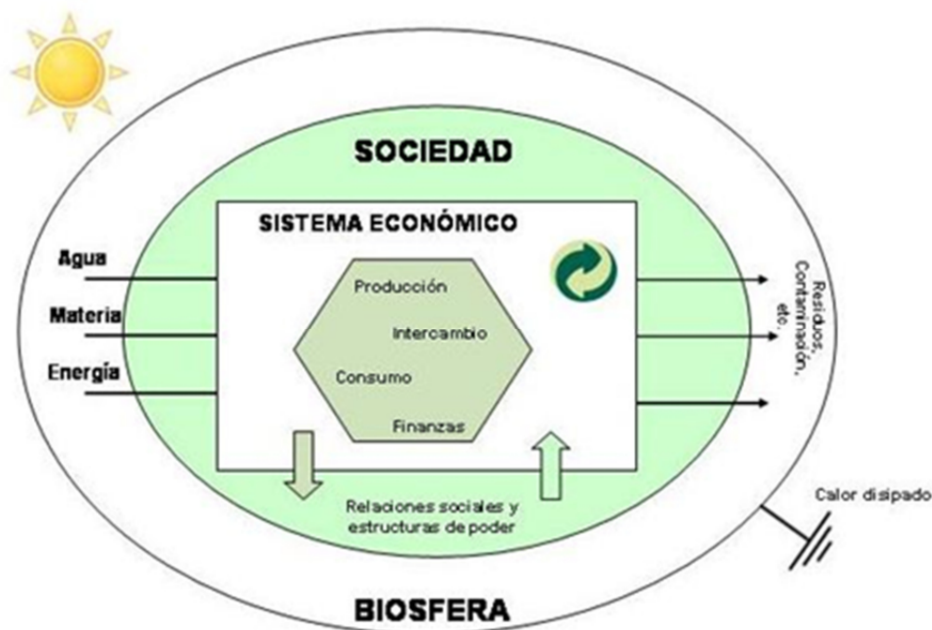


Figura 1.1. Relaciones entre sistema socioeconómico-naturaleza, tal y como se plantea en la Economía Ecológica.
(Fuente: Elaboración propia)

Esto tiene numerosas implicaciones sobre la idea de sistema económico, así como sobre el funcionamiento del mismo. Aquí se destacan dos.

En primer lugar, el modelo resultante deja de razonar en términos exclusivamente monetarios (comparabilidad fuerte de valores, y conmensurabilidad fuerte o débil de valores), y adopta una comparabilidad débil de valores (Martínez Alier et al. 1998). Esto encaja bien con la distinción de Georgescu-Roegen entre conceptos aritmofórficos, que a semejanza de los números son entes discretos que no cambian en el tiempo y el espacio, y conceptos dialécticos, que a diferencia de los anteriores se encuentran en un continuo cuya frontera es difícil de diferenciar, y cambian a lo largo del tiempo (Georgescu-Roegen 1971; Carpintero 2006), derivando lógicamente el hecho de que en el estudio de realidades sujetas a transformaciones cualitativas, como son las que se producen en el proceso económico, el uso de conceptos dialécticos es imprescindible (Carpintero 1999), y por tanto no existe una única escala de medida de carácter cuantitativo a la que referir todos los valores económicos a la hora de tomar decisiones, por lo cual los procesos económicos se pueden expresar no sólo con indicadores monetarios, sino también en términos de uso de recursos, generación de residuos e impactos sociales.

Otra consecuencia es que, desde el enfoque de la Economía Ecológica, las leyes que gobiernan la biosfera (de naturaleza biogeofísica) se entienden entonces como las que, en última instancia, gobiernan e imponen sus límites al proceso económico de producción y consumo. Cabe aquí señalar que dos economistas norteamericanos procedentes del Banco Mundial, Robert Goodland y Herman Daly, trataron de hacer operativos, en términos de sostenibilidad, algunos de estos límites biogeofísicos al proceso económico. Proponen para ello las denominadas reglas de entrada-salida (Daly 1991a; Goodland y Daly 1996; Costanza y Daly 1992), que se resumen del siguiente modo:

- Reglas de entrada: a) las tasas de explotación de recursos naturales renovables tienen que estar dentro de las capacidades de regeneración de los ecosistemas que los producen, b) las tasas de pérdida de recursos de carácter no renovable deberían ser iguales a la tasa a la que se puede sustituir su uso a través de tecnología o inversiones (en el caso de que esto fuera posible).
- Regla de salida: las emisiones, residuos, vertidos, etc. deberían estar dentro de la capacidad de procesado y asimilación del medio ambiente local sin una degradación inaceptable de su futura capacidad de absorción potencial ni de otros servicios que este preste.

Así las cosas, cabe deducir que, una vez aceptada la naturaleza del sistema económico como un subsistema de la biosfera, es evidente que una parte importante de los requerimientos de energía y materiales, así como de los costes en términos físicos (residuos, desperdicios, contaminación, etc.) generados por el proceso económico de producción y consumo no son fácilmente expresables en términos monetarios (inconmensurabilidad de valores) (Martínez Alier et al. 1998) pero, sin embargo, son determinantes a la hora de evaluar la sostenibilidad de un sistema económico en términos fuertes. De hecho, en ese sentido, cuanto mayor sea el tamaño del sistema económico, mayor será la presión sobre los recursos (reglas de entrada) y la emisión de residuos (regla de salida) y, por tanto, mayor su insostenibilidad. De este modo, se puede evaluar la sostenibilidad como *una cuestión de la escala o tamaño* que ocupa el sistema económico dentro de la propia biosfera, que debería quedar dentro de un espacio seguro para que la humanidad pudiera lograr la tan ansiada sostenibilidad (Rockström et al. 2009a, 2009b; Steffen et al. 2015b)

Uno de los grandes retos de la Economía Ecológica consiste, por tanto, en estudiar este tamaño relativo de la economía en la biosfera, planteando la existencia de dos grandes aproximaciones complementarias: a) un enfoque de flujos físicos (metabolismo económico) que contabiliza los requerimientos de energía y materiales directos y ocultos (valorados o no) que son

capturados por el sistema económico, así como los residuos (sin valor monetario) que se generan como consecuencia de su funcionamiento, del que se hablará a continuación; y b) un enfoque espacial que traduce la utilización de recursos naturales en superficie de territorio necesaria para satisfacer el modo de producción y consumo de una determinada población (Wackernagel y Rees 1996; Wackernagel et al. 2019).

1.2. El metabolismo económico como herramienta metodológica para cuantificar la escala de la economía en los sistemas naturales

La herramienta metodológica empleada y adaptada en este trabajo es el análisis de los flujos de energía y materiales bajo la perspectiva del metabolismo económico (Fischer-Kowalski et al. 2011; Haberl et al. 2011, 2019; González de Molina y Toledo 2014).

La idea de metabolismo proviene de la Biología, y se refiere a los procesos necesarios para el funcionamiento de cualquier organismo vivo. Todos los seres vivos, en el curso de su existencia, deben obtener un flujo constante de energía y materiales con el fin de sobrevivir, crecer, reproducirse, etc., y como consecuencia generan inevitablemente una serie de productos de desecho que van a parar a la naturaleza. A este continuo intercambio con el exterior se le denomina metabolismo: la luz solar, en el caso de los seres fotosintéticos, o la materia orgánica, en el caso del resto, proporcionan energía, que a su vez viene utilizada para la biosíntesis y el desarrollo de las diferentes funciones celulares, a través de diversos procesos físico-químicos.

Del mismo modo que los organismos mantienen este intercambio continuo y vital, todas las sociedades humanas producen y reproducen sus condiciones de existencia a partir de su propio metabolismo con la naturaleza. A partir de esta idea, se entiende el metabolismo económico como “un proceso donde, al igual que los organismos vivos que ingieren energía y alimentos para mantenerse y permitir su crecimiento y reproducción, la sociedad convierte materias primas, energía y trabajo en bienes finales de consumo, más o menos duradero, infraestructuras y residuos” (Ayres 1989).

El metabolismo se convierte, en nuestro caso aplicado al sistema hogar, en la herramienta que permite juzgar, apoyándose en un instrumental analítico adecuado, el impacto de los modelos de consumo de los hogares, y fundamentar recomendaciones o políticas ambientales necesarias para reconducir la situación por derroteros más sostenibles que se apoyen en un diagnóstico solvente. Así, es importante subrayar que a través del estudio del perfil metabólico de un hogar se puede comprobar que en el complejo proceso de retroalimentación que el sistema establece entre los flujos físicos desde y hacia los ecosistemas, los factores y variables económicas, sociales, culturales, políticas, institucionales, etc. tienen una gran importancia. La interpretación de esta

compleja trama permite hacer una lectura multidimensional de los cambios, las causas y las perspectivas que se pueden observar en los indicadores cuantitativos y cualitativos de conducta del hogar en el tiempo y en relación con el contexto histórico.

Así, por un lado, el metabolismo es una manera de referirse a la interacción sociedad-naturaleza como una cuestión de intercambios físicos, y de representarla con indicadores cuantitativos que nos permiten ver hasta qué punto los flujos de materiales y energía sobre los que reposa el funcionamiento ordinario del metabolismo de un sistema en el tiempo son compatibles con los ecosistemas y su funcionamiento, en términos de requerimientos y presiones. Por el otro, al considerar elementos como la energía y los materiales, se obliga al economista a abrirse a otros campos, a adoptar un planteamiento transdisciplinar que tenga en cuenta, tanto las enseñanzas que las ciencias naturales proporcionan sobre la naturaleza y las limitaciones que se imponen a la gestión económica de recursos y residuos, como las unidades de medida (biofísicas) que deben ser utilizadas para su estudio.

Coexisten diferentes conceptualizaciones y aproximaciones al concepto de metabolismo, que se pueden resumir del siguiente modo (Madrid López 2014):

- a) Como una metáfora útil para estimar el intercambio biofísico entre un sistema social y el entorno natural (Fischer-Kowalski et al. 2011; Haberl et al. 2004, 2019; Pauliuk y Hertwich 2015; Tello et al. 2016);
- b) Como una analogía que permite entender las similitudes entre las dinámicas sociales y las dinámicas de los ecosistemas (Ho y Ulanowicz 2005; Odum 1971);
- c) La existencia de impactos biofísicos de las relaciones de poder (Muradian y Martínez Alier 2001);
- d) La capacidad de los sistemas de usar los flujos físicos para autoorganizarse (Giampietro et al. 2012; Odum 1996; Giampietro et al. 2014).

Esta fragmentación conceptual e interpretativa es la base de las dificultades para avanzar hacia la construcción más coherente y robusta de un marco unificado para el metabolismo económico, y esto desemboca en una producción científica muy dispar. Para el desarrollo de este trabajo, el concepto de metabolismo económico utilizado se aproxima a la primera definición (punto a).

Cabe mencionar que no fue sino hasta finales de los años ochenta y primera mitad de los años noventa del siglo pasado que, gracias a dos foros internacionales de discusión, la metáfora del metabolismo, ya ampliamente utilizada de un modo más o menos intuitivo, para describir el comportamiento de la economía, empieza a ser considerada como herramienta metodológica. En

este sentido, hay que prestar atención, por una parte, a los debates que se estaban desarrollando en el seno de Naciones Unidas, y a un seminario internacional que tendría lugar en la ciudad holandesa de Maastricht, y que se plasmó en la publicación de un libro (Ayres y Simonis 1994) donde se resumían las conclusiones de ambos encuentros, y donde se describía “el metabolismo industrial como el conjunto de las transformaciones de energía y materiales que permitían al sistema económico funcionar”. Es decir, de acuerdo con la noción de sistema económico convencional, las funciones de producir y consumir. Paralelamente, se publicarían varios trabajos (Frosch y Gallopoulos 1989) que pretendían utilizar la analogía biológica del metabolismo para vincular el funcionamiento de los sistemas industriales con el de los ecosistemas, naciendo así la Ecología Industrial, que utilizaba el metabolismo como base teórica (Frosch 1992; Ayres y Ayres 2002).

Aunque este tipo de razonamientos eran ya más o menos comunes dentro de la Economía Ecológica, es este enfoque el que populariza la necesidad de desarrollar la contabilidad de los flujos de materiales y energía para entender el metabolismo económico (Martínez Alier y Schlüpmann 1987).

Finalmente, finales de los años noventa la primera década del nuevo siglo verían aparecer los trabajos que iban a establecer las bases metodológicas de los análisis de flujos de materiales y energía que hoy se conocen (Fischer-Kowalski 1998; Fischer-Kowalski y Hüttler 1998; Haberl 2001a, 2001b; EUROSTAT 2001; Daniels y Moore 2002; Daniels 2002; OECD 2008a, 2008b, 2008c), así como las primeras cuantificaciones a escala global (Matthews et al. 2000; Haberl et al. 2006).

En la Figura 1.2, se muestran las partes principales en las que se divide el metabolismo económico referido al sistema país. Los conceptos y la tipología de flujos pueden ser readaptados en función de la unidad de análisis económico con respecto a la cual se está implementando la contabilidad de flujos de materiales y energía (regiones, ciudades, hogares, industrias, etc.).

De este modo, las partes principales en las que se divide se refieren, en primer lugar, a las materias primas de la economía, es decir, la extracción doméstica y las importaciones de materiales y energía y posteriormente, aquellos ligados a los resultantes de la economía, es decir, los residuos, emisiones, vertidos, etc., así como las exportaciones del sistema. Según esta lógica, la suma de materiales y energía que entran en la economía es igual a la suma de los materiales y energía que salen en forma de vertidos, emisiones, etc., y exportaciones más la variación del stock (existencias) dentro de la economía.

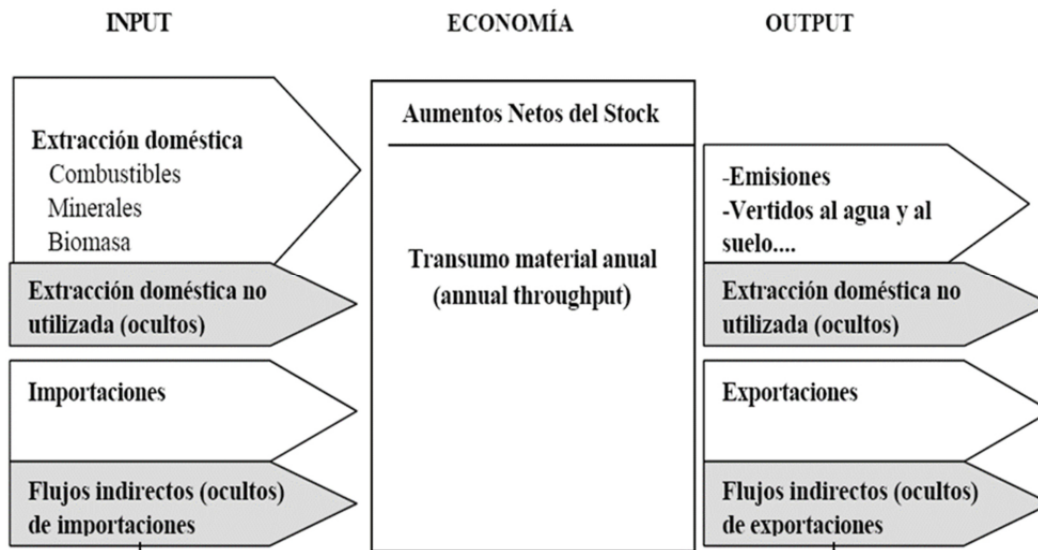


Figura 1.2. Esquema general del funcionamiento del metabolismo económico de un país. (Fuente: EUROSTAT, (2001) y Carpintero (2005)).

Así, podemos clasificar los flujos (entradas/salidas) como domésticos (locales) o procedentes/destino del/al resto del mundo. Según su consideración en la cadena de producción del material o la energía, se pueden clasificar también en directos (peso del producto en sí) e indirectos (relacionado con los requerimientos de materiales y energía necesarios para la fabricación del producto). Según su paso por el sistema económico, se puede hablar de productos utilizados (que entran en el sistema económico para ser procesados o consumidos, y por tanto reciben un precio) o procesados (emisiones, vertido, residuos y disipación asociada a los productos), y de los flujos no utilizados (que serían los flujos ocultos y que se clasifican en materiales/energía subordinados al producto o removidos para obtenerlo), o no procesados (materiales/energía eliminados sin ser usados procedentes de la extracción doméstica o de las exportaciones).

A partir de la consideración de todos estos flujos que atraviesan el sistema investigado, es posible elaborar una serie de indicadores (de entrada y/o de salida, productividad, eficiencia, requerimientos, etc.) para caracterizar tanto el funcionamiento, así como las presiones generadas por el sistema analizado (Adriaanse et al. 1997; Haberl 2001a; Carpintero 2005; EUROSTAT 2001, 2018), y así orientar políticas hacia la sostenibilidad.

Esta caracterización del sistema económico a distintas escalas mediante categorías comunes como entradas, salidas o stocks hace que el metabolismo socioeconómico sea un instrumento lo suficientemente versátil como para aplicarlo a diferentes escalas, desde lo local a lo global (Haberl et al. 2006; Krausmann et al. 2018; Carpintero 2015, 2005; Cussó et al. 2006;

Krausmann et al. 2004; Baynes y Wiedmann 2012; Singh et al. 2012), a distintos sectores productivos y épocas históricas (Cussó et al. 2006; Krausmann et al. 2008; Infante-Amate et al. 2015; González de Molina et al. 2019; Schaffartzik et al. 2014; Soto et al. 2016; Haas et al. 2015; Marco et al. 2018), o a diferentes sectores de consumo (Di Donato et al. 2015; Ivanova et al. 2016; Hertwich 2011, 2005a), entre otras muchas aplicaciones que se han dado en las últimas dos décadas.

1.3. Modelos de consumo, sostenibilidad y metabolismo

Llegados a este punto, parece claro que multitud de trabajos muestran cómo el aumento de la escala de la economía en la biosfera a nivel global, es decir, el aumento de los flujos de materiales y energía de la biosfera capturados por el sistema económico (Vitousek et al. 1997; Naredo y Valero 1999; Rojstaczer et al. 2001; Imhoff et al. 2004; Haberl et al. 2014; Abbott et al. 2019; Canfield et al. 2010; Pauly y Christensen 1995), y los impactos relacionados con este proceso se derivan, en gran medida, de la constante expansión tanto de la producción como del consumo de bienes y servicios.

En este sentido, muchos análisis han permitido entender que una parte considerable del metabolismo de las economías sirve realmente para alimentar las actividades de consumo final de hogares, empresas, administraciones públicas, etc. (Carpintero 2002; Hertwich 2005a, 2011; Di Donato et al. 2015) y, por tanto, también es en cierta medida responsable de los residuos, las emisiones y los vertidos que éstas producen.

Fue a partir de los años 60, sobre todo, cuando la temática ambiental irrumpió en los estudios de consumo. En primer lugar a través de la crítica al objetivo económico del crecimiento, que no sólo no podía garantizar la solución a los problemas de pobreza ni tampoco los intereses de las futuras generaciones o los de otras especies (Ropke y Reisch 2004; Ropke 2005; Reisch y Thøgersen 2015; Uusitalo 1982; Ropke 2001a), sino que además implicaba unos altos costes ambientales, a la vez que se mostraba cómo las así llamadas externalidades derivadas de los altos niveles de consumo constituían la norma y no tanto una excepción, como parecería del planteamiento económico convencional (Daly 1968; Ayres y Kneese 1969; Kapp 1950).

Otra línea de trabajo es la que viene abordando la crítica al concepto convencional de consumo como compra de bienes y/o servicios dentro de un ciclo de producción-consumo siempre creciente (sin tener en cuenta los límites ambientales), y su relación directa con la utilidad, a través de una serie de términos (flujo, fondo, stock, servicio, etc.) que clarifican el uso de los bienes y los sitúan dentro de este nuevo marco conceptual (Daly 1991b, 1998; Wilk 2004a, 2004b).

Diversos autores investigan también la necesidad de lograr una disminución o un cambio de modelo en el consumo para reducir sus impactos ambientales, analizando los mecanismos que potencian el aumento del consumo, desde las premisas macroeconómicas que hacen posible ese aumento del consumo (precios bajos de la energía sin tener en cuenta los costes sociales asociados y las infraestructuras construidas sobre estos supuestos, globalización comercial con estructuras de poder injustas, la identificación entre crecimiento y progreso, etc.) (Daly 1991b; Redclift 1996; Sachs et al. 1998; Schor 2005) hasta los fundamentos psicosociales, históricos y socio-tecnológicos (Ropke 1999).

Otra línea de estudio es la que aborda la crítica a la relación entre consumo y calidad de vida o bienestar. Por un lado, la crítica al enfoque de la economía basado en motivaciones individualistas, que erosiona otro tipo de motivaciones de carácter social y ético, suponiendo un deterioro de la colectividad (Daly y Cobb 1994; Jackson 2005); por el otro, la crítica a la codificación de las motivaciones del “consumidor” en términos exclusivos de preferencias o deseos, apoyados en una teoría de elección del consumidor que deriva la función de demanda exclusivamente a partir de “preferencias reveladas” en el mercado, es decir, que se apoya en los deseos subjetivos que son, teóricamente, insaciables, y sobre cuyo origen no se aporta una explicación. En este sentido, desde la Economía Ecológica se han realizado numerosos trabajos con el objetivo de explicar estos deseos en un marco basado en los conceptos de necesidades y satisfactores (Jackson et al. 2004; Doyal y Gough 1991; Max-Neef et al. 1991; Sempere 2009; Jackson 2005).

Finalmente, se ha producido una creciente aplicación de diferentes medidas del impacto ambiental asociadas a dinámicas de consumo, que se analizarán con detalle en el capítulo 2. Baste decir aquí que inicialmente se comenzó a estudiar, a partir de tablas input-output nacionales, la intensidad energética de diferentes categorías de consumo final (Biesiot y Moll 1995; Wilting et al. 1998; Wilting y Biesiot 1998), lo que se fue complementado por los análisis del ciclo de vida que permitirían añadir dimensiones como la del transporte o los residuos, por ejemplo (Carlsson-Kanyama y Lindén 1999; Rätty y Carlsson-Kanyama 2010; Reynolds et al. 2019), o la contabilidad del flujo de materiales y energía, que ha sido aplicada a menudo al impacto ambiental de diferentes categorías de consumo (Lorek y Spangenberg 2001a).

Esta investigación se adscribe entonces a aquellos estudios que, desde el ámbito de la Economía Ecológica, analizan en términos de unidades materiales y energéticas, la responsabilidad que corresponde a quienes utilizan estos bienes y servicios y generan los residuos

(*perspectiva de la responsabilidad del consumidor*), condicionando de manera notable que se alcance o no el objetivo de la sostenibilidad.

Este creciente interés que la problemática del consumo en el hogar ha ido suscitando está en gran medida relacionado, por una parte, con el espectacular aumento de las cifras asociadas a los mismos, tanto físicas como monetarias, que se ha producido en las últimas décadas (Lorek y Vergragt 2015; Chappells y Trentmann 2015) y, por el otro, con la creciente complejidad que implica entender los múltiples factores que influyen en determinadas propensiones de los hogares (van den Bergh 2008; Gatersleben et al. 2016). Además, las proyecciones apuntan hacia un futuro incremento en dichas tendencias, en particular en ámbitos como el de la energía utilizada dentro de la vivienda, la alimentación, el transporte, los residuos o las emisiones, es decir, dentro de esferas claves en el perfil del comportamiento de los hogares (OECD 2002b, 2002a; Zacarias-Farah y Geyer-Allély 2003; Girod et al. 2013; Vita et al. 2019).

Se hace, pues, necesario aumentar el conocimiento con respecto a las características y dinámicas que definen el sistema hogar, más allá de los habituales análisis monetarios, y, en ese sentido, el uso y la conexión que puede establecerse entre diferentes bases de información estadísticas, desde datos demográficos y económicos hasta datos que analizan el ciclo de vida de un producto o proceso pasando por aquellos que describen el patrón de actividad de un hogar, resulta fundamental dentro de la metodología a elegir a este respecto.

Sobre la base de estas consideraciones se apoya el interés y la importancia de implementar este estudio sobre los hogares en España, aplicado a las principales categorías de consumo con el objetivo general de contribuir a proporcionar una imagen representativa de los cambios, los impactos y los determinantes intervenidos a través de esos flujos que constituyen el grueso del consumo del hogar, y apuntar una lectura del análisis de sus razones, sus justificaciones, etc. En última instancia, un hogar representa una unidad socioeconómica en la que los individuos viven juntos y organizan su vida personal, ocupando la totalidad o parte de una vivienda con un presupuesto para gastos en consumo de bienes y servicios (UN 2009). El conocimiento de las características específicas del hogar representa el primer paso para entender y evaluar correctamente sus flujos metabólicos, dado que este no constituye una realidad uniforme, sino que aumenta y cambia su complejidad en variedad y topologías según la evolución de la sociedad en la que se inserta. Cambios en el comportamiento de consumo de los hogares llevarán asociados así cambios en la intensidad energética y material de estos, lo que generará un impacto ambiental diferente.

De lo visto anteriormente cabe concluir que en la análisis del metabolismo de los hogares, a la hora de interpretar correctamente las dinámicas de los flujos, el peso que cada uno de ellos ejerce en términos de impactos, asignar responsabilidades a uno u otro comportamiento o práctica, o hacer comparaciones a varias escalas espacio/temporales, es fundamental definir y acotar las características y la composición del sistema que se está investigando, distinguiendo, por ejemplo, los hogares por niveles de renta, por tamaño, por tipo de vivienda, por localización, características demográficas, zona climática, sólo por citar algunos aspectos relevantes.

1.4. Objetivos y organización de la investigación

La Figura 1.3 sirve para resumir la aproximación y la articulación entre las distintas dimensiones de análisis utilizadas en este trabajo con el fin de estimar si, en qué medida y para qué categorías, los hogares de las regiones de España son responsables de los flujos físicos que atraviesan el sistema económico y de sus respectivos impactos en términos de residuos y contaminación.

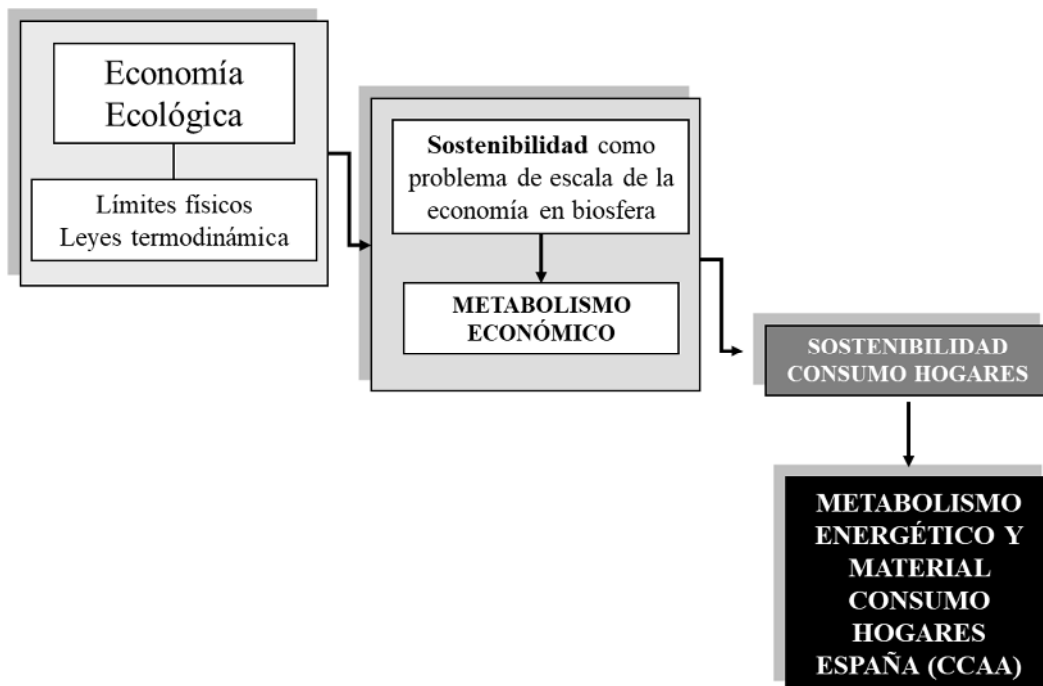


Figura 1.3. Aproximación del trabajo al estudio de la sostenibilidad de los hogares. (Fuente: Elaboración propia).

En general, el enfoque de la sostenibilidad económico-ecológica en sentido fuerte y como cuestión de escala que se adoptará en esta investigación permite conectar la información física con la información monetaria, al fin de elaborar un cuadro más completo de las relaciones economía y

naturaleza, sus requerimientos y sus impactos, y así ampliar el campo de estudio de la economía convencional, centrado principalmente en los valores monetarios.

Con este propósito, los objetivos de este trabajo, vinculados tanto a un plano descriptivo como analítico, se dividen en un objetivo general y cuatro objetivos específicos. El objetivo fundamental del trabajo es *cuantificar el metabolismo económico de los hogares españoles y el impacto ambiental derivado de su modelo de consumo*. A partir de aquí, este objetivo general se desglosa en los siguientes objetivos específicos:

1. Revisar sistemáticamente la literatura internacional sobre metabolismo económico de los hogares con la intención de detectar los flujos físicos clave que configuran dicho metabolismo.
2. Describir y analizar las tendencias y diferencias que destacan en el metabolismo de los hogares españoles, y por comunidades autónomas (CCAA, en adelante) a lo largo del periodo de auge y declive económico (2006-2012) para las tres categorías de consumo fundamental identificadas: uso residencial de la energía, energía para transporte privado y alimentación.
3. Analizar y estimar los distintos impactos y huellas ambientales asociadas a los diferentes modelos energéticos y alimentarios adoptados por los hogares.
4. Disponer de una primera aproximación a las desigualdades que se producen en el consumo energético y alimentario entre los hogares de las distintas regiones españolas, sobre la base de la información física recopilada.

Para cumplir estos objetivos, el trabajo se organiza alrededor de 4 capítulos temáticos, y uno final de conclusiones, tal y como a continuación se detalla:

- En el *Capítulo 2 (Metabolismo e impactos ambientales del consumo de los hogares: una revisión sobre su evaluación, metodología e impulsores de cambio)*, se realiza un trabajo de revisión exhaustiva de la literatura existente sobre la evolución del consumo en los hogares, tanto si analizan el hogar en su conjunto, como si se centran únicamente en unos flujos concretos que se derivan de su comportamiento. Esta revisión se ha centrado principalmente en dos asuntos clave: en repasar los avances metodológicos y en la caracterización de patrones metabólicos a diferentes escalas. Gran parte de los resultados que se incluyen en este capítulo se han publicado dentro del número especial “Frontiers in Socioeconomic Metabolism Research” de la revista de la Sociedad Internacional de Ecología Industrial, el *Journal of Industrial Ecology*: Di Donato, M., Lomas, P. L., Carpintero, Ó. 2015. Metabolism and environmental impacts of household consumption:

A review on the Assessment, Methodology and Drivers. *Journal of Industrial Ecology*, 19 (5): 904-916. DOI: 10.1111/jiec.12356.

- En el *Capítulo 3 (El metabolismo energético de los hogares españoles: usos residenciales y transporte privado)* se analiza en detalle la dimensión energética asociada al consumo de los hogares de España, tanto por lo que se refiere al uso de los servicios energéticos que se realiza a nivel residencial (iluminación, uso de equipamientos, confort término, etc.), como en cuanto al uso de combustible, carburantes y lubricantes debido al uso del coche privado. Después de explicar la metodología adoptada para la extracción y el manejo de los datos utilizados, el capítulo analiza concretamente los inputs de entrada, esto es, el consumo energético de los hogares asociado a cada una de estas dos dimensiones, para luego tratarlos en su conjunto. Finalmente se realiza una estimación de los flujos de salida del metabolismo energético, incluyendo las emisiones directas e indirectas.
- En el *Capítulo 4 (Tendencias del metabolismo material de los hogares españoles: el caso de la alimentación)* se reflexiona sobre cómo el consumo de los hogares también requiere una dimensión material, que remite a distintos bienes y servicios que los miembros del hogar adquieren y utilizan, desde el mobiliario, los aparatos electrónicos, los equipamientos del hogar, alimentos, etc. Este tipo de consumo, a diferencia del asociado a la componente energética, suele estar descrito simplemente en términos monetarios y, en general, en la literatura ha recibido menos atención. En ese sentido, son pocas las fuentes que nos permiten conocer el consumo material de los hogares en términos físicos. En los últimos tiempos, sin embargo, hay un aspecto del consumo material de los hogares que viene suscitando mayor interés: la alimentación. El capítulo abordará entonces los aspectos que se han considerado relevantes y cuantificables en términos físicos dentro del consumo alimentario de los hogares españoles por comunidades autónomas, mostrando la importancia de este tipo de consumo en el metabolismo de los hogares y, por tanto, su peso dentro de los impactos ambientales que éste acarrea.

Una parte de los resultados obtenidos en este capítulo (aquellos que hacen referencia a la generación de residuos por parte de la cadena alimentaria y el consumo de los hogares, así como los referidos a las huellas de carbono e hídrica del consumo alimentario) se han publicado en un artículo dentro del número especial “Toward Sustainable Food Systems: Approaches and Strategies to Prevent and Reduce Food Loss and Waste” de la revista *Foods*: Di Donato, M. y Carpintero, Ó. 2021. Household Food

Metabolism: Losses, Waste and Environmental Pressures of Food Consumption at the Regional Level in Spain. *Foods*, 10(6), 1166. DOI: 10.3390/foods10061166.

- La contabilización de los flujos materiales y energéticos en cada categoría de consumo realizada en los capítulos centrales de la tesis, no proporciona por si sola una visión de conjunto que permita estudiar el metabolismo del hogar como unidad de análisis económica, objetivo final de esta tesis. Con este propósito, en el *Capítulo 5 (Síntesis del balance del metabolismo de los hogares españoles a escala regional)* se unen las principales piezas del análisis en forma de breve síntesis del metabolismo de los hogares españoles a escala regional, teniendo en cuenta tanto las entradas de alimentos y energía, como las salidas de residuos y emisiones, así como los distintos impactos considerados. Además, se consideran los principales factores socioeconómicos que los impulsan, teniendo en cuenta la coyuntura socioeconómica derivada de la crisis de 2008.
- En el *Capítulo 6 (Conclusiones)* se realiza un resumen de las principales conclusiones y resultados destacables alcanzados en los capítulos de análisis, de las aportaciones realizadas, así como del desarrollo de las perspectivas que se abren de cara a futuras posibilidades de ampliación, mejoras y profundización que este trabajo ha dejado abiertas.

Como síntesis, la Figura 1.4 recoge la relación existente entre el contenido de la tesis doctoral y el cumplimiento del objetivo general y específicos enumerados anteriormente.

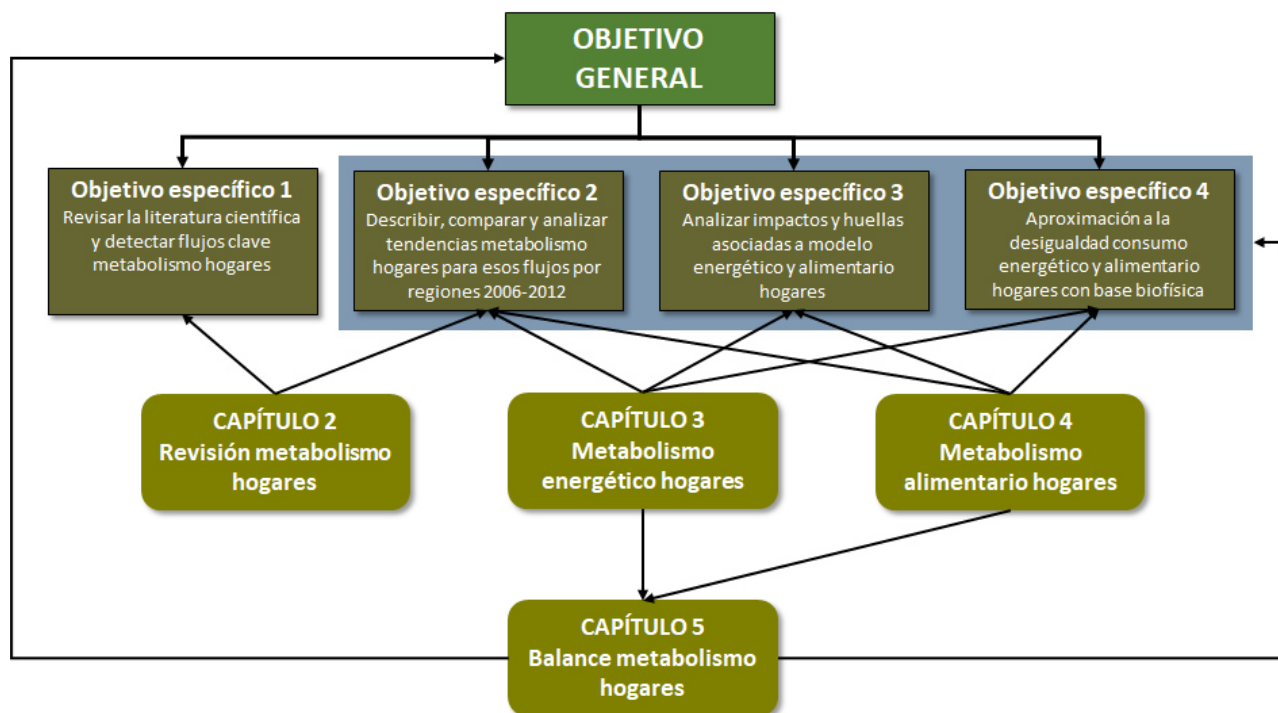


Figura 1.4. Relación entre los objetivos y el contenido de la tesis doctoral.
(Fuente: Elaboración propia).

Capítulo 2

Metabolismo e impactos ambientales del consumo de los hogares: una revisión sobre su evaluación, metodología e impulsores de cambio

2.1. Introducción

Desde los primeros estudios sobre metabolismo energético de los hogares en los años setenta del siglo XX (Bullard y Herendeen 1975; Bullard et al. 1978; Herendeen y Tanaka 1976) a los desarrollos más recientes en los campos de la sostenibilidad urbana y regional (Sinclair et al. 2005; Baynes y Wiedmann 2012; Zhang et al. 2015), ha aparecido un amplio cuerpo de literatura sobre los requerimientos de materiales y energía, así como en las emisiones y residuos de los hogares tanto directos como indirectos (energía de bienes y servicios consumidos, materiales incorporados, etc.), los impactos ambientales derivados del metabolismo de los hogares y las consecuencias ambientales de las modificaciones en los distintos impulsores socioeconómicos de cambio en el consumo asociados a los hogares (Hertwich 2011; Di Donato et al. 2015; Ivanova et al. 2016; Caeiro et al. 2012).

Este conjunto de literatura ha reconocido el metabolismo de los hogares como un asunto relevante en la evaluación del consumo final para el diseño de políticas de sostenibilidad, una frontera de investigación dentro del campo del metabolismo socioeconómico. Pero la literatura está dispersa y, a veces, desconectada de aquella otra relacionada con el metabolismo socioeconómico, de tal manera que aún no se ha alcanzado la madurez en términos metodológicos. La consecuencia es que no se ha podido realizar aún una práctica sistemática de meta-análisis de suficiente calidad para dar soporte a políticas de consumo.

Este capítulo tiene como objetivo proporcionar una revisión del conocimiento relacionado con el metabolismo de los hogares para contribuir a una necesaria mejora en este campo con el propósito de que en futuro pueda dar soporte a políticas de consumo sostenible. Esta revisión se ha centrado principalmente en dos asuntos clave: avances metodológicos y caracterización de patrones metabólicos a diferentes escalas. En el marco de este trabajo, gran parte de los resultados que se incluyen en este capítulo se han publicado dentro del número especial “Frontiers in Socioeconomic Metabolism Research” de la revista de la Sociedad Internacional de Ecología Industrial, el *Journal of Industrial Ecology*: Di Donato, M., Lomas, P. L., Carpintero, Ó. 2015. *Metabolism and environmental impacts of household consumption: A review on the Assessment,*

Methodology and Drivers. Journal of Industrial Ecology, 19 (5): 904-916. DOI: 10.1111/jiec.12356.

2.2. Aproximaciones metodológicas al estudio del metabolismo de los hogares

La Figura 2.1 presenta la perspectiva adoptada habitualmente para el estudio de los impactos ambientales asociados al metabolismo de los hogares.

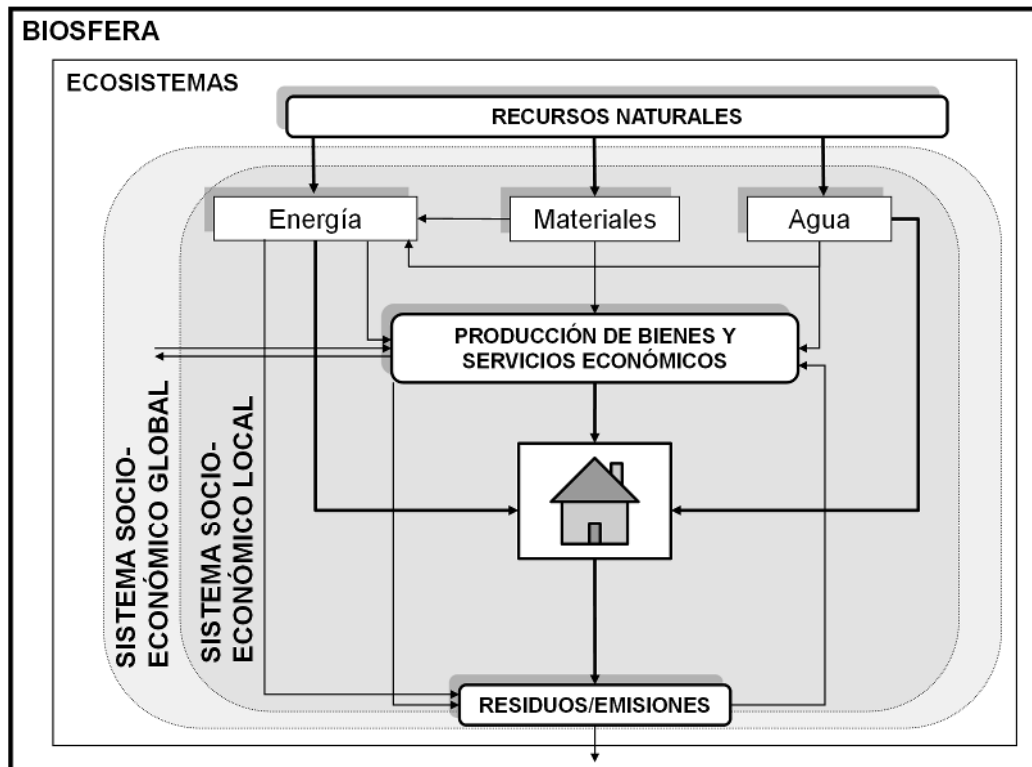


Figura 2.1. Representación del metabolismo de los hogares dentro de su contexto socio-económico y ambiental
(Fuente: a partir de Noorman et al. 1998; Biesiot, Noorman 1999; Moll et al. 2005)

La sociedad extrae de los ecosistemas a diferentes escalas recursos naturales materiales, energéticos y agua, de tal modo que priva a estos de parte de su producción. Algunos de ellos son consumidos directamente por los hogares (inputs directos) en términos de energía (electricidad, calor, combustibles) o materiales, generando emisiones o residuos (outputs directos) a la naturaleza, poniendo a prueba su capacidad de absorción. Otros se emplean para elaborar bienes y servicios económicos (inputs indirectos) consumidos por los hogares, que también generan emisiones y residuos (outputs indirectos), parcialmente tratados o reciclados para elaborar nuevos bienes o servicios. Parte de los recursos son extraídos y transformados localmente, impactando en

el territorio inmediato. Sin embargo, otra parte es extraída y/o transformada en otros lugares, de tal modo que su consumo, gracias al circuito comercial, produce impactos en estos. Los flujos indirectos u ocultos asociados al metabolismo de los hogares con frecuencia comprenden solamente los materiales y la energía utilizados directa o indirectamente, pero no los flujos no utilizados, que suelen aparecer sin embargo en los trabajos sobre metabolismo socio-económico a otras escalas (EUROSTAT 2001, 2013).

Se ha aplicado una gran variedad de métodos para cuantificar el metabolismo de los hogares. Como se ilustra en la Figura 2.2, el análisis input-output (IO, en adelante) extendido ambientalmente es la técnica habitualmente empleada en el marco de las aproximaciones de arriba hacia abajo (*top-down*) cuando se trata de cubrir el conjunto de la economía y los sectores que abastecen de bienes y servicios a la demanda final (Suh 2009; Munksgaard et al. 2005; Kerkhof et al. 2009; Hoekstra 2010; Di Donato et al. 2015; Hubacek et al. 2016; Wiedmann y Lenzen 2018).

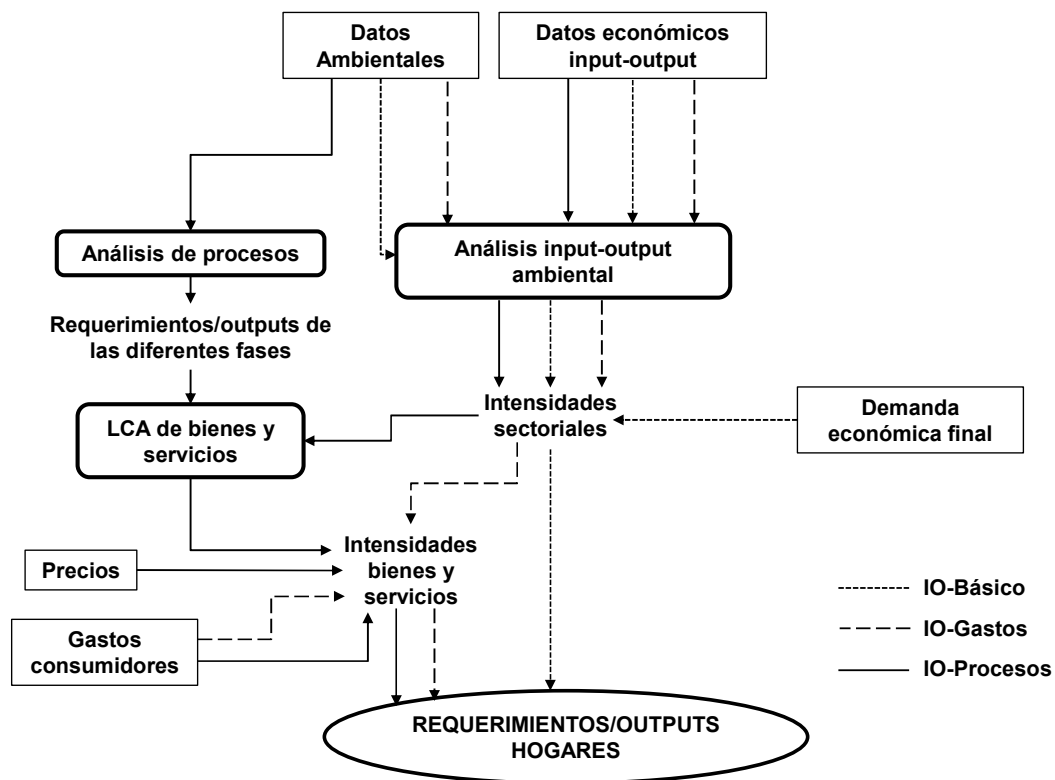


Figura 2.2. Representación esquemática de las diferentes metodologías usadas para calcular los requerimientos, emisiones y residuos de los hogares.
(Fuente: a partir de Kok et al. (2006)).

Bajo esta aproximación, los inputs y outputs directos se obtienen o bien de estadísticas a escala nacional (IO-básico) o bien a escala de hogar (IO-gastos). Al mismo tiempo las tablas IO

combinadas con factores de intensidad energéticos, materiales o de emisiones o residuos (inputs y/o outputs físicos por unidad de valor añadido en términos monetarios) pueden ser usados para obtener los requerimientos o consecuencias ambientales del consumo real de bienes y servicios de los hogares, obtenidos de diferentes fuentes de datos: los datos de consumo de las diferentes categorías de las encuestas de presupuestos familiares (IO-gastos) o los datos monetarios de la demanda final de los hogares, disponibles en las tablas IO de origen, ya sea por sectores o por mercancías (IO-básico) (Kok et al. 2006).

La necesidad de una mayor resolución para la caracterización de los flujos indirectos ha impulsado el desarrollo de aproximaciones de abajo hacia arriba (*bottom-up*), que exploran el metabolismo de los hogares beneficiándose de los avances en la metodología del análisis del ciclo de vida (ACV, en adelante). La información generada por el ACV ha permitido disponer de suficientes procesos y productos como para calcular los requerimientos y residuos asociados a gran parte de la demanda final, incluidos los hogares, y llegar a escalar hacia arriba la información obtenida por este método hasta la escala de país (Tukker et al. 2006; Tukker y Jansen 2006; Sala y Castellani 2019; Sala et al. 2019, 2020; Froemelt et al. 2018; Ng y To 2020).

A partir de estas dos ramas de métodos se ha elaborado una metodología híbrida que usa información de las tablas IO, del análisis de procesos del ACV de las encuestas de presupuestos familiares y de los precios de bienes y servicios (IO-proceso) (van Engelenburg et al. 1994; Kok et al. 2006; Suh 2009; Crawford et al. 2018).

Todos estos métodos han sido ya comparados en la literatura para el consumo en general (Hertwich 2005a, 2011) y específicamente para los hogares (Kok et al. 2006; Di Donato et al. 2015). La aproximación IO-básica está pensada para entender los efectos de cambios económicos estructurales a nivel macro. El mayor detalle en los datos de la aproximación IO-gastos permite elaborar tipologías de hogares y explorar posibles cambios a nivel macro y micro. A cambio, necesitamos combinar información tanto del consumo como de la producción y considerar los mismos factores de intensidad material y energética para sectores enteros en los que están agregados productos muy diferentes. La aproximación IO-proceso proporciona información mucho más detallada a nivel de proceso o producto, siendo más adecuada por tanto para el estudio de cambios en los impactos ambientales de diferentes patrones de consumo a nivel micro. Sin embargo, estas dos últimas aproximaciones son métodos intensivos en tiempo e información.

Por otro lado, para muchos países, la mayoría de los productos consumidos por los hogares son importados (Kissinger y Rees 2010). De acuerdo con nuestro conocimiento actual, cuanto mayores son los ingresos, mayor es el porcentaje de requerimiento y emisiones indirectas. Así, la

demanda final de los países importadores externaliza los impactos incorporados en los productos importados. Debido a la falta de datos, en los métodos input-output que tienen en cuenta una sola región se asume que los bienes importados de cualquier parte del mundo son producidos con la misma tecnología (proporción de insumos intermedios) y eficiencia ambiental que las mercancías domésticas (Wiedmann et al. 2007). Este supuesto, denominado de Tecnología Doméstica (DTA, por sus siglas en inglés), se considera simplista (Marin et al. 2012). A su vez, en el conjunto de los métodos usados, los límites asumidos son el origen de un error de truncamiento. Se ha estimado que este error puede llegar a suponer un 50% (Lenzen 2000; Suh et al. 2004). Este problema está siendo afrontado a través de la expansión de modelos IO *multi-regionales* (MRIO, por sus siglas en inglés) para incluir todos los impactos de la producción a escala global (Tukker y Dietzenbacher 2013). Las tablas input-output más usadas dentro de modelos MRIO provienen del Proyecto de Análisis del Comercio Global (GTAP) (Aguiar et al. 2019), EXIOBASE (Stadler et al. 2018), EORA (Lenzen et al. 2012, 2013) y WIOD (Timmer et al. 2016). Aunque un problema directo que emerge del uso de este tipo de herramientas MRIO es que con frecuencia se pierde parte de la resolución a nivel sectorial que se había ganado a través de otros métodos (Wiedmann et al. 2011; Wiedmann 2009; Murray y Lenzen 2013; Wiedmann et al. 2007), por lo que las tablas IO son cada vez más detalladas.

Diversos trabajos critican también la idea de que el estilo de vida se pueda caracterizar exclusivamente sobre la base del gasto en productos de consumo, y no teniendo en cuenta todo tipo de actividades (Schipper et al. 2003). Para ello, toda una línea de trabajo se basa en la caracterización de los tiempos para las distintas actividades (Minx y Baiocchi 2009; Baiocchi et al. 2010).

Por último, siguiendo las definiciones habituales (Smeets y Weterings 1999; UN 2014), la mayoría de las metodologías no miden verdaderos impactos, sino *presiones*, ya sea por el lado de la sustracción de recursos naturales como de aquel otro del depósito, vertido y emisión de sustancias al medio ambiente. De acuerdo con la narrativa del metabolismo (Giampietro 2014), los impactos ambientales de los hogares estarían asociados a la presión de los hogares sobre las características esperadas de los ecosistemas afectados (Giampietro y Lomas 2014). El potencial del metabolismo socioeconómico en el análisis de los hogares va más allá del cálculo de requerimientos y emisiones como aproximación a los impactos (Fischer-Kowalski et al. 2011; Bringezu et al. 2003) con la caracterización de tipologías de hogares, la elaboración de indicadores de comportamiento, etc.

2.3. Evaluación del metabolismo de los hogares

El uso de estos métodos ha producido una gran cantidad de información en términos espaciales y temporales. Sin embargo, no es posible realizar un meta-análisis dada la enorme variabilidad de metodologías empleadas para producir el mismo tipo de información, así como los problemas encontrados con la categorización (sesgo de agregación). En esta sección, la información de los principales flujos se ha leído en términos de los patrones metabólicos implícita o explícitamente descritos.

2.3.1. La dimensión energética del consumo de los hogares

Los trabajos pioneros que se llevaron a cabo durante los años setenta tuvieron lugar en un plano más académico (desarrollo de metodologías, y primeras aproximaciones al tema), y analizaron los requerimientos energéticos de los hogares para EE.UU. y Noruega (Bullard y Herendeen 1975; Bullard et al. 1978; Herendeen y Tanaka 1976; Herendeen et al. 1981). Desde entonces, hay mucha literatura centrada en países europeos y de Norteamérica (ver tabla 2.1).

Varios años después, a mediados de los noventa, estos primeros análisis inspiraron el proyecto HOMES (1990-1995), que tuvo como objetivo investigar el consumo de los hogares holandeses en relación con sus impactos ambientales (Vringer y Blok 1995; Biesiot y Moll 1995; Noorman y Uiterkamp 1998; Van der Wal y Noorman 1998; Wilting y Biesiot 1998; Vringer 2005). En HOMES comienza a utilizarse la idea de que, dado que parte de la economía se basaba en la producción de bienes y servicios para los hogares, el consumo total de energía relacionado con estos bienes y servicios puede ser imputado completamente a ellos. La metodología híbrida (con datos físicos y monetarios) se corresponde con un IO-Proceso, tal y como se explica en la Figura 2.2., en el que se emplearon datos de ACV, y se elaboró un programa *ad hoc* para manejarlos y ofrecer los resultados: el EAP (Energy Analysis Program, por sus siglas en inglés) (Wilting et al. 1995, 2004; van Engelenburg et al. 1994).

Este trabajo fue replicado posteriormente, abordando, bajo los mismos presupuestos, los requerimientos de energía para los hogares de 11 países miembros de la UE a mediados de los años 90 (Reinders et al. 2003). Aquí ya se aportaban algunas tendencias que se repetirían en trabajos posteriores, como un cierto patrón geográfico para el consumo de energía en el hogar entre los países del norte (entre 103-192 GJ per cápita) y los del sur (entre 60-105 GJ per cápita) de la UE. El caso español mostraba además el gran peso que tenía la energía indirecta en los requerimientos energéticos de los hogares españoles (el mayor valor de todos los países analizados, un 12% más de la media de estos 11 países de la UE), que demandaban una menor energía directa

por razones fundamentalmente climáticas¹. Se apuntaba ya otra tendencia interesante en relación con la participación de los capítulos de gasto de los hogares en el requerimiento energético. El mayor peso lo tenía el consumo de energía con fines residenciales (calefacción, iluminación, etc.) (35%), seguido de comida y bebidas (18%), y finalmente transporte (13%).

Por esa misma época se llevaría a cabo otro proyecto pionero: ToolSust (2000-2003), que tenía como objetivo final desarrollar herramientas que pudieran ayudar a analizar el comportamiento del consumo de los hogares con el fin de aumentar la sostenibilidad en las áreas urbanas y, por extensión, en sus respectivos países, desarrollando la herramienta EAP o aplicando los parámetros estimados para Holanda en diversos países y ciudades de Europa: Friedrikstad, en Noruega (Throne-Holst et al. 2002), Groningen, en Holanda (Falkena et al. 2003), Estocolmo, en Suecia (Carlsson-Kanyama et al. 2002, 2005), Guilford, en Reino Unido (Clark et al. 2002) y Padua, en Italia (Venuta et al. 2002). En dos trabajos se resumen los principales resultados del proyecto, comparando los metabolismos energéticos de los hogares estudiados en Holanda, Reino Unido, Suecia y Noruega (Moll et al. 2005; Kok et al. 2003).

Las diferentes dimensiones tomadas en cuenta por los estudios citados, añaden otro nivel importante al análisis: la evaluación de los patrones de consumo y del metabolismo de los hogares en contextos urbanos, comparándolos en todo momento con las medias nacionales correspondientes. Las variaciones en los requerimientos energéticos de los hogares también han sido estudiadas bajo el marco del metabolismo urbano o regional (Zhang et al. 2015; Beloin-Saint-Pierre et al. 2017; Baynes et al. 2011; Baynes y Wiedmann 2012), especialmente en ciudades o regiones de Australia, sobre todo Sidney, Melbourne, Brisbane y Canberra (Lenzen et al. 2004; Dey et al. 2007; Wiedenhofer et al. 2013; Baynes et al. 2011) y Europa, con el análisis de las ciudades de ToolSust, ya mencionado, o el otro del proyecto SUME (2008-2011), que tenía una metodología más próxima al metabolismo socio-económico aplicado a ciudades (Weisz y Steinberger 2010), y que analizó el metabolismo de ciudades como Atenas, Marsella, Munich, Bruselas, Milán, Viena, Oporto, Praga y Newcastle.

¹ Hay que tener en cuenta que, por aquel entonces, no estaba tan extendido el uso del aire acondicionado, que junto con la expansión de los electrodomésticos y la informática en los hogares han podido compensar en parte esta tendencia.

Tabla 2.1. Requerimientos energéticos de los principales estudios analizados en este trabajo

País	Período	Requerimientos energéticos (GJ/cap)	Energía indirecta	Método	Referencia
Australia	1992-1993	177	55%	IO-Básico	(Lenzen 1998a)
Australia	1993-1994	167	70%	IO-Gastos	(Lenzen 1998b)
Austria	2000	98	48%	IO-Proceso	(Ornetzeder et al. 2008)
Bélgica	1994	117	45%	IO-Proceso	(Reinders et al. 2003)
Brasil	1995-1996	62	61%	IO-Gastos	(Cohen et al. 2005)
Dinamarca	1994	120	50%	IO-Proceso	(Reinders et al. 2003)
Finlandia	1994	129	36%	IO-Proceso	(Reinders et al. 2003)
Finlandia	1999	147	74%	IO-Gastos	(Mäenpää 2005)
Grecia	1994	65	59%	IO-Proceso	(Reinders et al. 2003)
India	1983-1984	11	41%	IO-Básico	(Pachauri y Spreng 2002)
India	1993-1994	12	47%	IO-Básico	(Pachauri y Spreng 2002)
India	1993-1994	8	53%	IO-Gastos	(Pachauri 2004)
India	1998-1999	14	53%	IO-Gastos	(Pachauri 2007)
Italia	1994	105	55%	IO-Proceso	(Reinders et al. 2003)
Luxemburgo	1994	192	51%	IO-Proceso	(Reinders et al. 2003)
Nueva Zelanda	1980	52	45%	IO-Gastos	(Peet et al. 1985)
Noruega	1973	83	33-66 %	IO-Gastos	(Herendeen 1978)
Noruega	1997	130	58%	IO-Proceso	(Moll et al. 2005)
Portugal	1994	60	66%	IO-Proceso	(Reinders et al. 2003)
Corea del Sur	1980-2000	26-88	60%	IO-Gastos	(Park y Heo 2007)
España	1994	73	64%	IO-Proceso	(Reinders et al. 2003)
Suecia	1994	152	36%	IO-Proceso	(Reinders et al. 2003)
Suecia	1996	123	53%	IO-Proceso	(Moll et al. 2005)
Holanda	1969-1988	318-289	61-56 %	IO-Proceso	(Wilting y Biesiot 1998)
Holanda	1990	99	54%	IO-Proceso	(Vringer y Blok 1995)
Holanda	1994	103	50%	IO-Proceso	(Reinders et al. 2003)
Holanda	1950-1995	51-129	61-60 %	IO-Proceso	(Van der Wal y Noorman 1998; Biesiot y Noorman 1999)
Holanda	1996	102	52%	IO-Básico	(Kok et al. 2006)
Holanda	1996	106	51%	IO-Gastos	(Kok et al. 2006)
Holanda	1996	104	50%	IO-Proceso	(Kok et al. 2006)
Holanda	1996	112	49%	IO-Proceso	(Moll et al. 2005)
Holanda	1995	109	n.a.	IO-Gastos	(Nijdam et al. 2005)
Reino Unido	1994	121	51%	IO-Proceso	(Reinders et al. 2003)
Reino Unido	1996	135	58%	IO-Proceso	(Moll et al. 2005)
EE.UU.	1960-1961	194	47 %	IO-Gastos	(Herendeen y Tanaka 1976)
EE.UU.	1972-1973	319	50 %	IO-Gastos	(Herendeen et al. 1981)
EE.UU.	1997	338	72%	IO-Gastos	(Bin y Dowlatabadi 2005)

Fuente: Elaboración propia a partir de la clasificación de métodos de Kok et al. (2006); n.a. = no disponible directamente.

Por su relevancia dentro del estudio del sector residencial español, y aunque la metodología usada no tenga una relación directa con el resto de estudios que aquí se comentan, - ya que se empleó un modelo de abajo hacia arriba (*bottom-up*) a través de encuestas y modelización -, cabe mencionar el análisis del consumo energético de los hogares españoles llevado a cabo por el Instituto para la Diversificación y Ahorro de la Energía (IDAE, en adelante) encargado de la eficiencia energética y las energías renovables. El proyecto SECH-SPAHOUSEC (Análisis del consumo energético del sector residencia en España) fue una iniciativa dentro del proyecto SECH para la mejora y el desarrollo de las estadísticas de consumo energético en los hogares europeos, que emprendió EUROSTAT en el año 2009, y que publicó en 2011 (IDAE 2011). A través de un muestreo de más de 6.300 viviendas, divididas por tipología (unifamiliares y bloque) y por zona climática (Mediterránea, Continental y Atlántica), se estudió el consumo energético por fuente de energía de más de 3.000 hogares españoles y sus equipamientos para el año 2010. En la misma línea que los estudios sobre el requerimiento total de energía de los hogares holandeses, y tomando en muchos casos éstos como referencia metodológica, en las últimas décadas algunos estudios han ampliado el espectro incluyendo algunos países en desarrollo o emergentes, en concreto los casos de India (Pachauri y Spreng 2002; Pachauri 2007, 2004), México (Rosas-Flores y Gálvez 2010), Israel (Kissinger y Damari 2020), China (Feng et al. 2011; Zhang et al. 2017; Liu et al. 2009; Tang et al. 2020) y Brasil (Cohen et al. 2005), aunque el estudio de los hogares en estas economías todavía está por desarrollar con más fuerza.

Resumiendo, las principales conclusiones específicamente centradas sobre el consumo de energía de los hogares, podemos decir que se observa una gran variabilidad en los requerimientos energéticos entre países (Tabla 2.1), ya sean desarrollados o en vías de desarrollo/emergentes, si bien se pueden reconocer algunos patrones generales entre los principales estudios realizados, que se detallan a continuación:

1. *Desde el punto de vista espacial*, parece existir un patrón geográfico en la Unión Europea, tanto en requerimientos totales como en peso de la energía indirecta, entre los países del norte (entre 103-192 GJ per cápita) y los del sur (entre 60-105 GJ per cápita). En los países en vías de desarrollo o emergentes no hay información suficiente para elaborar un patrón espacial.
2. Hay una clara falta de datos para elaborar un *patrón temporal*, salvo en el caso de Holanda (años 50-años 90), que presenta un claro aumento de los requerimientos, incluso con el aumento de la eficiencia experimentada entre esas décadas, lo que pone de relieve el efecto rebote sufrido.

3. En los estudios iniciales realizados en países desarrollados (EE.UU. y Noruega), el peso del *consumo indirecto* se estimó en un rango entre un tercio y la mitad del total del requerimiento energético de los hogares. Estudios más recientes, muestran que los requerimientos de energía indirecta han alcanzado o incluso superan aquellos otros de energía directa (Bin y Dowlatabadi 2005; Mäenpää 2005). En el caso de países en desarrollo o emergentes no es posible encontrar ningún patrón con respecto al peso de la energía indirecta dada la falta de estudios, si bien los pocos casos analizados presentaban cifras similares a aquellas de los países desarrollados en los años setenta.
4. Existe también un patrón en la distribución del uso de la energía por parte de los hogares a través de las distintas *categorías de consumo* (Hertwich 2005b, 2011), que se resume en la Tabla 2.2. En economías desarrolladas, la energía empleada con fines residenciales (housing o shelter, según los estudios) es la categoría más importante, y supone aproximadamente la mitad de los requerimientos totales de energía. La movilidad (que incluye el combustible usado en vehículos públicos o privados y la compra de vehículos), así como la alimentación son otras categorías relevantes, contabilizando más del 20 y 15 % de los requerimientos de energía, respectivamente.

Tabla 2.2. Composición media de los requerimientos energéticos de los hogares según categorías de consumo

CATEGORÍAS	REQUERIMIENTOS ENERGÉTICOS (%)
Usos residenciales	44 ± 9
Alimentación	15 ± 4
Vestido	4 ± 3
Cuidados	3 ± 2
Movilidad	23 ± 8
Ocio	7 ± 3
Otros	4

Fuente: Hertwich (2011)

A pesar de la casi ausencia de estudios en países en desarrollo o emergentes, algunos trabajos sugieren patrones similares, excepto en la relación entre alimentación y movilidad, que parece ser la inversa, es decir, predomina el gasto energético de la alimentación frente al de la movilidad.

La comparación analítica para encontrar patrones entre países y crear tipologías de metabolismo energético en los hogares es difícil debido a una fuerte variabilidad en el uso de metodologías y al sesgo de la agregación, es decir a la composición diferente de las categorías de consumo entre estudios (Lenzen 2011).

2.3.2. *La dimensión material del consumo de los hogares*

Como se ha dicho, la Contabilidad de Flujos Materiales (CFM, en adelante) se ha convertido en una aproximación relevante para la evaluación de la sostenibilidad de sistemas económicos (Pauliuk y Hertwich 2015; Pauliuk et al. 2015). Un marco conceptual común y la armonización de las reglas contables para la cuantificación de los materiales y energía (OECD 2008b, 2008c, 2008d; Haberl 2001a; EUROSTAT 2013; Haberl et al. 2004) han permitido a los investigadores estudiar sistemas económicos a diferentes niveles, creando un cuerpo de investigación y una serie de aplicaciones muy consolidados (Fischer-Kowalski et al. 2011).

Sin embargo, los estudios sobre el comportamiento del consumo de los hogares y sus responsabilidades (como usuarios), en términos de impactos en los ecosistemas, se han centrado fundamentalmente en la dimensión energética. La consecuencia es que la parte relativa a la estimación de la intensidad material asociada al consumo de bienes y servicios demandados por los hogares no ha tenido en la literatura el mismo reflejo y espacio, aunque no cabe duda de que las economías industriales movilizan anualmente muchos flujos materiales en la esfera de la producción que llegan a tener su reflejo en el ámbito del consumo de la esfera privada (Wiedmann et al. 2013), llegando a suponer más de la mitad de los requerimientos materiales del mismo (Ivanova et al. 2016).

En un trabajo pionero, Gardner y Sampat (1999) cifraban que un estadounidense medio cada día generaba aproximadamente una mochila ecológica de 101 kg de peso, que representa todos los materiales que utilizaba y movía en un día, en términos de flujos directos y ocultos, excluyendo la comida y el combustible. En un mes, un estadounidense promedio habría utilizado tres toneladas de materiales, y al cabo de un año unas 37 toneladas. Si estas cifras se multiplican por el total de los individuos que vivían en EE.UU. por aquel entonces se podrían llegar a utilizar aproximadamente 10.000 millones de toneladas de materiales. De tendencias parecidas se hablaba también en el trabajo de Ropke (2001b), en el que los hogares alemanes presentaban una mochila ecológica de 47 toneladas por habitante y año (considerando también los flujos ocultos), con una intensidad material por unidad de renta de 2,4 kg/marco alemán.

Aunque es algo que se viene, poco a poco, subsanando, históricamente se ha prestado menos atención a la generación de información física del consumo, y mucho menos al uso de materiales, de tal modo que no existen muchas tablas input-output físicas (PIOT, por sus siglas en inglés), que sólo están disponibles para algunos países, y puntualmente para pocos años. Por esta razón, en el marco de las metodologías de arriba hacia abajo, se ha avanzado poco en los métodos directos de contabilización de flujos materiales en los hogares. Como consecuencia, al igual que

en el caso de la energía en los hogares, se ha fomentado el uso de métodos indirectos con información monetaria, de tal modo que el desarrollo de coeficientes de intensidad material para los distintos sectores económicos ha sido la solución encontrada para usar las tablas IO donde se encontrase el sector hogares para estos fines.

Tabla 2.3. Requerimientos materiales (HM) de los hogares por país y categoría en 2007

	HM (kt)	HM (t/cap)	Resid.	Alim.	Vest.	Transp.	Manuf.	Serv.
Austria	144,5	17,4	20,0%	21,8%	4,3%	8,4%	14,5%	31,0%
Bélgica	189,6	17,8	9,0%	28,1%	2,9%	12,0%	17,7%	30,3%
Bulgaria	62,3	8,1	17,5%	34,8%	1,6%	12,1%	9,4%	24,6%
Chipre	13,2	12,4	18,0%	20,9%	1,7%	9,5%	8,2%	41,7%
Rep. Checa	121,9	11,8	27,4%	26,3%	2,8%	5,4%	16,2%	22,0%
Alemania	1.319,2	16,0	17,1%	23,9%	5,9%	8,6%	24,6%	20,0%
Dinamarca	92,0	16,8	10,7%	31,0%	4,0%	11,0%	17,4%	25,9%
Estonia	20,9	15,6	29,0%	30,0%	4,5%	7,5%	8,0%	21,0%
España	639,0	14,2	8,8%	26,8%	3,8%	8,9%	16,6%	35,2%
Finlandia	94,5	17,9	8,3%	21,1%	3,8%	9,8%	19,8%	37,2%
Francia	911,0	14,2	9,6%	33,2%	4,3%	10,9%	25,5%	16,5%
Grecia	205,0	18,3	15,2%	26,5%	3,9%	11,4%	10,6%	32,4%
Hungría	73,6	7,3	12,1%	37,2%	2,8%	8,7%	17,9%	21,4%
Irlanda	74,4	17,1	13,1%	22,9%	2,8%	9,8%	14,2%	37,2%
Italia	806,1	13,6	10,4%	21,1%	6,7%	12,2%	20,2%	29,5%
Lituania	30,8	9,1	13,5%	39,6%	3,8%	11,0%	19,4%	12,7%
Luxemburgo	13,3	27,7	20,7%	20,0%	2,9%	20,4%	16,6%	19,3%
Letonia	24,6	10,8	13,6%	42,6%	3,0%	5,9%	12,5%	22,4%
Malta	6,1	14,8	4,3%	45,4%	5,2%	6,2%	24,0%	14,9%
Holanda	281,2	17,2	11,2%	28,5%	3,8%	12,6%	20,2%	23,7%
Polonia	393,9	10,3	26,2%	32,8%	2,1%	4,1%	11,9%	22,9%
Portugal	121,9	11,5	8,9%	28,9%	4,3%	8,8%	15,7%	33,5%
Rumanía	263,7	12,2	27,0%	28,7%	1,7%	8,4%	9,3%	25,0%
Suecia	143,3	15,7	8,7%	24,0%	4,2%	8,9%	20,1%	34,2%
Eslovenia	27,0	13,4	14,2%	27,6%	4,0%	16,6%	13,6%	24,0%
Eslovaquia	64,4	11,9	26,5%	25,5%	4,3%	7,7%	18,2%	17,9%
Reino Unido	1.088,6	17,9	15,2%	20,4%	5,8%	9,5%	25,4%	23,7%
EE.UU.	5.538,5	18,4	12,5%	26,6%	4,3%	8,2%	20,4%	28,0%
Japón	1.171,2	9,2	9,2%	21,9%	6,1%	17,2%	18,0%	27,7%
China	4.106,6	3,1	10,6%	37,9%	6,9%	2,7%	16,6%	25,3%
Canadá	594,5	18,1	11,2%	25,2%	4,9%	8,7%	20,3%	29,7%
Corea del Sur	505,8	10,4	12,6%	19,4%	5,0%	13,4%	17,6%	31,9%
Brasil	1.559,9	8,2	1,9%	64,3%	2,1%	4,9%	15,6%	11,3%
India	2.342,2	2,0	3,0%	68,1%	3,9%	9,2%	5,4%	10,4%
México	672,7	5,9	6,7%	55,4%	2,6%	9,5%	15,9%	10,0%
Rusia	1.316,2	9,3	12,2%	41,5%	14,2%	4,1%	10,1%	18,0%
Australia	552,7	26,3	12,9%	28,9%	4,4%	9,1%	14,6%	30,0%
Suiza	118,3	15,7	8,3%	26,6%	4,3%	14,1%	19,1%	27,6%
Turquía	538,5	7,8	12,7%	35,0%	8,1%	6,2%	14,0%	24,0%
Taiwán	176,2	7,7	8,3%	22,9%	2,5%	16,4%	21,1%	28,7%
Noruega	87,8	18,6	7,0%	28,5%	5,7%	6,8%	23,5%	28,4%
Indonesia	624,5	2,7	7,7%	56,6%	1,7%	5,8%	10,5%	17,7%
Sudáfrica	320,8	6,7	15,6%	43,6%	5,2%	6,2%	14,1%	15,3%

Fuente: Ivanova et al. (2016);

Nota: todos los requerimientos materiales se consideran indirectos.

Así, en el estudio más completo (Tabla 2.3), elaborado con una metodología basada en una MRIO (EXIOBASE), se calculó, entre otros impactos, el consumo material total, per cápita y por

categorías de consumo (huella material) de los hogares de 43 países para el año 2007 (Ivanova et al. 2016). Una parte nada desdeñable del uso de materiales se utilizaba para satisfacer los consumos de los hogares de EE.UU., China, la India y Brasil. Con un nivel de 14,2 toneladas per cápita de huella material, los hogares españoles se situaban en niveles medio-altos entre las 2,0 toneladas per cápita de la India y las 27,7 toneladas per cápita de Luxemburgo.

Globalmente, el 36 % de la huella material se podía atribuir a la alimentación, seguida de los servicios (23 %) y los productos manufacturados (17 %). Estas diferencias se hacían más importantes en países emergentes y en desarrollo, como la India o Brasil, donde la alimentación tenía un peso del 68 o el 64 %, respectivamente, dentro de la huella material de los hogares, frente a otros países, donde son los servicios aquellos que tiene una mayor participación dentro de la huella material (ver tabla 2.3). En España eran los servicios (35,2 %), seguidos de la alimentación (26,8 %) y los productos manufacturados (16,6 %), los usos que, según esta metodología, se llevaban el grueso de la huella material dentro de los hogares.

El desarrollo de la CFM y el ACV han permitido la generación de factores de intensidad material, y el desarrollo de métodos más directos de estimación del uso de materiales por parte de los hogares. Dada la escasez de trabajos específicamente centrados en los hogares como unidad de consumo, es difícil extraer ningún patrón metabólico en términos materiales. Aun así, aquí se comentarán algunos de los más conocidos.

Un método prometedor para estimar los requerimientos materiales de los hogares es la combinación de las tablas input-output con el NAMEA (Matriz de Cuentas Nacionales y de Cuentas Ambientales) (Marin et al. 2012). El trabajo más exhaustivo que considera esta metodología para los hogares utilizó el indicador input directo de materiales (DMI, por sus siglas en inglés) para ocho países europeos (Moll et al. 2007). El DMI cuantifica los materiales extraídos localmente e importados directamente (EUROSTAT 2001, 2013). Por definición, los hogares no extraen materiales, así que el DMI de los hogares solo contabiliza los flujos directos de materiales importados por o vendidos a los hogares. Los valores del DMI variaban entre 0,4 y 4,3 toneladas per cápita. Los altos valores de Dinamarca (2,1 toneladas per cápita) y Holanda (4,3 toneladas per cápita, cerca del 5% del DMI nacional) indicaban el origen externo de muchos de los productos finales consumidos en esos países.

También una metodología análoga al IO-gastos ha sido usada para calcular los requerimientos totales de materiales (TMR, por sus siglas en inglés) para los hogares holandeses en 1999 (Mäenpää 2005) suponiendo alrededor de 20 toneladas per cápita. Los bienes consumidos se cuantificaron en un 70% del TMR. La alimentación, el alojamiento y la energía supusieron

alrededor del 40% del TMR. La categoría más intensiva en términos materiales fue la energía, con más de 8,5 kg/€.

Por último, el input material por unidad de servicio (MIPS, por sus siglas en inglés) como factor de intensidad material (Hinterberger y Schmidt-Bleek 1999) en combinación con cuestionarios y un registro del consumo se usaron para calcular el TMR para un hogar medio finlandés (Kotakorpi et al. 2008), que ofreció un valor de 40 toneladas per cápita, y el de 18 hogares finlandeses de bajos ingresos (Lettenmeier et al. 2012), que variaron entre las 7 y las 35 toneladas per cápita. En ambos casos, el alojamiento, la movilidad y la alimentación fueron las categorías con más requerimientos materiales, si bien la importancia de la alimentación fue mayor en este último caso.

2.3.3. Diferentes tipos de salidas (outputs) de los hogares

a) Huella de Carbono de los hogares

Con el aumento de la conciencia sobre los efectos socio-económicos y ecológicos del cambio climático, también se pueden encontrar numerosos estudios sobre las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI, en adelante) asociadas al consumo de los hogares o su huella de carbono (Biesiot y Moll 1995; Lenzen 1998a; Munksgaard et al. 2000; Weber y Perrels 2000; Bin y Dowlatabadi 2005; Alfredsson 2004; Wier et al. 2001; Kim 2002; Wiedenhofer et al. 2016; Ivanova et al. 2016; Hertwich 2011; Heinonen et al. 2020).

Aparte de las emisiones directas (procedentes de los usos residenciales y el transporte privado) e indirectas o no energéticas (asociadas a la energía utilizada en la cadena de producción y distribución de los diversos bienes y servicios que son consumidos por los hogares) ya mencionadas, las emisiones también pueden ser el resultado de usos del suelo, cambios en los mismos o determinadas prácticas forestales (LULUCF, por sus siglas en inglés) (Houghton et al. 2012), un fenómeno importante en algunos casos, tal y como se ha demostrado para Australia (Lenzen y Dey 2002). La literatura de metabolismo de los hogares no dispone de muchos ejemplos de este tipo de análisis ya que es difícil asignar el LULUCF a actividades o sectores económicos específicos (Hertwich y Peters 2009).

Las emisiones de los distintos sectores económicos han sido estudiadas a nivel global. En el trabajo más completo, usando una aproximación de arriba hacia abajo con un MRIO, fueron estudiadas las emisiones de 73 países para 57 grupos de mercancías, incluyendo información para distintos sectores de la demanda final. Las emisiones de GEI asociadas a los hogares suponían un 72% del total (Hertwich y Peters 2009). En relación con la distribución de las emisiones entre

categorías de consumo, la alimentación, el alojamiento y la movilidad suponían alrededor del 75% del total de emisiones de los hogares (Tabla 2.4).

Tabla 2.4. Composición media de las emisiones de GEI de los hogares según categoría de consumo a escala global

CATEGORÍAS	EMISIONES GEI (%)
Usos residenciales	26 %
Comida	27 %
Vestido	4 %
Productos manufacturados	7 %
Movilidad	20 %
Servicios	9 %
Comercio	7 %

Fuente: Hertwich and Peters (2009).

Las emisiones de los hogares también se han estudiado a escala nacional. Los primeros trabajos se desarrollaron en los años 90 en Australia, calculando las emisiones de GEI de los hogares mediante el uso de IO-básico (Lenzen 1998a) e IO-gastos (Lenzen 1998b). Desde entonces se han estudiado otras muchas economías mediante diversos métodos, incluyendo técnicas de análisis input-output y trabajos con metodologías híbridas (ver Tabla 2.5).

En los hogares españoles, con esta metodología, se ofrece una estimación de emisiones de 8,1 tCO₂-eq per cápita, lo que es coherente con otros trabajos realizados para ese año (Roca et al. 2013). En este contexto, se ha analizado la relación entre los patrones de consumo de los hogares españoles y las emisiones de GEI durante el período 1990-2009, a través de un modelo en el que se combinan datos de tablas IO, encuestas de presupuestos familiares y cuentas satélite sobre las emisiones atmosféricas ² (Roca y Serrano 2007; Serrano 2008; Roca et al. 2013). Empleando la perspectiva del consumo final, y distinguiendo entre emisiones y responsabilidad (Proops et al. 1993), se asume que los responsables de las emisiones de los gases de efecto invernadero derivadas de la producción de energía y de bienes y servicios son los consumidores finales de los mismos, también si estos se importan desde otras economías (Munksgaard y Pedersen 2001), lo que para España supone alrededor de un 30 % del total de las emisiones en el año 2007.

² Dentro del marco de NAMEA, las cuentas satélite sobre las emisiones atmosféricas ofrecen información sobre las sustancias contaminantes emitidas a la atmósfera, generadas en el sistema económico. Concretamente, se ofrece información de las emisiones de 11 contaminantes diferentes generados por 46 sectores productivos y por los hogares residentes.

Tabla 2.5. Emisiones GEI para algunos de los principales estudios analizados en este trabajo

País	Período	Emisiones (t CO ₂ -eq per cápita)	Emisiones no energéticas	Método	Referencias	Notas
Alemania	2000	6,8	n.a.	IO-Proceso	(Moll et al. 2007)	CO ₂ , NO _x , N ₂ O, CH ₄ , SO ₂ , NH ₃ , NMVOC, CO
Alemania	2011	6,4	n.a.	IO-Básico	(Wiedenhofer et al. 2016)	GEI (no especificados)
Australia	1992-1993	23,7	81%	IO-Básico	(Lenzen 1998a)	GEI (no especificados)
Australia	1993-1994	21,4	83%	IO-Gastos	(Lenzen 1998b)	GEI (no especificados)
Austria	2000	7,1	64%	IO-Gastos	(Ornetzeder et al. 2008)	CO ₂ , NO _x , COD, AOX, Residuos tóxicos
Brasil	2011	1,5	n.a.	IO-Básico	(Wiedenhofer et al. 2016)	GEI (no especificados)
China	2012	1,7	n.a.	IO-Básico	(Wiedenhofer et al. 2016)	GEI (no especificados)
Dinamarca	1992	8,0	48%	IO-Básico	(Munksgaard et al. 2000)	CO ₂
Dinamarca	1995	7,7	46%	IO-Gastos	(Wier et al. 2001)	CO ₂
Dinamarca	2000	6,7	n.a.	IO-Proceso	(Moll et al. 2007)	CO ₂ , NO _x , N ₂ O, CH ₄ , SO ₂ , NH ₃ , NMVOC, CO
EE.UU.	1997	20,6	60%	IO-Gastos	(Bin y Dowlatabadi 2005)	CO ₂
EE.UU.	2004	22,4	50%	IO-Gastos	(Weber y Matthews 2008)	CO ₂
EE.UU.	2011	10,4	n.a.	IO-Básico	(Wiedenhofer et al. 2016)	GEI (no especificados)
Eslovaquia	1998	5,7	83%	IO-Gastos	(Korytarova y Hubacek 2005)	CO ₂
España	1995	4,8	n.a.	IO-Proceso	(Moll et al. 2007)	CO ₂ , NO _x , N ₂ O, CH ₄ , SO ₂ , NH ₃ , NMVOC, CO
España	2000	5,2	73%	IO-Gastos	(Serrano 2008)	CO ₂ , CH ₄ , N ₂ O, HFC, PFC, SF ₆ , SO ₂ , NO _x , NH ₃
España	2007	8,2	78%	IO-Gastos	(Roca et al. 2013)	CO ₂ , CH ₄ , N ₂ O, HFC, PFC, SF ₆
Estonia	2011	10,8	n.a.	IO-Gastos	(Brizga et al. 2017)	CO ₂ , CH ₄ , N ₂ O
Finlandia	1999	10,0	66%	IO-Gastos	(Mäenpää 2005)	GEI, SO ₂ , PCOP
Francia	1990	5,2	48%	IO-Gastos	(Weber y Perrels 2000)	CO ₂
Hungría	2000	6,4	n.a.	IO-Proceso	(Moll et al. 2007)	CO ₂ , NO _x , N ₂ O, CH ₄ , SO ₂ , NH ₃ , NMVOC, CO
Holanda	1990	7,8	38%	IO-Gastos	(Weber y Perrels 2000)	CO ₂
Holanda	1995	10,6	78%	IO-Gastos	(Nijdam et al. 2005)	CO ₂ , CH ₄ , NO _x , N ₂ O, NH ₃
Holanda	2000	5,5	n.a.	IO-Proceso	(Moll et al. 2007)	CO ₂ , NO _x , N ₂ O, CH ₄ , SO ₂ , NH ₃ , NMVOC, CO
Italia	2000	5,5	n.a.	IO-Proceso	(Moll et al. 2007)	CO ₂ , NO _x , N ₂ O, CH ₄ , SO ₂ , NH ₃ , NMVOC, CO
Japón	1995	4,8	77%	IO-Proceso	(Takase et al. 2005)	CO ₂
Japón	2005	7,5	n.a.	IO-Gastos	(Koide et al. 2019)	GEI (no especificados)
Japón	2011	6,6	n.a.	IO-Básico	(Wiedenhofer et al. 2016)	GEI (no especificados)
Letonia	2011	6,6	n.a.	IO-Gastos	(Brizga et al. 2017)	CO ₂ , CH ₄ , N ₂ O
Lituania	2011	8,0	n.a.	IO-Gastos	(Brizga et al. 2017)	CO ₂ , CH ₄ , N ₂ O
Noruega	2000	5,9	81%	IO-Gastos	(Peters y Hertwich 2006)	CO ₂
Noruega	2007	12,2	86%	IO-Gastos	(Isaksen y Narbel 2017)	GEI (no especificados)

Tabla 2.5. Emisiones GEI para algunos de los principales estudios analizados en este trabajo (continuación)

Noruega	2012	3,9	83%	IO-Gastos	(Steen-Olsen et al. 2016)	GEI (no especificados)
Reino Unido	1995	7,2	n.a.	IO-Proceso	(Moll et al. 2007)	CO ₂ , NO _x , N ₂ O, CH ₄ , SO ₂ , NH ₃ , NMVOC, CO
Reino Unido	2004	9,0	73%	IO-Gastos	(Druckman y Jackson 2008)	CO ₂
Reino Unido	2011	5,7	n.a.	IO-Básico	(Wiedenhofer et al. 2016)	GEI (no especificados)
Rusia	2011	5,9	n.a.	IO-Básico	(Wiedenhofer et al. 2016)	GEI (no especificados)
Suecia	2000	8,6	n.a.	IO-Proceso	(Moll et al. 2007)	CO ₂ , NO _x , N ₂ O, CH ₄ , SO ₂ , NH ₃ , NMVOC, CO
Suiza	2000-2003	4,0	sobre 65%	IO-Proceso	(Girod y de Haan 2009)	GEI (no especificados)
UE27	2011	6,7	n.a.	IO-Básico	(Wiedenhofer et al. 2016)	GEI (no especificados)

Fuente: Elaboración propia a partir de la clasificación de métodos según Kok et al. (2006); n.a. = no directamente disponible.

Además, en un trabajo sobre los impactos de los hogares se investigó la huella de carbono de estos en 43 países divididos por categorías de consumo según un esquema de IO-Gastos (Ivanova et al. 2016). Los principales resultados se presentan en la tabla 2.6.

Tabla 2.6. Huella de carbono (HC) de los hogares por país y categoría en 2007

	HC (1)	HC (2)	Indirec.	Resid.	Alim.	Vest.	Transp.	Manuf.	Serv.
Austria	93.436	11,3	73,6%	19,4%	10,8%	4,8%	16,7%	17,6%	30,7%
Bélgica	129.217	12,2	71,9%	13,3%	15,9%	3,3%	16,1%	19,5%	31,8%
Bulgaria	41.167	5,4	84,1%	31,1%	12,3%	1,9%	21,4%	9,8%	23,4%
Chipre	11.565	10,9	86,2%	18,4%	10,5%	1,4%	33,4%	6,3%	30,0%
Rep. Checa	96.842	9,4	81,2%	43,2%	11,0%	2,4%	8,7%	13,5%	21,3%
Alemania	982.520	11,9	75,5%	19,6%	10,7%	5,3%	15,3%	25,9%	23,3%
Dinamarca	66.413	12,2	81,0%	18,6%	15,2%	3,7%	17,9%	18,6%	26,0%
Estonia	14.589	10,9	85,4%	35,7%	14,1%	4,0%	15,5%	7,5%	23,2%
España	365.431	8,1	80,5%	13,5%	12,6%	3,8%	17,3%	18,2%	34,6%
Finlandia	72.144	13,6	84,8%	15,0%	8,6%	3,1%	17,2%	17,2%	38,9%
Francia	562.688	8,8	71,2%	10,7%	14,9%	4,4%	20,1%	28,8%	21,0%
Grecia	149.892	13,4	80,0%	16,7%	14,1%	3,7%	18,6%	10,7%	36,2%
Hungría	59.185	5,9	73,4%	22,6%	15,5%	2,6%	17,7%	17,6%	24,0%
Irlanda	56.212	12,9	76,4%	19,4%	9,0%	3,0%	14,7%	15,7%	38,2%
Italia	572.154	9,6	75,9%	12,5%	11,2%	6,5%	18,6%	20,5%	30,8%
Lituania	22.044	6,5	79,0%	16,6%	20,2%	4,1%	21,5%	22,6%	15,0%
Luxemburgo	8.861	18,5	72,3%	14,4%	9,6%	2,8%	31,3%	19,8%	22,0%
Letonia	14.056	6,2	77,9%	17,7%	20,0%	3,8%	16,8%	15,5%	26,2%
Malta	3.766	9,2	88,6%	24,5%	14,1%	5,4%	11,1%	23,4%	21,5%
Holanda	192.926	11,8	78,3%	18,4%	11,6%	3,6%	20,0%	20,1%	26,2%
Polonia	295.652	7,8	79,9%	30,0%	17,0%	2,0%	7,2%	12,4%	31,4%
Portugal	72.412	6,8	77,5%	17,4%	13,9%	5,5%	13,3%	17,3%	32,6%
Rumanía	98.591	4,6	83,5%	22,8%	20,4%	2,4%	20,9%	15,1%	18,3%
Suecia	79.204	8,7	82,6%	11,8%	12,6%	4,7%	18,1%	24,4%	28,4%
Eslovenia	20.362	10,1	77,1%	24,1%	12,1%	3,8%	23,7%	12,4%	23,9%
Eslovaquia	44.588	8,3	85,8%	26,8%	12,9%	4,1%	13,3%	20,5%	22,4%
Reino Unido	813.578	13,3	80,0%	18,8%	9,2%	4,9%	20,1%	25,0%	22,0%
EE.UU.	5.614.349	18,6	83,4%	24,0%	7,7%	2,7%	14,9%	17,0%	33,6%
Japón	1.153.664	9,0	84,1%	20,1%	10,1%	3,4%	19,2%	15,7%	31,5%
China	2.335.550	1,8	83,4%	24,6%	22,4%	5,8%	5,2%	14,9%	27,1%
Canadá	480.669	14,6	83,1%	14,4%	8,9%	3,6%	15,2%	19,3%	38,8%
Corea del Sur	421.245	8,7	85,0%	19,8%	9,3%	5,0%	13,9%	14,3%	37,7%
Brasil	345.830	1,8	81,8%	7,0%	17,6%	3,7%	19,5%	24,9%	27,3%
India	930.595	0,8	84,8%	16,2%	31,2%	9,4%	18,2%	9,3%	15,7%
México	428.733	3,8	77,3%	20,6%	16,7%	2,4%	18,8%	19,9%	21,7%
Rusia	1.078.421	7,6	78,9%	25,6%	19,2%	10,3%	8,0%	15,5%	21,3%
Australia	372.256	17,7	86,2%	31,6%	8,0%	3,0%	17,3%	13,9%	26,2%
Suiza	85.253	11,3	73,5%	14,0%	12,9%	4,4%	20,2%	20,3%	28,1%
Turquía	323.875	4,7	85,1%	17,5%	21,4%	8,7%	15,1%	14,7%	22,7%
Taiwán	198.014	8,6	86,1%	21,2%	9,6%	2,5%	19,0%	17,9%	29,9%
Noruega	48.603	10,3	83,1%	6,8%	16,2%	6,1%	13,7%	26,2%	31,0%
Indonesia	300.839	1,3	81,4%	21,1%	13,4%	4,1%	17,5%	20,7%	23,2%
Sudáfrica	263.712	5,5	88,6%	35,5%	16,1%	3,4%	9,5%	15,9%	19,6%

Fuente: Ivanova et al. (2016);

Nota: GWP = 100 años; (1) kt CO₂-eq, (2) tCO₂-eq per cápita.

Según este trabajo, los hogares de EE.UU., China, Japón y Rusia contribuían ellos solos a la mitad de las emisiones totales que se podían atribuir a los hogares en los 43 países durante el año 2007. La variación de los niveles entre hogares de distintos países iba desde 0,8 t CO₂-eq per

cápita en los hogares indios hasta las 18,6 tCO₂-eq per cápita en los hogares estadounidenses. El peso de las emisiones indirectas es mayoritario, alcanzando cuotas superiores al 85 %, y nunca inferiores al 70 %. Nuevamente, el mayor peso para la HC de la alimentación se lo llevan hogares de países emergentes o en desarrollo, mientras que un mayor peso en la huella de los usos residenciales y los servicios se puede atribuir a países occidentales y desarrollados.

Los resultados muestran (Tabla 2.7) que el total de las emisiones asignadas a los hogares, es decir, la suma de las emisiones indirectas y directas, representa más de la mitad del total de emisiones de la economía, con niveles muy altos de dióxido de carbono (CO₂) y de óxido nítrico (N₂O), y bajos porcentajes de emisiones directas de los hogares respecto a sus emisiones totales. Todo esto demuestra el alto nivel de responsabilidad de la esfera doméstica en los impactos sobre el conjunto de la economía.

Tabla 2.7. Emisiones directas e indirectas de los hogares españoles

	Indirectas		Directas		Total		Total economía	
	kt	%	kt	%	kt	%	kt	%
CH₄	16.554	11,21	889	1,61	17.443	8,60	43.375	12,05
CO₂	103.860	70,33	52.745	95,78	156.606	77,24	266.394	73,99
N₂O	25.568	17,31	1.404	2,55	26.973	13,30	44.564	12,38
SF₆	44	0,03	0,00	0,00	44	0,02	196	0,05
HFC	1.471	1,00	31	0,06	1.502	0,74	4.792	1,33
PFC	171	0,12	1	0,00	172	0,09	732	0,20
Total	147.700	100,00	55.070	100,00	202.740	100,00	360.053	100,00

Fuente: Serrano (2008).

El estudio sobre el caso español desagrega, también, toda esta información en 10 percentiles de ingreso equivalente y distingue, para cada uno de los seis gases de efecto invernadero, las emisiones directas e indirectas de cada percentil, así como el porcentaje que representa el total de emisiones de ese percentil sobre el total de emisiones de los hogares. Si se observa la intensidad de las emisiones según el gasto de los hogares, hay que destacar una relación claramente positiva entre los ingresos de estos mismos y las emisiones de gases de efecto invernadero asociadas a su consumo, con un nivel de contaminación que va progresivamente incrementándose hacia los últimos percentiles (de mayores rentas), pasando de un 7,11% del total de las emisiones de los hogares del primer percentil a un 15,18% del último, con incrementos similares entre percentiles. No obstante, cabe destacar el fuerte incremento que se produce, en términos relativos, al pasar del noveno al último percentil, con un 22%, mientras que el aumento del quinto al sexto es, tan solo, del 2%. Los resultados destacan también unos datos menos previsibles. Si se mira a la intensidad promedio de emisiones por cada euro gastado por los diferentes hogares, se pone de relieve que el patrón de consumo de los hogares de los últimos

percentiles tiene un menor impacto sobre el efecto invernadero que el de los hogares de menores ingresos.

Desde una perspectiva comparada, y como consecuencia del proyecto europeo *Environmental Impacts of Products* (EIPRO) se analizó el patrón de emisiones y residuos del consumo en seis países europeos o grupos de países (EU15, EU25) (Tukker et al. 2006), utilizando una revisión de los siete estudios detallados más recientes que utilizaban una perspectiva del ciclo de vida (Kok et al. 2003; Dall et al. 2002; Nemry et al. 2002; Labouze et al. 2003; Nijdam y Wilting 2003; Moll et al. 2004; Weidema et al. 2005). Para ello se elaboró un modelo denominado CEDA EU-25, que utilizaba el análisis IO. El trabajo realizado fue posteriormente resumido y ampliado (Tukker y Jansen 2006; Tukker et al. 2006; Huppel et al. 2006). Aunque la mayor parte de los estudios difieren enormemente en la aproximación (ACV vs IO), regiones geográficas, desagregación de la demanda final, datos de partida utilizados y método de evaluación de impacto, los autores se atreven a realizar una serie de conclusiones que, en lo que afecta a este trabajo, suponen que el alojamiento, la alimentación y la movilidad continúan aportando alrededor del 70 % de los impactos, tanto en emisiones de GEI como en otro tipo de impactos. A su vez, los autores de este trabajo encontraron un cierto patrón geográfico Norte (más emisiones)-Sur (menos emisiones).

Siguiendo esta lógica, diversos autores dentro del Centro Común de Investigación de la UE (JRC, por sus siglas en inglés) han realizado trabajos similares para la UE27 o la UE28 desde la perspectiva del ACV, analizando distintos impactos y categorías dentro del consumo de los hogares, llegando a conclusiones parecidas en cuanto a la huella de carbono, pero abarcando un abanico de impactos ambientales mucho más amplios (Castellani et al. 2019, 2021).

Algunas conclusiones que se pueden obtener del conjunto de toda esta información son las siguientes:

1. Se puede encontrar una gran variabilidad en los niveles de emisiones dependiendo de la aproximación escogida. Las aproximaciones *desde abajo hacia arriba* (bottom-up) tienden a presentar niveles más bajos de emisiones, probablemente debido a la falta de información exhaustiva sobre todas y cada una de las fuentes de emisiones dentro del hogar. Las aproximaciones *desde arriba hacia abajo* (top-down) muestran niveles más altos, siendo IO-Gastos la aproximación que presenta resultados con niveles más altos.
2. Se dispone de poca información que permita establecer un patrón temporal en la evolución de las emisiones de los hogares a escala nacional, si bien estas suelen responder a la coyuntura económica general del país, y a nivel global.

3. En cuanto a las categorías de consumo, como se muestra en la Tabla 2.8, el alojamiento, que supone entre un cuarto y dos terceras partes del total de emisiones, la movilidad, que llega a alcanzar un tercio del total de emisiones, y la alimentación, en este orden, constituyen las fuentes más importantes de emisiones GEI de los hogares (alrededor del 70%).

Tabla 2.8. Peso de las distintas categorías de consumo en las emisiones GEI de los hogares a escala nacional

CATEGORÍAS	APROXIMACIÓN BOTTOM-UP (%)	APROXIMACIÓN TOP-DOWN (%)
Residencial	54-59	23-33
Comida	3,6-7	7,7-31
Vestido	1,3-3,3	0,7-10,3
Cuidado	0,3	0,3-1,6
Movilidad	30-36	17-38
Educación y ocio	Despreciable	0,6-15,8
Otros	1,3-5,4	1,8-13

Fuente: Tukker and Jansen (2006); Hertwich (2011); Tukker et al. (2006)

4. El uso de diferentes métodos, el nivel de detalle (el número de sustancias estudiadas), las unidades de estudio, así como el sesgo de agregación, dificultan comparar los estudios (Tukker y Jansen 2006; Hertwich 2011). Por ejemplo pueden ser la causa de la reducción aparente de las emisiones per cápita en hogares de países como Holanda, que entre 1990 y 2000 disminuye sus emisiones de 7,8 a 5,5 t CO₂-eq (Weber y Perrels 2000; Moll et al. 2007), o Dinamarca, que experimenta una reducción de 8 a 6,7 t CO₂-eq entre 1992 y 2000 (Munksgaard et al. 2000; Wier et al. 2001; Moll et al. 2007).
5. Desafortunadamente existe poca información detallada disponible para las emisiones relacionadas con los hogares de países en desarrollo o emergentes, si bien aquella que existe permite separar claramente los niveles de responsabilidad en el calentamiento global que tienen los hogares de áreas con economías tan dispares. Existe una gran diferencia entre los hogares de países como la India, con niveles de 0,8 tCO₂-eq per cápita en los hogares o países europeos y de Norteamérica.
6. El uso de técnicas input-output está haciendo que haya pocos estudios que consideren otras emisiones más allá del CO₂ o de un genérico emisiones en general (Ornetzeder et al. 2008; Moll et al. 2007; Tukker et al. 2006; Mäenpää 2005; Nijdam et al. 2005; Kerkhof et al. 2009; Benders et al. 2012; Roca et al. 2013; Serrano 2008). Hay, por tanto, una falta sistemática de información sobre flujos concretos de GEI o de otros gases que se asocian a los hogares, de tal modo que es difícil extraer alguna conclusión sobre patrones entre

países. En este sentido, la generalización del ACV podría abrir la posibilidad de elaborar información más sistemática en este sentido.

b) Huella Hídrica de los hogares

Es de sobra conocido que uno de los impactos del calentamiento global en ciertas áreas de la Tierra será la escasez meteorológica de agua por la disminución de las precipitaciones (Oki y Kanae 2006; Gosling y Arnell 2016), y que uno de los lugares donde se prevé que se produzca en mayor medida esta escasez meteorológica será el área del Mediterráneo, que sufrirá además un aumento de fenómenos meteorológicos extremos (García-Ruiz et al. 2011; Caloiero et al. 2018).

Así pues, otro aspecto de relevancia dentro de las presiones llevadas a cabo por los hogares tiene que ver con su huella hídrica³, ya sea directamente a través del suministro de agua doméstica (Madrid López 2014; Ostos y Tello, 2014; Baigorri et al. 2022), o bien a través del agua utilizada para la fabricación y puesta a disposición de los productos consumidos, tanto local como importada (agua virtual) (Hoekstra et al. 2011; Allan 1996).

Para el período 1996-2005, mediante métodos directos, se estimaba que la huella hídrica global del conjunto de los sectores productivos y los hogares ascendía a 9.087 millones de m³/año⁴. Más del 81 % de esta huella hídrica estaría directa o indirectamente relacionada con la producción agrícola (7.404 millones de m³/año) y cerca del 11 % con la producción ganadera (959 millones de m³/año), mientras que el consumo doméstico directo suponía sólo alrededor del 3,6 % (324 millones de m³/año), y el resto está relacionado con la industria (Hoekstra y Mekonnen 2012). Además, los escenarios para el año 2050 no son nada halagüeños (Ercin y Hoekstra 2014), puesto que prevén incrementos con respecto al año 2000 de entre el 20 y 175 % de la huella hídrica global, y entre el 18-180 % en la huella hídrica de la producción agrícola.

En un trabajo para 40 países del mundo (más el resto del mundo) entre 1995-2008, se utilizó la base de datos WIOD para alimentar un MRIO y calcular el uso de agua, la huella hídrica y el balance de agua virtual, también por sectores de la demanda final (Arto et al. 2016). La conclusión es que la huella hídrica se concentra, sobre todo, en el consumo de alimentos y bebidas, suponiendo más del 50 % de la huella hídrica del conjunto de los países analizados, y nunca menos del 30 % en ninguno de los 40 países que cubre la base de datos.

³ El concepto de huella hídrica incluye el agua procedente de las precipitaciones (agua verde), la obtenida de ecosistemas acuáticos (agua azul), así como aquella otra teóricamente necesaria para diluir las aguas residuales de modo que puedan ser vertidas nuevamente a los ecosistemas acuáticos (agua gris) (Hoekstra et al. 2011; Falkenmark 2009; Chapagain et al. 2006).

⁴ Los datos concretos para cada país se pueden consultar en el sitio de la Water Footprint Network: <https://waterfootprint.org/en/resources/waterstat/national-water-footprint-statistics/>

El metabolismo económico de los hogares en España. Un análisis regional de los flujos físicos y el impacto ambiental de los modelos de consumo

En un trabajo con mayor grado de detalle, utilizando un MRIO dentro de un esquema de IO-Gastos con la base de datos EXIOBASE, se estudia los impactos asociados al consumo de los hogares en 43 países divididos por categorías de consumo (Ivanova et al. 2016). Los principales resultados en términos de huella hídrica se pueden consultar en la Tabla 2.9.

Tabla 2.9. Huella hídrica (HH) de los hogares por país y categoría en 2007

	HH (1)	HH (2)	Indirec.	Resid.	Alim.	Vest.	Transp.	Manuf.	Serv.
Austria	2.477	377,0	97,6%	4,3%	59,2%	6,5%	2,2%	9,3%	18,5%
Bélgica	5.229	656,9	98,6%	3,9%	54,4%	2,8%	6,0%	11,3%	21,6%
Bulgaria	1.397	224,7	95,9%	6,0%	70,9%	1,2%	2,2%	3,7%	16,0%
Chipre	296	305,5	96,6%	4,7%	72,6%	1,5%	1,5%	3,6%	16,2%
Rep. Checa	1.800	231,6	96,0%	8,8%	63,4%	4,6%	1,1%	12,5%	9,5%
Alemania	28.523	461,6	98,6%	3,8%	59,2%	7,3%	2,2%	13,9%	13,7%
Dinamarca	2.474	596,4	98,3%	3,7%	68,5%	3,7%	1,5%	6,8%	15,8%
Estonia	346	322,3	99,9%	1,8%	74,1%	6,6%	1,5%	6,4%	9,6%
España	25.180	662,2	98,4%	2,5%	58,4%	3,0%	1,0%	5,0%	30,2%
Finlandia	1.607	399,9	96,3%	4,8%	58,0%	5,6%	1,6%	12,3%	17,7%
Francia	25.374	505,3	97,8%	5,7%	62,6%	4,8%	1,9%	12,4%	12,5%
Grecia	7.840	779,3	98,0%	2,7%	71,8%	2,5%	1,3%	3,5%	18,2%
Hungría	1.946	248,4	93,6%	8,6%	66,0%	2,4%	1,9%	9,3%	11,7%
Irlanda	1.292	551,5	95,8%	5,6%	57,7%	3,6%	1,9%	8,9%	22,3%
Italia	24.160	493,9	96,8%	5,2%	51,6%	6,2%	3,1%	8,0%	25,9%
Lituania	608	219,6	89,5%	12,5%	62,9%	4,3%	1,8%	14,9%	3,5%
Luxemburgo	391	1.117,4	99,0%	19,5%	46,3%	2,4%	2,4%	10,7%	18,7%
Letonia	411	218,3	96,2%	5,4%	74,3%	3,9%	1,4%	7,7%	7,2%
Malta	257	722,4	99,1%	1,3%	80,5%	2,9%	0,6%	7,9%	6,8%
Holanda	9.420	740,4	98,5%	3,3%	65,4%	2,9%	2,4%	9,3%	16,7%
Polonia	4.946	160,3	93,5%	9,9%	65,8%	3,9%	1,0%	10,1%	9,3%
Portugal	5.405	607,9	98,1%	2,7%	62,7%	3,1%	1,2%	4,3%	26,1%
Rumanía	6.998	365,1	95,0%	6,1%	82,2%	1,2%	1,0%	2,4%	7,2%
Suecia	2.944	403,2	96,3%	4,9%	63,2%	5,5%	1,1%	10,2%	15,1%
Eslovenia	528	357,0	94,9%	7,2%	63,8%	5,5%	3,8%	7,8%	11,9%
Eslovaquia	1.547	353,5	97,7%	5,4%	69,3%	5,4%	1,6%	11,3%	6,9%
Reino Unido	27.805	537,4	96,8%	4,6%	47,1%	6,2%	1,9%	18,0%	22,2%
EE.UU.	195.985	727,3	96,0%	5,3%	65,9%	3,2%	0,8%	8,3%	16,5%
Japón	37.088	341,5	96,4%	4,2%	60,3%	4,6%	1,4%	6,1%	23,5%
China	171.387	184,1	97,1%	4,7%	72,0%	3,6%	0,5%	4,2%	14,9%
Canadá	16.778	634,1	94,5%	6,5%	55,7%	4,1%	1,5%	9,1%	23,1%
Corea del Sur	16.522	416,3	94,9%	6,0%	49,4%	3,6%	1,5%	7,6%	31,9%
Brasil	30.177	188,5	90,4%	10,2%	65,8%	1,8%	2,0%	8,9%	11,2%
India	302.977	300,2	97,5%	2,7%	84,5%	1,2%	3,0%	1,8%	6,8%
México	31.436	320,6	92,6%	8,1%	82,0%	1,6%	0,9%	4,1%	3,2%
Rusia	47.036	377,7	91,5%	10,1%	71,1%	9,1%	0,3%	2,5%	6,9%
Australia	13.876	878,4	97,5%	4,1%	57,5%	4,0%	3,4%	8,5%	22,5%
Suiza	2.988	465,1	96,1%	5,9%	53,5%	4,4%	8,4%	9,0%	18,8%
Turquía	26.932	442,4	97,8%	2,8%	82,5%	3,0%	0,7%	2,8%	8,2%
Taiwán	7.078	343,7	93,8%	6,7%	64,2%	1,7%	1,7%	9,1%	16,6%
Noruega	2.230	608,2	94,7%	6,6%	64,9%	5,8%	1,0%	8,6%	13,0%
Indonesia	18.829	89,8	93,3%	7,8%	73,9%	1,1%	1,2%	4,7%	11,4%
Sudáfrica	7.966	181,3	95,3%	7,4%	75,8%	3,4%	3,2%	5,1%	5,1%

Fuente: Ivanova et al. (2016);

Nota: (1) millones de m³, (2) m³ per cápita

De este trabajo se deduce que la variabilidad global en la huella hídrica de los hogares es muy alta, desde los cerca de 90 m³ per cápita de los hogares de Indonesia hasta los más de 1.117

m³ per cápita de los de Luxemburgo. Los hogares españoles presentarían una huella hídrica cercana a los 662 m³ per cápita. El porcentaje de participación de la huella hídrica indirecta (asociada a los bienes y servicios necesarios para producir el bien o servicio analizado) es superior al 90 % en los hogares de todos los países (en los hogares españoles supone algo más del 98 %), lo que da una idea de la relevancia del concepto de agua virtual y del agua que circula a través del comercio y los bienes y servicios (Hoekstra 2003; Corrado et al. 2020).

La categoría que mayor huella hídrica presenta dentro del consumo de los hogares es la alimentación, seguida de los servicios y las manufacturas. En el caso de España, entre las dos primeras supondrían más del 88 % del total de la huella hídrica estimada para el conjunto de los hogares del país con este método (sólo la alimentación se acercaría al 60 % de la huella hídrica del consumo).

En otro trabajo, utilizando un MRIO con la base de datos GTAP, se estudia cómo parte de esa huella hídrica se usa luego finalmente para exportar productos hacia otros países en el marco de la UE-27. Así, se comprueba cómo el país con mayor huella hídrica de todos (España) es el que tiene un mayor desplazamiento de la misma hacia el resto de países de la UE-27 a través de la producción agrícola y su exportación (Steen-Olsen et al. 2012).

El JRC de la UE ha desarrollado, a través de metodologías IO híbridas multitud de investigaciones que estiman los impactos del consumo de las economías de los países de la UE, si bien no se centran en los hogares, ni los contemplan separadamente frente a otras fuentes del consumo dentro de la propia economía, por lo que sus resultados serán de relativo interés en esta revisión (Castellani et al. 2019, 2021).

c) Residuos de los hogares

Los residuos son la consecuencia inevitable del consumo de materiales, ya sea por la propia naturaleza entrópica del proceso económico (Georgescu-Roegen 1971) o bien por las prácticas empresariales de obsolescencia programada (London 1932; Packard 1960; Mellal 2020). Según los datos globales más actualizados, en todo el mundo, en 2016 se generaban entre 7-9 mil millones de toneladas de residuos sólidos de todo tipo, de los cuales algo más de 2 mil millones de toneladas (0,74 kg per cápita cada día) correspondían a residuos sólidos urbanos (Kaza et al. 2018). La previsión para un escenario de crecimiento económico y del grado de urbanización de una población creciente en el que no se tomase ninguna medida particular es que en 2050 se generarán entre 3,4-3,5 mil millones de toneladas de residuos sólidos urbanos (Kaza et al. 2018; Chen et al. 2020). Diversos trabajos han estudiado la generación de residuos en diferentes países a lo largo de la cadena de suministro mediante métodos IO (Lee et al. 2012; Court 2012; Court et al. 2015;

Jensen et al. 2013; Beylot et al. 2016; Liao et al. 2015; Nakamura y Kondo 2002; Takase et al. 2005; Nakamura y Kondo 2009), incluso para España (Ruiz-Peñalver et al. 2019), aunque en este último trabajo no se dispone de estimaciones para los hogares. En el estudio más completo, realizado sobre la base de un MRIO (EXIOBASE) se estimaba la generación de residuos de 48 países de todo el mundo, incluido España, por sectores económicos a lo largo del año 2007 (Tabla 2.10), en el prelude de la crisis (Tisserant et al. 2017).

Tabla 2.10. Residuos por país y categoría en 2007, con el peso de los hogares

	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)	(8)	(9)	(10)	(11)	(12)
Austria	19,92	14,8	0,75	0,13	0,60	3,11	2,20	5,14	0,69	1,86	2,50	2,94
Bélgica	32,18	10,3	0,05	1,49	1,02	8,33	1,84	0,42	5,73	5,89	4,09	3,32
Bulgaria	4,34	28,7	0,18	0,09	0,20	0,60	0,61	0,22	0,14	0,71	0,33	1,24
Chipre	0,59	40,4	0,01	0,00	0,05	0,02	0,02	0,00	0,02	0,16	0,07	0,24
Rep. Checa	10,30	13,6	0,18	0,18	0,22	3,62	1,28	0,42	1,34	1,20	0,46	1,40
Alemania	156,25	16,1	2,19	1,92	2,34	11,15	13,46	2,70	2,27	85,26	9,72	25,23
Dinamarca	5,51	21,3	0,08	0,01	0,38	0,51	0,23	0,45	1,02	1,24	0,41	1,18
Estonia	1,45	24,6	0,04	0,03	0,04	0,21	0,04	0,35	0,10	0,17	0,11	0,36
España	49,69	17,7	0,81	0,27	3,16	12,41	6,41	2,76	4,31	4,36	6,40	8,79
Finlandia	15,94	43,7	0,13	0,52	0,14	2,86	0,65	0,24	2,78	0,93	0,74	6,97
Francia	73,63	13,2	1,50	3,40	3,03	26,62	10,37	0,97	5,61	8,00	4,43	9,71
Grecia	8,29	34,5	0,04	0,02	0,62	0,27	0,45	0,31	2,28	1,19	0,27	2,86
Hungría	4,64	33,6	0,29	0,01	0,26	0,47	0,70	0,20	0,22	0,56	0,36	1,56
Irlanda	1,81	36,1	0,02	0,03	0,14	0,07	0,02	0,15	0,33	0,34	0,05	0,65
Italia	57,64	17,6	0,25	0,19	2,65	5,62	13,59	1,73	12,98	6,37	4,13	10,13
Lituania	3,33	48,1	0,20	0,01	0,26	0,28	0,03	0,06	0,14	0,61	0,15	1,60
Luxemburgo	2,93	12,4	0,01	0,01	0,02	0,79	0,15	0,03	0,29	0,27	0,99	0,36
Letonia	0,73	37,5	0,02	0,02	0,03	0,10	0,01	0,00	0,13	0,14	0,01	0,28
Malta	0,13	33,6	0,00	0,00	0,01	0,03	0,00	0,00	0,02	0,02	0,00	0,04
Holanda	49,83	13,5	1,20	1,42	2,63	9,84	2,76	0,49	10,54	10,00	4,22	6,74
Polonia	48,41	12,0	0,55	0,58	0,70	15,78	3,71	1,21	15,20	2,88	1,99	5,79
Portugal	9,49	37,3	0,15	0,03	0,86	1,08	0,75	0,13	1,82	0,76	0,36	3,54
Rumanía	9,62	11,2	0,19	0,36	0,44	1,11	0,99	0,32	2,06	2,29	0,77	1,08
Suecia	22,38	7,0	0,29	0,91	0,24	10,62	1,69	0,70	0,66	3,81	1,87	1,57
Eslovenia	2,92	32,4	0,03	0,07	0,08	0,33	0,19	0,08	0,17	0,83	0,20	0,95
Eslovaquia	6,64	23,0	0,15	0,08	0,22	1,42	1,27	0,69	0,35	0,59	0,35	1,53
Reino Unido	126,51	12,5	0,46	2,92	4,05	4,91	2,39	1,07	81,02	11,11	2,76	15,81
EE.UU.	266,10	16,3	3,49	3,12	30,16	15,92	22,20	5,04	74,70	63,91	4,15	43,41
Japón	290,64	13,9	2,73	0,07	20,58	57,41	24,93	16,74	70,17	45,00	12,59	40,43
China	348,17	3,9	3,53	10,47	21,00	66,93	77,08	69,19	46,02	23,73	16,51	13,70
Canadá	34,42	29,3	0,37	0,21	3,05	4,83	1,74	1,32	7,08	5,22	0,52	10,08
Corea del Sur	37,62	3,7	0,25	0,01	1,13	7,92	10,66	1,33	8,20	4,11	2,61	1,41
Brasil	79,35	33,8	0,93	0,85	8,19	11,04	12,44	0,01	9,84	7,80	1,46	26,80
India	43,10	3,2	0,07	0,14	0,11	1,93	6,21	9,24	20,55	1,07	2,42	1,36
México	40,78	31,7	0,45	0,62	2,07	1,26	4,69	0,32	12,62	4,43	1,40	12,91
Rusia	1.138,39	34,4	16,75	15,80	122,99	92,56	17,58	25,42	168,20	274,95	13,01	391,13
Australia	19,92	15,7	0,21	0,94	0,79	7,78	0,74	0,25	2,97	2,89	0,23	3,12
Suiza	12,12	14,6	0,12	0,16	0,47	3,87	1,87	0,08	1,10	2,03	0,64	1,77
Turquía	33,23	19,8	0,23	0,33	2,05	3,74	7,56	0,40	3,04	4,64	4,64	6,59
Noruega	4,64	20,4	0,05	0,24	0,13	0,93	0,27	0,02	0,72	1,08	0,26	0,95
Indonesia	5,56	8,4	0,02	0,01	0,21	0,19	0,44	0,01	3,11	0,68	0,43	0,47
Sudáfrica	38,19	16,3	0,48	2,13	4,65	5,92	3,24	3,00	2,17	6,43	3,95	6,21

Fuente: Tisserant et al. (2017);

Nota: (1) Residuos (Mt); (2) % residuos hogares; (3) Sector Agrario; (4) Minería; (5) Industria agroalimentaria; (6) Procesado de materiales; (7) Manufactura de bienes; (8) Energía y Agua; (9) Construcción; (10) Servicios; (11) Industria de la gestión de residuos; (12) Hogares y administraciones públicas.

Según este trabajo, la contribución a los residuos totales de los distintos países es muy diversa, desde los 0,13 Mt de Malta hasta los 1.138 Mt de Rusia. Además, la participación de los hogares (y las admones. públicas) en el conjunto de los residuos también es muy variable, entre el 3,2 % de los residuos de la India, hasta el 48,1 % de Lituania.

En España, se estimaba una producción total de residuos de 49,7 Mt, con una participación de los hogares (y las Administraciones Públicas) equivalente al 17,7%, siendo estos la segunda contribución a la generación de residuos dentro de los distintos sectores económico del país tras el procesado de materiales.

Por su parte, la variabilidad de resultados en cuanto al reparto por tipo de residuos es muy alta, y depende enormemente de la escala pero, sobre todo, del método usado para la estimación y la estructura de la economía. A través de recopilación de información directa, se estima que, globalmente, los residuos orgánicos (residuos de alimentación y de jardinería) constituyen aproximadamente el 50 % en países de bajos ingresos, mientras que el 32 % en los países con mayores ingresos, debido al uso masivo de envases de plástico y la presencia de otro tipo de residuos no orgánicos (Kaza et al. 2018). Sin embargo, si se observan las estimaciones realizadas con MRIO para los residuos sólidos urbanos generados por los hogares (y las Administraciones Públicas) en España en Tisserant et al. (2017), uno de cada tres kilogramos de residuos sería papel, que no entraba entre los residuos orgánicos del anterior estudio. A su vez, los residuos metálicos y los alimentarios supondrían un 16 % cada uno, mientras que el plástico estaría ligeramente por encima del 15 %.

Aunque se estima que en 2050, para un escenario de valores intermedios, la presencia media de residuos orgánicos procedentes del consumo se reducirá hasta un 39 %, aproximadamente (Chen et al. 2020), ésta seguirá siendo la categoría de residuos con mayor valor absoluto dentro de la composición de residuos municipales a escala global. De hecho, la generación de residuos alimentarios, así como las pérdidas que ocasiona el proceso productivo en la industria agroalimentaria, un 30 % de la producción mundial de alimentos (FAO 2011, 2015), se han convertido en un problema de dimensiones globales (FAO 2011; Alexander et al. 2017; Bräutigam et al. 2014; Stenmarck et al. 2016; Corrado y Sala 2018; BCFN 2012; Withanage et al. 2021).

2.4. Conclusiones

La revisión de la literatura realizada permite seleccionar mejor aquellos aspectos que se consideran imprescindibles a la hora de abordar el metabolismo de los hogares españoles. De esta

revisión se concluye la necesidad de complementar la información existente con enfoques de abajo hacia arriba (bottom-up) a través de técnicas que analicen no sólo el consumo en términos monetarios, sino también biofísicos. Se optará por utilizar las tres categorías que tienen mayor relevancia tanto en requerimientos como en impactos, es decir, uso de la energía con fines residenciales, transporte privado y alimentación. Además, se intentará también aportar algo de luz a los flujos indirectos relacionados, que tanta importancia cobran dentro del metabolismo.

Capítulo 3

El metabolismo energético de los hogares españoles: usos residenciales y transporte privado

3.1. Introducción

A diferencia de los alimentos, los hogares consumen energía no por la energía en sí misma, sino por los servicios que su consumo genera (confort térmico, iluminación, etc.), los denominados servicios energéticos (Fell 2017; Sovacool 2011). Según los datos publicados por la Agencia Internacional de la Energía (IEA, por sus siglas en inglés) en su informe sobre transición energética global, el sector residencial (sin transporte) viene suponiendo una media del 23 % del total del consumo final de energía a nivel global en el período 1990-2018, aunque su peso viene disminuyendo ligeramente desde el año 2000, situándose en el 21 % en el año 2018 (IEA 2019).

Dentro del sector residencial en sentido amplio (incluyendo transporte privado), son varias las categorías que destacan en cuanto a consumo energético, entre ellas, los denominados usos residenciales⁵, así como el transporte privado en coche. Así, a partir de distintas metodologías y estudios a nivel global, se estima que alrededor del 44 % de los requerimientos energéticos totales de los hogares se pueden atribuir a los usos residenciales, y cerca del 23 % al transporte privado (Hertwich 2011; Di Donato et al. 2015). En el contexto europeo, de acuerdo con los datos aportados por EUROSTAT, el consumo energético asociado a los usos residenciales de la UE-27 aumentó su peso de un 26 a un 28 % del consumo final de energía en el período 2006-2012, volviendo a reducirse hasta el 26 % en 2019⁶. El sector transporte (en estos datos también se incluye el transporte público y comercial), a pesar de la fuerte crisis que sufrió, viene suponiendo entre 28 % y el 30 % del consumo energético final de la UE-27, según esta misma fuente. Durante 2019, según los datos de EUROSTAT, en el contexto de la UE-27, España ocupaba el quinto lugar en cuanto a consumo energético asociado al sector residencial (14.738 ktep), y el cuarto en cuanto a emisiones asociadas al transporte, en general (32.940 ktep).

⁵ Por usos residenciales de la energía entenderemos todos aquellos que los componentes del hogar realizan directamente en el mismo, es decir, aquellos que implican el uso de energía con fines de climatización (aire caliente o frío), calentamiento de agua (agua caliente sanitaria, ACS), cocinado y refrigeración de alimentos, iluminación, y el uso de electrodomésticos, aparatos electrónicos, así como el modo de espera en estos. Se incluye todo lo que en otros ámbitos o estadísticas se conoce como consumo energético del hogar o consumo energético doméstico (housing, sheltering, domestic use, residential use, etc.).

⁶ <https://ec.europa.eu/eurostat/databrowser/view/ten00124/default/table?lang=en>

Son varios los aspectos que preocupan alrededor del consumo energético de los hogares. En las últimas décadas viene cobrando relevancia la contribución que este sector, a través, fundamentalmente, de su consumo energético, está realizando a las emisiones de GEI de origen antropogénico, es decir, su papel en el calentamiento global y el cambio climático asociado. Adoptando la perspectiva del consumidor final⁷, se estima que los distintos consumos asociados al hogar (alimentación, usos residenciales, transporte privado, etc.) suponían en el año 2000, el 72 % de huella de carbono global (Hertwich y Peters 2009), en el 2007 la huella de carbono todavía suponía el 65 % (Ivanova et al. 2016). Adoptando incluso metodologías menos gravosas para el consumo, se estimaba que el uso en hogares y comercios suponía un 19 % de total de emisiones globales de GEI en 2010 (Lucon et al. 2014). En el contexto de la UE-27, para el período estudiado los hogares suponían cerca del 24 % del total de emisiones de GEI. Y dentro de los hogares, diversos estudios sitúan a los usos residenciales en lo alto de la clasificación de emisiones globales, junto con el transporte privado, suponiendo, en el caso del primero, entre el 33-59 % de las emisiones del hogar y, en el caso del segundo hasta el 36-38 %, según la metodología usada (Di Donato et al. 2015). En el caso de la UE-27, según EUROSTAT, los distintos usos residenciales de la energía han implicado un aumento que oscila entre el 54 % y el 60 % de las emisiones atribuibles a los hogares en 2019, el resto (40 %) se atribuye principalmente al transporte privado. Según estos mismos datos, en 2019 España ocupaba el séptimo lugar de la UE-27 en lo que se refiere a emisiones asociadas a los usos residenciales (15.162 ktCO₂-eq), y el cuarto lugar en cuanto a emisiones relacionadas con el transporte, en general (91.371 ktCO₂-eq).

También existe cada vez más conciencia sobre los problemas de salud asociados al uso directo o indirecto de combustibles fósiles para el consumo energético de los hogares o la producción de bienes para los mismos (Smith et al. 2013; Prüss-Üstün et al. 2016). En 2019, según datos del Instituto de Métricas y Evaluación de la Salud (IHME), en su estudio de Carga Mundial de las Enfermedades (GBD), se estima que la contaminación del aire en exteriores causó en todo el mundo cerca de 4,4 millones de muertes prematuras al año por presencia de contaminantes en el aire exterior de las áreas urbanas y rurales, y 2,3 millones de muertes prematuras por la contaminación del aire dentro de los hogares, debido a malas condiciones de ventilación o salida de gases y el uso de combustibles sólidos, con mayor producción de partículas⁸. En el contexto de

⁷ En estos estudios, se consideran atribuibles al consumo todas las emisiones ligadas a la producción, fabricación y distribución de los productos consumidos. Se atribuye una parte del consumo, y por tanto, de las emisiones, a alguno de los grandes grupos de consumidores: hogares, gobierno e instituciones públicas, e inversiones.

⁸ Los datos y la metodología de cálculo de las muertes atribuibles a la contaminación del aire se pueden consultar en el sitio en internet del Instituto de Métricas y Evaluación de la Salud dedicado al GBD (<http://ghdx.healthdata.org/gbd-results-tool>).

la UE-28, durante 2018 se estima que se produjeron entre 251.000 y 495.000 muertes prematuras debidas a enfermedades atribuibles sólo a la inhalación de partículas como las que generan los vehículos o ciertas modalidades de combustión en calefacciones, según los cálculos de la Agencia Europea de Medio Ambiente (EEA 2020). Tomando el caso de España, según el GBD, durante el año 2019, unos 11.785 fallecimientos serían atribuibles a la contaminación exterior, y unos 178 a la contaminación debida a la mala ventilación o el uso de aparatos obsoletos en las viviendas.

Además, el acceso a la energía en los hogares también puede ser una fuente de pobreza y desigualdad, un debate que, aunque tenga viejas raíces (Boardman 1991), viene cobrando especial relevancia desde el inicio de la crisis económica de 2008, momento a partir del cual muchos países occidentales comenzaron a ser conscientes de sus propias bolsas de pobreza energética, aunque Reino Unido e Irlanda ya habían realizado estudios al respecto en los años 90 (Bouzarovski y Petrova 2015; Sareen et al. 2020; Liddell 2012). El problema se articula de modo complejo, con distintas dimensiones que interaccionan entre sí. Por una parte, la propia falta de fuentes de energía disponibles impide atender las necesidades de los hogares. Un ejemplo es la falta de acceso a la electricidad para más de mil millones de personas en todo el mundo, especialmente en países de África y el sur de Asia (IEA 2018). Por otra parte, la situación económica del hogar impide el acceso a la energía necesaria para mantener un nivel de consumo energético saludable. Este último sería el caso mayoritario en nuestro contexto, aunque no hay que olvidar casos como el de la Cañada Real en Madrid, donde se estimaba que más de 4.000 personas malvivían sin electricidad ni agua. Así, en la UE, según datos de una encuesta llevada a cabo por EUROSTAT, en el año 2018 unos 34 millones de personas (6,9 % de la población) no se podían permitir calentar adecuadamente sus hogares⁹. Los mismos datos señalaban que en España aproximadamente un 7,5 % de la población no podía mantener su casa suficientemente caliente, si bien otras fuentes lo elevaban ya al 10 % en 2016 (Tirado Herrero et al. 2018).

Y el futuro no parece especialmente alentador en cuanto a las previsiones que se hacen sobre el consumo energético de los hogares en España. Así, en el Informe de la Comisión de Expertos sobre Escenarios de Transición Energética bajo el paraguas de la Agenda 2030 de Naciones Unidas (UN 2015), las previsiones para la demanda energética con fines residenciales para 2030 en su escenario más conservador (bajo la hipótesis de un crecimiento anual del PIB del 2% anual y un incremento del número de hogares del 4%) implicaban un incremento de cerca del 50 % en calefacción, agua caliente sanitaria, aire acondicionado e iluminación (Sanz

⁹ <https://ec.europa.eu/eurostat/en/web/products-eurostat-news/-/ddn-20210106-1?redirect=/eurostat/en/news/whats-new>

Oliva y Arana Landa 2018). Por su parte, en otros informes sobre escenarios para el año 2030 en España, para un escenario tendencial sin ningún cambio relevante de políticas, se preveía un incremento en la demanda del sector del transporte, en general, del 4 % en el transporte de pasajeros y del 21 % en el transporte de mercancías (Declercq et al. 2021), así como un aumento tendencial del 13 % en el consumo final de energía asociado al mismo (MITECO 2020). Un sector el del transporte que, en España, está claramente asociado al transporte terrestre por carretera, que es también uno de los principales modos de transporte privado a través del uso del coche privado (Pérez Martínez y Monzón de Cáceres 2008).

En este capítulo, se abordará el consumo energético como parte del metabolismo de los hogares a través de las dos dimensiones que acaparan la mayor parte de la presión ambiental junto con la alimentación, que se tratará monográficamente en el siguiente capítulo. Después de explicar la metodología en la sección 3.2, en la sección 3.3, se analiza el consumo energético de los hogares con fines residenciales, y en la sección 3.4, se estudia el consumo energético de los hogares debido al uso de coches privados. La sección 3.5 incluye los flujos de salida del metabolismo energético, incluyendo las emisiones directas e indirectas. Finalmente, en la sección 3.6 se abordarán algunas breves conclusiones de este capítulo.

3.2. Metodología

Una de las novedades metodológicas de este trabajo tiene que ver con la utilización de la información que proporciona la Encuesta de Presupuestos Familiares (EPF, en adelante), y que apenas ha sido utilizada en las investigaciones, pues éstas han primado los datos y la información monetaria sobre el consumo de los hogares, incluida en esta fuente. Sin embargo, a nuestro juicio, la opción elegida por nosotros presenta varias ventajas. La primera es que la información que se maneja no proviene, como en otras ocasiones, de estimaciones basadas en múltiples supuestos usados para desagregar información indirecta a una escala mayor, sino que ha sido obtenida dentro de la propia encuesta, lo cual, a priori, proporciona mucha información de primera mano de buena calidad. La segunda es que, al presentar la información biofísica asociada directamente a las características demográficas, sociales y económicas del hogar, se generan un sinnúmero de posibilidades en cuanto al análisis de los datos físicos y sus impulsores socio-económicos indirectos, con muchas lecturas también en términos de los impactos del consumo sobre distintas variables ambientales. Y aunque ciertamente la perspectiva monetaria del consumo de los hogares aporte ciertas claves sobre el mismo, en este trabajo mostraremos el potencial del análisis de los flujos físicos de materiales y energía como una herramienta útil, que proporciona información relevante para complementar la información monetaria relativa a los gastos de las familias,

habitual recurso usado en la mayoría de los trabajos sobre consumo del hogar. Esta consideración general, que se realiza en este capítulo dedicado a los flujos energéticos, es también válida para el capítulo dedicado a la alimentación.

3.2.1. Extracción y elaboración de los datos descriptivos

Extracción de la información. En la Figura 3.1 se ilustra el proceso de extracción de la información del consumo energético de los hogares contenida en la EPF.

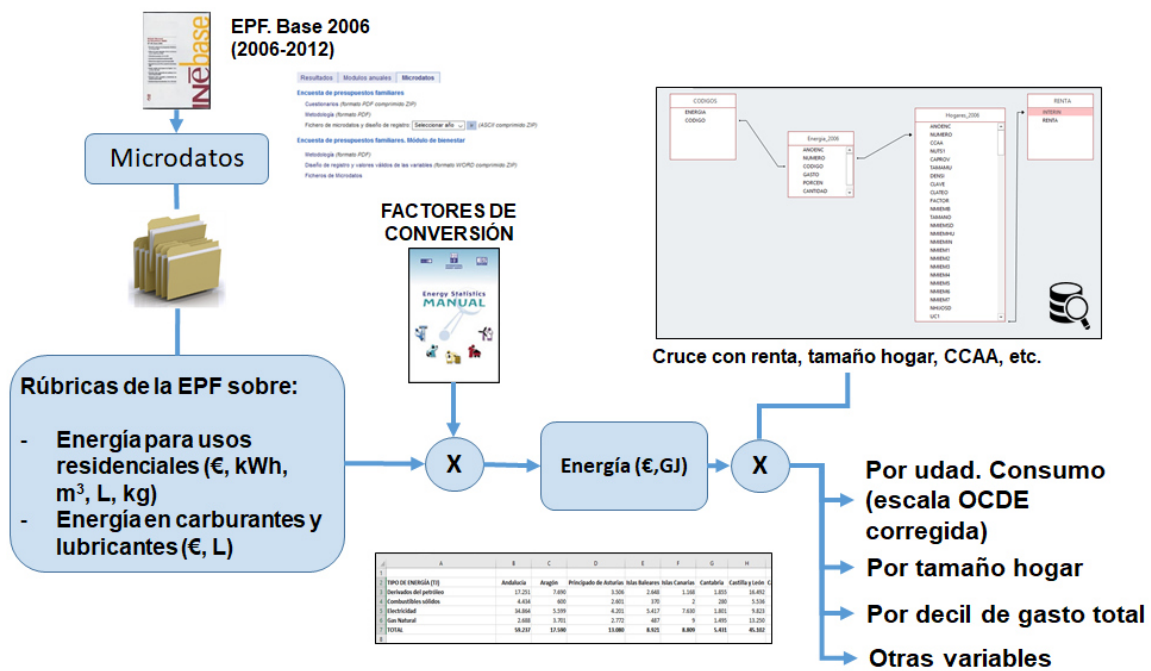


Figura 3.1. Extracción de datos energéticos de la EPF.¹⁰

Para la obtención de los datos sobre consumo energético de los hogares a nivel regional, se parte de los tres ficheros que contienen los microdatos de la EPF, y que proporciona el sitio web del INE¹¹.

A través del programa IBM SPSS Statistics (Versión 23) se han extraído los registros del fichero de gastos que correspondían a las distintas fuentes energéticas (Figura 3.2), según las categorías de la clasificación COICOP/HBS. En el caso de los usos residenciales, a las rúbricas 04511 y 04512 Electricidad (viviendas principales y otras viviendas), 04521 y 04522 Gas ciudad y natural (viviendas principales y otras viviendas), 04523 y 04524 Gas licuado (viviendas

¹⁰ A partir de esta página, todas aquellas figuras que no contengan la fuente serán de elaboración propia.

¹¹ https://www.ine.es/dyngs/INEbase/es/operacion.htm?c=Estadistica_C&cid=1254736176806&menu=resultados&idp=1254735976608#!tabs-1254736195147

principales y otras viviendas), 04531 y 04532 Combustibles líquidos (viviendas principales y otras viviendas), 04541 y 04542 Combustibles sólidos (viviendas principales y otras viviendas), y, por otra parte, en cuanto a transporte privado, la rúbrica 07221 Carburantes y lubricantes. A efectos de contabilidad, se han agrupado los datos de combustibles líquidos (gasóleo) y los de gas licuado bajo el epígrafe Derivados del petróleo.

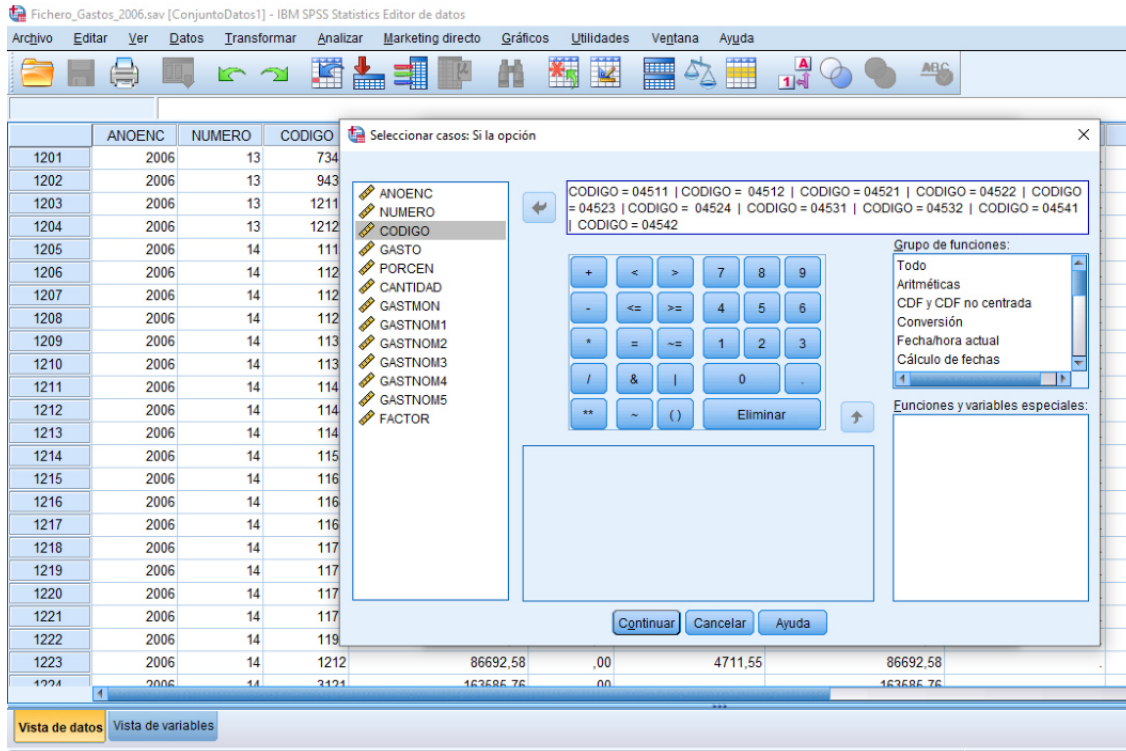


Figura 3.2. Extracción de las rúbricas de la COICOP/HBS correspondientes a Energía en el fichero de gastos de los microdatos de la EPF.

Para ello se ha utilizado sobre el fichero de gastos de cada año el comando de selección de casos del programa (menú Datos>Seleccionar casos), mediante la opción “Si satisface la condición” donde la condición era que el campo CODIGO (campo donde se contiene el código de la COICOP/HBS relativo a la rúbrica correspondiente) fuese igual a las rúbricas correspondientes.

Información a nivel agregado. A partir de esta información, se han obtenido las cantidades de las distintas fuentes energéticas usadas por los hogares españoles en las unidades correspondientes (L, kg, m³, kWh), así como los gastos asociados (en euros). De acuerdo con el documento de Ficheros de usuario de los microdatos de la EPF (página 12, sección 3.4. Fichero de Gastos), los campos CANTIDAD y GASTO asociados a cada registro están elevados poblacional y temporalmente (a un período de un año). De este modo, el valor contenido en estos campos no se refiere a un hogar concreto (el especificado por el número de hogar, variable

NUMERO en los microdatos), sino al conjunto de hogares de características similares que representa ese hogar de la muestra, es decir, a la parte de la población representada por ese hogar. Esta información se ha usado para construir los datos de energía de los hogares referidos al nivel de Comunidad Autónoma, según la siguiente expresión:

$$\text{Energía}_{ij} = \sum \text{EnergíaH}_{ij} \quad (\text{Ecuación 3.1})$$

donde Energía_{ij} = Energía del tipo j (j toma valores entre 1 y 10, de acuerdo con las categorías de energía de la clasificación COICOP/HBS), consumidos por la comunidad autónoma i (i toma los valores del 1 al 18, según los valores válidos para la variable comunidad autónoma CCAA, página 20 de los ficheros de usuario; que cambian a partir de 2011, de tal modo que el valor 18, anteriormente correspondiente a Ceuta y Melilla, correspondería a partir de ese año a Ceuta y se introduciría un nuevo valor, el 19, correspondiente a Melilla¹²); EnergíaH_{ij} = Cantidad de energía del tipo j correspondiente a los hogares de la comunidad autónoma i elevados poblacionalmente.

Hay que tener en cuenta que los microdatos de la EPF vienen consignados a 5 dígitos de la COICOP/HBS, lo cual se considera representativo a un nivel nacional. En el fichero de microdatos de la EPF se sugiere utilizar 4 dígitos para obtener números representativos a nivel de Comunidad Autónoma, que es lo que se ha hecho, agrupando los datos a 5 dígitos correspondientes a cada categoría en 4 dígitos, hogar por hogar, año a año.

Información a nivel mensual. Por su parte, para obtener las cantidades y gastos anuales en energía asociados individualmente a cada hogar, y por tanto, disponer de la información no sólo de la población sino de la propia muestra, se han dividido las cantidades y los gastos por su respectivo factor poblacional (FP), específico para cada hogar.

$$\text{EnergíaHH}_{ij} = \frac{\text{EnergíaH}_{ij}}{\text{FP}} \quad (\text{Ecuación 3.2})$$

donde EnergíaHH_{ij} = Energía correspondiente a un determinado tipo j dentro de un hogar de la comunidad autónoma i, EnergíaH_{ij} = Energía de un determinado tipo j correspondientes a los hogares de la comunidad autónoma i elevados poblacionalmente, y FP = Factor de elevación poblacional.

Conversión de unidades. A su vez, en el archivo original, las fuentes energéticas vendrían expresadas en términos de masa, kg (combustibles sólidos y gas licuado), volumen (m³ (gas ciudad

¹² Ceuta y Melilla han sido excluidas de los cálculos referidos a este trabajo.

y natural) o L (combustibles líquidos)), y energía, kWh (electricidad). Para transformar estas magnitudes a las unidades de energía correspondiente (Julio, J o sus múltiplos GJ y TJ) se han multiplicado por los coeficientes de transformación que recomiendan la Agencia Internacional de la Energía (perteneciente a la OECD) y EUROSTAT en el Anexo 3 del manual de estadísticas energéticas (IEA y EUROSTAT 2005), que se incluyen en la Tabla A1 del Anexo I.

Cruce con otras variables. A partir de estos datos, se ha procedido a elaborar el resto de la información que se ha utilizado en esta sección sobre el metabolismo energético de los hogares. Para ello hay que tener en cuenta que los registros de cada fichero de los que constan los microdatos de la EPF (gastos, hogar y miembros del hogar) tienen en común el número de hogar al cual se refieren los gastos, características o miembros del hogar, es decir, el número asignado por el encuestador a ese hogar en ese año. Esta característica permite cruzar la información de los ficheros a través de un programa gestor de bases de datos de tipo relacional cualquiera. Así que mediante el uso del programa MS Access 2019 se han realizado consultas cruzadas entre los tres ficheros de microdatos para cada año (Figura 3.3).

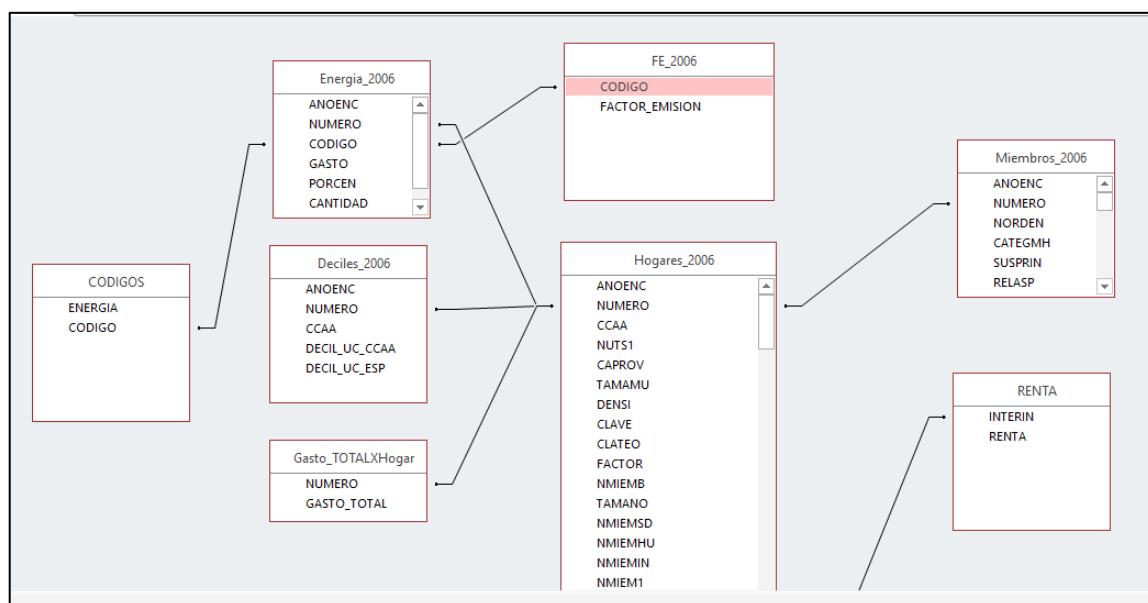


Figura 3.3. Ejemplo de relaciones entre variables energéticas para elaboración de consultas en MS Access.

Estos sencillos cruces de información han permitido obtener datos a nivel del conjunto de hogares de cada Comunidad Autónoma (4 dígitos de la COICOP/HBS) sobre el consumo energético total, por tipo de energía, por unidad de consumo, por uso de la energía, por tamaño del

hogar y por decil de gasto total, que es la información directa que se ha usado en este trabajo, generando tablas para cada Comunidad Autónoma y para cada año de la serie 2006-2012.

La energía, a diferencia de otro tipo de bienes, se considera un bien no rival, en la medida en que, en la mayoría de los casos, todos los miembros del hogar pueden disfrutar a la vez de los servicios que el uso de energía proporciona, y el hecho de que uno de ellos la utilice no compite con el uso que otro pueda hacer de la misma (por ejemplo, la climatización de la casa o el desplazamiento en vehículo privado con varias personas). En este sentido, para hacer una comparación ecuánime entre hogares de distinto tamaño en distintas comunidades autónomas se han empleado como denominador las unidades de consumo.

Para la computación de las unidades de consumo existen multitud de opciones de equivalencia en la literatura (Atkinson et al. 1995; OECD 2008d). En este trabajo se ha optado por el uso de la escala OECD corregida (Hagenaars et al. 1994), que es una de las dos escalas de las que dispone por defecto la EPF para el cálculo de las unidades de consumo. Esta escala pondera el tamaño del hogar otorgando el valor de 1 al adulto sustentador principal del hogar, 0,5 a cualquier otro adulto que conviva con este, y 0,3 a cualquier menor de edad integrante del mismo.

Así, las unidades de consumo totales de cada comunidad autónoma han sido calculadas a partir del fichero de hogares, tomando el factor poblacional (FACTOR), que se corresponde al número de hogares a los que representa cada hogar dentro de una determinada comunidad autónoma, y multiplicándolo por el número de unidades de consumo corregidas que constan para ese hogar representativo en concreto (UC2).

En cuanto al consumo de energía según el tamaño del hogar, la variable tamaño del hogar se corresponde con el campo TAMANO del fichero de hogar de los microdatos de la EPF. Responde a la clasificación de tamaños de hogar (número de individuos), según los valores válidos de las variables dentro del documento de Ficheros de Usuario de la EPF (página 21), es decir, hogares de 1, 2, 3, 4, 5 y de 6 ó más miembros. De cara a su potencial cuantificación, aquí se asume que el tamaño 6 ó más supone una media de 6 personas.

Originalmente se estudió también la variable tramo de renta, correspondiente al campo INTERIN del fichero de hogar de los microdatos de la EPF, pero dado que la EPF es una encuesta asociada al gasto, proporciona unos niveles infraestimados de la renta, y por tanto, poco fiables en relación con otras encuestas (especialmente la Encuesta de Condiciones de Vida). Por esta razón se ha preferido utilizar la variable gasto total como aproximación (proxy) a la renta de los hogares y su estatus, de acuerdo con lo que recomienda la literatura referida a encuestas de presupuestos familiares internacionalmente (Deaton 2018; Sibrian 2008; Moltedo et al. 2014) y lo que viene

siendo la práctica habitual en su tratamiento dentro de la literatura en España (Ruíz-Huerta y Martínez 1994; Gradín et al. 2008; Laborda et al. 2018).

La variable gasto total se obtiene como suma de todos los gastos parciales de la encuesta, ya sean referidos a alimentación o a otros gastos del hogar, recogidos por la EPF en el correspondiente fichero de microdatos. Sobre la base de los gastos totales de cada hogar se procedió a la creación de deciles de gasto total (per cápita y por unidad de consumo) de los hogares para cada una de las comunidades autónomas, España en su conjunto y todos años de la serie utilizada de cada una de las categorías utilizadas.

Para ello se utilizó el programa STATA, en su versión 14, que permite la obtención de deciles en grandes muestras. Cada hogar fue asignado a un decil, dentro de los deciles de cada comunidad autónoma dentro de cada año. A la vez, también fue asignado a un decil a todos los hogares como pertenecientes a un solo grupo (España). Se utilizó el comando `pweight` con la variable `FACTOR` para la ponderación de la muestra. Finalmente, se procedió a ordenar las cantidades, los gastos (per cápita y por unidad de consumo) según estos deciles de gasto total.

Tipo de uso de la energía. Para el consumo energético por tipo de uso se necesitaría la información de todos los aparatos consumidores de energía en el hogar. Los hogares disponen de distintos equipamientos que consumen energía y realizan un uso de los mismos, diferente en función de condicionantes climáticos, sociales, etc. Lamentablemente la información sobre los equipamientos de los hogares ha dejado de recogerse, salvo lo que se refiere a TICs (Tecnologías de la Información y Comunicación), de tal modo que lo único que puede hacerse es estimar el número de hogares que posee dichos equipamientos.

El modo elegido para realizar esta labor es el de usar la estructura de equipamientos de los hogares que propone el proyecto SPAHOUSEC para el año 2010, basada en una encuesta *ad hoc* directa a los hogares utilizados para el informe, como mejor estimación para el conjunto del período (IDAE 2011), asumiendo que en esos años la estructura no cambió significativamente (Tabla A2 del Anexo I). A partir de esta información se ha generado un número de hogares consumidores para cada tipo de equipamiento.

Salidas del metabolismo. El consumo final de energía genera, entre otras salidas (vertidos, residuos y emisiones), emisiones GEI, que pueden ser directas, es decir, asociadas a la combustión en el hogar o en el coche privado de vectores energéticos fósiles (carbón, derivados del petróleo, gas) o indirectas, necesarias para la generación eléctrica o de los vectores energéticos fósiles que se queman. Para el cómputo de las emisiones directas se han usado los coeficientes del Panel

Intergubernamental de Cambio Climático (IPCC, en adelante), según un potencial de calentamiento global (GWP, en adelante) a 20 años (IPCC 2018) (Tabla A3 del Anexo I).

El factor de potencial de calentamiento global (GWP) requiere una breve explicación (para mayor detalle, ver el documento del IPCC (IPCC 2018)). La mayor parte de los gases emitidos (contaminantes primarios) tanto por fuentes naturales como por fuentes artificiales sufren cambios físico-químicos, que los transforman en contaminantes secundarios, y pueden cambiar su potencial de calentamiento global con el tiempo, por lo que se requiere un factor (GWP) que permita comparar el potencial de todos los gases (de ahí que se hable de cantidad de CO₂-equivalente), así como asumir una determinada estabilidad a lo largo del tiempo. En este caso se ha utilizado una hipótesis conservadora (20 años).

Para la estimación de las emisiones indirectas asociadas a usos residenciales (en este trabajo sólo electricidad) se han usado los coeficientes utilizados para la elaboración del Reglamento de Instalaciones Térmicas de Edificios (RITE), que proceden de IDAE, y que tienen en cuenta la mezcla de vectores energéticos para la generación de electricidad (mix energético) para España en cada año, además de diferenciar las emisiones según el sistema eléctrico del que se hable (sistema peninsular, sistema de las Islas Baleares y sistema de las Islas Canarias) (IDAE 2014). No se han tenido en cuenta el resto de energías debido a dos razones. Por un lado, suponen cantidades mucho menores, aunque potencialmente importantes (caso del gas natural), y por el otro lado, son el resultado de mezclar combustibles muy diversos (leña o carbón, en el caso de los combustibles sólidos), para los que no se dispone de desagregación en la propia EPF.

En cuanto a las emisiones indirectas asociadas al transporte, los coeficientes para los carburantes se han tomado de la base de datos ELCD versión 3.2 de ACV que mantiene el JRC de la UE (Tabla A4 del Anexo I).

3.2.2. *Análisis llevados a cabo*

Además, se han realizado dos grandes tipos de análisis para cada uno de los flujos de energía que emplea el hogar: energía con fines residenciales y energía para el transporte privado.

Análisis de Conglomerados. Vista la abundancia de información relativa a los hogares regionales, para cada año de la EPF se ha realizado un análisis jerárquico de conglomerados para distinguir los principales grupos de hogares regionales, utilizando el Método de Ward y la distancia euclídea al cuadrado sobre los datos de consumo por unidad de consumo asociados a cada comunidad autónoma y año. A partir de este análisis de conglomerados se han clasificado los hogares regionales en tres tipos: los de consumo alto (Grupo 1), los de consumo intermedio (Grupo 2) y los de consumo bajo (Grupo 3). El análisis no suponía ningún agrupamiento. Se han

tomado tres grupos porque este número se corresponde con la mayor parte de los análisis llevados a cabo, utilizando como regla de parada la distancia entre los conglomerados proporcionada por los respectivos dendrogramas.

Modelos de regresión lineal múltiple. La publicación de los microdatos de la EPF permite, no sin un considerable esfuerzo de procesamiento de datos, utilizar directamente la muestra para llevar a cabo el modelo utilizando tanto los consumos per cápita por hogar, como las características socio-económicas correspondientes. Así, se ha llevado a cabo un modelo de regresión múltiple mediante el programa STATA14, utilizando las siguientes variables de la encuesta:

- Variable dependiente: Consumo energético por unidad de consumo (CANTIDAD_eq_HH_GJ), expresada en GJ por unidad de consumo, y su logaritmo natural (log_CANTIDAD_eq_HH_GJ).
- Variables independientes de carácter socio-económico, a partir del fichero hogar de la EPF (nombre de la variable en el fichero entre paréntesis).

Para los usos residenciales de la energía, se han utilizado:

- Gasto total equivalente del hogar (GASTO_TOTAL_HH_eq) y su logaritmo (log_GASTO_TOTAL_HH_eq).
- El tipo de edificación (TIPOEDIF), que, según la EPF se divide en 1) Vivienda unifamiliar independiente; 2) Vivienda unifamiliar adosada o pareada; 3) Edificio con < 10 viviendas; 4) Edificio con ≥ 10 viviendas; 5) Otros tipos de edificación.
- Año de la encuesta (ANOENC). Sólo los años 2006, 2008, 2010 y 2012.
- Superficie del hogar (SUPERF) y su logaritmo (log_SUPERF).
- Localización del hogar en su respectiva comunidad autónoma (CCAA) (1-17).
- Sexo del sustentador principal (SEXO_SP) (1 = Hombre; 6 = Mujer).
- Edad del sustentador principal (EDAD_SP).
- Precio implícito o valor unitario (precio) y su logaritmo (log_precio), construido a partir del gasto total en energía con fines residenciales de ese hogar y la cantidad de energía total consumida por ese hogar.

Para el transporte privado se han utilizado:

- Gasto total equivalente del hogar (GASTO_TOTAL_HH_UC) y su logaritmo (log_GASTO_TOTAL_HH_UC).
- Año de la encuesta (ANOENC). Sólo los años 2006, 2008, 2010 y 2012.
- Localización del hogar en su respectiva comunidad autónoma (CCAA) (1-17).
- Densidad de población del núcleo donde está el hogar (DENSI), que se divide en: 1. Densamente poblada, 2. Semiurbana o intermedia y 3. Escasamente poblada.

- Tamaño del municipio donde se encuentra el hogar (TAMAMU), que se divide en: 1 Municipio de 100.000 habitantes o más; 2 Municipio con 50.000 o más y menos 100.000 habitantes; 3 Municipio con 20.000 o más y menos de 50.000 habitantes; 4 Municipio con 10.000 o más y menos de 20.000 habitantes, y 5 Municipio con menos de 10.000 habitantes.
- Sexo del sustentador principal (SEXOSP). (1 = Hombre; 6 = Mujer).
- Edad del sustentador principal (EDADSP).
- Precio implícito o valor unitario (precio) y su logaritmo (log_precio), construido a partir del gasto total en energía para transporte privado de ese hogar y la cantidad de energía total consumida por ese hogar.

Se ha utilizado el método de regresión por pasos, introduciendo una a una cada una de las variables explicativas, desarrollando un total de 8 modelos para cada uno de los flujos de energía que entran en el hogar: energía para usos residenciales y energía consumida a partir del uso del transporte privado (el coche).

Para las variables cuantitativas del modelo se han desarrollado los modelos con el logaritmo y sin el mismo. Además, también se han realizado los modelos teniendo en cuenta los precios implícitos de la energía en cada año para cada hogar, y sin los mismos. Dada la alta explicación de la variabilidad que tenían los precios en el caso de los usos residenciales, se ha optado por incluir estos modelos en el capítulo (los modelos sin los precios se pueden encontrar en el Anexo II).

Entre otras comprobaciones habituales (linealidad, normalidad, etc.), se ha controlado la multicolinealidad de la muestra, mediante el análisis del factor de inflación de la varianza (VIF). Fruto de estas comprobaciones se ha excluido la variable zona de residencia (ZONARES) (inicialmente incluida en la regresión del consumo energético con fines residenciales) porque presentaba niveles de multicolinealidad inasumibles en muchas de sus categorías. También se ha controlado la heterocedasticidad, mediante la ejecución del modelo con la opción “robust” de STATA, que genera el modelo teniendo en cuenta que pueda existir heterocedasticidad.

3.3. Flujos de entrada al metabolismo. El uso de la energía con fines residenciales por parte de los hogares

3.3.1. Caracterización del consumo energético con fines residenciales en los hogares españoles

Como ya se ha adelantado, los usos residenciales de la energía se corresponderían con los servicios relativos a la climatización del hogar (aire caliente o frío), calentamiento de agua (agua caliente sanitaria, ACS), cocinado y refrigeración de alimentos, iluminación, y el uso de

electrodomésticos, aparatos electrónicos, así como el modo de espera (*stand-by*) en el caso de que estos lo presenten.

El hecho de que el hogar, como unidad económica dentro del consumo final, tiene un papel relevante en la demanda de energía es ampliamente aceptado, lo que ha impulsado el estudio de los impactos ambientales provocados por los hogares, así como el desarrollo de políticas de consumo sostenible (Caeiro et al. 2012; Di Donato et al. 2015; Ivanova et al. 2016). Sin embargo, dada la heterogeneidad de los hogares hay una fuerte variabilidad espacio-temporal en el peso que se le asigna dentro del conjunto de los sectores económicos en cada país (Hertwich 2005a, 2011).

En el caso español, que aquí se examina, la Figura 3.4. muestra el peso del sector residencial¹³ dentro del consumo total de energía final entre los años 2006 y 2012, de acuerdo con los balances energéticos que realiza el IDAE anualmente por sectores económicos. Durante el período estudiado, el peso del sector residencial oscilaba entre el 16 % (en 2006) y el 19 % (en 2010) del consumo total de energía final, detrás del sector transportes (público y privado en los datos del IDAE) y del sector industrial, con una ligera reducción entre 2010 y 2012.

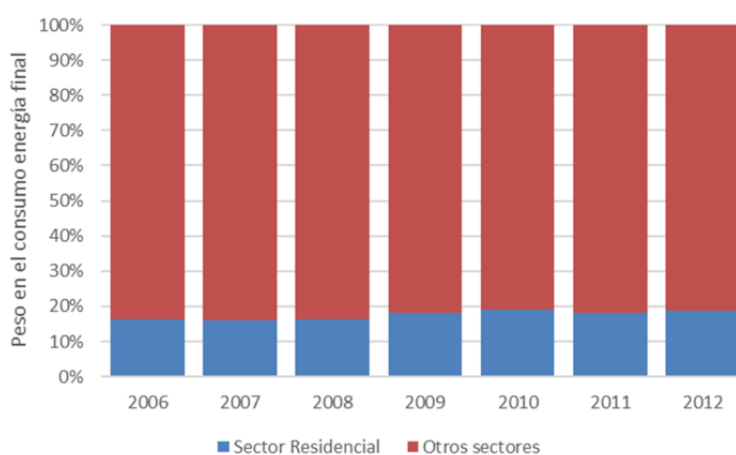


Figura 3.4. Peso del sector residencial en el consumo de energía final para España. (Fuente: IDAE).

Como muestra la Figura 3.5a, a lo largo de todo el período 2006-2012, el consumo de energía final para usos residenciales por unidad de consumo en los hogares españoles se ha incrementado alrededor de un 12 % (de 17,3 GJ/unidad de consumo a 19,4 GJ/unidad de consumo).

¹³ A efectos de las estadísticas del IDAE (<https://siceweb.idae.es/consumofinal/>), el sector residencial cubre lo que aquí se considera como usos de la energía con fines residenciales, y no incluye el transporte privado, que se encuentra dentro de la categoría transporte del IDAE, donde también estarían presentes los datos de transporte por mercancías y transporte público.

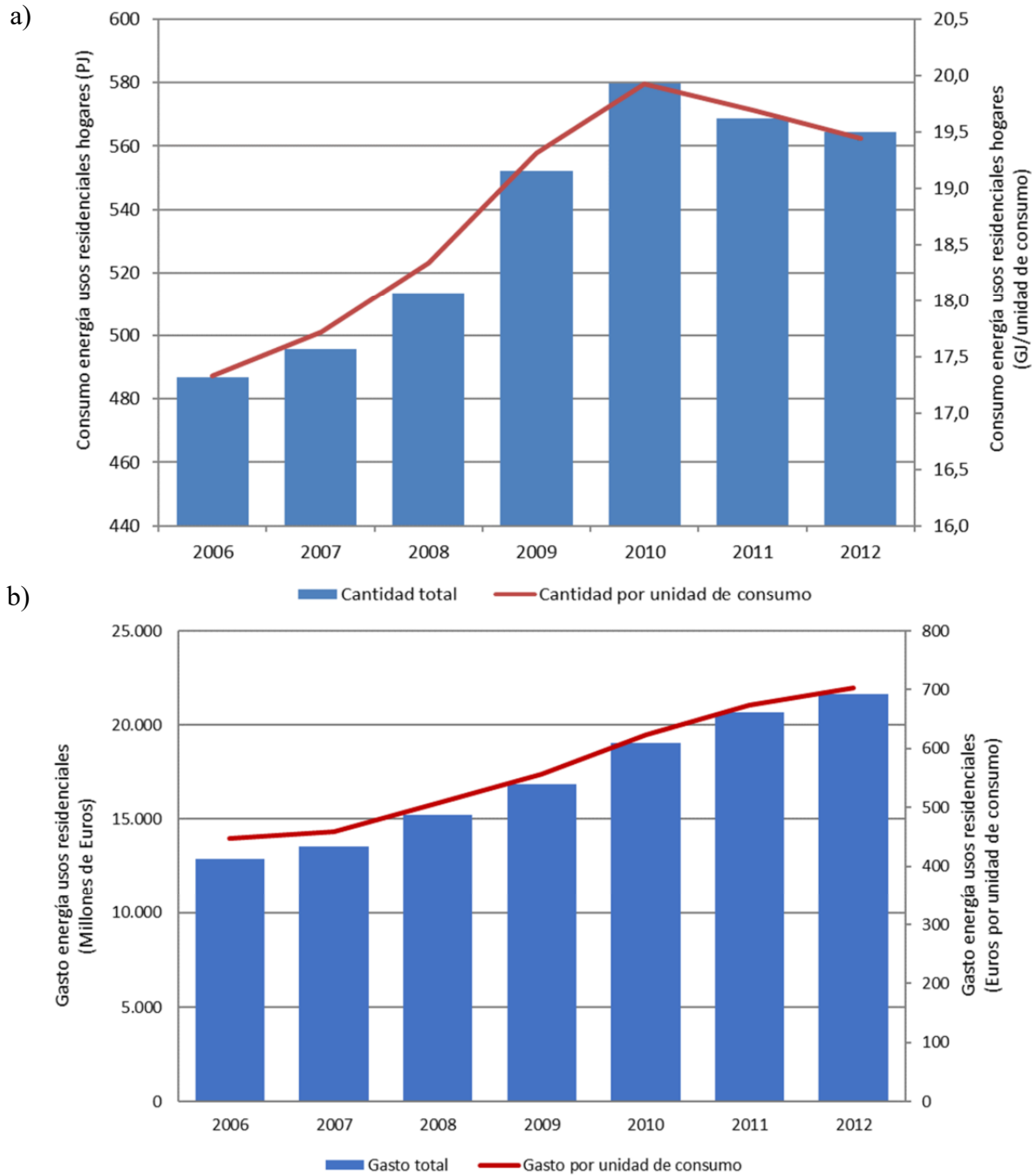


Figura 3.5. Evolución del consumo total y el nivel de consumo de energía con fines residenciales en (a) términos físicos, y (b) gastos para los hogares españoles.

El efecto previsible de la crisis económica en el consumo de energía para usos residenciales de los hogares en España no se produce inmediatamente al estallido de la misma, sino que los hogares comienzan a sufrirlo a partir de 2010, que es el año de consumo energético máximo con estos fines. Así, hasta 2010, los niveles de consumo energético con respecto a 2006 habían aumentado cerca de un 15 % (de 17,3 a 19,9 GJ/unidad de consumo). Por el contrario, entre 2010

y 2012, el nivel de consumo energético se reduce un 2,6 % (de 19,9 a 19,4 GJ/unidad de consumo), volviendo a los niveles que había en 2009.

A su vez, como muestra la Figura 3.5b, y a pesar de la disminución en la cantidad de energía consumida, el gasto que los hogares españoles destinan a energía para usos residenciales creció constantemente durante todo el período 2006-2012, aumentando un 57,2 % los niveles nacionales de gasto con este propósito (de 447 euros/unidad de consumo a 703 euros/unidad de consumo).

Este ascenso en el gasto en energía con fines residenciales dentro de los hogares españoles se produce en un contexto en el que se dio un aumento espectacular de los precios de la energía durante el período indicado, que se tradujo en un incremento de más del 55 % en el precio de la electricidad, un 33 % en el precio del gas, y cerca de un 46 % en el de los combustibles líquidos, de acuerdo con el Índice de Precios al Consumo (IPC, en adelante), calculado por el Instituto Nacional de Estadística (INE, en adelante)¹⁴ (Figura 3.6). El caso de la electricidad es especialmente reseñable, puesto que se produjeron aumentos muy por encima de la inflación general acumulada en España (14,8 %), con un incremento total cerca de un 50 % más alto que el correspondiente del resto de la UE27, según EUROSTAT. Esto situaba a España como uno de los países con la tarifa eléctrica más cara de toda la UE¹⁵.

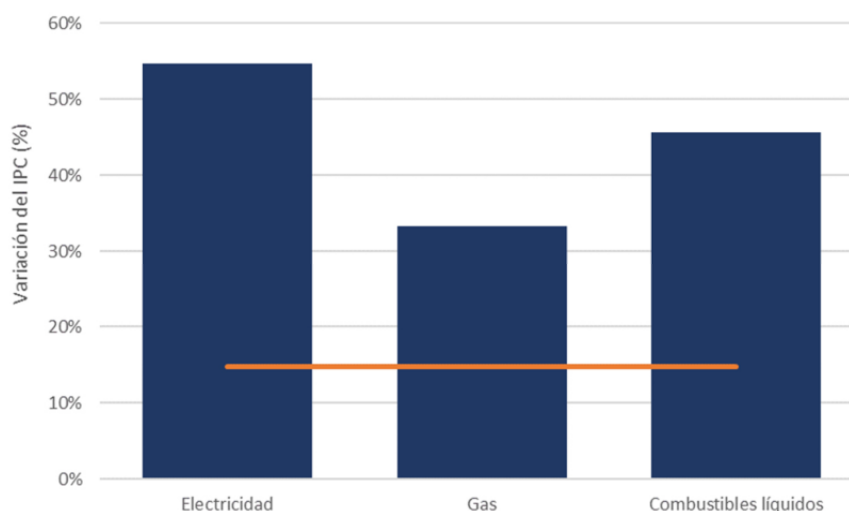


Figura 3.6. Variación de la media anual del IPC en las distintas categorías de energía asociadas a los usos residenciales en España, 2006-2012¹⁶.

¹⁴ <https://www.ine.es/dynt3/inebase/es/index.htm?padre=3501&capsel=3502>

¹⁵ <https://ec.europa.eu/eurostat/databrowser/view/ten00117/default/table?lang=en>

¹⁶ La línea naranja indica la variación del IPC general.

Pero el incremento en el consumo energético con fines residenciales no tuvo la misma dimensión en todas las comunidades autónomas, como se puede observar en la Figura 3.7a, con grandes diferencias entre los hogares de cada región.

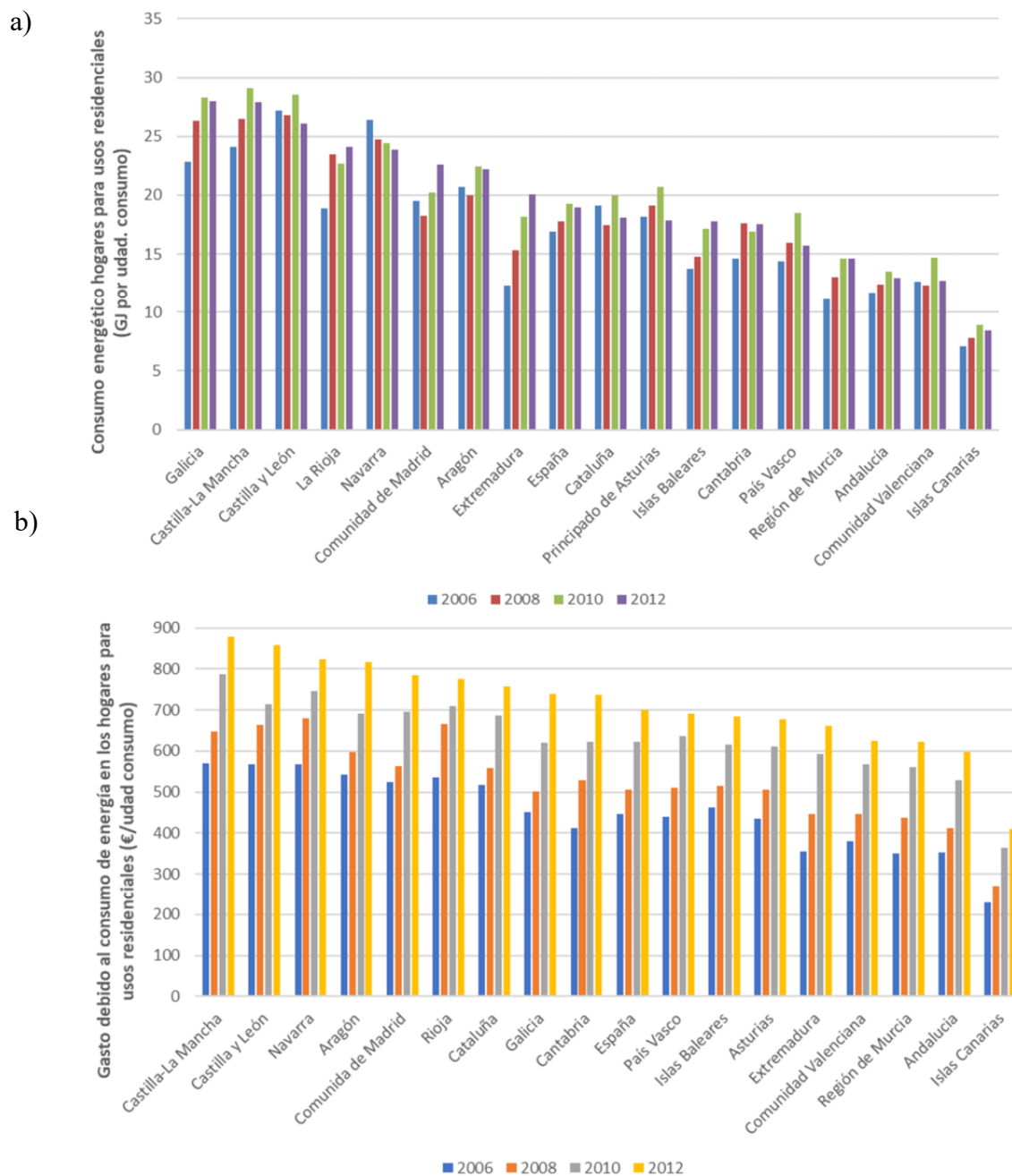


Figura 3.7. Clasificación de los hogares de acuerdo con (a) consumo energético y (b) gasto en energía con fines residenciales según su localización¹⁷.

¹⁷ Para todas las figuras que contienen una clasificación de los hogares según su localización se toma el año 2012 como referencia para la ordenación.

Así, el nivel medio de los hogares de la región que presenta mayores niveles de consumo energético con fines residenciales (Galicia, con 28 GJ por unidad de consumo en 2012) es más de tres veces el nivel de la que presenta niveles más bajos (Islas Canarias, con 8,4 GJ por unidad de consumo en 2012).

Hay un patrón geográfico evidente en estos datos. En general, los hogares de las regiones interiores del centro-norte tienen niveles más altos de consumo energético ligado a fines residenciales, mientras que son los hogares de las regiones costeras del norte (excepto Galicia) y aquellas del sur o del Mediterráneo los que presentan niveles por debajo de la media española. Esto se puede explicar por el clima continental al que están expuestos la mayoría de los hogares de estas regiones, lo que hace que necesiten un uso intensivo de calefacción durante buena parte del año, y quizás un uso más intensivo de aire acondicionado. Todo esto frente a hogares de regiones con clima oceánico o mediterráneo costero con menor amplitud térmica entre el día y la noche a lo largo del año (Ortiz-Beviá et al. 2012).

Por lo que se refiere al gasto en energía con fines residenciales (Figura 3.7b), vuelven a ser los hogares de las regiones del centro-norte aquellos que presentan niveles de gasto por encima de la media española (701 euros por unidad de consumo en 2012). Así, los hogares de la región con niveles más altos, Castilla-La Mancha, presenta niveles cerca de 879 euros por unidad de consumo, mientras que aquellos de la región donde los niveles son menores, Islas Canarias, tienen niveles de gasto en energía con fines residenciales por encima de los 409 euros por unidad de consumo.

Así, utilizando el análisis de conglomerados jerárquicos, podemos dividir a los hogares españoles en tres grandes grupos de consumo de energía con fines residenciales según su localización (Figura 3.8). Por una parte, el conjunto de hogares pertenecientes a regiones del centro norte del país (Castilla-La Mancha, Castilla y León, La Rioja, Navarra y Galicia), que presentan patrones de consumo más alto de energía con fines residenciales, y que coinciden, en gran medida con gran parte de las regiones con clima continental del país, y por tanto, hogares que están sometidos a grandes variaciones de temperatura a lo largo del año, y fuertes extremos de calor y frío, lo que condiciona un mayor uso de equipamientos como la calefacción o el aire acondicionado. En el lado opuesto los hogares de las regiones del Mediterráneo (excepto Cataluña y las Islas Baleares), así como las Islas Canarias, con patrones de consumo más bajo de energía con fines residenciales debido a un menor uso de la calefacción a lo largo de todo el año, y el País Vasco donde los niveles de consumo energético son más altos especialmente en la provincia de Vitoria (con un clima más continental), pero menores en las provincias costeras (EVE 2013), con un clima más oceánico (húmedo, con temperaturas más bajas, pero no extremas), lo que lo

diferencia enormemente de la media obtenida para los hogares navarros (clima entre montañoso y continental, con muchos más extremos). Entre estos dos extremos, hogares de regiones dispares, cuyos consumos son intermedios, y que no responden a un patrón particular, aunque entre ellas se encuentren las regiones donde están las dos áreas metropolitanas más habitadas del país (Madrid y Barcelona).

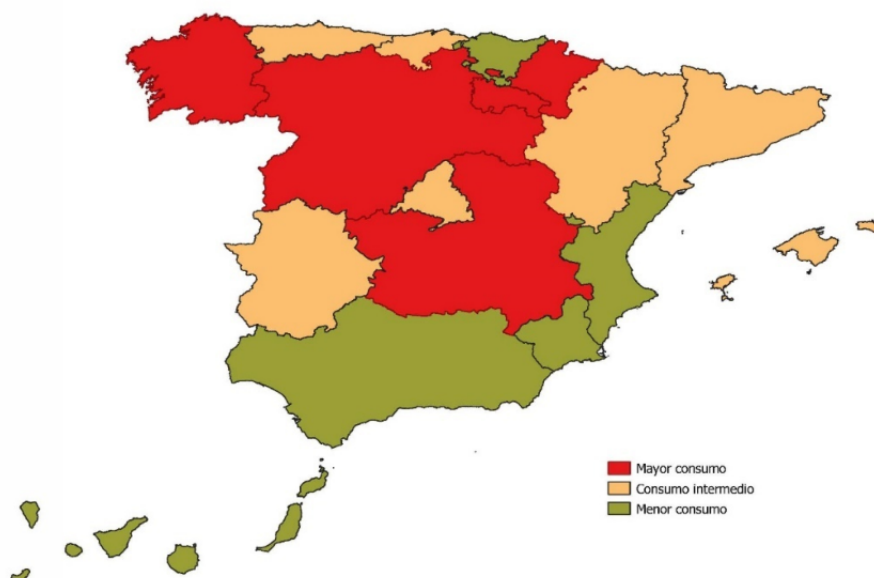


Figura 3.8. Mapa con la agrupación de los hogares regionales según su nivel de consumo de energía con fines residenciales, años 2006-2012¹⁸.

En cuanto a la variación de la cantidad (Figura 3.9), son sólo los hogares de cuatro regiones los que reducen sus niveles de consumo energético con fines residenciales entre 2006 y 2012, y lo hacen o bien a lo largo de todo el período, disminuyendo su nivel de consumo energético con fines residenciales por unidad de consumo de modo continuado (Navarra, con más de un 9 % de disminución), o bien mediante una caída entre 2010 y 2012, de tal modo que compensa el crecimiento previo con respecto a 2006 (Cataluña, Castilla y León y Asturias), como efecto de la crisis económica. En el resto de regiones los hogares consumen más con respecto a 2006, destacando el aumento de más del 63 % experimentado en los hogares extremeños. Con respecto a la variación en los niveles de gasto en energía con fines residenciales (Figura 3.9), teniendo en cuenta el aumento generalizado de los precios de la energía, se experimenta un aumento en los

¹⁸ Los análisis de conglomerados llevados a cabo sobre la variable consumo equivalente de energía con fines residenciales, con los que se ha elaborado el mapa de la Figura 3.8, se encuentran recogidos el Anexo II, dentro del documento de Análisis de conglomerados.

hogares de todas las regiones, especialmente en los hogares extremeños, donde el nivel sube más de un 86 %, los hogares murcianos, cántabros y canarios, donde el nivel asciende más de un 75 %.

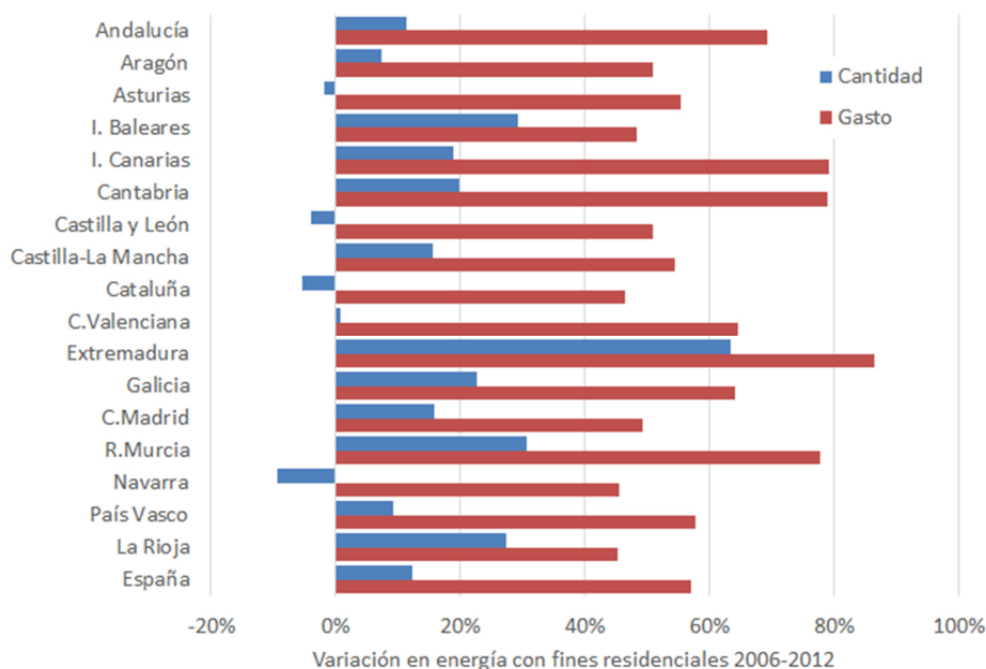


Figura 3.9. Variación de los niveles de cantidad y gasto en energía con fines residenciales según localización del hogar.

Todo esto ha hecho que el peso del gasto energético con fines residenciales de los hogares españoles aumente cerca de 2 puntos porcentuales, pasando de un 2,65 % en 2006 a un 4,26 % del gasto total en 2012.

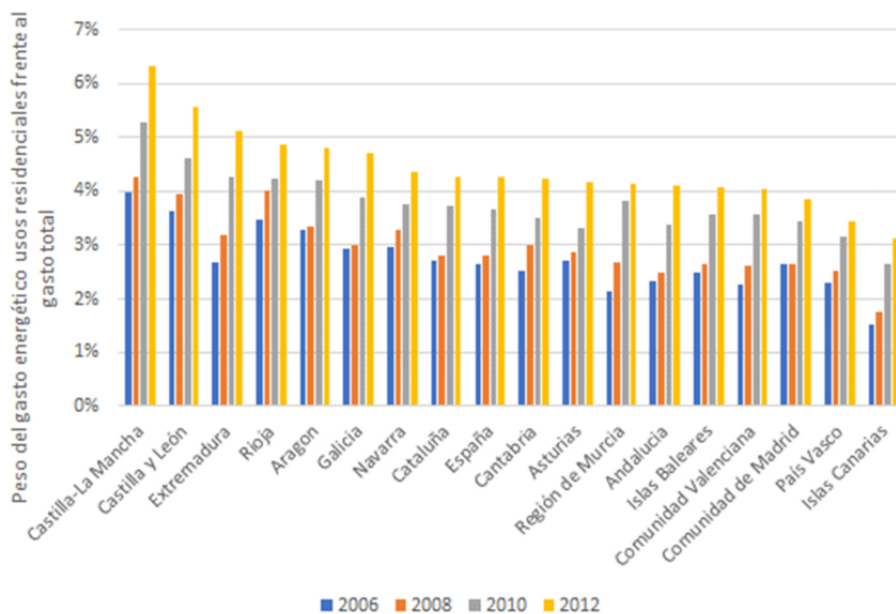


Figura 3.10. Clasificación de los hogares regionales a partir del peso del gasto en energía con fines residenciales en el gasto total, según localización del hogar.

Si descendemos al nivel regional, en todas las regiones aumenta el peso del gasto energético con fines residenciales con respecto al gasto total (Figura 3.10). En este sentido, destacan los hogares extremeños, con un aumento de 2,5 puntos porcentuales, los castellano-manchegos, con un aumento de 2,3 puntos porcentuales, y los hogares murcianos, con un aumento de 2 puntos porcentuales. Además, vuelven a ser los hogares de las regiones del centro-norte del país (especialmente los hogares de las regiones del interior), aquellas que presentan un mayor peso del gasto energético para usos residenciales dentro del gasto total de los hogares. Así, Castilla-La Mancha (6,3 % en 2012), Castilla y León (5,6 % en 2012) y Extremadura (5,1 % en 2012) superan el 5 % del peso en el total de gasto, mientras que las Islas Canarias apenas alcanzan el 3 %.

3.3.2. Vectores energéticos: el dominio de la electrificación y el gas natural

Por otro lado, como se puede observar en la Figura 3.11, la media de los hogares españoles usa la electricidad de modo predominante (entre el 40-45 % del total de energía consumida). Además, se viene produciendo un ascenso del consumo de gas natural (del 25-28 % del total de energía consumida) y un descenso del consumo de derivados del petróleo. La crisis supuso un mínimo refuerzo del papel de los combustibles sólidos, que aumentaron de un 7,7 % a un 8,7 % del consumo total de los hogares, situación que es coyuntural, pero que puede ser problemática de cara a la disminución de GEI que necesita llevar a cabo el país.

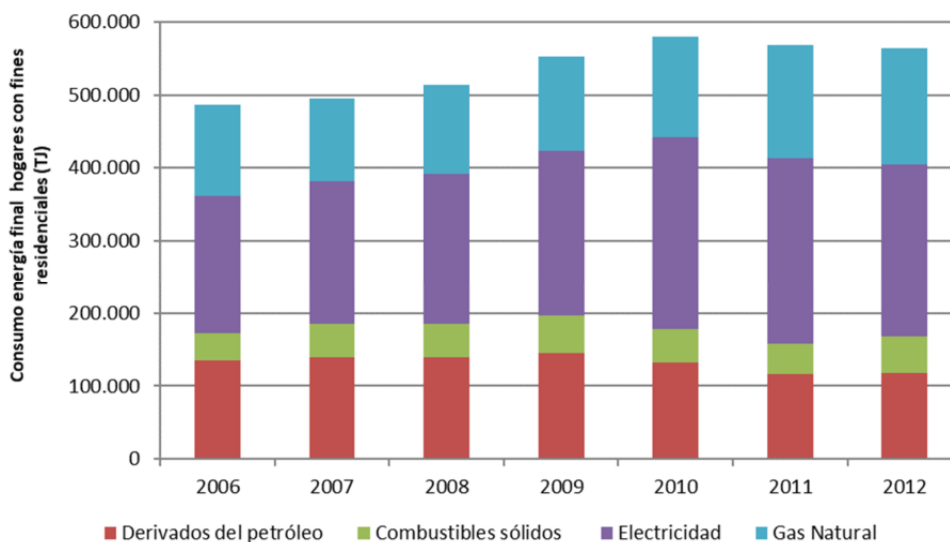


Figura 3.11. Consumo de energía final con fines residenciales por tipo de energía en los hogares españoles.

Si descendemos al nivel regional, como se puede observar en la Tabla 3.1, los hogares que presentan mayores niveles de uso de derivados del petróleo con usos residenciales son los de Castilla y León y Castilla-La Mancha, con 9,7 GJ por unidad de consumo y 8,2 GJ por unidad de

consumo, respectivamente, seguidos de los de Galicia (7,4 GJ por unidad de consumo) y Aragón (7,1 GJ por unidad de consumo). Se trata de regiones con una fuerte matriz agraria, y un mayor uso del gasóleo como combustible.

En lo que se refiere al uso de combustibles sólidos con fines residenciales, en la clasificación de la Tabla 3.1 para el año 2012 son los hogares gallegos aquellos cuyo consumo de combustibles sólidos es mayor, con un consumo de 10,4 GJ por unidad de consumo (el 39 % de todos los combustibles sólidos consumidos por los hogares en España, aunque en 2009 suponía cerca del 48 %), seguido ya muy de lejos por los hogares castellano-leoneses, navarros y asturianos (3,7, 2,9 y 2,7 GJ por unidad de consumo).

Tabla 3.1. Clasificación de hogares regionales según los niveles de consumo energético por tipo de energía. Año 2012 (GJ por unidad de consumo).

Tipo de energía	Primera intensidad	Segunda intensidad	Tercera intensidad	Cuarta intensidad
Derivados petróleo	Castilla y León (9,7)	Castilla-La Mancha (8,2)	Galicia (7,4)	Aragón (7,1)
Combustibles sólidos	Galicia (10,4)	Castilla y León (3,7)	Navarra (2,9)	Asturias (2,7)
Electricidad	Islas Baleares (12,7)	Castilla-La Mancha (9,5)	R. Murcia (8,4)	Galicia (8,2)
Gas Natural	C. Madrid (12,8)	La Rioja (11,1)	Castilla-La Mancha (8,1)	Navarra (7,9)

Fuente: Elaboración propia a partir de los microdatos de la EPF. Base 2006 (INE)

Se trata de regiones del norte con costumbre en el uso de combustibles sólidos debido a su histórica tradición minera. Dado el cierre de este tipo de minería, por lo general, este tipo de energía tiene menor participación dentro de la energía consumida, también en los hogares, si bien, sufrió un repunte de su uso en el conjunto de los hogares del país. Así, se produce un aumento del 31 % a lo largo de todo el período, con un ligero aumento del peso de este tipo de combustibles, desde un 7 a un 8 % del total de combustible usado por los hogares, en parte derivado de la reducción en el peso de los derivados del petróleo.

En cuanto a la electricidad con fines residenciales, la clasificación la lideran los hogares de las Islas Baleares, fundamentalmente debido a su dependencia eléctrica, con una intensidad de 12,7 GJ por unidad de consumo. Le siguen los de Castilla-La Mancha, los de la Región de Murcia y los hogares gallegos, con 9,5, 8,4 y 8,2 GJ por unidad de consumo, respectivamente (Tabla 3.1). Algunas de estas regiones, como Castilla-La Mancha o Galicia son productores netos y exportadores de electricidad.

Finalmente, siguiendo con la clasificación contenida en la Tabla 3.1, en cuanto al uso de gas natural con fines residenciales, son los hogares de la Comunidad de Madrid (12,8 GJ por

unidad de consumo), los que claramente presentan mayor intensidad, debido al uso tradicional del gas ciudad como fuente de combustión en calefacciones y cocinas, seguidos por los de La Rioja (11,1 GJ por unidad de consumo), quedando ya más lejos Castilla-La Mancha y Navarra (8,1 y 7,9 GJ por unidad de consumo, respectivamente). Se trata de un tipo de energía que viene ganando posiciones dentro de los hogares españoles.

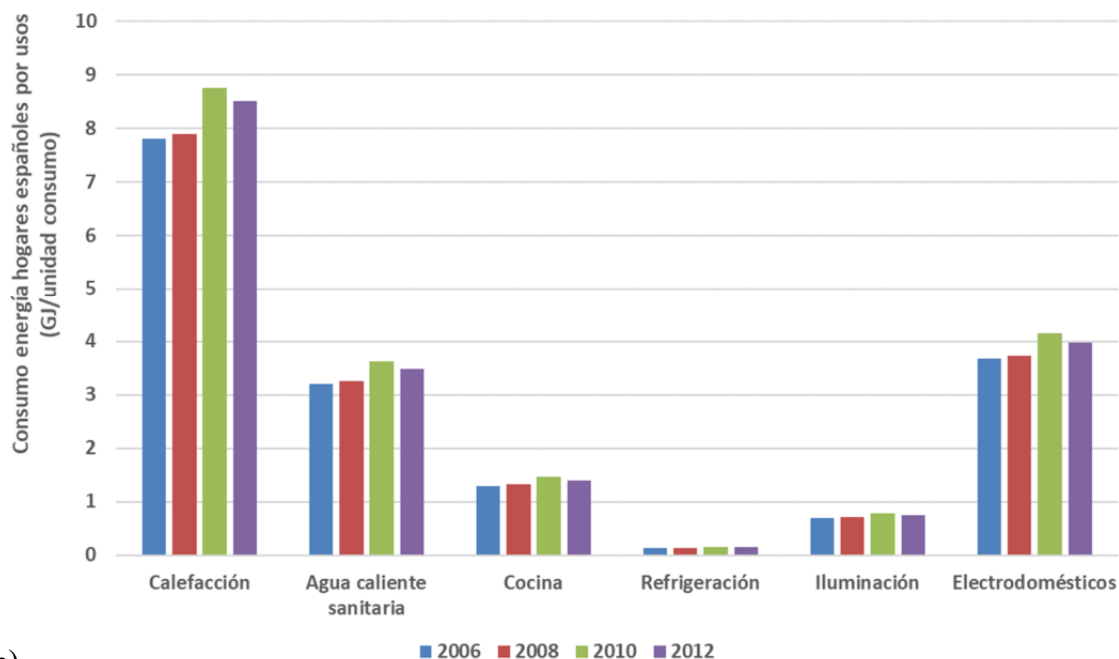
3.3.3. Servicios energéticos de los hogares: el dominio de la calefacción y la caldera

Otro aspecto que cabe destacar dentro del consumo energético de los hogares con fines residenciales es el que se refiere a aquellos elementos del hogar que consumen la energía. Podemos distinguir la siguiente tipología: calefacción, agua caliente sanitaria, cocina, refrigeración, iluminación y los distintos electrodomésticos de los que dispone el hogar. Como ya se ha explicado, el consumo energético por usos del hogar ha tenido que ser estimado a partir de los consumos medios de cada tipología de equipamiento del hogar establecidos por el proyecto SPAHOUSEC para las distintas zonas climáticas del Estado en 2010, ya que las estadísticas sobre equipamientos del hogar desaparecen en 2006 del conjunto de operaciones estadísticas realizadas anualmente, excepto las referidas a las tecnologías de información y comunicación (TIC, en adelante).

De acuerdo con estos supuestos, la Figura 3.12 ilustra la evolución del consumo energético de los distintos equipamientos del hogar para el conjunto del Estado (Figura 3.12a), desagregando los electrodomésticos en 10 categorías (Figura 3.12b)¹⁹. Como se puede observar, el nivel de consumo se incrementó durante el período, pero el consumo ligado a los distintos equipamientos tiene un pico en 2010, a partir del cual se reduce ligeramente (entre un 2 y un 4,3%, según el equipamiento), como consecuencia de la crisis y su efecto en el consumo energético de los hogares, pero sin llegar a compensar el aumento previo. En cuanto al tipo de equipamiento o uso, la calefacción, los electrodomésticos y el consumo asociado con el calentamiento del agua (ACS) implicaban acerca del 87 % del consumo energético con fines residenciales en los hogares españoles en el año 2012. Los niveles de consumo más altos correspondían a la calefacción, que alcanzaba un nivel de 8,5 GJ por unidad de consumo en 2012 (un 46 % de la energía final con usos residenciales). Lejos del tópic del sol y la playa, España es un país donde el uso de la calefacción es bastante alto, en relación con las temperaturas medias que se suelen alcanzar.

¹⁹ El detalle para todos los equipamientos del hogar, con las cifras en términos físicos, se puede encontrar en las tablas 25 a 31 del Anexo II.

a)



b)

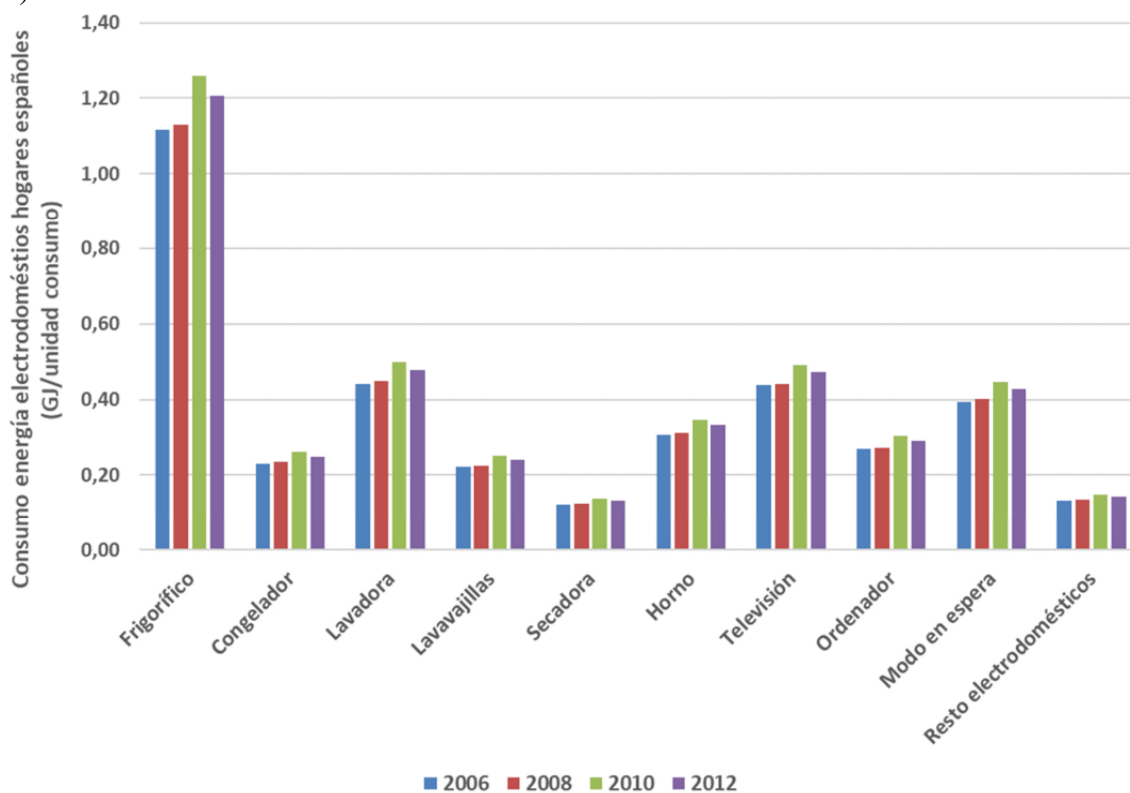


Figura 3.12. Evolución de los niveles de consumo de los distintos (a) equipamientos y (b) electrodomésticos del hogar en España.

Así, en media, y según la propia EPF, en España, cerca de un 60 % de los hogares disponían de calefacción, especialmente en las zonas del centro-norte del país, donde las temperaturas son menores (norte) o la amplitud térmica es mayor (centro), presentando mayores valores de grado-

día de calefacción²⁰ (Valor et al. 2001; Ortiz-Beviá et al. 2012; Cuchí et al. 2017) (Figura 3.13). Solo las islas y algunas regiones del sur poseen menos hogares con este tipo de equipamiento en la vivienda, debido a las altas temperaturas medias alcanzadas en estas regiones y a su menor variabilidad en las mismas.

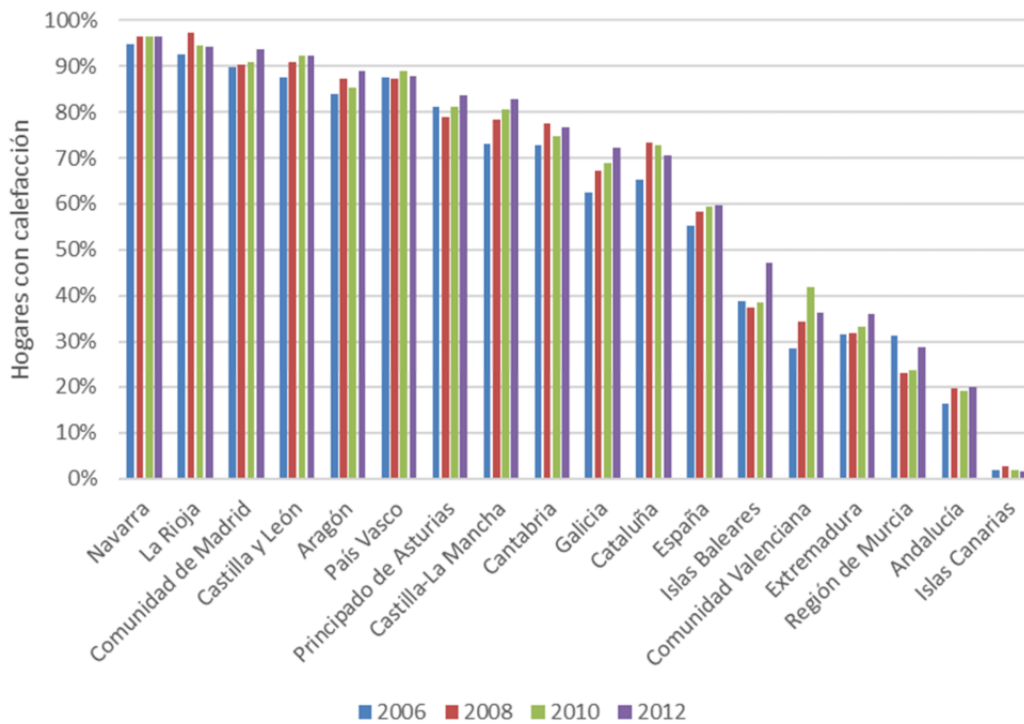


Figura 3.13. Hogares con calefacción en las distintas regiones de España según datos de la EPF.

Después, se encontraría la suma de los distintos electrodomésticos caseros (Figura 3.12b), que supone cerca de 4 GJ por unidad de consumo en 2012. Entre los electrodomésticos, destaca, como es obvio, el consumo fijo asociado a los frigoríficos, con 1,2 GJ por unidad de consumo en 2012. Tras los frigoríficos, cabe destacar el de las lavadoras y los televisores. Si bien, lo que llama la atención es la posición que alcanza el modo en espera de los aparatos electrónicos, que crece hasta alcanzar los 0,43 GJ por unidad de consumo en 2012. Esto sitúa al modo en espera como el cuarto electrodoméstico en nivel de consumo dentro de los hogares españoles (con niveles similares al consumo energético asociado al uso de la televisión), lo que se repite en los hogares de muchos países en el contexto europeo (Gram-Hanssen 2010), y se torna en una tendencia preocupante debido a la relevancia que este tipo de aparatos puede alcanzar en el futuro, con los denominados aparatos inteligentes (Gray et al. 2020).

²⁰ HDD o grado-día de calefacción es una unidad que se utiliza para medir el nivel del rigor invernal en una determinada zona. Relaciona la temperatura media exterior durante la época fría del año con una cierta temperatura de confort para calefacción en interiores.

En tercer lugar, encontramos el consumo energético asociado al ACS, con niveles de consumo para el conjunto de los hogares españoles entre 3,2-3,5 GJ por unidad de consumo. De acuerdo con la EPF, la mayor parte de los hogares de todas las regiones poseen ACS (99-100 %), por lo que su consumo dependerá, aparte del tipo de vector energético usado para el ACS (que, excepto en las Islas Canarias, son mayoritariamente derivados del petróleo y gas natural, seguido de los equipamientos eléctricos) y el aparato usado para su combustión (fundamentalmente calderas individuales), de la zona climática (mayor consumo en la zona continental y mediterránea del país, menor consumo en la zona atlántica) (IDAE 2011).

3.3.4. Más es menos: compartir equipamientos hace que los hogares más grandes tengan un menor nivel de consumo y gasto

Aunque un aumento del número de individuos en el hogar conlleva, como es lógico, un aumento del consumo y del gasto energético total, diversos autores señalan que en el consumo energético del hogar hay un factor de escala, es decir, que a mayor tamaño menor consumo energético per cápita debido al consumo compartido de los equipamientos dentro del hogar (Blázquez et al. 2013; Romero-Jordán et al. 2014a; Filippini y Hunt 2012; McLoughlin et al. 2012; Bedir et al. 2013; Sukarno et al. 2017).

Como ya se ha mencionado anteriormente, para poder hacer correctamente la comparación entre hogares, y dada la naturaleza de la energía como bien económico, se han empleado las unidades de consumo como denominador para la elaboración de los niveles de consumo (GJ por unidad de consumo) de cada tamaño del hogar. En este sentido, como se puede observar en la Figura 3.14a, la media de los hogares españoles confirma este factor de escala, y conforme el hogar tiene un mayor tamaño, el nivel de consumo es menor por unidad de consumo, suponiendo entre 5-10 GJ más por unidad de consumo en el caso de los hogares con menor tamaño. Se trata de una tendencia que también podemos observar con el gasto en energía con fines residenciales (Figura 3.14b). Así, los hogares más pequeños (entre 523 y 817 euros por unidad de consumo a lo largo de todo el período) tienen un nivel de gasto entre 1,6 y 1,9 veces más alto que el de los hogares de mayor tamaño (entre 334 y 430 euros por unidad de consumo). Además, en el gasto, el aumento de los niveles es mucho mayor con el devenir de la crisis, aumentando casi 300 euros por unidad de consumo el nivel de gasto que afrontan los hogares más pequeños a lo largo de todo el período (mientras que el aumento en el consumo es mucho menor, de 19 a 22 GJ por unidad de consumo).

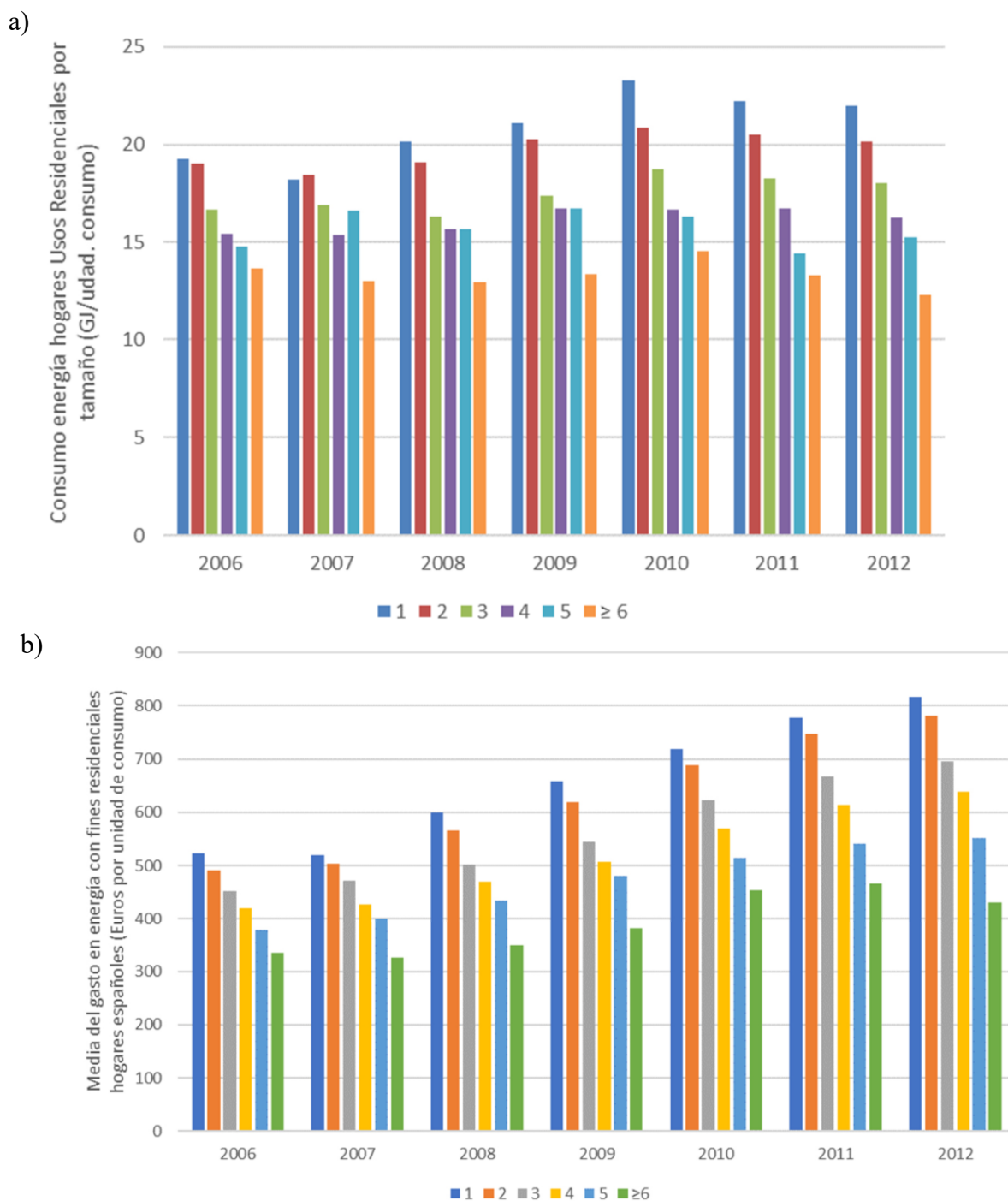


Figura 3.14. Niveles medios del (a) consumo energético y (b) gasto en energía con fines residenciales de los hogares españoles según tamaño del hogar.

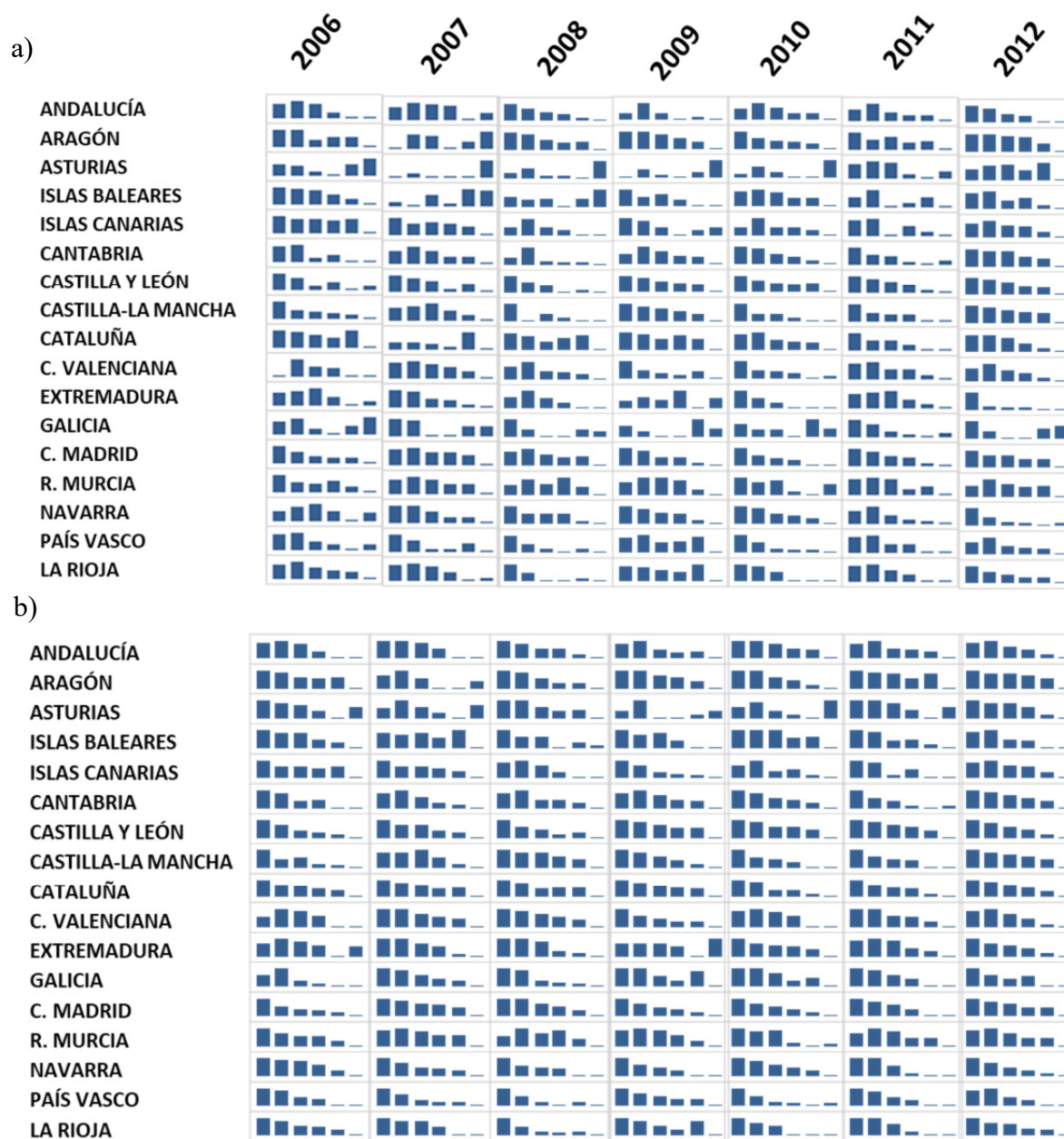
Este detalle, por sí solo, puede tener relevancia en la gestión de la energía, ya que la tendencia social actual es la de que cada vez haya más hogares de menor tamaño (1-2 personas) y menor número de hogares de mayor tamaño (5 y 6 o más personas) (Baliña Vieites et al. 2013; Modenés Cabrerizo y López Colás 2014; Miret Gamundi 2016; Aldás y Solaz 2019). Así, según los datos de la propia EPF para el período 2006-2012, los hogares unipersonales o de 2 personas

aumentaron entre un 20-22 %, respectivamente, y disminuyeron aquellos de mayor número (5 y 6 o más personas) entre un 18 y un 40 %, respectivamente.

Por su parte, como se puede observar en la Figura 3.15, este factor de escala en los hogares españoles se repite en los hogares de la mayor parte de las regiones, tanto en lo que se refiere al consumo como al gasto energético con fines residenciales.

En el caso del consumo (Figura 3.15a), niveles altos en los hogares de menor tamaño, como el caso de los hogares extremeños, gallegos o riojanos (43,4, 35,7 o 35,4 GJ por unidad de consumo en 2012, respectivamente) quedan reducidos a niveles mucho más bajos en los hogares de mayor tamaño, como es el caso de los hogares canarios, asturianos o de la comunidad valenciana (4,8, 8,1 o 8,7 GJ por unidad de consumo en 2012, respectivamente).

En el caso del gasto (Figura 3.15b), los niveles altos de gasto en los hogares de menor tamaño, como el caso de los hogares canarios, de la comunidad valenciana o andaluces (464,3, 689,1 y 6675,6 euros por unidad de consumo en 2012, respectivamente), se ven reducidos a niveles menores de gasto en los hogares de regiones como las Islas Canarias, Andalucía y R. Murcia (225,9, 387,6 y 385,2 euros por unidad de consumo en 2012, respectivamente). La excepción en el consumo la constituyen los hogares asturianos y de las Islas Baleares, donde la tendencia no es clara, así como los hogares gallegos, que parecen tener un mayor nivel de consumo energético con fines residenciales en los hogares con tamaños extremos (hogares más grandes y más pequeños). Se trata de tres regiones cuyos hogares tienen los niveles más altos de consumo en varios tipos de energía, como se mencionaba en la Tabla 3.1. En el caso del gasto, la excepción sigue estando en los hogares asturianos, y en menor medida los gallegos y los extremeños.



3.3.5. Factores socioeconómicos que influyen en el consumo energético de los hogares con fines residenciales

Como ya se ha dicho, a partir de la información socio-económica de los hogares contenida en los microdatos de la EPF, se pueden elaborar modelos que permitan conocer las relaciones de

²¹ Las barras están ordenadas por tamaños crecientes del hogar, según la clasificación de la EPF. Los datos correspondientes la Figura 3.15 se encuentran en las tablas 11 a la 17 del Anexo II (por unidad de consumo).

algunos de los principales determinantes del consumo energético en los hogares, utilizando las variables endógenas de la encuesta, que presentan valores hogar por hogar.

Son muchos los trabajos que analizan los diversos factores que influyen en el consumo de energía con fines residenciales (Frederiks et al. 2015; Bhattacharjee y Reichard 2012; D'Oca et al. 2018; Steg et al. 2015; Huebner et al. 2015), centrándose principalmente en tres aspectos: contexto del hogar (legal, precios, tradiciones, etc.), factores socio-económicos (edad, sexo, ingresos del hogar, tipología de hogar, etc.) y factores psicológicos (conciencia, valores, percepción, etc.).

En España también son diversos los estudios que contemplan los factores socio-económicos ligados al consumo energético de los hogares, fundamentalmente del consumo eléctrico, que es el que más interés ha generado. Por lo general se trata de estudios sobre un año en particular, centrados en variables principalmente monetarias, sobre todo, renta y precio de la energía (Romero-Jordán et al. 2014a; Labandeira et al. 2012; Sánchez-Sellero y Sánchez-Sellero 2019), aunque también contemplan otras variables sociales (Medina Moral y Vicens Otero 2011), o centrados en el indicador de intensidad energética (consumo energético/PIB), tratando de encontrar algún tipo de desacoplamiento de la economía (Mendiluce 2012).

En este sentido, en los siguientes párrafos se desarrollarán los modelos de regresión llevados a cabo para algunos de los principales determinantes de carácter socio-económico del consumo energético de los hogares con fines residenciales, que se ilustran en la Tabla 3.2. Para ello se ha utilizado el método de regresión por pasos, de tal modo que se han ido añadiendo una a una las variables escogidas, recogiendo así también el cambio en la explicación de la variabilidad observada conforme se añadía cada variable²².

Como se puede observar, los 7 modelos realizados presentan una F de Fisher-Snedecor significativa ($p < 0,01$), aunque el coeficiente de determinación (R^2) es relativamente pequeño, oscilando entre el 9,7 y el 57,3 % de explicación de la variabilidad total, lo cual induce a pensar en múltiples variables exógenas al modelo (como los grados-día de calefacción o de refrigeración, que se refieren al clima, y que no han podido ser incluidas directamente dentro del análisis), que quizás ni siquiera se encuentren recogidas dentro de la propia EPF (Martínez Rodríguez 2005).

La variable que más explicación de la variabilidad añade, en concreto casi un 26 %, es el precio de la energía, seguida de lejos por la localización del hogar, asociada a las necesidades de confort climático.

²² El detalle exhaustivo de los modelos de regresión se puede consultar en los documentos correspondientes a los diferentes modelos realizados (con precios, sin precios, con logaritmos, sin logaritmos, etc.) del Anexo II.

Tabla 3.2. Modelos de regresión lineal múltiple (Variable dependiente: logaritmo de la cantidad de energía con fines residenciales consumida por unidad de consumo)

	M1	M2	M3	M4	M5	M6	M7	M8
Gasto total equiv.(log.)	0,530*** (0,007)	0,538*** (0,007)	0,539*** (0,007)	0,481*** (0,008)	0,438*** (0,008)	0,439*** (0,008)	0,462*** (0,008)	0,428*** (0,006)
Tipo de edificio	2	-0,251*** (0,015)	-0,257*** (0,015)	-0,231*** (0,015)	-0,171*** (0,015)	-0,171*** (0,015)	-0,160*** (0,015)	-0,050*** (0,011)
	3	-0,404*** (0,015)	-0,410*** (0,015)	-0,295*** (0,016)	-0,274*** (0,016)	-0,277*** (0,016)	-0,247*** (0,016)	-0,057*** (0,011)
	4	-0,426*** (0,013)	-0,432*** (0,013)	-0,306*** (0,015)	-0,323*** (0,015)	-0,326*** (0,015)	-0,304*** (0,015)	-0,111*** (0,011)
	5	-0,679*** (0,135)	-0,672*** (0,135)	-0,554*** (0,140)	-0,527*** (0,133)	-0,524*** (0,131)	-0,500*** (0,130)	-0,199* (0,108)
Año de la encuesta	08		0,024*** (0,011)	0,024** (0,011)	0,029*** (0,010)	0,028*** (0,010)	0,027*** (0,010)	0,135*** (0,008)
	10		0,161*** (0,011)	0,160*** (0,011)	0,162*** (0,010)	0,159*** (0,010)	0,157*** (0,010)	0,404*** (0,008)
	12		0,116*** (0,011)	0,115*** (0,011)	0,118*** (0,010)	0,113*** (0,010)	0,109*** (0,010)	0,604*** (0,009)
Superficie (log)			0,257*** (0,012)	0,282*** (0,012)	0,290*** (0,012)	0,271*** (0,012)	0,170*** (0,009)	
Comunidades Autónomas	2				0,489*** (0,019)	0,490*** (0,019)	0,477*** (0,019)	0,269*** (0,014)
	3				0,355*** (0,019)	0,353*** (0,019)	0,329*** (0,019)	0,101*** (0,013)
	4				0,124*** (0,018)	0,120*** (0,018)	0,127*** (0,018)	0,072*** (0,015)
	5				-0,304*** (0,017)	-0,309*** (0,017)	-0,299*** (0,017)	-0,333*** (0,014)
	6				0,267*** (0,020)	0,266*** (0,019)	0,253*** (0,019)	0,136*** (0,014)
	7				0,659*** (0,017)	0,658*** (0,017)	0,637*** (0,017)	0,274*** (0,012)
	8				0,608*** (0,021)	0,612*** (0,021)	0,611*** (0,021)	0,319*** (0,015)
	9				0,317*** (0,013)	0,317*** (0,013)	0,308*** (0,013)	0,201*** (0,011)
	10				-0,030** (0,014)	-0,031** (0,014)	-0,035** (0,014)	0,058*** (0,011)
	11				0,159*** (0,018)	0,158*** (0,018)	0,155*** (0,018)	0,061*** (0,013)
	12				0,382*** (0,017)	0,378*** (0,017)	0,364*** (0,017)	0,036*** (0,013)
	13				0,444*** (0,015)	0,443*** (0,015)	0,432*** (0,015)	0,204*** (0,012)
	14				-0,018 (0,019)	-0,016 (0,019)	-0,011 (0,019)	-0,021 (0,017)
	15				0,521*** (0,017)	0,520*** (0,018)	0,507*** (0,017)	0,244*** (0,013)
	16				0,251*** (0,013)	0,250*** (0,013)	0,227*** (0,013)	0,119*** (0,010)
	17				0,603*** (0,020)	0,606*** (0,020)	0,595*** (0,020)	0,322*** (0,015)
	Sexo (Sust. principal)						0,088*** (0,008)	0,077*** (0,006)
Edad(Sust. principal)						0,005*** (0,000)	0,004*** (0,000)	
Precio(log)							-1,337*** (0,012)	
Constante	-2,570*** (0,071)	-2,309*** (0,730)	-2,387*** (0,073)	-3,078*** (0,081)	-3,027*** (0,080)	-3,095*** (0,080)	-3,497*** (0,082)	1,947*** (0,082)
R²	0,0967	0,1193	0,1247	0,1316	0,2062	0,2082	0,2157	0,5731
F	5142,79***	1276,34***	835,22***	789,29***	533,26***	518,90***	516,40***	1330,91***
N	83.456	83.451	83.451	82.038	82.038	82.038	82.038	82.038

Entre paréntesis, el error de cada coeficiente; Nivel de significación: * = p<0,1; ** = p<0,05; *** = p<0,01

Los principales factores de la EPF considerados que influyen en el consumo energético con fines residenciales se presentan a continuación:

a) El consumo energético de los hogares reacciona a la coyuntura económica de la crisis

La crisis, en sus distintas fases, implicó un descenso en el consumo energético de los principales sectores económicos en todo el país (Bellver Soroa et al. 2015; IDAE 2021), en un contexto de reducción de la actividad económica, en general, y aumento del precio de la energía. Según los datos recogidos por EUROSTAT²³, la electricidad, el tipo de energía más usado por los hogares, aumentó su precio para el consumidor español un 64 % (desde los 0,14 €/kWh a los 0,23 €/kWh) entre 2007 y 2012, mientras que el gas, segunda fuente de energía más usada, lo hizo en un 50 % (desde 0,06 €/kWh a 0,09 €/kWh).

Este descenso en el consumo energético se trasladó también a los hogares, donde la crisis llevó aparejada además una disminución de los ingresos (según la Encuesta de Condiciones de Vida del INE, en 2012, el ingreso medio de las familias había caído un 10,9 % con respecto al inicio de la crisis en 2008) y un fuerte aumento del desempleo, alcanzando el 27 % en 2013, según la Encuesta de Población Activa del INE, lo que influyó en las posibilidades de los hogares de adquirir y usar energía.

En la EPF, se ha utilizado el año de la encuesta (ANOENC) como variable para contrastar el efecto de la crisis sobre el consumo energético de los hogares con fines residenciales. Como se puede observar en la Tabla 3.2, coherentemente con lo que indican los datos descriptivos, todos los años suponen un incremento estadísticamente significativo con respecto a 2006, es decir, hay un aumento del consumo con respecto a este año. Sin embargo, esta relación es más fuerte hasta 2010, año en el que comienza a disminuir el coeficiente, de modo consistente con la explicación de los datos descriptivos que ofrece la propia EPF.

Así que se puede decir, que la crisis tuvo efectivamente un efecto de freno en el consumo energético con fines residenciales, que vino retrasado con respecto al inicio de la misma (2008), debido a la relativa inelasticidad de este tipo de consumo (Labandeira et al. 2012).

b) Los hogares más ricos tienen un nivel de consumo energético residencial más alto

La mayor parte de la literatura está de acuerdo en que un mayor nivel de renta permite acceder a una mayor cantidad de energía de tipo exosomático para su empleo con fines residenciales, y por tanto, que la renta es un potente impulsor del consumo energético (Román-Collado y Colinet 2018; Borozan 2018; Filippini y Hunt 2012; Brounen et al. 2012; Tsemekidi Tzeiranaki et al. 2019).

²³ [https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Energy_price_statistics_-_background_\(rúbrica_nrg_price\)](https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Energy_price_statistics_-_background_(rúbrica_nrg_price)).

En el caso de los hogares españoles, sin embargo, no se ha empleado directamente la renta como factor impulsor del consumo. Se sabe que las encuestas de presupuestos familiares subestiman la renta, ya que están destinadas más bien a conocer el gasto. Por tanto, está ampliamente aceptado que en este tipo de encuestas el consumo representa mejor el status económico del hogar que la renta, que estaría mucho más robustamente estimada en otro tipo de encuestas como las de condiciones de vida (Deaton 2018; Ruíz-Huerta y Martínez 1994; Gradín et al. 2008; Laborda et al. 2018). Así, en este trabajo se ha utilizado el gasto total de hogar como aproximación (proxy) de la renta del mismo.

Así, en todos los modelos elaborados para esta tesis (Tabla 3.2), el gasto total equivalente tiene una relación positiva estadísticamente significativa con el consumo de energía con fines residenciales. Por cada 1 % de aumento del gasto total en el hogar, el nivel del consumo energético (GJ/unidad de consumo) con fines residenciales aumenta entre un 0,438-0,539 %. Este factor por sí solo explica cerca de la mitad del total de la variabilidad en el consumo energético con fines residenciales que ha sido capturada por los modelos.

Como se puede observar en la Figura 3.16, son los hogares más ricos aquellos cuyo gasto en energía y consumo energético con fines residenciales presenta un mayor nivel a lo largo de todo el período estudiado. Este nivel crece constantemente conforme aumenta el nivel de gasto total de los hogares. Los hogares más ricos son aquellos que tienen más dinero disponible para el gasto en electrodomésticos, que sustituyen el trabajo apoyado en la energía endosomática (lavado de platos a mano, por ejemplo) por el consumo de energía exosomática (lavavajillas).

Las diferencias de los niveles de consumo y gasto entre hogares según su decil de gasto son muy altas, de tal modo que los hogares de los deciles más altos tienen niveles de consumo energético con fines residenciales (Figura 3.16a) entre 2-3 veces mayores que los de los hogares de los deciles más bajos (por ejemplo, 9,8 GJ por unidad de consumo como nivel para los hogares del decil 1 y 33,1 GJ por unidad de consumo en el caso de los hogares del decil 10 en el año 2012). De igual modo, tiene niveles de gasto en energía (Figura 3.16b) entre 2,3 y 2,7 veces mayores en los hogares de los deciles más altos frente a los deciles más bajos (por ejemplo, entre los 1.116 euros por unidad de consumo en los hogares del decil más alto y los 420 euros por unidad de consumo de los hogares en el decil más bajo durante el año 2012).

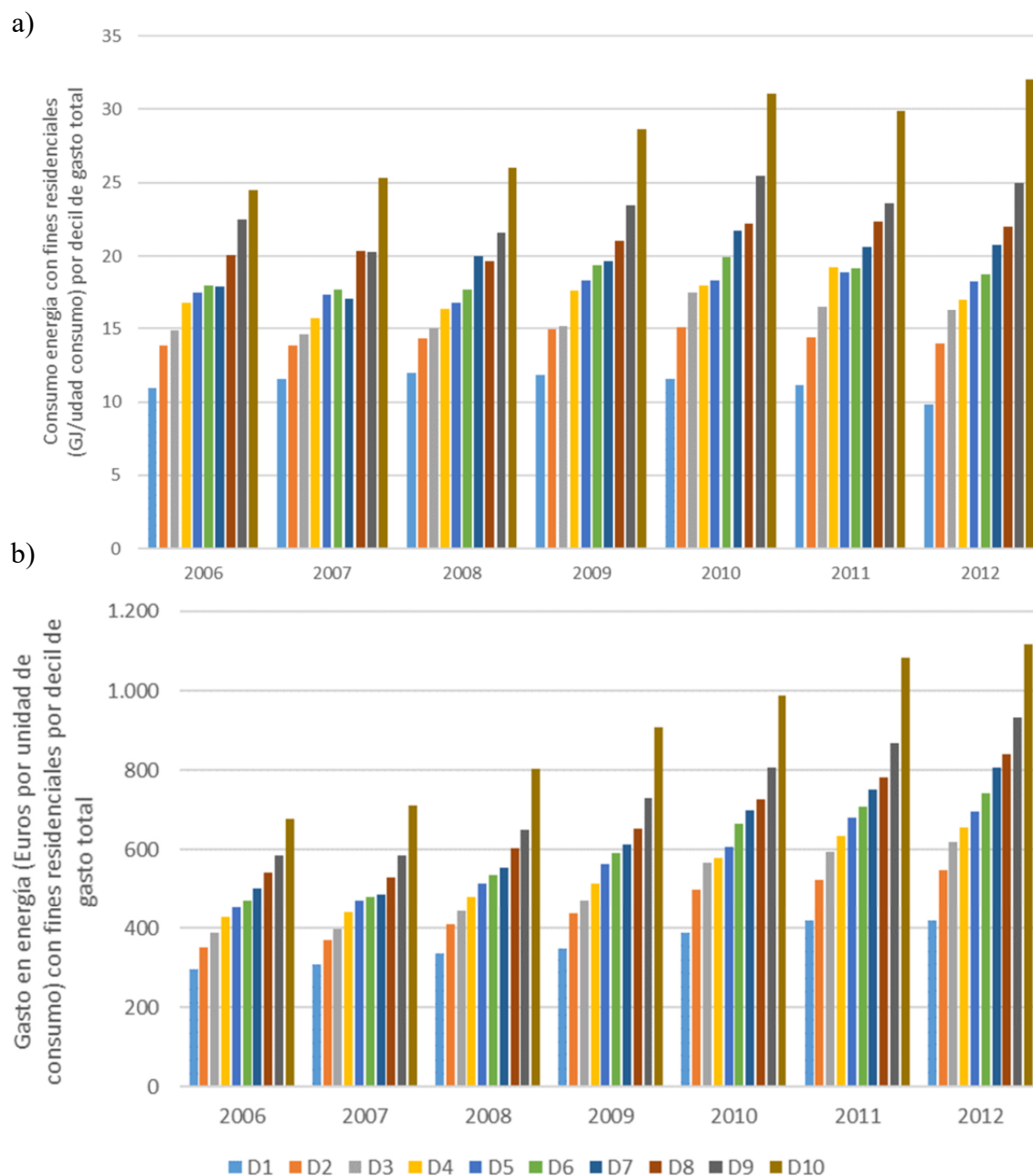


Figura 3.16. Niveles medios de (a) consumo energético y (b) gasto en energía con fines residenciales de los hogares españoles por decil de gasto total.

Esta tendencia se repite también en los hogares de las distintas comunidades autónomas (Figura 3.17). Así, los hogares de la mayor parte de las comunidades autónomas que se encuentran dentro de deciles de gasto más altos tienen niveles de consumo bastante más altos que aquellos dentro de los deciles de gasto más bajos.

Los niveles de consumo de los hogares en los deciles más altos llegan a alcanzar incluso valores de 6,9 veces los de los hogares en los deciles más bajos, como es el caso de los hogares

extremeños en 2012 (entre 8,7 y 59,6 GJ por unidad de consumo, respectivamente), sin embargo, no alcanza el doble en los hogares de Asturias y Navarra para el año 2012 (Figura 3.17a).

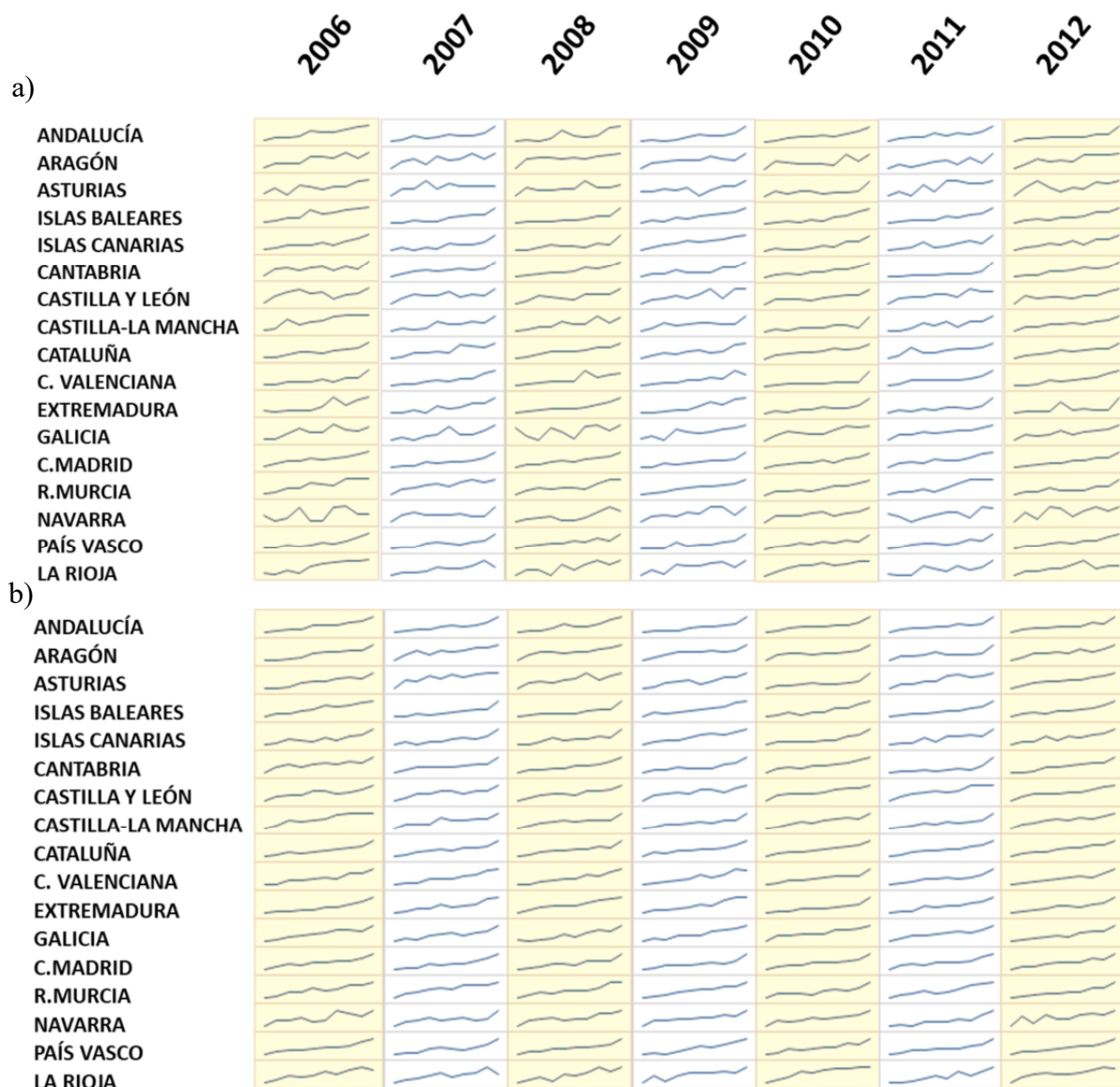


Figura 3.17. Niveles medios de: (a) consumo energético y (b) gasto en energía con fines residenciales por decil de gasto total según localización del hogar²⁴.

En el caso de los niveles de gasto en energía con fines residenciales, el gasto realizado por los hogares más ricos llega a ser más de 3 veces el de los hogares más pobres en la Región de Murcia, Extremadura y las Islas Baleares (con valores de los hogares en los deciles más altos frente a los de los deciles más bajos de 1.114-362 euros por unidad de consumo, 1.181-378 euros por unidad de consumo y 1.235-381 euros por unidad de consumo, respectivamente), y menos de 2

²⁴ La línea representa los 10 deciles ordenados de menor a mayor. Los datos de la Figura 3.17 se encuentran en las tablas 18 a la 24 del Anexo II.

veces, nuevamente, en los hogares navarros y asturianos (con valores de los hogares más ricos con respecto a los de los hogares más pobres de 1.084-584 euros y 919-468 euros por unidad de consumo, respectivamente) (Figura 3.17b).

c) La edificación concentrada es más eficiente desde el punto de vista energético de los hogares

Otro aspecto a tener en cuenta, se refiere al tipo de edificación dentro del cual se asienta el hogar. A este respecto, en general, la literatura señala que cuando más compacta sea la edificación (edificios con muchos apartamentos o viviendas unifamiliares adosadas) menor será el consumo energético con fines residenciales (Frederiks et al. 2015; Holloway y Bunker 2006; Bhattacharjee y Reichard 2012). La razón probablemente está en menores pérdidas de energía, y en una mayor sinergia a la hora de calentar o enfriar los hogares, lo cual, como hemos visto es uno de los principales usos en términos de consumo energético con fines residenciales.

Para capturar este efecto, aquí se ha usado la variable tipo de edificio (TIPOEDIF, en la EPF). En este sentido, se confirma la tendencia encontrada en la literatura. Todos los tipos de edificio influyen de modo estadísticamente significativo en el consumo energético con fines residenciales, si bien cuanto más compacto sea el tipo de edificio menos influencia tienen con respecto a las viviendas unifamiliares independientes, que son las que sirven de referencia en el análisis. Es decir, el tipo de edificación más disperso y menos compacto contribuye más al consumo energético con fines residenciales.

d) Las viviendas más grandes son las que realizan un mayor consumo energético

Entre otros múltiples posibles aspectos relativos a la vivienda estaría el tamaño de la misma. En este sentido, la mayor parte de la literatura apunta a que éste tiene un efecto de impulso del consumo energético residencial debido a la necesidad de acondicionar la temperatura de más espacio, así como a la mayor cantidad de energía disipada (Frederiks et al. 2015; Bhattacharjee y Reichard 2012; Viggers et al. 2017).

De acuerdo con los análisis llevados a cabo para los hogares españoles (Tabla 3.2), existe una relación positiva estadísticamente significativa entre la superficie de las viviendas (variable SUPERF) y el consumo de energía con fines residenciales. Así, si la superficie de la vivienda aumenta un 1 %, se calcula que se produciría entre un 0,257 y un 0,290 % de aumento en el consumo total de energía con fines residenciales, según el modelo escogido.

Esta correlación hay que leerla en relación con los cambios que se están produciendo en el parque de viviendas en España. De acuerdo con la EPF, el tamaño medio de la vivienda en el conjunto de España varió relativamente poco durante el período 2006-2012, teniendo una media

de 101 m². Sin embargo, en la mayoría de las regiones, se produjo un ligero incremento de la superficie media de las viviendas (Figura 3.18). Por ejemplo, la superficie media de la vivienda en Castilla y León creció un 7 % a lo largo del período 2006-2012 (desde 102 a 109 m²). También hay regiones cuya superficie media de la vivienda descendió durante el período 2006-2012, por ejemplo, en las Islas Canarias caía casi un 5 % (de más de 104 a cerca de 100 m²) en este mismo período.

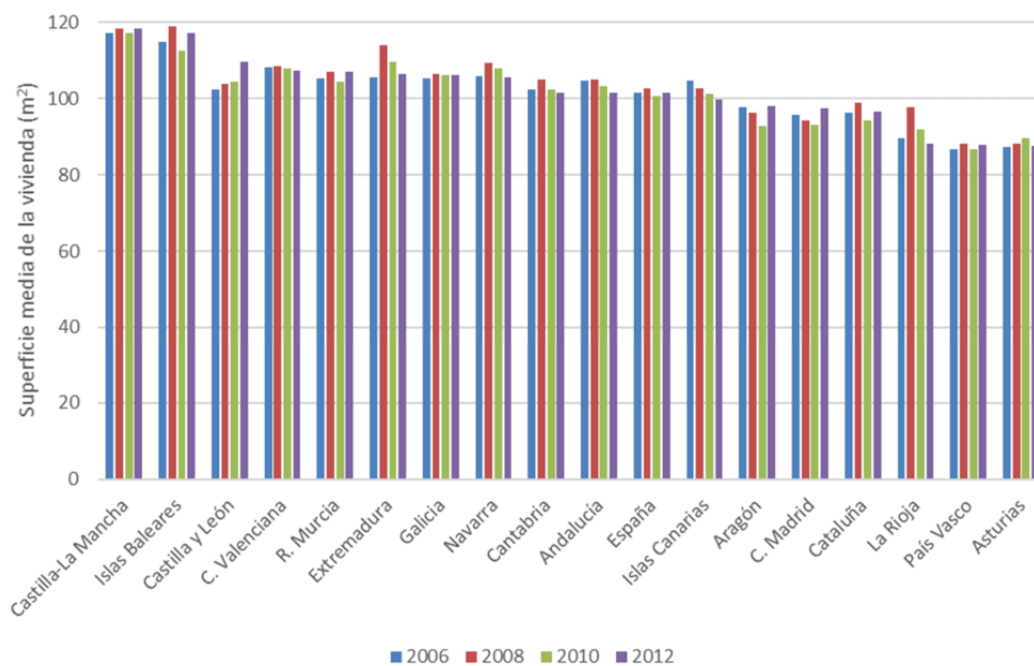


Figura 3.18. Evolución de la superficie media de las viviendas en España y las distintas comunidades autónomas, según la EPF.

Aunque mínima, como se ha visto, la tendencia al aumento de la superficie de la vivienda en España puede ser otro factor que contribuya a un incremento en el consumo energético con fines residenciales.

e) Un clima continental con grandes oscilaciones térmicas

El contexto climático del área donde se localiza el hogar ha sido también identificado por la literatura como uno de los factores más influyentes en el consumo de energía con fines residenciales (Frederiks et al. 2015), debido a que hay determinados climas que implican una necesidad mayor de regulación térmica (frío y calor, o ambos) que, como ya se ha visto, es el principal consumidor de energía dentro de los hogares frente a climas menos extremos, donde el uso de energía es menos intensivo.

En este sentido, se ha utilizado la localización del hogar dentro de una determinada comunidad autónoma (variable CCAA) como proxy del clima que tiene, aunque como se sabe hay

comunidades autónomas donde los gradientes de temperatura son bastante altos. Se trata del tercer factor que más añade a la explicación de la variabilidad del modelo.

De este modo, hay dos regiones que entran dentro del perfil de clima poco extremos (Comunidad Valenciana e Islas Canarias), cuyos hogares tienden a presentar consumos estadísticamente significativos menores que los de Andalucía. También tendría estas características la Región de Murcia, cuyos hogares no presentan una relación estadísticamente significativa con el consumo.

El resto de regiones presenta consumos mayores estadísticamente significativos. Destaca la fuerza de la relación positiva con los hogares de La Rioja, Navarra, Castilla y León y Castilla-La Mancha, lo que coincide con la idea de que los climas más extremos (el clima continental que presentan estas regiones) implican mayores consumos energéticos con fines residenciales, asociados a una mayor necesidad de climatización de los hogares, debido a las grandes variaciones de temperatura entre estaciones y entre el día y la noche.

f) Un posible sesgo de género

La literatura no presenta una tendencia clara en lo que se refiere al consumo energético diferenciado entre hombres y mujeres (Frederiks et al. 2015). Hay algunos estudios que señalan comportamientos más pro-ambientales dentro del consumo energético entre las mujeres (Räty y Carlsson-Kanyama 2010), pero otros no encuentran diferencias significativas (Abrahamse y Steg 2011) o las achacan a diversos factores sociales que, una vez, tenidos en cuenta, presentan un perfil más pro-ambiental para las mujeres (Clancy y Roehr 2003).

En cualquier caso, la EPF no permite estudiar el papel del sexo en el consumo energético, puesto que no se establece una relación unívoca clara entre un determinado consumidor dentro del hogar y un determinado consumo energético, ya que la unidad de estudio es el hogar. Por esta razón, aquí se ha usado la figura del sustentador principal como proxy que nos permite analizar el papel de los cambios sociales (incorporación de la mujer al trabajo, mejores sueldos, etc.) en el consumo energético de los hogares, empleando la variable sexo del sustentador principal (SEXOSP).

Sólo se ha encontrado un estudio que analiza este aspecto en EE.UU. (Elnakat et al. 2016), y que concluye que existen diversas razones sociales y económicas (una preferencia por un mayor confort térmico, casas más antiguas, desarrollo de actividades más intensivas energéticamente asociadas con la limpieza, etc.) que hacen que los hogares donde las mujeres son sustentadoras principales tengan mayores niveles de consumo energético con fines residenciales. Según los datos de la EPF, en los hogares españoles se repite este patrón. Los hogares donde las mujeres son

sustentadoras principales tienen un consumo mayor estadísticamente significativo que aquellos donde los hombres son sustentadores principales, si bien, como se puede comprobar en la Tabla 3.2, se trata de una variable que aporta poco a la explicación de la variabilidad del consumo energético con fines residenciales en los hogares españoles.

g) La población mayor tiene un nivel más alto de consumo energético con fines residenciales

El consumo energético con fines residenciales también viene influido por la edad de los consumidores, así como por la composición en edades del hogar.

En este sentido, la literatura no ha alcanzado todavía un consenso claro (Frederiks et al. 2015). La mayor parte de los trabajos relacionan una mayor edad con un mayor consumo, debido a diversas razones: menos probabilidad de adopción de medidas de eficiencia energética, menor conocimiento sobre los problemas asociados a la energía o mayores necesidades de confort térmico, entre otras (Bhattacharjee y Reichard 2012; Estiri y Zagheni 2019; Besagni y Borgarello 2018); otros estudios no encuentran relación alguna (Abrahamse y Steg 2011; Bueno et al. 2020); también están aquellos que encuentran que las personas más mayores tienen una mayor probabilidad de ser ahorradores de energía en los hogares (Barr et al. 2005; Gatersleben et al. 2016).

Estas discrepancias se deben, en gran medida, a la diversidad de aspectos que se incluyen dentro de la variable edad: edad del sustentador principal, edad de la persona más mayor del hogar, edad de la persona que responde a la encuesta, etc. Dado que, al igual que ocurría con el sexo, la edad no tiene una correspondencia unívoca con el consumo energético dentro de la EPF, aquí se ha utilizado la variable edad del sustentador principal (EDADSP).

De acuerdo con los datos de la EPF para el período 2006-2012, la edad del sustentador principal tiene una influencia positiva, estadísticamente significativa, con respecto al consumo energético con fines residenciales, si bien la relación no tiene mucha fuerza, y no aporta ni si quiera un 1 % de explicación de la variabilidad en el modelo.

Para aportar algo de información complementaria a la edad, también se puede acudir a la variable tipología de hogar (TIPOHOGAR_8) de la EPF, que resume la composición del hogar sobre la base de la edad. La literatura indica que, por lo general, los hogares donde hay hijos presentan consumos tendencialmente menores frente a aquellos de personas solas o parejas sin hijos, especialmente si se trata de personas mayores de 65 años (Besagni y Borgarello 2018; Brounen et al. 2012; Frederiks et al. 2015). En este sentido, como se puede observar en la Figura

3.19, los hogares españoles con más personas tienen niveles más bajos de consumo y gasto, lo que coincide con lo que se deducía del análisis de la información de consumo por tamaño del hogar²⁵.

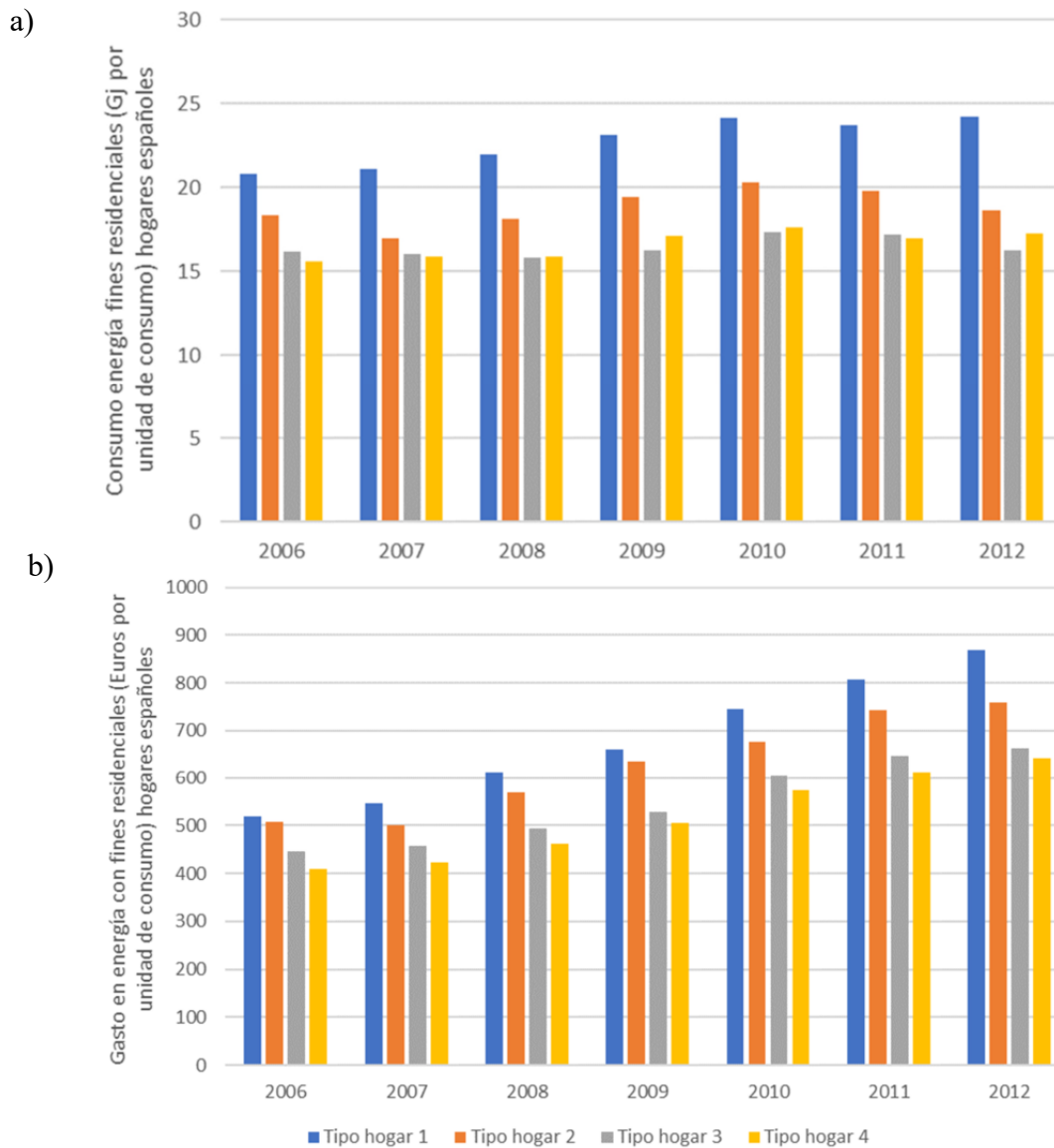


Figura 3.19. Niveles medios del (a) consumo energético y (b) gasto en energía con fines residenciales en los hogares españoles por tipología de hogar de la EPF.

A su vez, los hogares con mayores niveles de consumo y gasto son aquellos donde conviven una persona o dos de 65 años o más, es decir, aquellos donde los habitantes del hogar son mayores. Los de menor nivel de consumo y gasto serían aquellos hogares con alguna fórmula en la que

²⁵ La clasificación utilizada por la EPF consta de cuatro categorías. Hogar tipo 1: Persona o pareja de 65 años o más (al menos uno); hogar tipo 2: Persona o pareja sin hijos; hogar tipo 3: Pareja o adulto con hijos menores de 16 años; hogar tipo 4: Otros hogares.

figuran hijos menores, lo que confirma los resultados obtenidos para otros países y con otros métodos en la literatura.

Por su parte, en la Figura 3.20 se puede comprobar que el patrón de consumo y gasto por tipología de hogar es el mismo en los hogares de la mayoría de las regiones.

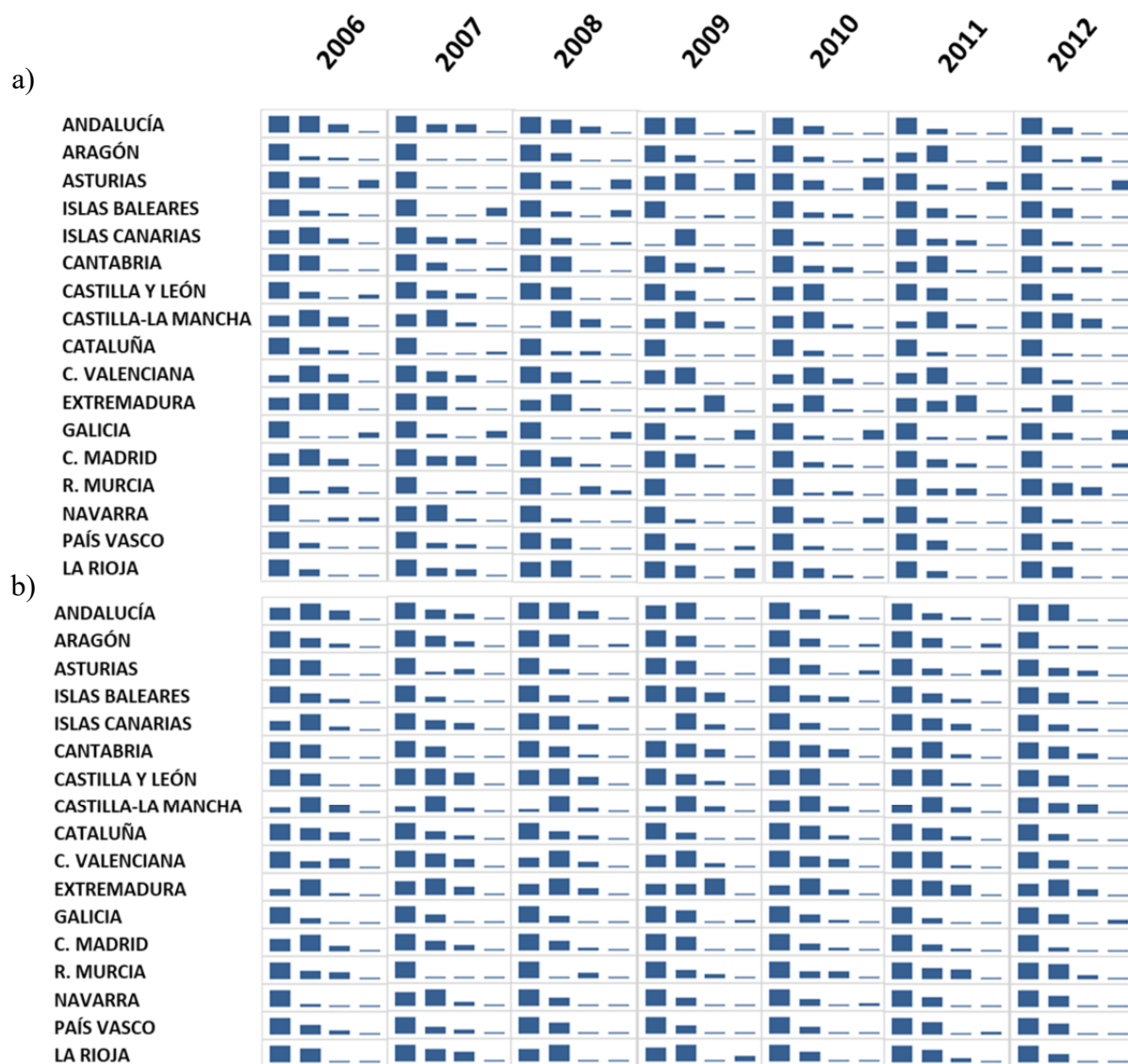


Figura 3.20. Niveles medios del (a) consumo energético y (b) gasto en energía con fines residenciales en los hogares de las regiones españolas por tipología de hogar de la EPF²⁶.

²⁶ Las barras están ordenadas por tipología del hogar, según la clasificación de la EPF. Los datos de la Figura 3.20 se encuentran en las tablas 32 a 38 del Anexo II (por unidad de consumo).

h) Los precios de la energía condicionan en gran medida el consumo energético con fines residenciales

El consumo y el gasto energético con fines residenciales de las personas o parejas de mayores o, en algunos casos, el de los hogares de 1 persona o pareja sin hijos son más altos que los de hogares con hijos u otros tipos de hogares.

Aunque aquí tampoco haya consenso completo, gran parte de la literatura considera el precio de la energía como uno de los principales condicionantes de su consumo (Filippini y Hunt 2012; Borozan 2018).

Muchos de los trabajos consideran que precios altos o aumentos en el precio suponen una disminución del consumo energético con fines residenciales, asociada además a comportamientos pro-ambientales y a una tendencia a la mejora en la eficiencia de los aparatos (Blázquez et al. 2013; Poortinga et al. 2016; Alberini y Filippini 2011). Mientras tanto, otros estudios señalan que el consumo energético es poco sensible a cambios en el precio en el corto plazo (Alberini y Filippini 2011) o incluso, que no hay ninguna evidencia de que aumentos en el precio conlleven aumentos de la eficiencia en el consumo del hogar (Jacobsen 2015).

En este trabajo, dado que la EPF no incluye explícitamente el precio de la energía, se ha optado por utilizar un *precio implícito*, derivado de dividir la cantidad por el gasto asociado. A partir del trabajo de Deaton (1988) se acepta que se puedan utilizar los valores unitarios por grupos derivados de las encuestas tipo EPF, con la evidente limitación, reconocida por el propio autor, de que dentro de estos grupos hay bienes con elasticidades distintas, lo que determina que los hogares ricos consuman más que los pobres, y además en una proporción diferente, llevando a estimaciones exageradas artificialmente de la elasticidad-precio. Sin embargo, en el caso de la energía de los hogares españoles se ha optado por dejar el precio como variable relevante dado que se trata de pocos bienes los que aquí se agregan (ver metodología), y dentro de estos bienes es la electricidad la que tiene más peso directa o indirectamente (teniendo en cuenta que parte de otras fuentes energéticas se utilizan para generar electricidad).

Como ilustra la Tabla 3.2, los precios de la energía se relacionan de un modo negativo, estadísticamente significativo, con el consumo energético con fines residenciales. Se trata de la variable que más variabilidad explica dentro del conjunto de la variabilidad explicada por el modelo, ya que añade un 36 % a la variabilidad total explicada ($R^2= 57,31$ %).

La elasticidad-precio encontrada es mayor de 1 (-1,33), por lo que tendríamos que para un aumento del 1 % en el precio de la energía, se esperaría una disminución de más del 1,33 % en la

cantidad de energía consumida con fines residenciales, lo que claramente resulta significativo por el cambio en la coyuntura económica.

3.4. Flujos de entrada. El uso de la energía para la movilidad de los hogares en coche privado: un bien posicional muy marcado por el precio del carburante

3.4.1. Caracterización del consumo energético para transporte privado en los hogares españoles

Otra de las fuentes importantes de consumo energético en el hogar es el transporte en coche privado. En su conjunto, el sector transportes (público, de mercancías y privado), suponía entre un 40 y un 43 % del uso final de energía en España durante el período 2006-2012 (Figura 3.21)²⁷.

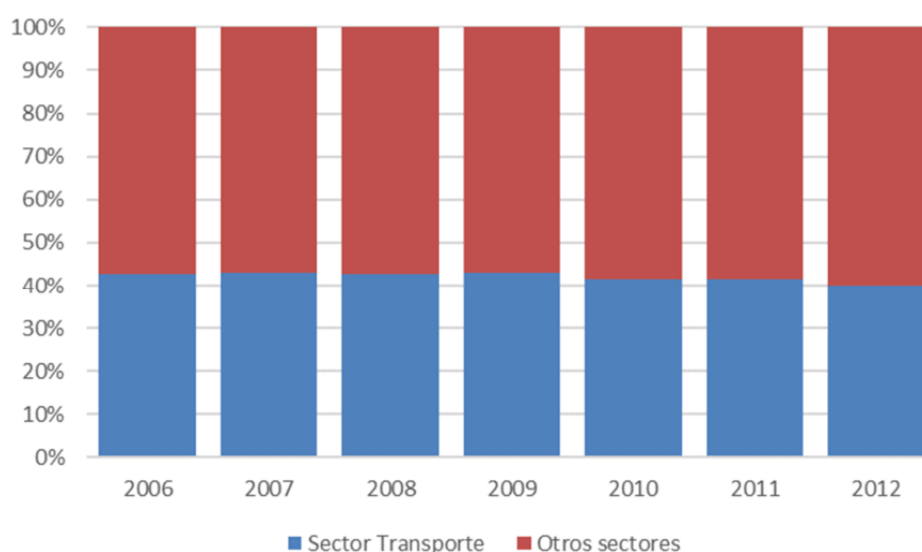


Figura 3.21. Peso del sector transportes en el consumo de energía final para toda España. (Fuente: IDAE)

Lamentablemente, este cálculo del IDAE incluye todos los tipos de transporte, y no sólo aquellos relacionados con la movilidad atribuible exclusivamente a los hogares, que constituye el interés de este trabajo.

En este sentido, es difícil precisar exactamente cuánto pesa esta parte de la movilidad en el conjunto del transporte. Según los datos de la encuesta MOVILIA del, por aquel entonces, Ministerio de Fomento, para el año 2007, algo más de un tercio de la movilidad de personas en España (un 34 %) se producía a través de automóvil privado (Ministerio de Fomento 2008).

²⁷ <https://sieeweb.idae.es/consumofinal/>

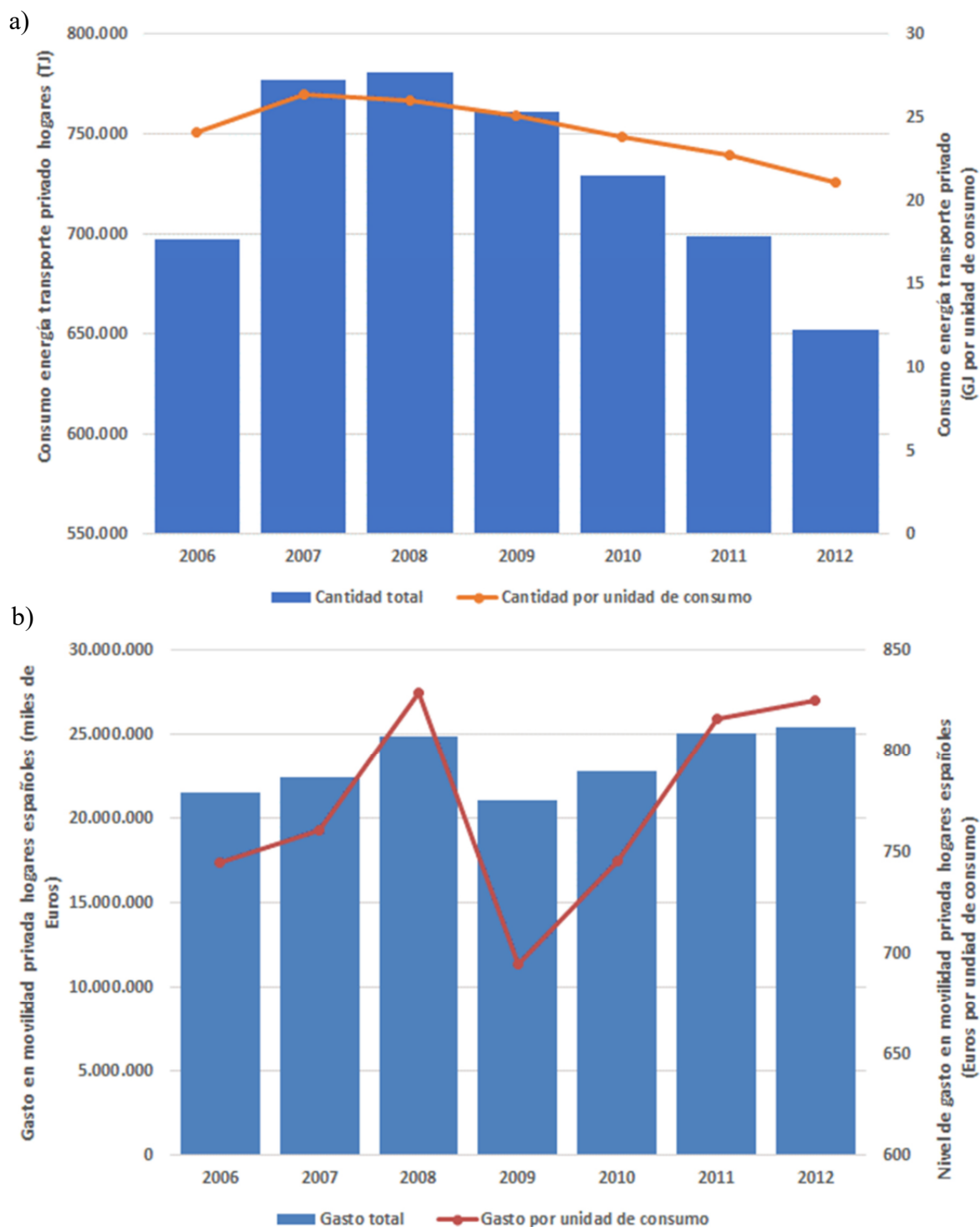


Figura 3.22. Evolución del consumo total y el nivel de consumo de energía para el transporte privado en (a) términos físicos, y (b) gastos para los hogares españoles.

Al igual que sucedió con el conjunto del transporte de mercancías por carretera en España (Sobrino y Monzón De Cáceres 2014), y tal y como se puede observar de la Figura 3.22a, la crisis económica de 2008 tuvo un efecto de claro descenso en el uso de energía asociada al transporte

privado en coche de los hogares, que en el conjunto del período 2006-2012 suponía un 6,5 % de la cantidad total (desde 697 PJ en 2006 hasta 652 PJ en 2012) y un 12,5 % del nivel de consumo energético (desde 24,2 hasta 21,1 GJ por unidad de consumo). Esta caída se ilustra claramente si se toma el período 2008-2012, donde la cantidad de energía total usada en forma de carburantes cae un 16,6 % (entre 780 PJ y 652 PJ en 2012) mientras que el nivel de uso energético en el transporte privado se reduce un 18,7 % (entre 26 y 21,1 GJ por unidad de consumo).

Sin embargo, el gasto asociado a la energía usada para el transporte sufría una evolución distinta (Figura 3.22b). El gasto total asumido por los hogares para el transporte privado aumentaba un 18,3 % en el conjunto del período 2006-2012, mientras que el nivel de gasto asociado (gasto por unidad de consumo) ascendía un 10,7 %. La crisis produjo una reducción del gasto en energía para movilidad privada repentina entre 2008 y 2009 (un 15 % del gasto total en energía para movilidad, y un 16 % del nivel de gasto), que posteriormente se recuperó parcialmente en el período 2010-2012, con un 2 % de aumento en el gasto total en energía para la movilidad y una ligera disminución mínima en el nivel de gasto asociado entre 2008 y 2012. Esta evolución del gasto sucedía en un contexto de aumento del IPC para combustibles y lubricantes de vehículos privados en un 41 % aproximadamente durante todo el período 2006-2012, pero con un descenso repentino de 15 puntos entre 2008 y 2009 (Matilla Prieto 2013; Bakhat et al. 2017). Además, paralelamente también se producía un aumento del gasto en transporte público de alrededor del 13 % en este mismo período (Cascajo et al. 2018).

Pero el uso de energía asociado al sector transportes durante el período 2006-2012 fue bastante diferente en los hogares de las distintas comunidades autónomas. Así, en la Figura 3.23a, se puede observar que la mayor parte de las regiones cuyos hogares están sobre la media de España en cuanto a uso de energía para transporte privado son regiones pequeñas (uniprovinciales o relativamente pequeñas), salvo el caso de Andalucía, que apenas supera la media de España (valores que van de 21,2 GJ por unidad de consumo en Andalucía a 24,7 GJ por unidad de consumo en las Islas Canarias). Con un menor uso de energía encontramos hogares de regiones relativamente grandes, que utilizarían entre 17,9 GJ por unidad de consumo (Aragón) hasta 21 GJ por unidad de consumo (Castilla-La Mancha). El gasto en carburantes y lubricantes presenta tendencias similares al uso (Figura 3.23b), si bien cabe destacar el caso de las Islas Canarias, que tienen el mayor nivel de utilización, pero están por debajo de la media en el caso del gasto.

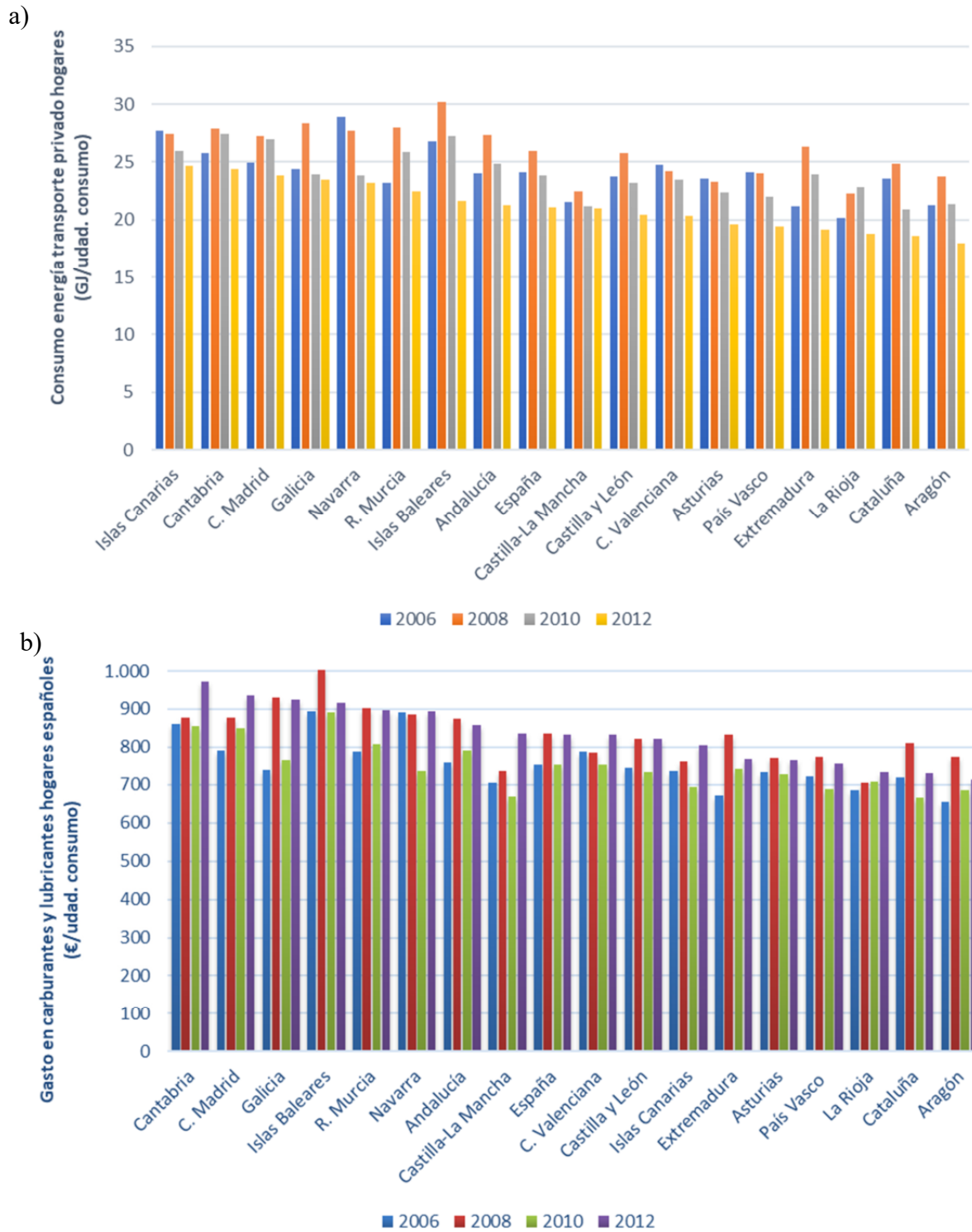


Figura 3.23. Clasificación de los hogares a partir del (a) consumo energético y (b) gasto en energía para transporte privado según su localización.

Este efecto captura el régimen fiscal particular que poseen los carburantes dentro de las Islas Canarias, donde el precio de los carburantes es significativamente menor debido a esta diferencia con respecto a la Península y Baleares²⁸.

A través de un análisis de conglomerados jerárquicos podemos dividir a los hogares españoles durante el período 2006-2012 en tres grandes grupos según su nivel de utilización de energía para el transporte y localización (Figura 3.24).

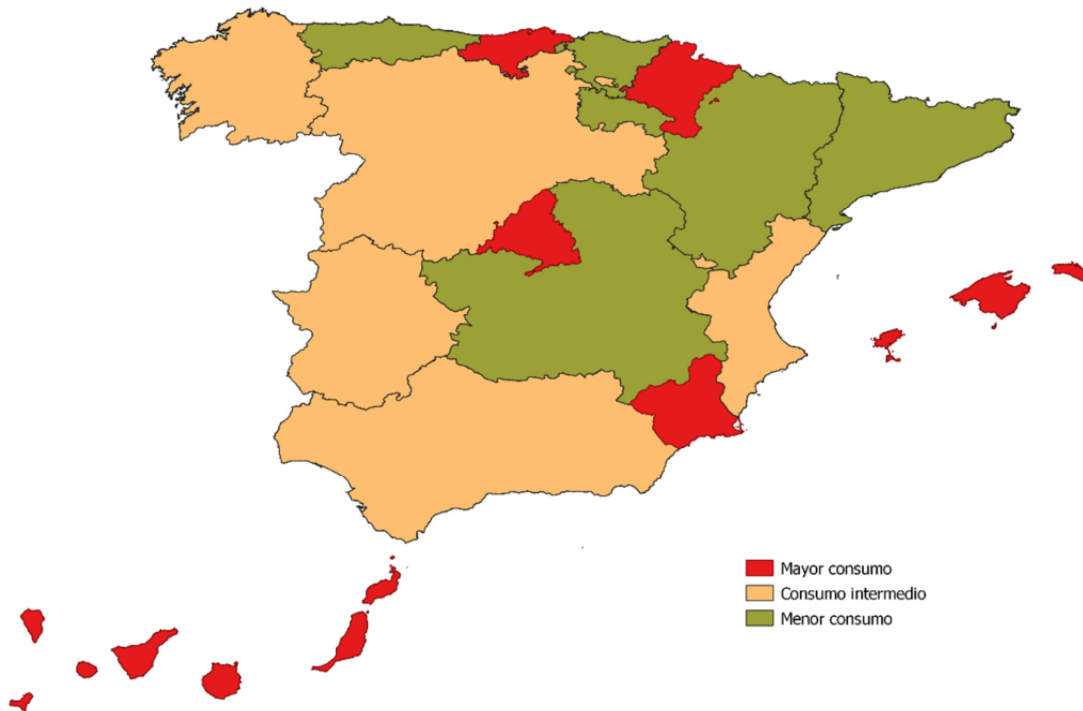


Figura 3.24. Mapa con la agrupación de los hogares regionales según su nivel de consumo de energía para transporte privado, años 2006-2012²⁹.

Por un lado, los hogares de algunas de las regiones que tienen un nivel de utilización mayor formarían un grupo de los principales niveles de uso durante este período (hogares de Islas Canarias, Cantabria, C. Madrid, Navarra, Región de Murcia e Islas Baleares). En el lado contrario, con bajos niveles de utilización de energía para transporte privado quedarían los hogares de Aragón, Cataluña, La Rioja, País Vasco, Asturias y Castilla-La Mancha.

²⁸ Hay dos impuestos que no se recaudan en las Islas Canarias, y que modifican significativamente el precio de los carburantes: el IVA y el Impuesto Especial sobre Hidrocarburos. Aunque hay impuestos autonómicos que emulan, de algún modo estos impuestos, las tarifas de las gasolineras son significativamente más bajas. Para más información, ver el sitio web del Ministerio de Hacienda al respecto: <https://www.hacienda.gob.es/es-ES/Areas%20Tematicas/Financiacion%20Autonomica/Paginas/Canarias.aspx>

²⁹ Los análisis de conglomerados llevados a cabo sobre la variable consumo equivalente de energía con fines residenciales, con los que se ha elaborado el mapa de la Figura 3.24, se encuentran recogidos el Anexo II, dentro del documento de Análisis de conglomerados.

Densidad de población, tamaño de la región, distribución de las carreteras, o la propia fiscalidad asociada al combustible en las distintas regiones son algunos de los factores que explican estas disparidades.

Por otro lado, tanto el uso como el gasto en energía para el transporte privado no han permanecido estáticos a lo largo del período 2006-2012, produciéndose variaciones en los hogares de todas las regiones (Figura 3.25).

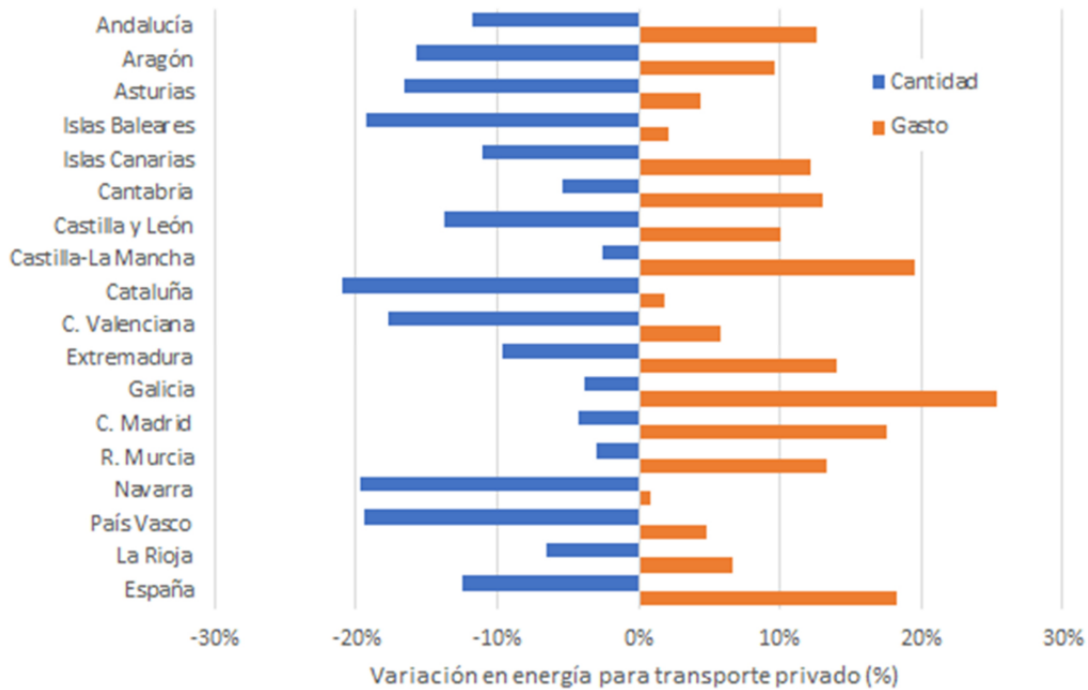


Figura 3.25. Variación de los niveles de cantidad y gasto en energía para transporte privado según localización del hogar.

En los hogares de la mayor parte de las regiones se ha producido una disminución de la utilización de energía asociada al transporte privado durante todo el período (Figura 3.25), y que osciló entre la mínima disminución del 2,6 % en Castilla-La Mancha, y la máxima del 21 % en Cataluña. Sin embargo, casi todas las regiones comienzan su disminución a partir del año 2009. Si consideramos ese período (2009-2012), las disminuciones alcanzan incluso valores cercanos al 30 % (Extremadura), lo cual da una idea del efecto de la crisis en el consumo de carburantes.

Sin embargo, si consideramos el nivel de gasto, el panorama es netamente distinto (Figura 3.25). El nivel de gasto de los hogares de prácticamente todas las regiones aumenta durante todo el período 2006-2012, invirtiendo la tendencia anterior, debido al efecto del precio. Así, el nivel de gasto en energía para el transporte privado de los hogares castellano-manchegos aumenta hasta un 18,8 %, y sólo un 1,7 % en los hogares catalanes. En este caso, si se considera sólo el período

2008-2012, se produce también una disminución generalizada en el gasto asociado a la utilización de energía en el transporte privado en los hogares de prácticamente todas las regiones, con la excepción de los hogares castellano-manchegos, valencianos, extremeños, vascos y catalanes, donde hay un aumento también en esta época.

Lo que disminuye fuertemente en esa época de crisis es el dinero destinado a la compra de vehículos por parte de los hogares que, según los datos de la propia EPF, se redujo aproximadamente un 59 % entre 2007 y 2012 (desde algo más de 29.000 millones de euros hasta cerca de 11.900 millones de euros).

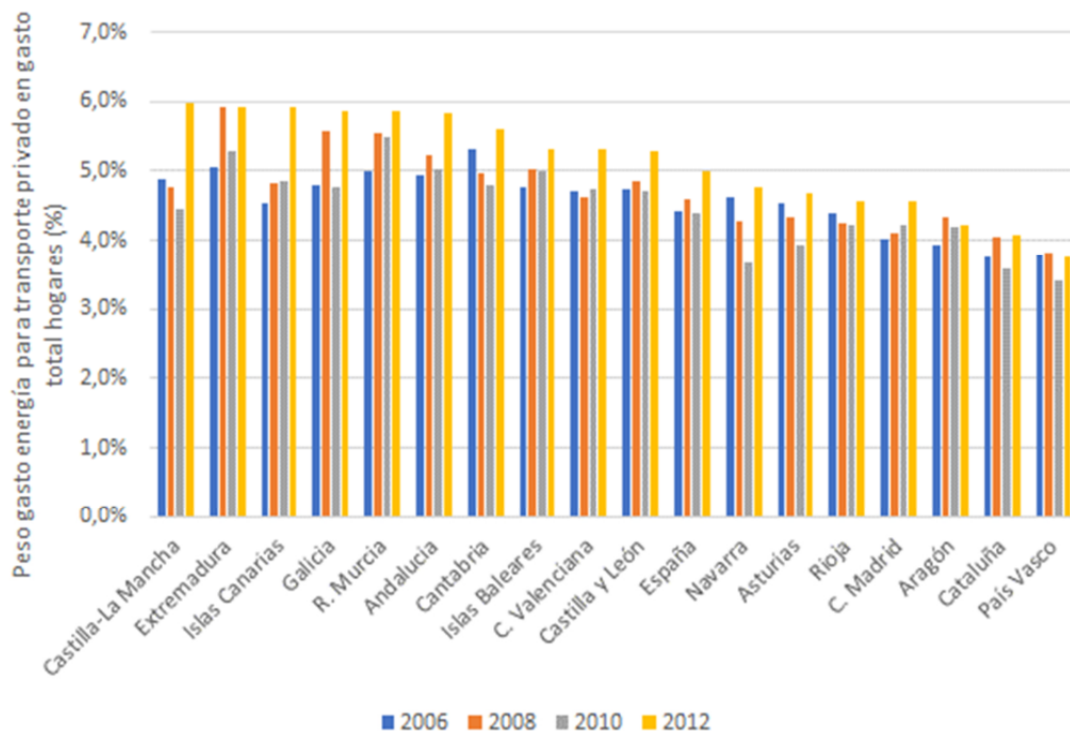


Figura 3.26. Clasificación de los hogares a partir del peso del gasto en carburantes y lubricantes dentro del gasto total según la localización del hogar.

Además, el aumento del gasto en carburante para transporte privado se tradujo en un aumento del peso de este tipo de consumo dentro del gasto total de los hogares. Así, en el conjunto de España, el consumo de combustible para transporte privado suponía una media de entre un 4-5 % del gasto total de los hogares a lo largo del año, con una cierta disparidad entre los hogares según su localización.

Como se puede observar en la Figura 3.26, sólo en los hogares del País Vasco, el consumo de carburantes y lubricantes suponía menos de un 4 % del gasto total realizado durante el año. Sin embargo, para los hogares de diez de las regiones (Figura 3.26), el gasto superaba ampliamente el

5 % del gasto total de los hogares, especialmente en el caso de los hogares castellano-manchegos, extremeños y canarios, donde rozaba el 6 %.

3.4.2. Los hogares de tamaño intermedio tienen mayor nivel de consumo y gasto

En general, la variable tamaño del hogar (TAMANO) ha sido poco explorada en cuando a su utilización de energía para transporte privado. La mayor parte de los estudios que afrontan la variable del tamaño se centran en la ocupación del vehículo y su influencia en el consumo de este, aspecto que, como es obvio, no está contemplado en la EPF.

La conclusión generalizada es que vehículos donde la ocupación es mayor, tienen un nivel de consumo energético menor, por el efecto colectivo que supone en la actividad de transporte (Shiraki et al. 2020; Moriarty y Honnery 2016; Wang et al. 2017; Schipper 1995). Se podría asumir, hasta cierto punto, que la ocupación del vehículo es mayor si el tamaño del hogar es mayor (familias que llevan a sus hijos al colegio y luego circulan al trabajo, por ejemplo), aunque no sea una relación lineal que se pueda llevar a un modelo formal, por lo que aquí se ha obviado este análisis.

En las siguientes líneas se hace una descripción de la utilización y el gasto en energía para movilidad privada según este factor, de acuerdo con los datos de la EPF para el período 2006-2012.

Como se puede observar en la Figura 3.27, los hogares que presentaban un mayor nivel de utilización y gasto energético para el transporte privado eran aquellos con tamaños intermedios, es decir, con 3 ó 4 personas (niveles entre los 23 y los 30 GJ por unidad de consumo, y 840-980 euros por unidad de consumo, según el año), que suelen coincidir con aquellos compuestos por parejas con algún hijo. Los hogares compuestos por una persona son aquellos cuya utilización de energía para transporte privado presentaban un nivel menor (entre 11 y 13 GJ por unidad de consumo).

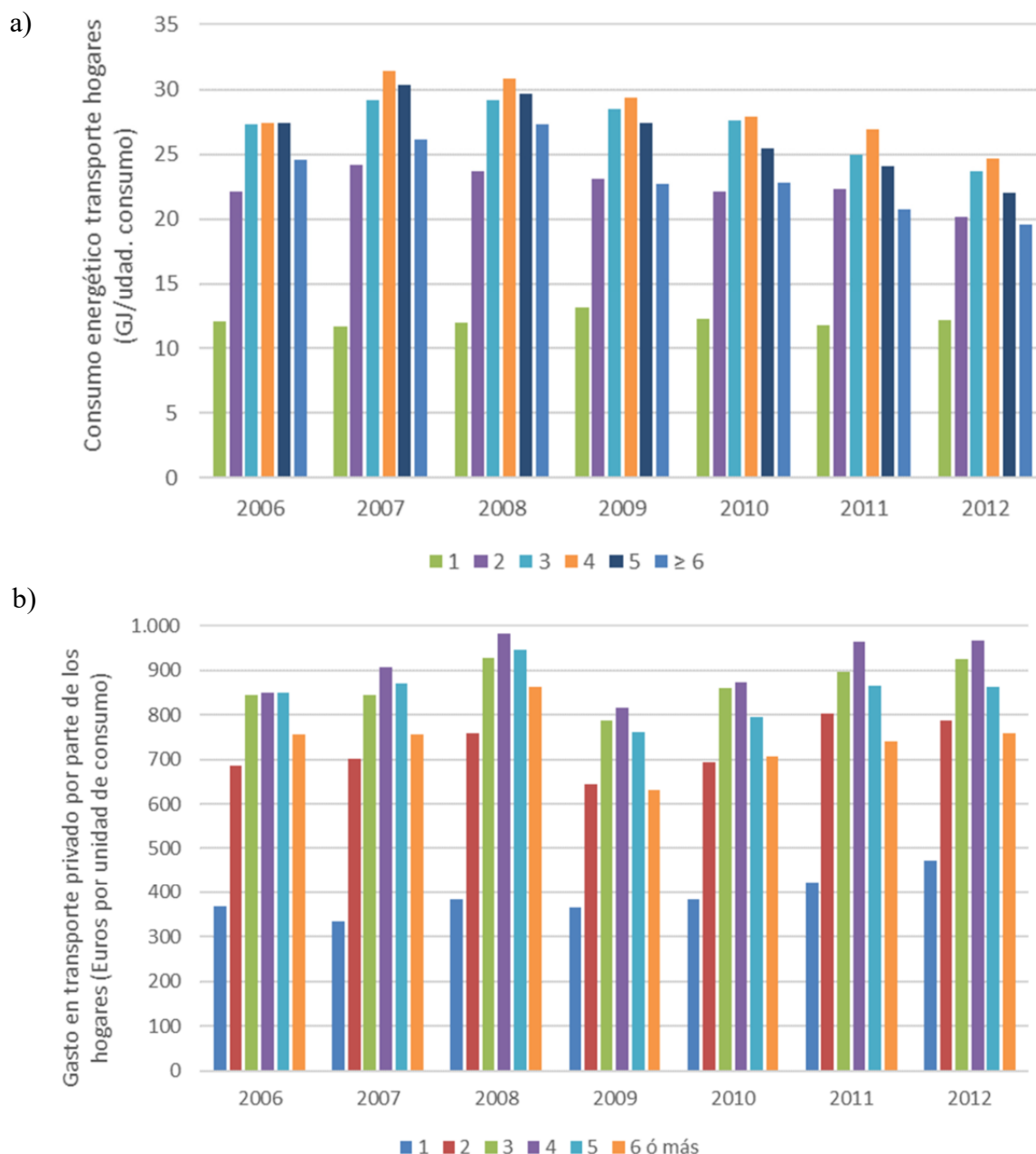


Figura 3.27. Niveles medios del (a) consumo energético y (b) gasto en energía para transporte privado de los hogares españoles por tamaño del hogar.

Los hogares de la mayor parte de las regiones presentaban también este mismo patrón en lo que se refiere al gasto relativo al transporte privado (Figura 3.28). Es decir, los hogares cuyo tamaño es intermedio tenían un mayor nivel de utilización de energía y gasto asociado en los hogares de prácticamente todas las regiones, contando sólo con excepciones puntuales en algunos años y regiones (prevalentemente en los hogares de Cantabria, Galicia, Navarra o País Vasco), en las cuales son los hogares de mayor tamaño los que tienen mayor nivel de consumo y gasto.

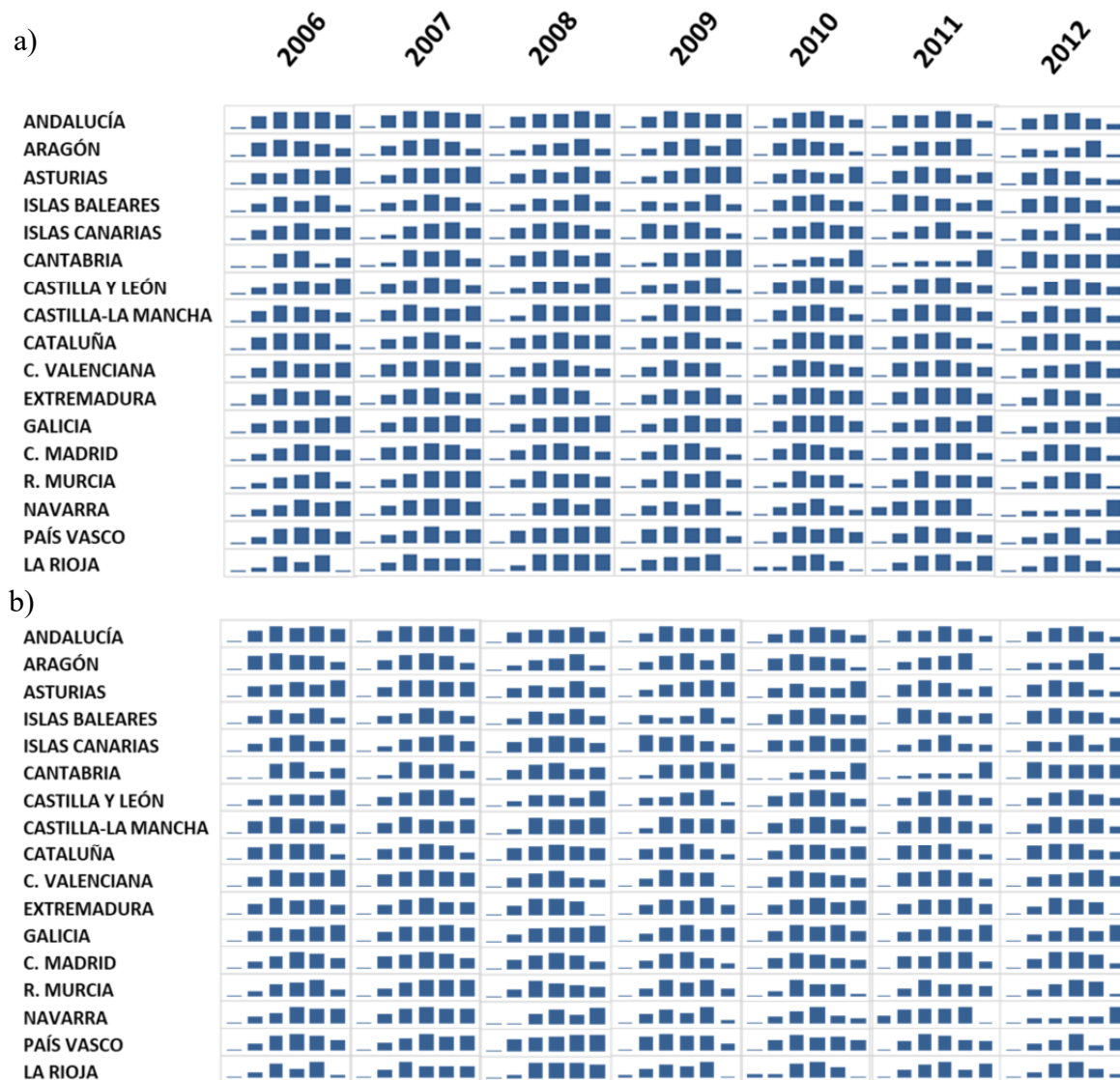
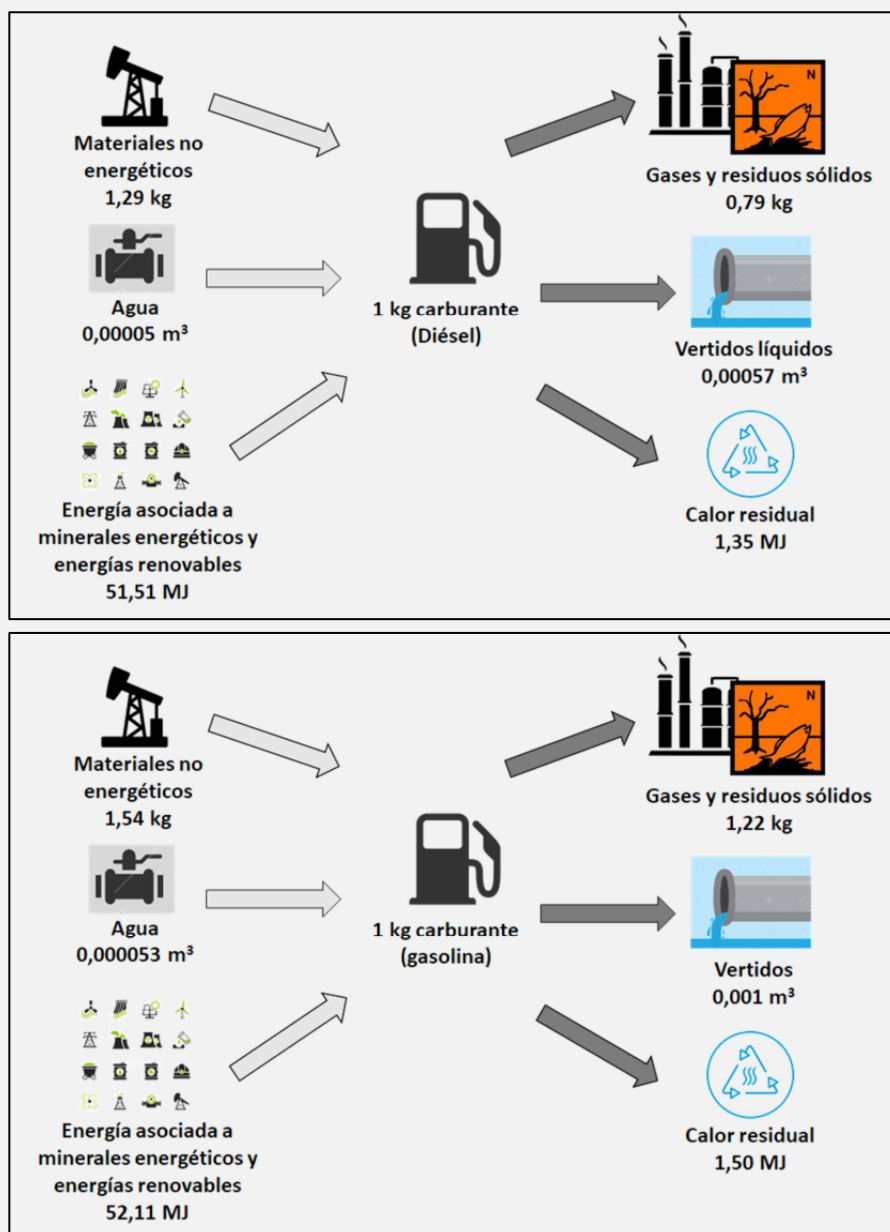


Figura 3.28. Niveles medios del (a) consumo energético y (b) gasto en energía para transporte privado por tamaño del hogar según su localización³⁰.

³⁰ Las barras están ordenadas por tipología del hogar, según la clasificación de la EPF. Los datos de la Figura 3.28 se encuentran en las tablas 55 a 61 del Anexo II (por unidad de consumo).

Cuadro 3.1. Flujos indirectos de los carburantes. Los flujos indirectos asociados a los carburantes se refieren a aquellas entradas y salidas producidas en la generación del propio carburante, no en su uso. Las siguientes figuras muestran estimaciones de los flujos indirectos de entrada/salida para los principales combustibles que usan los hogares españoles en sus vehículos privados, según la EPF.



A la hora de diseñar políticas y comprender los impactos del uso de combustibles fósiles es importante, por tanto, tener en cuenta todas estas entradas y salidas indirectas (y no sólo las emisiones, como es habitual).

Fuente: JRC. Base de datos European Life Cycle Database de Análisis de Ciclo de Vida. (octubre 2015)
<https://nexus.openlca.org/database/ELCD>

3.4.3. Factores socioeconómicos que influyen en el consumo energético de los hogares para el transporte privado

Al igual que en el caso del consumo energético con fines residenciales, se han utilizado las variables endógenas de carácter socio-económico de la EPF (los microdatos de la EPF) con el objetivo de elaborar modelos que permitan conocer las relaciones de algunos de los principales determinantes del consumo energético asociado al transporte privado.

La literatura sobre los factores socioeconómicos que condicionan el consumo energético asociado al transporte privado es profusa (Papa et al. 2014; Schipper 1995; Edelenbosch et al. 2017; Steenberghen y López 2008; Wang y Lin 2019; Kennedy et al. 2009; Wiedenhofer et al. 2013; Figueroa et al. 2014), pero está centrada generalmente en cuatro grandes aspectos: (1) características económicas del usuario; (2) características del vehículo o del sistema de transporte (carreteras, número de vehículos, antigüedad del vehículo, etc.); (3) características del área urbana; y (4) aspectos relacionados con el sector transporte en su conjunto (eficiencia energética, intensidad energética, modalidad de transporte urbano, etc.). En España, muchos de los estudios elaborados han utilizado la descomposición factorial como método de análisis (Mendiluce y Río 2010; Mendiluce y Schipper 2011). También, empleando una escala regional, se ha utilizado un modelo de datos de panel dinámico para analizar el efecto de la dieselización sobre las emisiones de dióxido de carbono (González y Marrero 2012).

En las siguientes páginas se desarrollarán los modelos de regresión que se han elaborado para algunos de los principales determinantes de carácter socio-económico del consumo energético de los hogares en transporte privado. Los modelos se presentan en la Tabla 3.3.

Al igual que en el caso de los usos energético con fines residenciales, se ha utilizado el método de regresión por pasos, de tal modo que se han ido añadiendo una a una las variables escogidas, recogiendo así también el cambio en la explicación de la variabilidad observada conforme se añadía cada variable. Como se puede observar en la Tabla 3.3, los 8 modelos elaborados presentan una F de Fisher-Snedecor significativa ($p < 0,01$), aunque el coeficiente de determinación (R^2) es relativamente pequeño, oscilando entre el 13,1 y el 24,4 % de explicación de la variabilidad total. La variable que más añade a la explicación es el gasto total (como aproximación de la renta), que explica el 13 % de la varianza total, y luego el precio, que explica el 6 % de la variabilidad explicada por los factores seleccionados.

Capítulo 3 - Tendencias en el metabolismo energético de los hogares españoles: usos residenciales y transporte privado

Tabla 3.3. Modelos de regresión lineal múltiple (Variable dependiente: log de la cantidad de energía consumida por unidad de consumo)

	M1	M2	M3	M4	M5	M6	M7	M8
Gasto total equiv. (log)	0,770*** (0,010)	0,765*** (0,010)	0,803*** (0,010)	0,818*** (0,010)	0,820*** (0,010)	0,813*** (0,010)	0,814*** (0,010)	0,798*** (0,010)
Año de la encuesta	08	-0,040*** (0,013)	-0,043*** (0,013)	-0,045*** (0,013)	-0,044*** (0,013)	-0,044*** (0,013)	-0,040*** (0,013)	0,031** (0,012)
	10	-0,055*** (0,013)	-0,056*** (0,013)	-0,058*** (0,013)	-0,057*** (0,013)	-0,052*** (0,013)	-0,040*** (0,013)	-0,010 (0,012)
	12	-0,166*** (0,014)	-0,167*** (0,014)	-0,172*** (0,014)	-0,166*** (0,014)	-0,153*** (0,014)	-0,136*** (0,013)	0,349*** (0,021)
	2		-0,188*** (0,025)	-0,171*** (0,025)	-0,172*** (0,025)	-0,167*** (0,025)	-0,175*** (0,024)	-0,184*** (0,024)
	3		0,038 (0,029)	0,072** (0,028)	0,062** (0,028)	0,091*** (0,028)	0,089*** (0,028)	0,086*** (0,027)
	4		0,021 (0,022)	0,011 (0,021)	0,017 (0,022)	0,007 (0,021)	0,017 (0,021)	0,059*** (0,021)
	5		0,135*** (0,024)	0,165*** (0,025)	0,151*** (0,025)	0,145*** (0,025)	0,158*** (0,025)	-0,254*** (0,028)
	6		0,025 (0,034)	0,035 (0,034)	-0,002 (0,034)	0,010 (0,033)	0,013 (0,033)	0,033 (0,032)
	7		0,123*** (0,021)	0,107*** (0,021)	0,092*** (0,021)	0,111*** (0,020)	0,110*** (0,021)	0,104*** (0,020)
	8		-0,008 (0,025)	-0,079*** (0,025)	-0,075*** (0,025)	-0,079*** (0,025)	-0,089*** (0,025)	-0,026 (0,022)
	9		-0,132*** (0,019)	-0,087*** (0,019)	-0,120*** (0,019)	-0,126*** (0,019)	-0,128*** (0,019)	-0,150*** (0,019)
	10		0,074*** (0,018)	0,101*** (0,018)	0,071*** (0,018)	0,071*** (0,018)	0,072*** (0,018)	0,080*** (0,018)
	11		-0,198*** (0,034)	-0,285*** (0,034)	-0,268*** (0,034)	-0,262*** (0,034)	-0,257*** (0,033)	-0,220*** (0,030)
	12		0,109*** (0,022)	0,098*** (0,022)	0,072*** (0,022)	0,105*** (0,022)	0,114*** (0,022)	0,099*** (0,021)
	13		-0,243*** (0,020)	-0,151*** (0,021)	-0,156*** (0,021)	-0,147*** (0,020)	-0,146*** (0,020)	-0,169*** (0,019)
	14		-0,149*** (0,032)	-0,192*** (0,032)	-0,131*** (0,033)	-0,125*** (0,032)	-0,129*** (0,032)	-0,079*** (0,029)
	15		-0,030 (0,025)	-0,038 (0,025)	-0,066*** (0,026)	-0,064** (0,025)	-0,065** (0,025)	-0,100*** (0,025)
16		-0,232*** (0,019)	-0,181*** (0,019)	-0,230*** (0,020)	-0,203*** (0,019)	-0,200*** (0,019)	-0,253*** (0,019)	
17		-0,029 (0,036)	-0,021 (0,036)	-0,033 (0,036)	-0,043 (0,035)	-0,050 (0,035)	-0,047 (0,033)	
Densidad núcleo población	2			0,167*** (0,012)	0,041*** (0,016)	0,042*** (0,016)	0,039** (0,016)	0,031** (0,015)
	3			0,223*** (0,013)	0,032 (0,020)	0,045** (0,020)	0,039** (0,020)	0,040** (0,019)
Tamaño municipio	2				0,101*** (0,018)	0,086*** (0,018)	0,084*** (0,017)	0,083*** (0,017)
	3				0,151*** (0,017)	0,130*** (0,017)	0,122*** (0,017)	0,109*** (0,017)
	4				0,183*** (0,020)	0,167*** (0,020)	0,158*** (0,020)	0,140*** (0,019)
	5				0,251*** (0,021)	0,253*** (0,020)	0,243*** (0,020)	0,226*** (0,020)
Edad (Sust. principal)					-0,011*** (0,000)	-0,011*** (0,000)	-0,011*** (0,000)	
Sexo (Sust. principal)						-0,041*** (0,003)	-0,038*** (0,002)	
Precio (log)							-2,017*** (0,073)	
Constante	-4,338*** (0,099)	-4,227*** (0,099)	-4,539*** (0,100)	-4,797*** (0,100)	-4,830*** (0,100)	-4,253*** (0,102)	-4,174*** (0,102)	2,933*** (0,269)
R²	0,1308	0,1343	0,1492	0,1563	0,1593	0,1792	0,1854	0,2436
F	5.798,91***	1.528,36***	348,81***	333,25***	294,02***	306,92***	300,42***	323,70***
N	57.463	57.463	57.463	57.463	57.463	57.463	57.463	57.463

Entre paréntesis, el error de cada coeficiente; Nivel de significación: * = p<0,1; ** = p<0,05; *** = p<0,01

Los principales factores de la EPF considerados en este trabajo se explican a continuación:

a) La contracción económica conllevó una contracción del transporte privado

El efecto de la crisis en el sector transporte, en su conjunto, o en el transporte de pasajeros, en particular, ha sido ampliamente investigado, con la conclusión de que este fue uno de los sectores económicos más afectados, reduciendo su actividad tanto en número de pasajeros como en tonelaje de mercancías, así como en el número de viajes realizados (Rothengatter 2011; Sobrino y Monzón De Cáceres 2014; Cordera et al. 2015), si bien su recuperación fue paralela a la de la recuperación de la actividad (Rothengatter 2011). En el caso de España, como ya se ha dicho anteriormente, la crisis de 2008 condujo a un fuerte descenso en el consumo energético de los principales sectores económicos del país, entre ellos el transporte, con una reducción del 21 % del consumo de energía final entre 2007 y 2012 (de 1.762 a 1.391 PJ aproximadamente) (Bellver Soroa et al. 2015; IDAE 2021).

Si descendemos al transporte privado en España, los indicadores fueron claros. El precio de los carburantes, tras un descenso brusco entre 2008-2009, experimentó un aumento del 41 %, cifras similares a los aumentos experimentados por el precio del uso del transporte público (Cascajo et al. 2018). Además, según las estadísticas recogidas por la Dirección General de Tráfico (DGT, en adelante), la compra de turismos cayó repentinamente un 27 % entre 2007 y 2008 después de un período donde parecía estabilizada alrededor de un valor próximo a 1,6 millones de turismos, acumulando una reducción total de algo más del 57 % en todo el período 2006-2012³¹. Según los datos del entonces Ministerio de Fomento, los turismos recorrieron un 7 % menos de distancia a lo largo de todo el período, cerca de un 11 % de kilómetros menos entre 2009 y 2012 (Ministerio de Fomento 2014), lo que explica la reducción en el consumo físico de energía.

Para conocer la relación entre el consumo de energía para movilidad privada y el estallido de la crisis se ha usado la variable año de la encuesta (ANOENC) de la EPF. Como se observa en la Tabla 3.3, y en coherencia con los microdatos de la EPF, se produce una disminución estadísticamente significativa del consumo energético para con respecto a 2006 conforme avanzamos dentro de los años de la crisis en todos los modelos, excepto en el último, donde la relación es positiva, es decir, se produce un mayor consumo de energía para transporte privado que en el año de referencia (2006), si bien esta variable tiene la categoría 2010 anulada porque no presenta una relación significativa, lo cual no permite una lectura más clara del resultado.

³¹ <https://www.dgt.es/es/seguridad-vial/estadisticas-e-indicadores/matriculaciones-definitivas/series-historicas/>

La crisis tuvo, por tanto, un efecto de reducción absoluta del consumo energético asociado al transporte privado en los hogares, que se contrajo en todas sus dimensiones en lo peor de la caída económica.

b) Los ricos están motorizados: el coche como bien posicional

El coche, a diferencia de la energía básica para el hogar, es un bien que, en muchas ocasiones, tiene un carácter posicional, estando su consumo parcialmente condicionado por esta circunstancia (Hirsch 1976; Frank 2010; Skidelsky y Skidelsky 2012). Así, la mayor parte de la literatura señala que, por lo general, los hogares más ricos tienden a consumir más energía asociada al transporte privado y, por tanto, tienen un consumo medio más alto (Schipper 1995; Pock 2010; Wang y Lin 2019; Polemis 2006; Scott 2015), aunque hay cierta discusión sobre el grado de elasticidad de esta relación: algunos autores han encontrado cierto grado de elasticidad, decreciente a lo largo del tiempo (Goodwin et al. 2004), mientras que otros autores encuentran que, a largo plazo, existe una relación prácticamente inelástica, al menos, en el caso de la gasolina (Polemis 2006).

Como en el caso de la energía con fines residenciales, en los modelos para conocer los factores del consumo de energía asociada al transporte privado tampoco se ha usado directamente la variable renta, ya que está infraestimada en encuestas como la EPF, y presenta estimaciones mucho mejores en otro tipo de encuestas como las de condiciones de vida (Deaton 2018; Ruíz-Huerta y Martínez 1994; Gradín et al. 2008; Laborda et al. 2018). Como proxy de la renta se ha utilizado el gasto total del hogar, variable que presenta una mejor estimación dentro de la EPF.

En este sentido, todos los modelos elaborados para esta investigación (Tabla 3.3) tienen una relación positiva estadísticamente significativa con el consumo energético asociado al transporte privado. Así, por cada aumento del 1 % en el gasto total del hogar, el consumo de energía asociada al transporte privado aumenta entre un 0,765-0,820 %.

Además, como se puede observar en la Figura 3.29, los hogares más ricos eran los que tenían mayores niveles de consumo y gasto energético destinado al transporte privado a lo largo de todo el periodo 2006-2012. Es decir, cuanto más rico es el hogar mayor predisposición hay para un uso más intensivo del coche privado: mayor utilización de este transporte y mayor número de viajes. De este modo, los niveles de consumo y gasto energético para el transporte privado de los hogares españoles en los deciles más altos eran entre 3-4 veces mayores que los de los hogares en los deciles más bajos. El nivel de consumo en energía para transporte privado de los hogares españoles en los deciles más bajos oscilaba entre 12,5 y 16,7 GJ por unidad de consumo frente a los niveles alcanzados por los hogares en los deciles más altos, que oscilaban entre 50,4 y 57,5 GJ por unidad de consumo. Por su parte, el gasto destinado a transporte privado en los hogares

españoles que se encontraban en los deciles más bajos se movía alrededor de 425-482 euros por unidad de consumo, mientras que el asumido por los hogares en los deciles más altos lo hacía entre 1.474 y 1.956 euros por unidad de consumo.

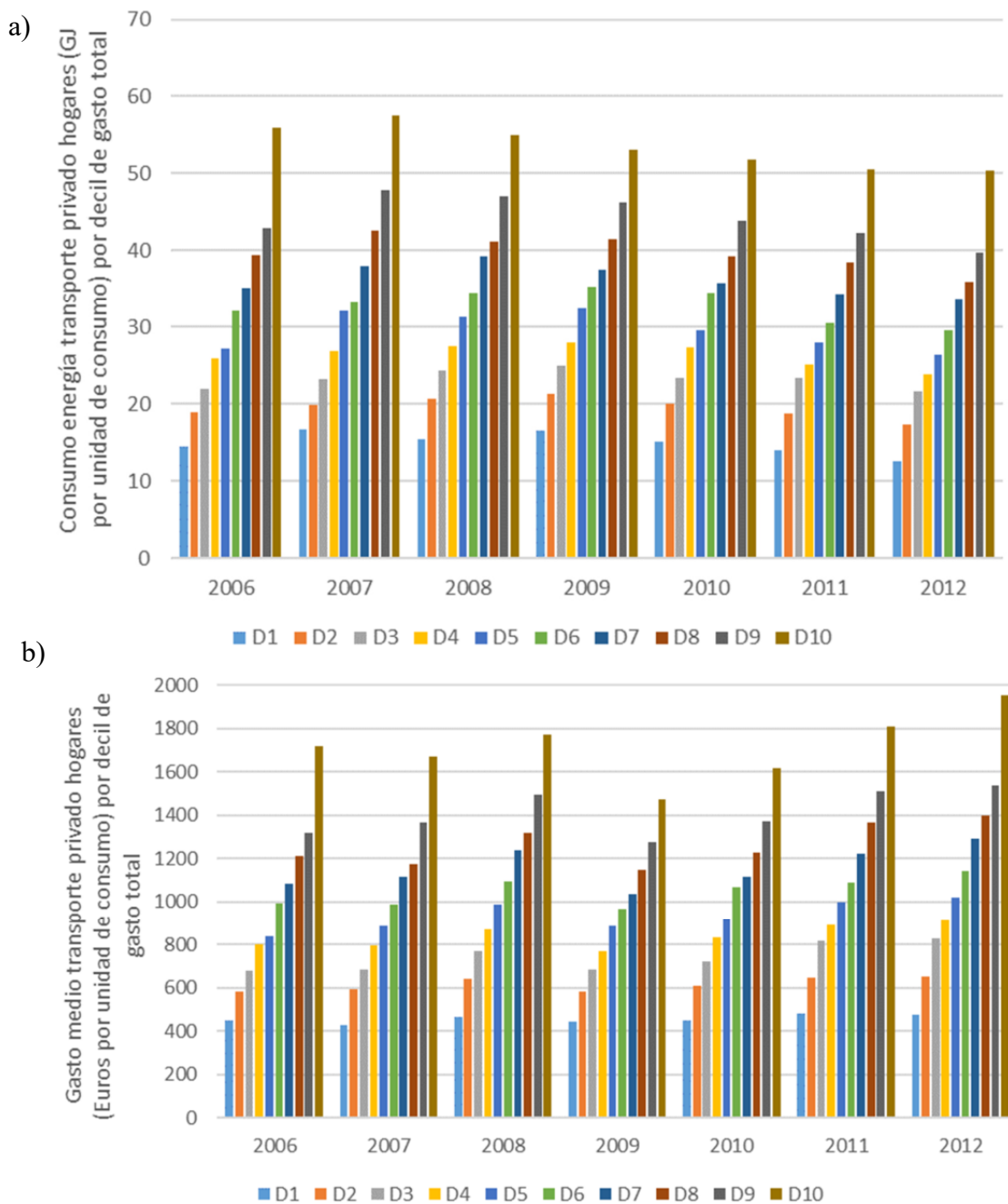
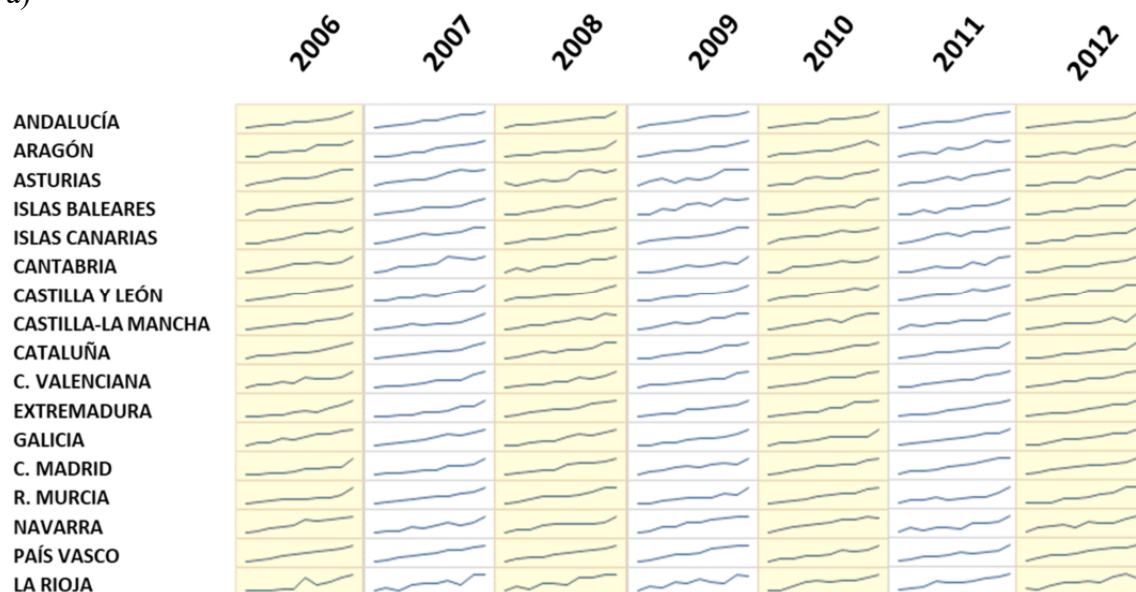


Figura 3.29. Niveles medios de (a) consumo energético y (b) gasto en energía para transporte privado de los hogares españoles por decil de gasto total.

a)



b)

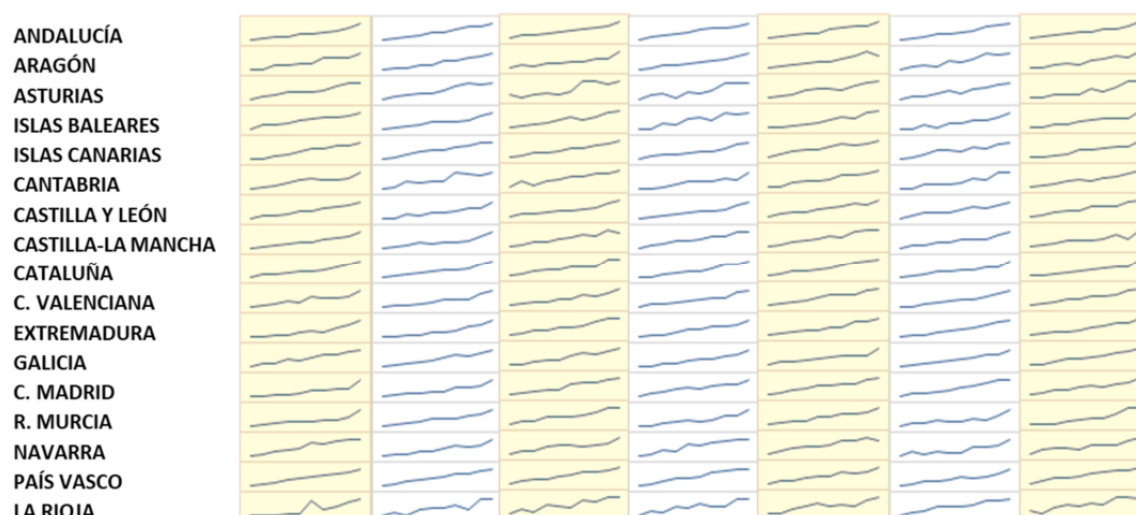


Figura 3.30. Niveles medios de: (a) consumo energético y (b) gasto en energía para transporte privado por decil de gasto total según localización del hogar ³².

Esta tendencia sobre los distintos niveles de consumo y gasto en energía para transporte privado de los hogares más ricos frente a los menos ricos se repitió de modo generalizado en todas las comunidades autónomas y años (Figura 3.30). Destacan, por la gran diferencia entre deciles, los hogares navarros, donde el nivel del decil más rico en 2012 (56,3 GJ por unidad de consumo y 2.198 euros por unidad de consumo) supone un consumo y un gasto promedio algo más de 6 veces el de los hogares menos ricos (8,9 GJ por unidad de consumo y 342 euros por unidad de consumo).

³² La línea representa los 10 deciles ordenados de menor a mayor. Los datos de la Figura 3.30 se encuentran en las tablas 62 a la 68 del Anexo II.

La menor diferencia la encontramos en los hogares de La Rioja, donde los hogares más ricos en 2012 consumen en promedio el doble que los menos ricos (39 frente a 19,2 GJ por unidad de consumo y 1.528 frente a 670 euros por unidad de consumo).

Estos resultados son congruentes con los de otros estudios para el transporte privado en España realizados mediante distintas técnicas (Bakhat et al. 2017; Romero-Jordán et al. 2014b; Del Río et al. 2012).

c) El precio, un factor relevante, pero no determinante en el consumo de carburante para transporte privado

Otro aspecto de gran relevancia en el plano económico es el que tiene que ver con el precio del carburante y su influencia en el consumo de este. De modo paralelo al estudio de la renta, existe también cuantiosa literatura que señala la influencia a la baja que tiene el aumento del precio sobre el consumo de carburantes (Schipper 1995; Pock 2010; Scott 2015; Frondel y Vance 2014; Goodwin et al. 2004), también en el contexto español (Bakhat et al. 2017; Romero-Jordán et al. 2014b; Del Río et al. 2012; Danesin y Linares 2015).

Al igual que en el caso de la energía con fines residenciales, dado que la EPF no incluye explícitamente el precio de los carburantes, se ha optado por utilizar un precio implícito, calculado dividiendo la cantidad por el gasto asociado (Deaton 1988). Como ya se ha dicho, existe la limitación de que dentro de estos grupos de bienes hay bienes con elasticidades distintas. En este caso, el problema sería relativamente menor, ya que el ítem de la EPF sólo incluye carburantes y lubricantes. Así, tal y como se puede observar en la Tabla 3.3, el precio presenta una relación inversa estadísticamente significativa para todos los modelos, confirmando la tendencia presentada en la literatura. Por cada aumento del 1 % en el precio del carburante, se predice aquí una reducción de algo más del 2 % en el consumo de la energía asociada al carburante mismo por parte de los hogares.

Como ya se ha explicado, el IPC de los carburantes aumentó de modo dramático durante el período estudiado, alrededor de un 41 %, pero con una caída de 15 puntos entre 2008 y 2009. En la Figura 3.31 se presenta la evolución de los precios medios de los carburantes (gasolina y diésel) a lo largo del período estudiado, según los datos disponibles en la Comisión Nacional de los Mercados y la Competencia (CNMC, en adelante)³³. Como se puede observar, las diferencias entre el precio anual medio en las distintas regiones son relativamente bajas a lo largo de todo el territorio (salvo el caso de las Islas Canarias, debido al régimen fiscal particular que tienen en lo

³³ <https://www.cnmc.es/estadistica/estadistica-de-productos-petroliferos-cnmc>

que se refiere a hidrocarburos), si bien se observa que el precio de la gasolina no hizo otra cosa sino crecer a lo largo de todo el período, especialmente al final del mismo, mientras que el precio del gasóleo sufrió un ligero bache en el momento de la crisis, y posteriormente volvió al camino del aumento continuado.

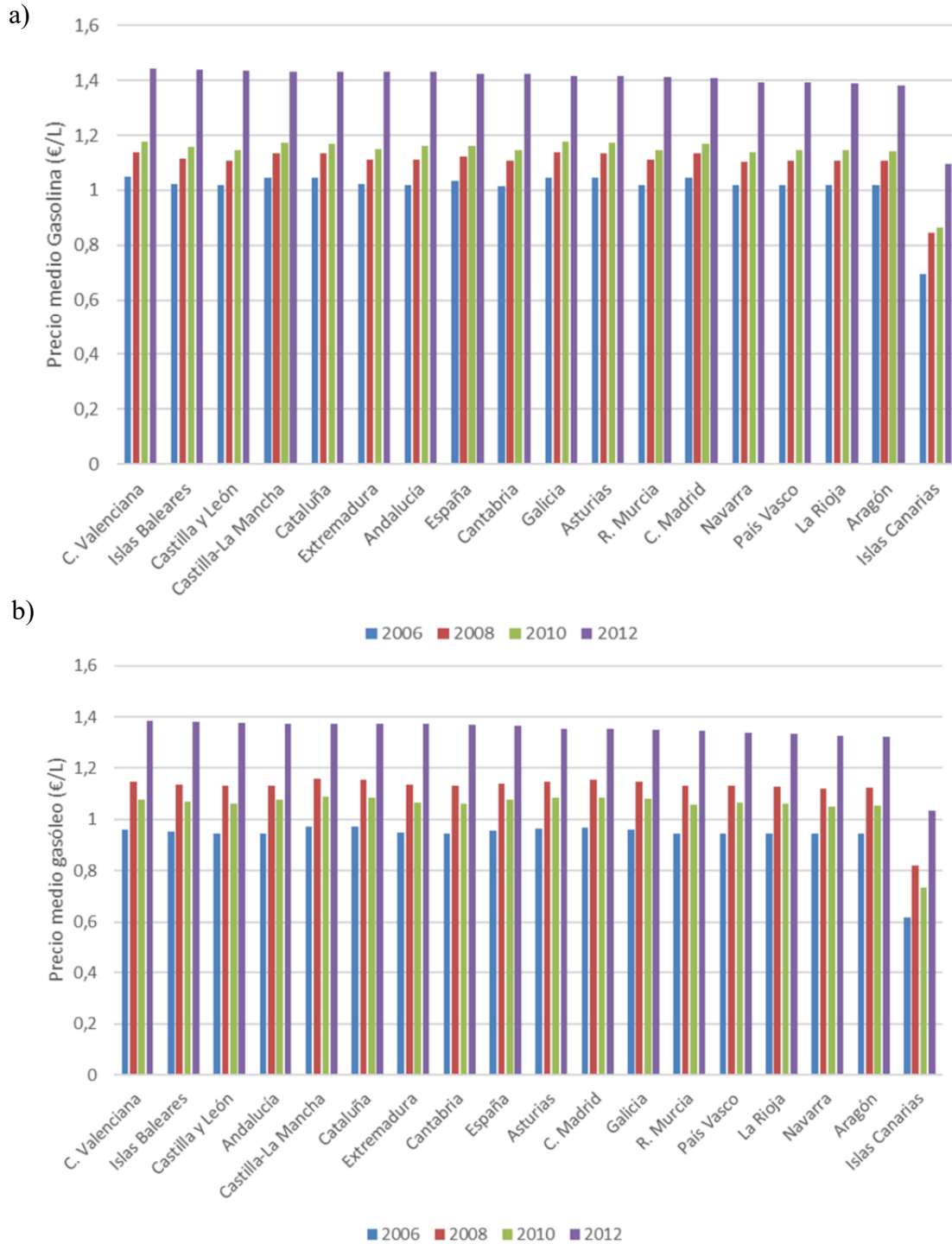


Figura 3.31. Clasificación de la evolución del precio medio de (a) gasolina y (b) gasóleo en España y las distintas comunidades autónomas.

Por tanto, lo que se esperaría es una reducción clara en el consumo, asociada a este aumento de precios, aunque la misma no haya sido enorme, como ya se ha visto, y por el contrario, el gasto haya aumentado. Parte de esta distorsión puede tener su origen en el hecho de gran parte del precio de los carburantes viene determinado por impuestos, cuya cuantía ha seguido aumentando no siempre asociada a la coyuntura económica de los hogares.

d) La localización del hogar a nivel regional no es muy determinante por sí sola

En el caso de España, la localización del hogar es un primer indicador de aspectos relacionados con el sistema de transporte (extensión de carreteras, tipo de vías, etc.), y la tipología del poblamiento (más o menos denso, deshabitado, rural, urbano, etc.).

En este sentido, hay que señalar que los hogares de Cantabria y La Rioja presentan relaciones no significativas con el consumo energético asociado al transporte privado, siendo Cantabria una de las regiones cuyos hogares forman parte del grupo de aquellos con niveles más altos de consumo, y La Rioja, una de las regiones que forman parte del grupo de aquellas con niveles más bajos de consumo. El caso de los hogares de las Islas Baleares es particular, puesto que, aun siendo sus hogares los de una de las regiones que pertenecen al grupo de mayor consumo de energía para el transporte, no presentan una relación estadísticamente significativa en ningún modelo excepto cuando se introduce el precio, momento en el cual presentan una relación estadísticamente significativa y positiva, es decir, son hogares que presentan un consumo energético tendencialmente mayor que los de la comunidad autónoma usada como comparación (Andalucía).

Los hogares de la Comunidad de Madrid, Navarra y la Región de Murcia, dentro del grupo de las regiones cuyo consumo es mayor, tienen sin embargo una menor asociación entre la pertenencia del hogar a esas regiones que Andalucía, la cual, sin embargo, forma parte del grupo de las regiones con un consumo intermedio.

Sólo los hogares de Asturias, Castilla y León, Comunidad Valenciana y Galicia presentan una tendencia estadísticamente significativa a tener consumo de energía para transporte mayores que los de Andalucía. Todas estas regiones, excepto Asturias, formarían parte del grupo de regiones con consumos intermedios.

Es evidente que este factor agrupa diversas circunstancias geográficas y características de la red viaria y los municipios, por lo cual se trata de una variable que proporciona una información muy agregada. Hace falta ir a aspectos más concretos para encontrar mayor coherencia con la información descriptiva.

e) El tamaño (de la ciudad) importa...hasta cierto punto

Así, un primer aspecto que se puede sondear a través de la EPF es el tamaño de las ciudades donde se encuentran los hogares, indicativo del carácter más o menos urbano o rural del hogar.

En ese sentido, la literatura señala que cuanto más grande sea la ciudad, el nivel de consumo energético asociado al transporte será menor hasta un determinado tamaño, que no se ha cuantificado exactamente, dada la gran variabilidad de entornos urbanos que se pueden encontrar a nivel mundial, a partir del cual el tamaño comienza a jugar en contra de la eficiencia energética, produciendo congestión y mayor gasto energético (Papa et al. 2014; Schipper 1995; Creutzig et al. 2015).

La variable de la EPF escogida para expresar este aspecto es la de tamaño del municipio (TAMAMU). Como se puede observar en la Tabla 3.3, la tendencia encontrada en la literatura se confirma para España también. En este sentido, existe una relación positiva estadísticamente significativa según la cual cuanto menor es el tamaño del municipio, más fuerte es la diferencia en el consumo energético asociado al transporte inducido por esta variable con respecto a los tamaños de municipio más grandes (categoría 1 en la EPF frente al resto de categorías dentro de los modelos 5 al 8).

f) La dispersión aumenta el consumo energético en transporte privado

Sin embargo, municipios muy grandes pueden tener la población muy dispersa y municipios relativamente pequeños pueden tener su población fuertemente concentrada. De hecho, la actual tendencia a la dispersión urbana ha provocado numerosos problemas, uno de ellos tiene que ver con el aumento de consumo energético asociado al transporte que implica este tipo de poblamiento (Lefèvre 2009; Liu y Meng 2020; OECD 2018; Chao y Qing 2011; Papa et al. 2014; Hennig et al. 2016). No son pocos los autores que advierten de los desafíos y las posibles consecuencias de la compactación extrema de las áreas urbanas (Artmann et al. 2019; Haaland y van den Bosch 2015; Poruschi y Ambrey 2018). En España, algunos autores han avisado de lo que supone esta tendencia creciente hacia el desequilibrio entre la costa y el interior (exceptuando la conurbación madrileña) que presenta España en diversos aspectos ambientales y materiales (Carpintero 2015), entre ellos el consumo de energía y las emisiones de gases de efecto invernadero (Sanz et al. 2016; Molini y Salgado 2012; Jiménez Romera 2015; Camarero 2020; Martínez Fernández y Delgado Urrecho 2017).

En la EPF, esta información la proporciona la variable densidad de población del municipio donde se localiza el hogar (DENSI). Como se puede observar en la Tabla 3.3, la variable se

correlaciona con el consumo energético de modo positivo y estadísticamente significativo en ambas categorías, con respecto a la categoría 1, que representa las áreas más densamente pobladas. Esto quiere decir que tanto las áreas intermedias como las escasamente pobladas tienen una tendencia a presentar consumos energéticos en transporte mayores que los de las áreas densamente pobladas, y este factor de densidad influye de modo directo sobre el consumo energético asociado al transporte privado.

g) “Mujer tenía que ser”: menores niveles de gasto en transporte privado en hogares donde la mujer es sustentadora principal

Si atendemos a características de las personas que conforman el hogar, un aspecto inicial puede ser el del sexo del conductor. Aunque no hay acuerdo general, existe una evidencia creciente en la literatura sobre el hecho de que las mujeres tendrían un comportamiento más ambiental, utilizando más el transporte público, haciendo viajes más cortos, acompañando a otras personas y conduciendo menos kilómetros que los hombres, de tal modo que el gasto y el consumo en carburante es menor o se reparte entre más personas (Räty y Carlsson-Kanyama 2010; Carlsson-Kanyama y Lindén 1999; Vance y Iovanna 2007). También hay otra parte de la literatura que señala que estas diferencias se verían reducidas por un mayor uso que harían las mujeres de medios motorizados, la mayor velocidad a la que tienden a viajar o los viajes a mayores distancias que atribuyen a las mujeres (Dobbs 2005; Priya y Uteng 2009).

En el caso de esta tesis, como ya se ha comentado anteriormente, en la EPF no existe una relación unívoca entre el consumo de carburante y el sexo del consumidor. La variable relevante en este sentido podría ser la de sexo del sustentador principal del hogar (SEXOSP), que permitiría conocer si los hogares donde las mujeres son sustentadoras principales consumen energía para transporte privado de modo diferente que aquellos donde los sustentadores principales son hombres.

En este sentido, tal y como ilustra la Tabla 3.3, los hogares cuyo sustentador principal es una mujer tienen un menor nivel de consumo de energía destinada al transporte privado que aquellos cuyo sustentador principal es un hombre de modo estadísticamente significativo.

Esto es coherente con la información que se puede obtener sobre consumo y gasto de energía para transporte privado en la EPF. Así, tal y como se observa en la Figura 3.32, el rango del nivel de consumo y el gasto en energía en forma de carburante para hogares donde el sustentador principal es una mujer en el conjunto de España oscila entre 16,6 y 19 GJ por unidad de consumo y 515 y 648 euros por unidad de consumo, mientras que el de los hogares cuyo sustentador principal es un hombre se mueven entre un consumo de 22,8 y 28,5 GJ por unidad de consumo y un gasto de 754 y 896 euros por unidad de consumo, respectivamente.

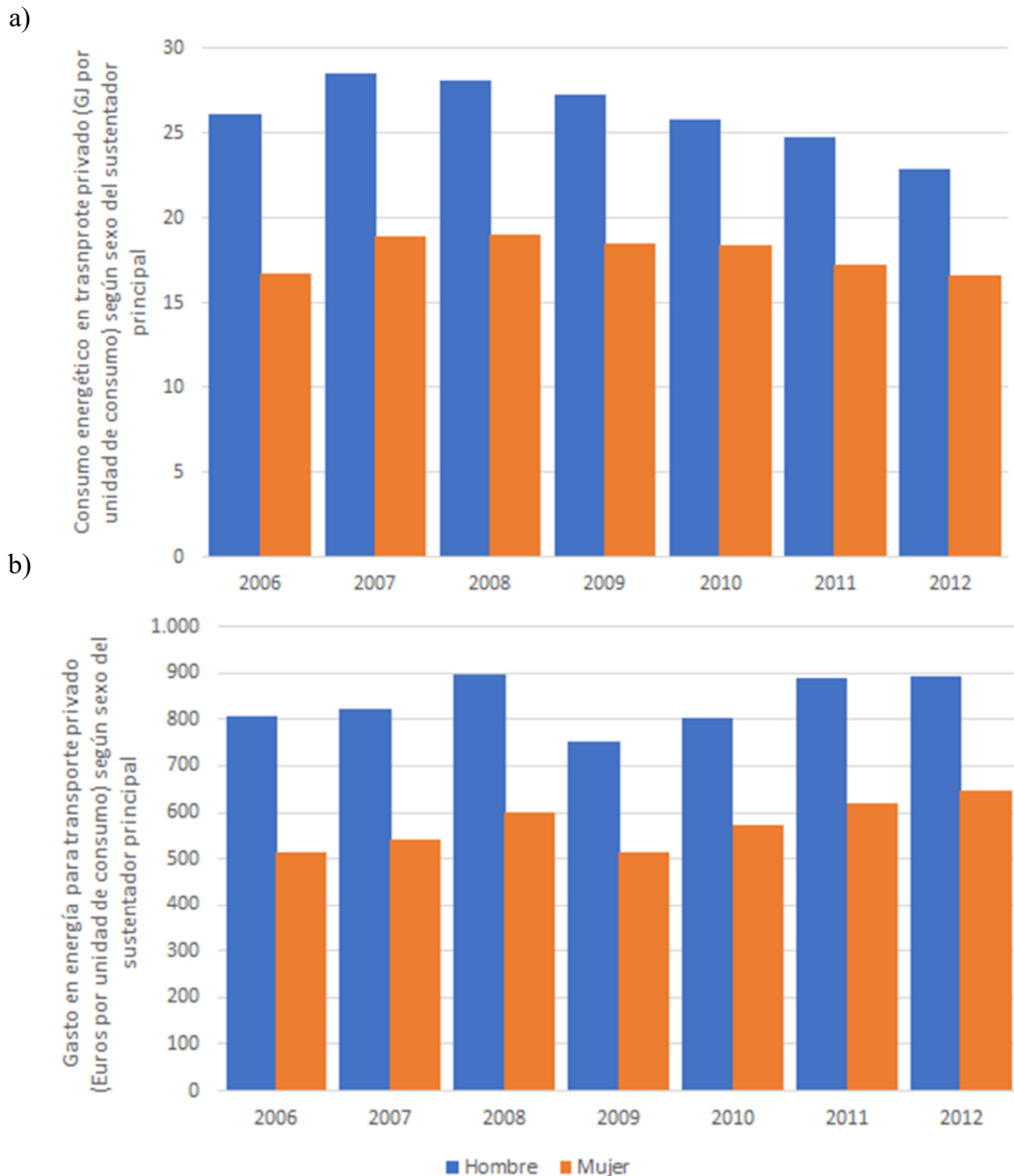


Figura 3.32. Niveles medios de (a) consumo energético y (b) gasto en energía para transporte privado según el sexo del sustentador principal en los hogares españoles.

Se trata de un patrón de consumo y gasto medio que se repite en los hogares de todas las comunidades autónomas a lo largo de todo el período 2006-2012 que aquí se ha estudiado (Figura 3.33).

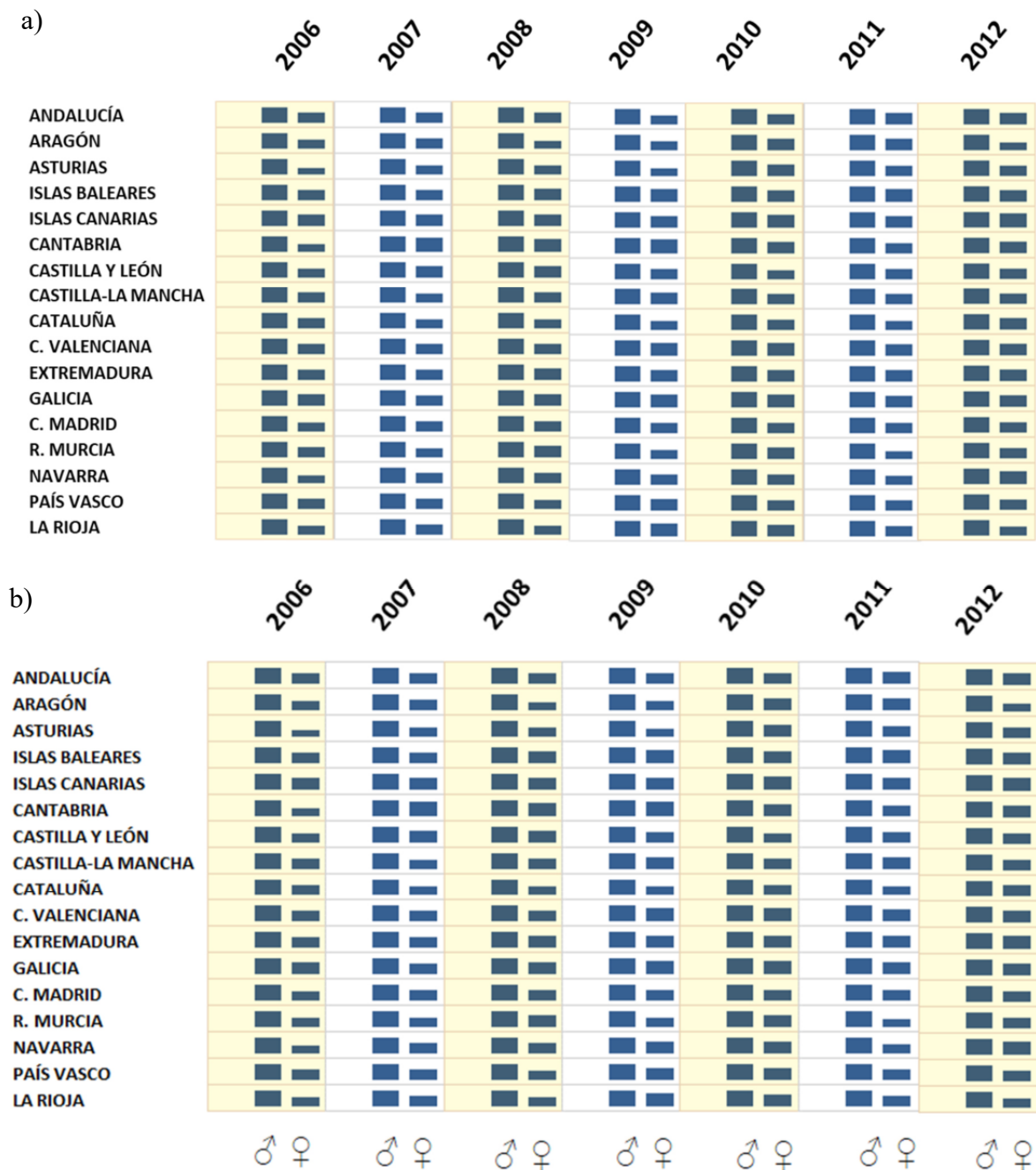


Figura 3.33. Niveles medios de (a) consumo energético y (b) gasto en energía para transporte privado según localización del hogar y sexo del sustentador principal³⁴.

Las mayores diferencias entre niveles de consumo y gasto en energía para transporte se producen en los hogares de Aragón, con consumos y gastos de los hogares con sustentadores

³⁴ Los datos de la Figura 3.33 se encuentran en las tablas 76 a 82 del Anexo II (por unidad de consumo).

principales hombres 2,05 (20,7 frente a 10,1 GJ por unidad de consumo) y 2,03 (815,7 frente a 400,9 euros por unidad de consumo) veces mayores, respectivamente, que los de las mujeres para 2012.

Inversamente, la menor diferencia entre el comportamiento de los hogares cuyos sustentadores principales son hombres y aquellos cuyos sustentadores principales son las mujeres, se dan en los hogares canarios, donde se producen niveles de consumo y gasto en energía para transporte privado de los hogares entre 1,14 (25,6 frente a 22,5 GJ por unidad de consumo) y 1,15 (807,5 frente a 702,6 euros por unidad de consumo) veces mayores en los hogares cuyos sustentadores principales son hombres frente aquellos donde son mujeres.

h) Sustentadores principales en edad de trabajar o con hijos a cargo los más intensivos en el uso del coche privado

Gran parte de la literatura está de acuerdo en que la edad adulta (a partir de 25 años, principalmente en una horquilla más o menos cercana a los 65 años) son los años en los que se conduce más y en los cuales es más factible tener hijos a cargo, y por tanto, se trata de las edades susceptibles de utilizar más energía asociada al transporte privado (Schipper 1995; Bardazzi y Pazienza 2018; Liddle 2011; Liddle y Lung 2010; Okada 2012; Liddle 2013). Al igual que en el caso de la energía consumida con fines residenciales, en la EPF no existe información unívocamente relacionada entre edad y energía, por lo que hay que escoger otro tipo de variables. Para capturar esta parte de la variabilidad se ha optado por la variable edad del sustentador principal (EDADSP) que, si bien no captura el efecto en sí de la edad, sí que permite estudiar cómo los cambios de edad en el sustentador principal pueden influir en el consumo energético, en este caso, asociado al transporte privado.

Como se puede observar en la Tabla 3.3, la variable edad del sustentador principal presenta una relación negativa estadísticamente significativa con el consumo de energía asociada al transporte privado. Es decir, conforme aumenta la edad disminuye el consumo energético con este fin.

Si descendemos a la información descriptiva de los microdatos, podemos ver que la tendencia que sugiere la literatura se confirma en el caso de los hogares españoles. Esto implica que los rangos de edad entre 30 y 59 años tienden a presentar niveles de consumo (Figura 3.34a) y gasto (Figura 3.34b) en energía asociada a transporte privado más altos que el resto (una media de 26 GJ por unidad de consumo y 846 euros por unidad de consumo), produciéndose un descenso continuado de nivel medio de consumo a partir de los 60 años (una media de 16 GJ por unidad de

consumo y un gasto de 522 euros por unidad de consumo), y niveles bajos todavía, en general, por debajo de los 30 años.

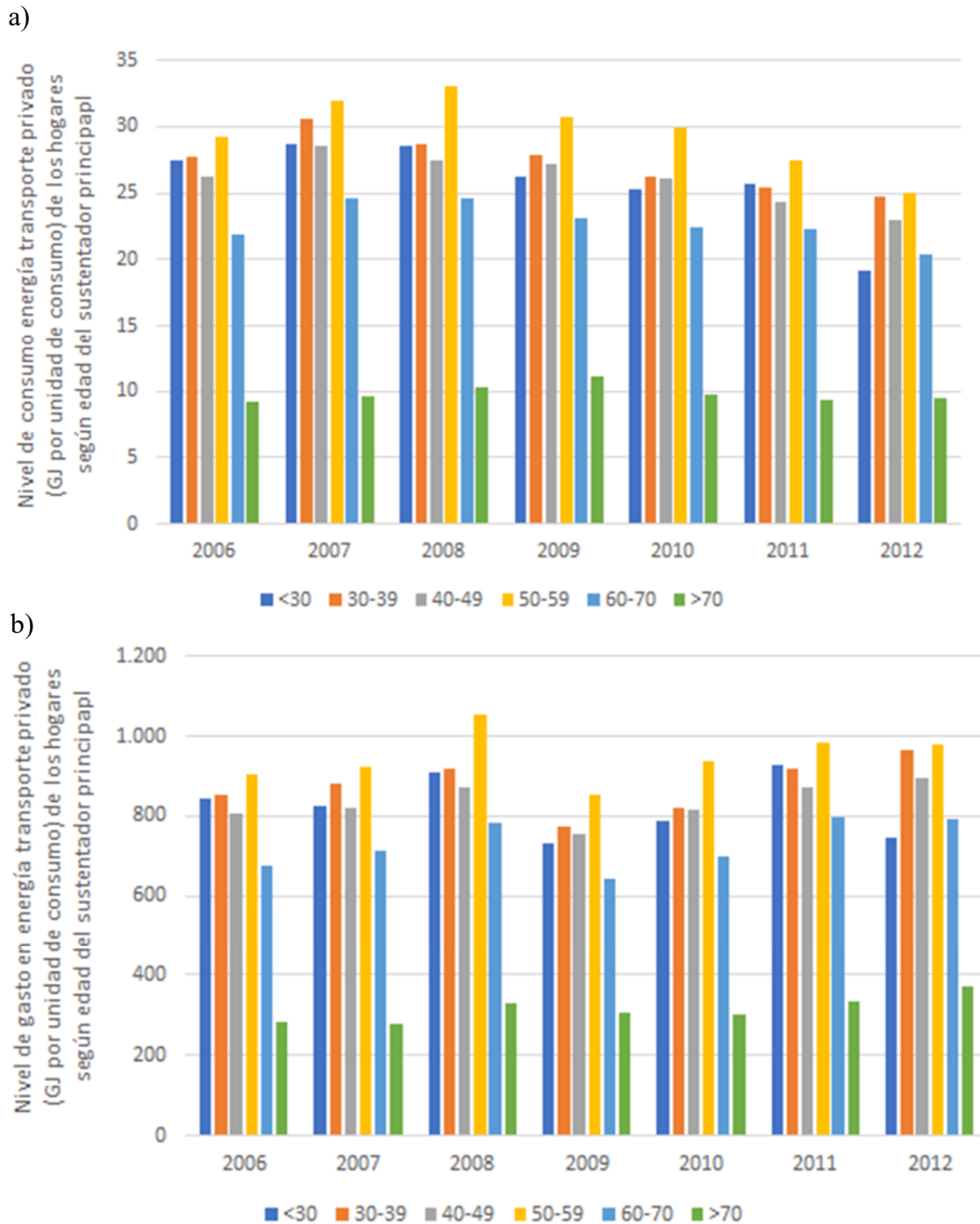


Figura 3.34. Niveles medios de (a) consumo energético y (b) gasto en energía para transporte privado en los hogares españoles según la edad del sustentador principal.

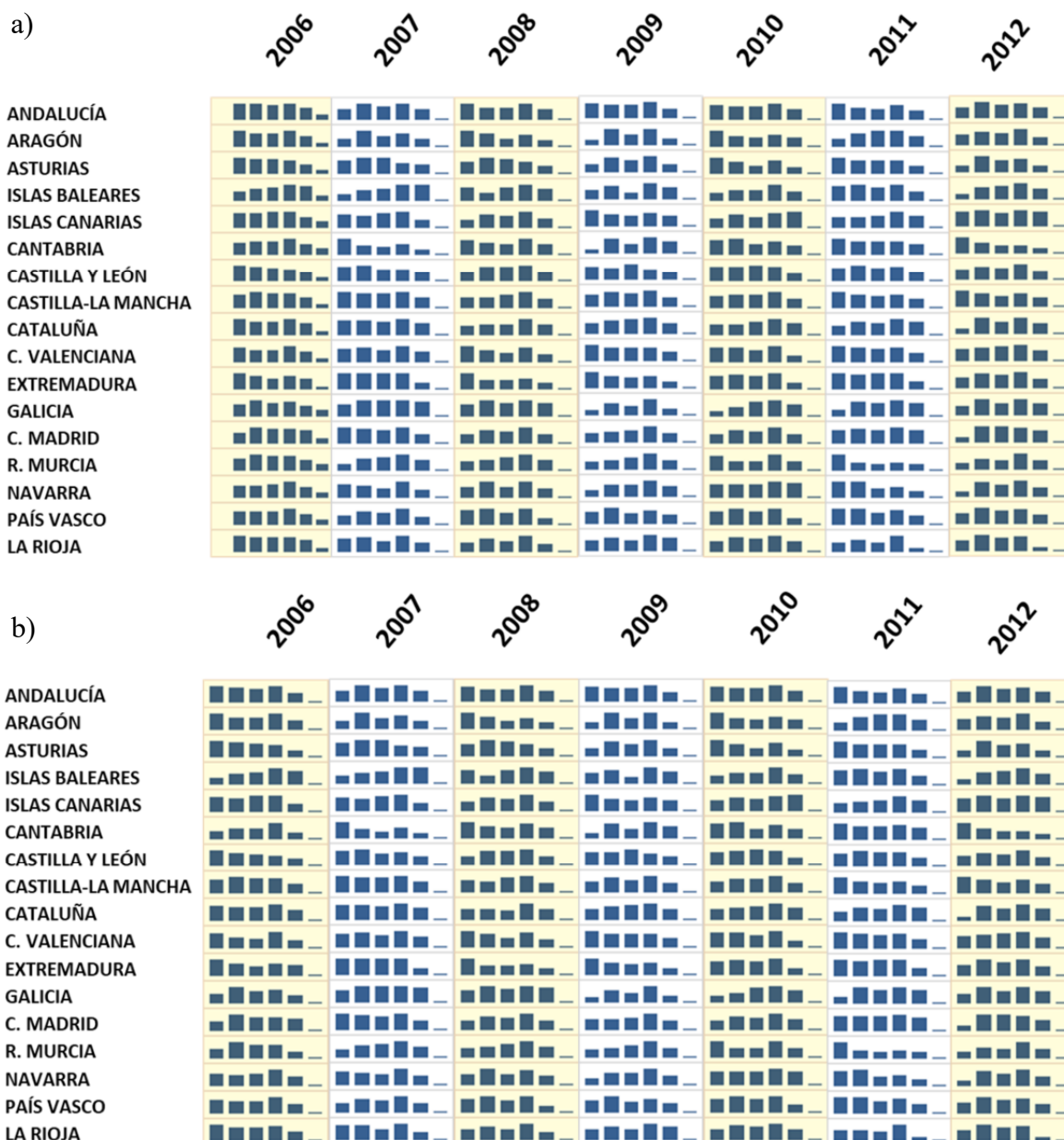


Figura 3.35. Niveles medios de (a) consumo energético y (b) gasto en energía para transporte privado según edad del sustentador principal y localización del hogar³⁵.

Tal y como ilustra la Figura 3.35, el nivel de consumo y gasto en energía para transporte de los hogares en la mayoría de las comunidades autónomas seguía este mismo patrón en cuanto a la edad se refiere, es decir, niveles de más alto de consumo y gasto en edades entre 30-59 años (niveles medios por encima de los 23 GJ por unidad de consumo). Excepcionalmente, algún año

³⁵ Las columnas están ordenadas de menor a mayor edad, según la agregación realizada. Columna 1: >30 años; Columna 2: 30-39 años; Columna 3: 40-49 años; Columna 4: 50-59 años; Columna 5: 60-69 años; Columna 6: ≥ 70 años. Los datos de la Figura 3.35 se encuentran en las tablas 83 a la 89 del Anexo II (por unidad de consumo).

de la serie presenta los hogares de menor edad (< 30 años) de alguna de las regiones con los mayores niveles de consumo y gasto que los demás, ya que, de todos modos, siguen englobando un sector de la población que habitualmente tiende a tener niveles muy por encima de aquellos de los estratos de población con mayor edad. Por ejemplo, en 2012, los hogares cántabros presentaban un nivel de consumo por encima de los 45 GJ por unidad de consumo y 1.777 euros por unidad de consumo, o los castellano-manchegos cerca de los 30 GJ por unidad de consumo, y 1.175 euros por unidad de consumo.

Si recurrimos a la tipología de hogar (variable TIPHOGAR_8 en la EPF) en lugar de a la edad del sustentador principal, se puede observar una tendencia similar. Así, la Figura 3.36 ilustra el nivel de consumo y de gasto en transporte privado por tipología de hogar en los hogares españoles, mostrando un patrón parecido al que tienden el consumo y el gasto por edad.

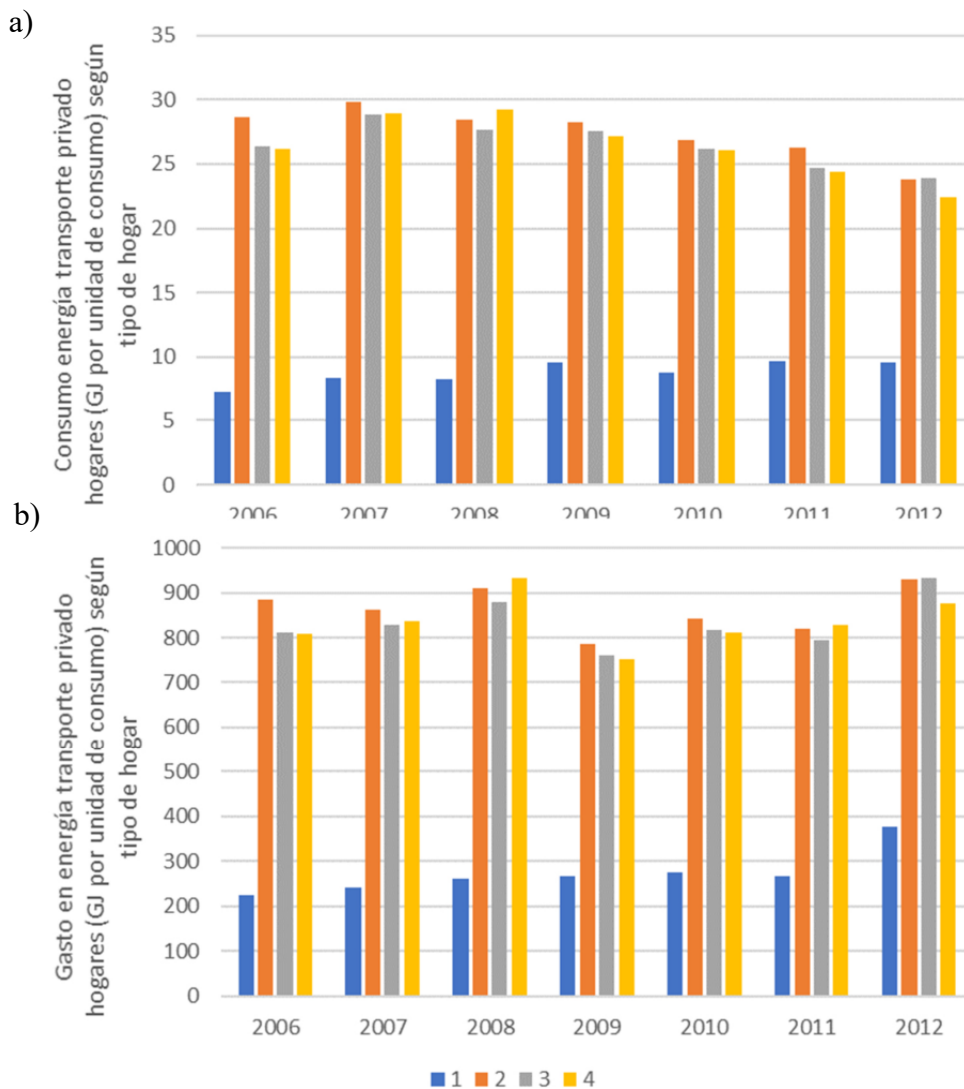


Figura 3.36. Niveles medios de (a) consumo energético y (b) gasto en energía para transporte privado en los hogares españoles según la tipología de hogar.

La tipología de hogar 1, que se refiere a los hogares compuestos por personas o parejas mayores de 65 años (al menos uno de ellos) son aquellos que presentaban niveles de consumo y gasto menores (entre 7,2 y 9,6 GJ por unidad de consumo y 223 y 375 euros por unidad de consumo). Las tipologías 2, 3 y 4, especialmente esta última, son las que mostraban niveles de consumo y gasto mayores, asociado a la presencia de menores y a otras tipologías de hogar más intensivas en el uso de energía para el transporte privado (hogares de 1 sola persona, por ejemplo) (con consumos entre 22 y 29 GJ por unidad de consumo y gastos entre 752 y 932 euros por unidad de consumo).

Este patrón se confirma también en los hogares de la mayor parte de las regiones durante el período estudiado (Figura 3.37), con los mayores presentando un menor nivel de consumo y gasto en energía para transporte, alternando entre las categorías 2, 3 y 4 los mayores niveles.

Durante el año 2012, por ejemplo, los hogares cántabros superaban los 33 GJ por unidad de consumo y los canarios los 29 GJ por unidad de consumo en la tipología de hogares con adultos por debajo de los 65 años sin hijos (Tipo de hogar = 2), mientras que en la tipología de hogares de 65 ó más años, no llegaban a los 11 GJ por unidad de consumo en esas mismas regiones. Si atendemos al gasto, los hogares cántabros y castellano-leoneses superaban los 1.000 euros por unidad de consumo en la tipología de hogares con adultos por debajo de los 65 años sin hijos (Tipo de hogar = 2), mientras que, en esas mismas regiones, los hogares presentaban niveles de gasto de 340,8 euros por unidad de consumo y 271,5 euros por unidad de consumo, respectivamente. El caso canario, como ya se ha dicho, es particular, puesto que, aunque el nivel de consumo sea alto, dada la fiscalidad particular que presentan las islas con respecto a los hidrocarburos, los niveles de gasto estaban por debajo de la media española, en general (331,2 euros por unidad de consumo, 925,8 euros por unidad de consumo 847,6 euros por unidad de consumo y 783,2 euros por unidad de consumo, para las tipologías 1,2,3 y 4, respectivamente).

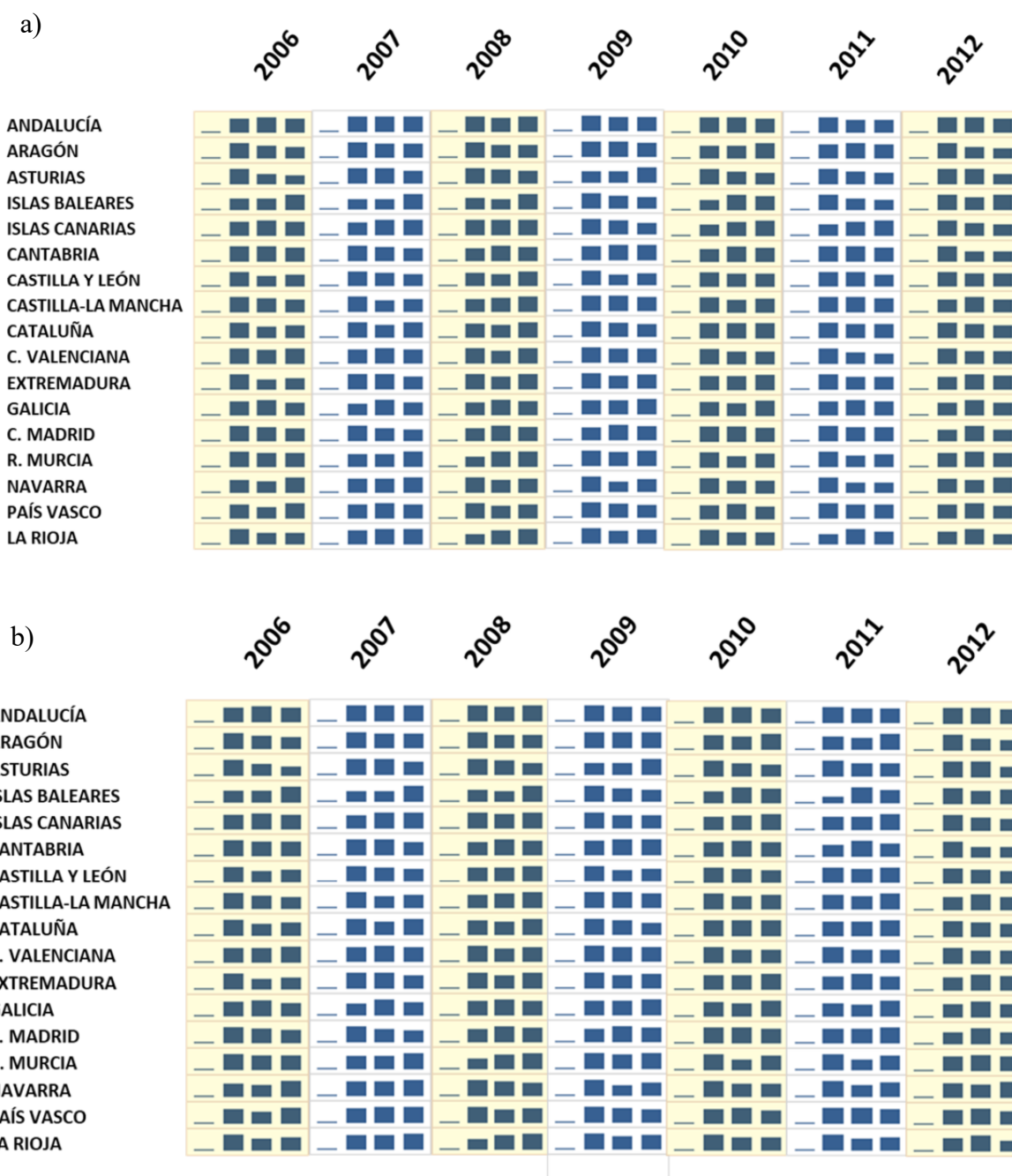


Figura 3.37. Niveles medios de (a) consumo energético y (b) gasto en energía para transporte privado según tipología y localización del hogar³⁶.

³⁶ Columnas ordenadas por tipología de hogar, según la EPF. Columna 1: Persona o pareja de 65 ó más (al menos uno de ellos); Columna 2: Otros hogares de 1 persona o pareja sin hijos; Columna 3: Pareja o adulto con hijos menores de 16 años; Columna 4: Otros hogares. Los datos de la Figura 3.37 se encuentran en las tablas 69 a 75 del Anexo II (por unidad de consumo).

3.5. Flujos energéticos de entrada agregados. El consumo energético total de los hogares

Hay que hacer también un breve apunte acerca del consumo energético en su conjunto dentro de los hogares, teniendo en cuenta las dos categorías energéticas que figuran en este trabajo, es decir, la energía con fines residenciales y la energía destinada al transporte privado, que, como se ha visto, constituyen el grueso del consumo energético (junto con los alimentos, si los traducimos a kilocalorías) de estos.

En este sentido, un primer aspecto a destacar es el peso de cada flujo de energía dentro de las entradas de energía total al hogar. Así, como se observa en la Figura 3.38, el transporte privado supone un mínimo de cerca del 54 %, alcanzado el año 2012 (651.589 TJ), y un máximo del 61 % (777.379 TJ) del consumo de energía contabilizado en este trabajo, que se produce durante el año 2007, mostrando así el efecto de la crisis que ha venido reduciendo paulatinamente el peso del transporte privado dentro del consumo directo de energía de los hogares, alrededor de 7,5 puntos porcentuales con respecto al año 2007, momento en el que se alcanza el máximo.

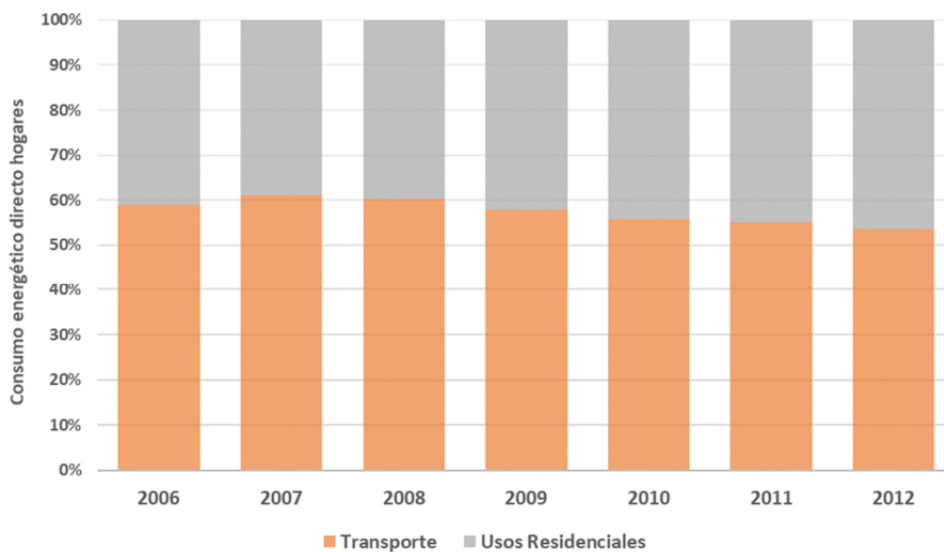


Figura 3.38. Peso de los principales gastos energéticos dentro del consumo total de energía de los hogares españoles.

Esta misma tendencia se reproduce en los hogares de todas las comunidades autónomas, de tal modo que el mayor peso del consumo energético del transporte privado lo poseen regiones de levante y las Islas Canarias, con un peso por encima del 60 %, y el menor regiones del centro-norte peninsular, donde el mayor consumo energético de la calefacción hace que el peso del transporte privado en el consumo energético total de los hogares disminuya (Figura 3.39).

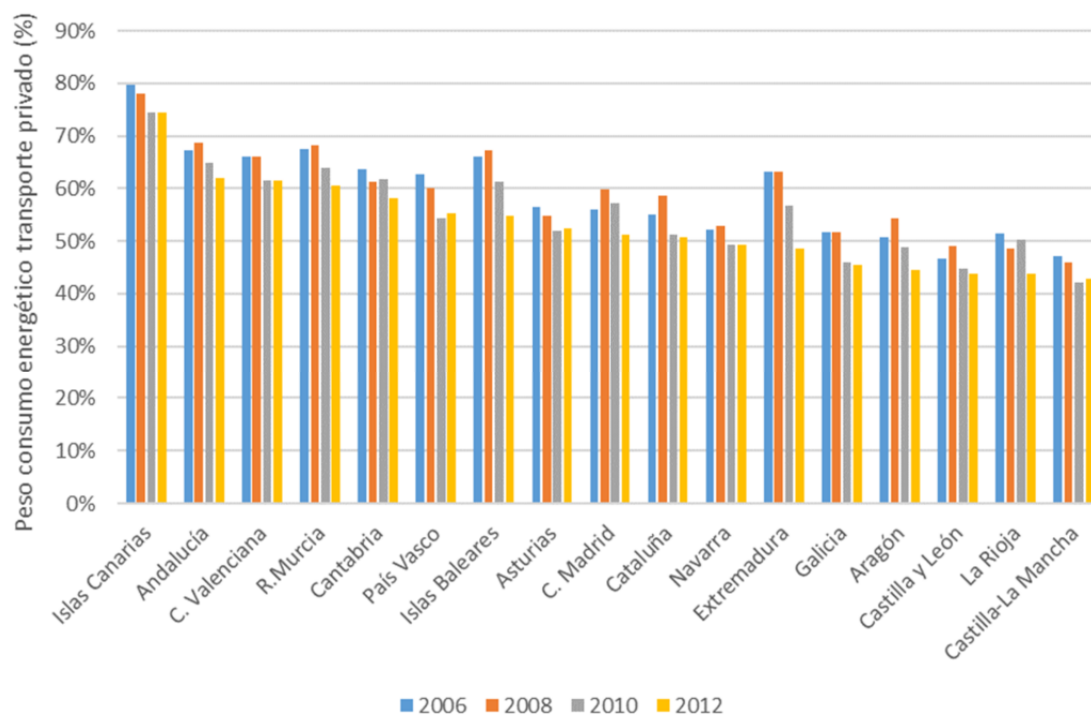


Figura 3.39. Clasificación de los hogares a partir del peso del transporte privado dentro del consumo total de energía de los hogares según su localización.

Serán precisamente los hogares de estas últimas regiones (y las Islas Baleares) aquellos que presenten niveles totales de consumo energético más altos con respecto a la media española (Figura 3.40a), superando los 50 GJ/unidad de consumo en los hogares de Galicia, Castilla-La Mancha, Navarra y Castilla y León, frente a los de Comunidad Valenciana, Islas Canarias y Andalucía, que no alcanzan los 40 GJ/unidad de consumo en su consumo total de energía.

Por lo que se refiere al gasto (Figura 3.40b), el patrón es parecido, si bien cambian las regiones de pertenencia de los hogares que presentan mayores y menores niveles. Así, la región donde el gasto nivel de gasto energético es mayor en los hogares es la Comunidad de Madrid, seguida de Navarra, Castilla-La Mancha, Cantabria, Castilla y León, Galicia e Islas Baleares, que superan la media de España, superando los 1.600 euros por unidad de consumo anuales en su gasto total en energía. Por el lado contrario, con los niveles más bajos en cuanto al gasto, se encuentra el caso particular de Islas Canarias, que tiene niveles entre 1.000 y 1.200 euros por unidad de consumo, entre 200 y 400 euros por unidad de consumo menos que los hogares de las siguientes regiones (Extremadura, Asturias, País Vasco, C. Valenciana o Andalucía).

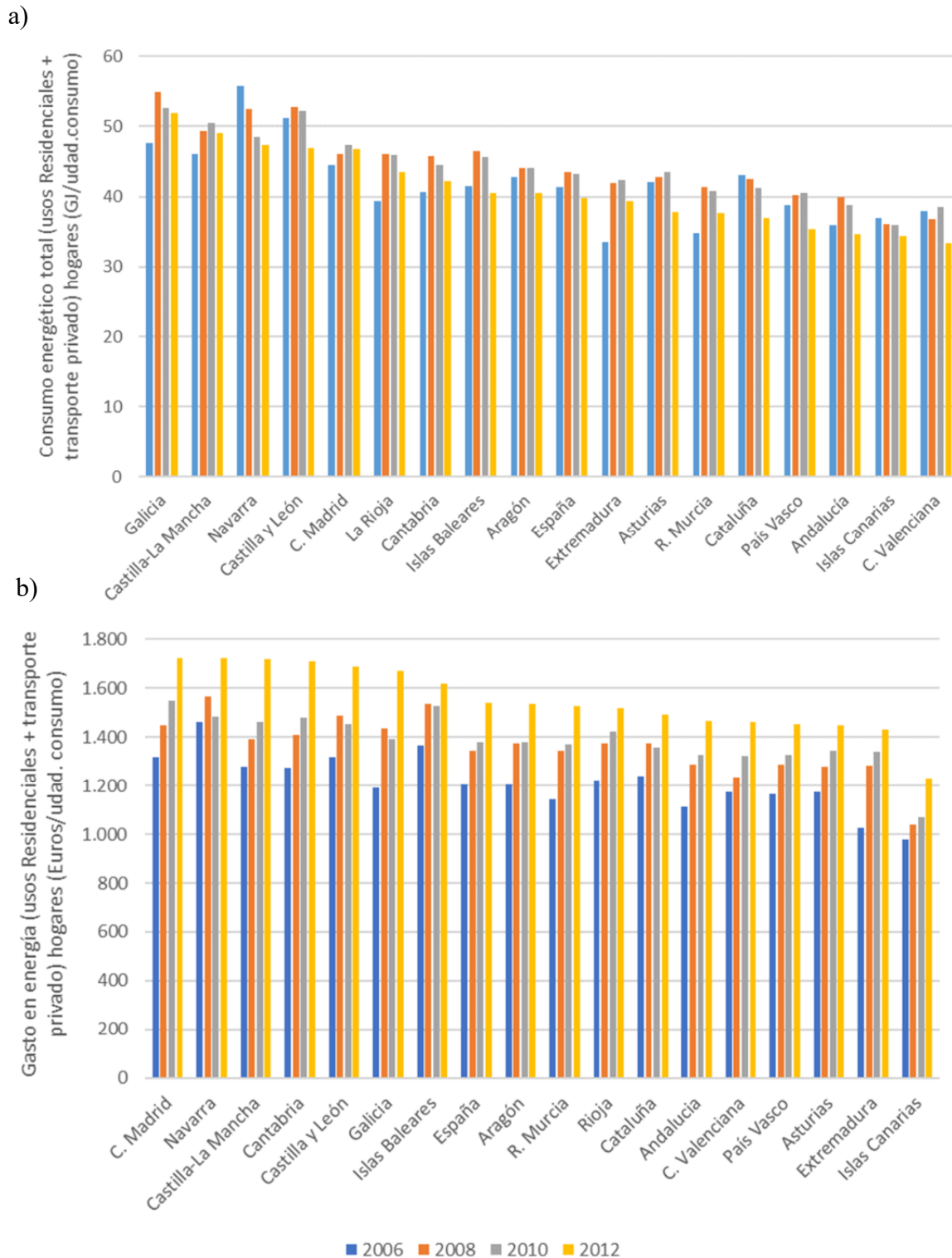


Figura 3.40. Clasificación de los niveles de (a) consumo energético total y (b) gasto total en energía de los hogares por localización del hogar, y para España (usos residenciales + transporte privado).

Este breve análisis descriptivo viene a reforzar una idea. En general, tanto el consumo como el gasto energético ligados al transporte tienen mayor peso dentro del balance energético y el

presupuesto de los hogares en España. Sin embargo, la variación entre regiones en lo que se refiere a consumo y gasto para transporte privado es menor y, por tanto, a la hora de establecer el balance total, son las regiones que tienen un mayor consumo energético y gasto en energía con fines residenciales aquellas que presentan niveles más altos de consumo y gasto energético total. Es por ello que los hogares de regiones que tienen mayores necesidades de calefacción y climatización, es decir, los que se encuentran en áreas de climas continentales (con temperaturas más extremas) poseen, por lo general, mayores niveles de consumo energético y gasto en energía.

El caso de los hogares de las Islas Canarias vuelve a resaltar particularmente dentro de esta tendencia, ya que tienen el nivel mayor de consumo energético asociado al transporte privado, pero un bajo nivel de consumo energético asociado a fines residenciales (bajo uso de la calefacción, relativo bajo uso de la climatización por temperaturas suaves), con menos de 10 GJ/unidad de consumo, presentando así un bajo nivel de consumo (contrasta con los hogares baleares, por encima de la media española, y la mitad de sus hogares con calefacción, frente a un exiguo 2 % de los hogares canarios). Por su parte, el gasto asociado a consumo energético con fines residenciales es, por tanto, bajo (menos de 400 euros por unidad de consumo), lo que asociado a un bajo nivel de gasto relativo en carburantes debido a las ventajas fiscales que tiene el consumo de hidrocarburos en las islas, hace que el gasto total en energía sea claramente el más bajo de todos los hogares medios regionales.

3.6. Los flujos de salida en el metabolismo energético: emisiones de gases de efecto invernadero

A la hora de contabilizar las emisiones dentro del metabolismo energético de los hogares se suele optar entre alguno de los dos enfoques siguientes (Di Donato et al. 2015; Ivanova et al. 2016; Hertwich 2011): uno de arriba-abajo (*top-down*), que implicaría el uso de coeficientes para un nivel de tecnología habitual (IPCC 2006) o de modelos input-output junto a coeficientes de intensidad energética (Wiedmann 2009; Suh 2009; Fry et al. 2021), o uno de abajo-arriba (*bottom-up*), que supone el uso del ACV para conocer las emisiones de los distintos bienes y servicios consumidos, pero que tiene el inconveniente de requerir demasiada información, por lo que se suele mezclar con procedimientos *top-down*, como el análisis input-output, formando ACV híbridos (Crawford et al. 2018; Yu et al. 2021).

Dado que el objetivo de este trabajo no es específicamente el de trabajar las emisiones, éstas se han contabilizado a partir de coeficientes del IPCC, pero teniendo en cuenta las especificidades del mix energético español en sus distintos sistemas, en el caso de la electricidad.

3.6.1. Emisiones directas de GEI del consumo energético de los hogares

Las emisiones de GEI directas relacionadas con los fines residenciales del uso energético, se refieren principalmente al uso de los combustibles fósiles (combustibles sólidos, derivados del petróleo y gas natural) para los diferentes servicios energéticos relativos al hogar. Por su parte, las emisiones directas relativas al transporte privado de los hogares se refieren al uso del carburante para mover el vehículo privado.

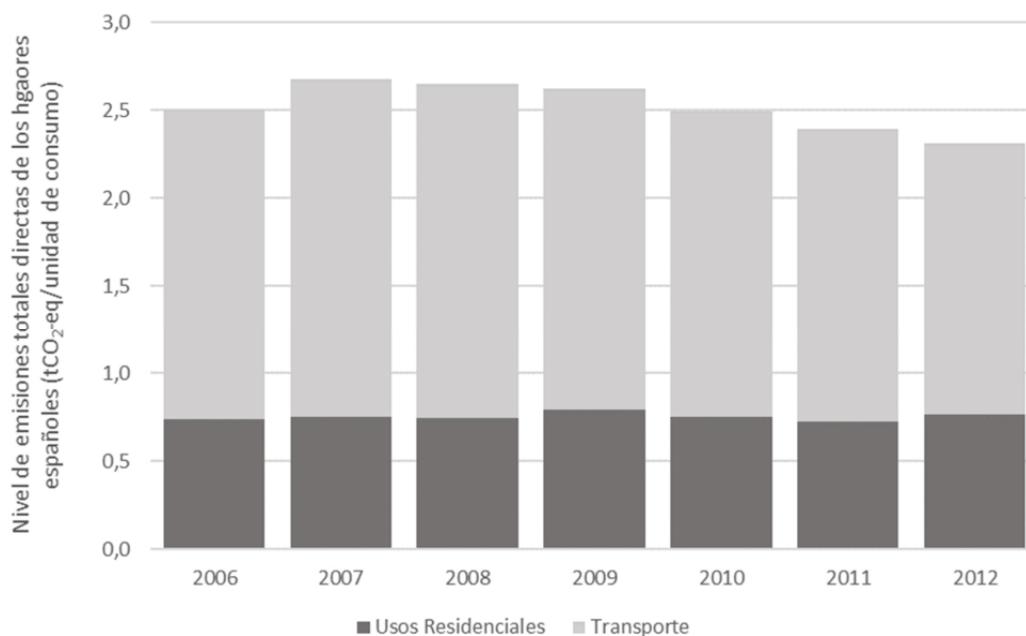


Figura 3.41. Nivel de emisiones totales directas (usos residenciales + transporte) de GEI en los hogares españoles.

Así pues, acompañando al consumo energético total, el nivel de emisiones asociadas oscila entre las 2,3 tCO₂-eq/unidad de consumo, con 71.340 ktCO₂-eq emitidas en el año 2012, y las 2,7 tCO₂-eq/unidad de consumo, con 79.056 ktCO₂-eq emitidas en el año 2007, durante el pico del consumo energético total en los hogares dentro del período 2006-2012 (Figura 3.41). Además, como se puede observar, las emisiones asociadas al transporte privado son claramente mayoritarias (entre un 67 % y un 72 %) dentro del nivel de emisiones medio asociado al consumo energético total de los hogares españoles si tenemos en cuenta sólo el transporte privado y los usos de la energía con fines residenciales como servicios energéticos.

Si descendemos a las comunidades autónomas (Figura 3.42), son los hogares del interior peninsular y algunos de regiones del norte (gallegos, cántabros y asturianos) aquellos que presentan mayores niveles de emisiones. Así, sólo los hogares de Galicia, Castilla-León y Navarra presentan niveles por encima de las 3 tCO₂-eq/unidad de consumo. Por el otro lado, los hogares de regiones del sur y levante, especialmente los de la Comunidad Valenciana y Andalucía, junto con los de las islas, los que presentan niveles más bajos, por debajo de las 2 tCO₂-eq/unidad de consumo.

Al igual que en el caso del hogar medio español, los hogares regionales presentan un aumento generalizado en sus emisiones hasta 2007-2008, lo que va ligado al aumento del consumo energético. A partir de ese momento las emisiones directas descienden de modo generalizado, en un rango que va desde el 2,5 % (descensos experimentados por los hogares de Extremadura) hasta el 29 % (descenso experimentado en los hogares de las Islas Baleares), alcanzando los valores más bajos que, por lo general, se refieren al año 2012.

La tendencia aquí es similar a la que presentan los datos de consumo y gasto. Así, dado que la variabilidad en los datos es mucho mayor en el nivel de emisiones (y en el de consumo energético) para los usos residenciales frente al transporte privado (coeficientes de variación entre 56-62 % frente a 8-11 %, respectivamente), esto hace pensar que el factor que hace que los hogares presenten mayores niveles de emisiones es, claramente, el clima, aspecto asociado especialmente, como ya se ha visto en el apartado dedicado al consumo energético de los hogares, al empleo de mayor o menor cantidad de energía para calefacción.

De este modo, los hogares en regiones con clima continental tienen mayores niveles de emisiones ligados a fines residenciales, que se suman con aquellos relacionados con el transporte privado, cuya variación es menor entre hogares regionales; mientras que, hogares de regiones del sur y levante o de las islas, especialmente las Islas Canarias, presentan siempre niveles de emisiones relacionadas con los fines residenciales mucho más bajos, dando lugar a niveles de emisión directa total menor.

Pero también hay grandes diferencias en las emisiones entre los hogares de las distintas regiones en función de su renta (aproximada a partir del gasto total).

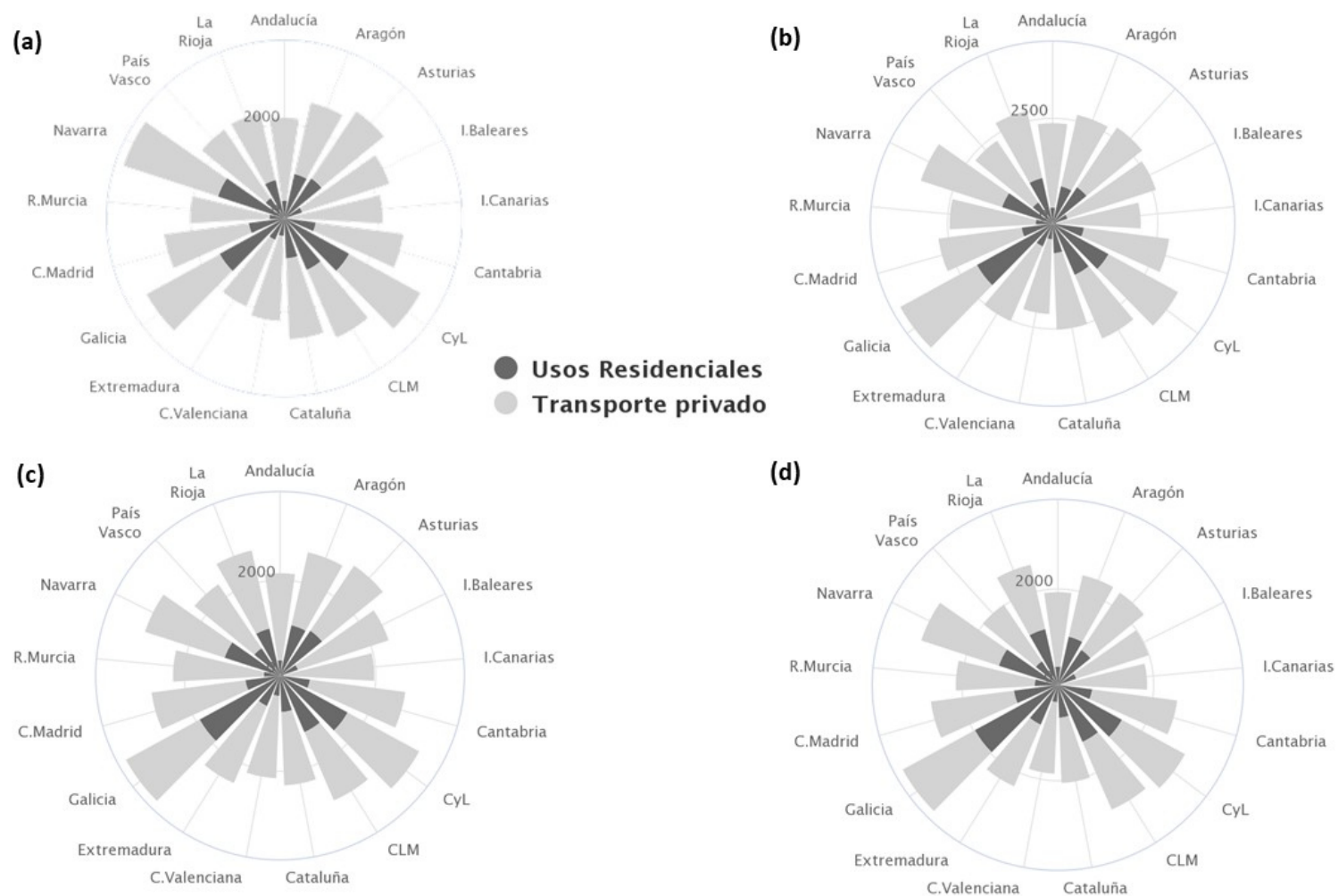


Figura 3.42. Nivel de emisiones directas totales (usos residenciales + transporte privado) en los hogares según localización para los años (a) 2006, (b) 2008, (c) 2010 y (d) 2012.

Así, para el conjunto de España (Figura 3.43), el valor de las emisiones asociadas a la energía de los hogares que pertenecen a los deciles más altos supone entre 2,8 y 4,1 veces el de aquellos en los deciles más bajos. Se trata de una diferencia que iba disminuyendo hasta 2009, momento en el que se alcanza el mínimo del rango, y que posteriormente aumentó a raíz de los efectos de la crisis en los hogares, hasta 2012, momento en que se alcanza el máximo.

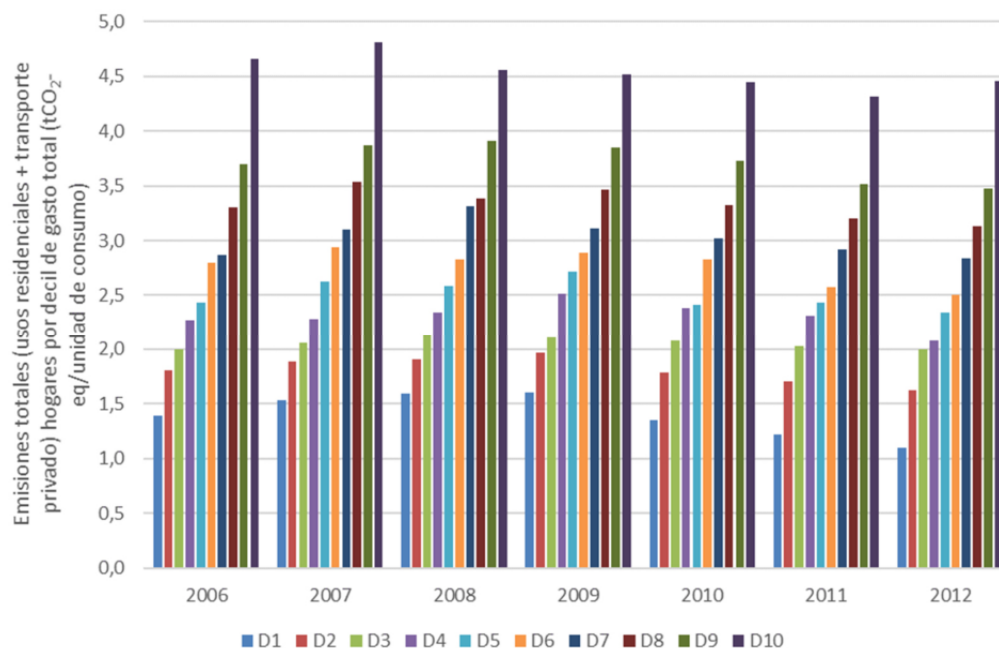


Figura 3.43. Emisiones directas totales de GEI de los hogares españoles por decil de gasto total.

En el caso de los hogares de las distintas comunidades autónomas (Figura 3.44), el patrón que se reproduce es el mismo, es decir, son los hogares que pertenecen a los deciles más altos aquellos que poseen mayores niveles de emisiones.

Para el año 2012, son los hogares de las dos Castillas, así como los extremeños y gallegos aquellos donde los niveles de los hogares pertenecientes a los deciles más altos son mayores, superando en los tres primeros casos las 5 tCO₂-eq/unidad de consumo, y llegando a las 7 tCO₂-eq/unidad de consumo en el caso de los hogares gallegos. Los niveles más bajos de emisiones de ese último año de la serie se dan en los hogares de los deciles más bajos para el País Vasco (0,772 tCO₂-eq/unidad de consumo), Andalucía (0,851 tCO₂-eq/unidad de consumo) y Cataluña (0,832 tCO₂-eq/unidad de consumo).

Las diferencias entre los hogares con mayor y menor nivel de gasto total (decil 10 frente a decil 1) dentro de las comunidades autónomas son también altas, oscilando entre 1,6 (los hogares navarros de 2006) y 6 (los hogares cántabros de 2006) veces las que emiten más GEI asociados al consumo energético los hogares con mayor nivel de gasto total. Esas diferencias se han ido ensanchando hasta alcanzar niveles entre 2,5 (los hogares asturianos) y 5,8 (los hogares

extremeños) veces en 2012. El aumento entre 2006 y 2012 ha sido de más del 100 % en el caso de los hogares navarros (pasando de una diferencia de 1,6 veces a 3,7 veces) y los hogares gallegos (pasando de una diferencia de 2,2 veces a 5,8 veces). Sin embargo, se ha producido una reducción de las diferencias en las emisiones de los hogares más ricos y los más pobres entre 2006 y 2012 en los hogares cántabros (de 6,1 veces a 3,9 veces), valencianos (de 4,3 a 3,8 veces), madrileños (de 4,7 a 4 veces) y murcianos (de 5,8 a 3,2 veces).

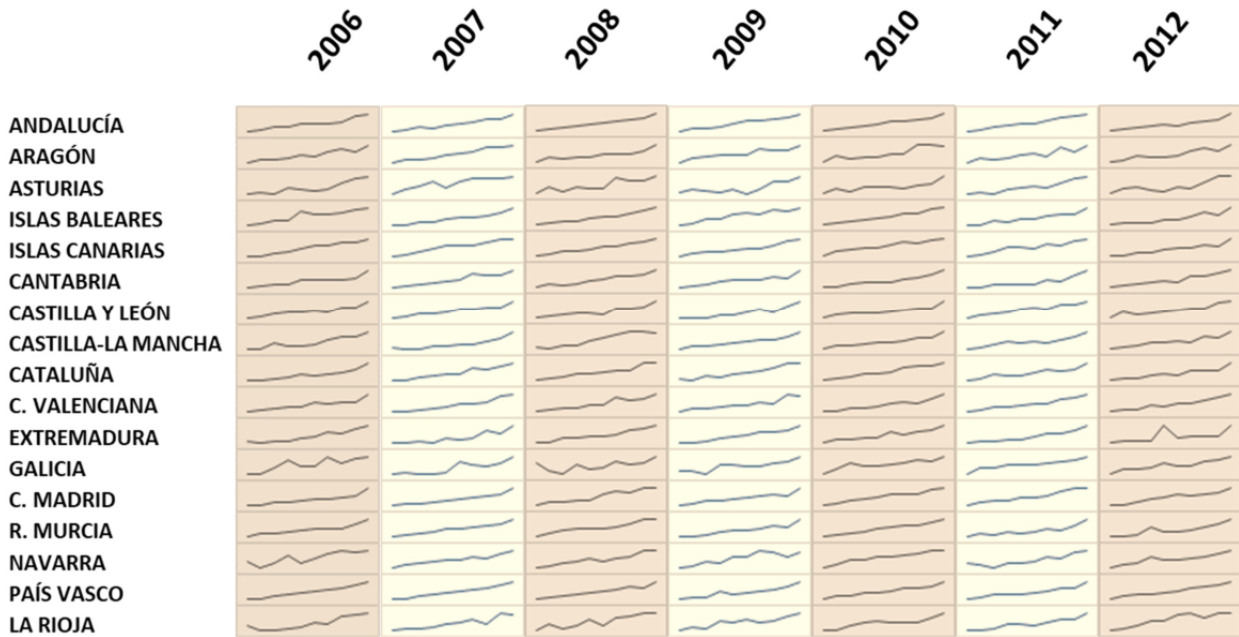


Figura 3.44. Emisiones directas totales de GEI de los hogares según decil de gasto total y localización del hogar³⁷.

3.6.2. Emisiones indirectas de GEI asociadas al consumo energético con fines residenciales

Las emisiones indirectas de GEI en el caso de la energía para los hogares son aquellas que se producen en la generación y distribución del vector energético (derivados del petróleo, gas natural y combustibles sólidos) o en la propia generación y distribución de la energía final consumida, en el caso de la electricidad.

Electricidad. A diferencia de otros usos de la energía, en el caso de la electricidad son la generación y distribución de esta hasta los hogares lo que genera emisiones de GEI, y no tanto el propio consumo en sí mismo. Es, por tanto, la mezcla de fuentes primarias de energía (el denominado *mix energético*) la que determina la cantidad de emisiones asociadas a cada unidad de energía eléctrica consumida cada año. Para afinar más todavía en el cálculo de las emisiones

³⁷ La línea representa los 10 deciles ordenados de menor a mayor. Los datos de la Figura 3.44 se encuentran en las tablas 302 a 308 del Anexo II.

indirectas, se han tomado los coeficientes asociados a cada sistema de generación eléctrica (sistema peninsular, balear y canario), que presuponen mezclas de fuentes primarias de energía diferentes (IDAE 2014).

Cabe destacar aquí que las condiciones particulares de los sistemas isleños (aislamiento, coste de los vectores energéticos, etc.) hacen que las emisiones de GEI asociadas a la generación y distribución de electricidad tengan un nivel mucho mayor que las llevadas a cabo en el sistema peninsular (más del doble de emisiones por unidad de energía eléctrica generada, en algunos casos). Esto explica que los hogares de las islas sean aquellos que presentan claramente niveles por encima de la media española en cuanto a emisiones indirectas asociadas a la electricidad (Figura 3.45), con 1,7 y 2,9 tCO₂-eq/unidad de consumo en los hogares canarios y baleares, respectivamente, frente a las 0,85 tCO₂-eq/unidad de consumo en la media de los hogares españoles para el año 2012. Además, mientras los hogares isleños siguieron subiendo su nivel de emisiones indirectas asociadas a la electricidad, la crisis de 2008 afectó más al nivel de emisiones indirectas del sistema peninsular, que se redujo.

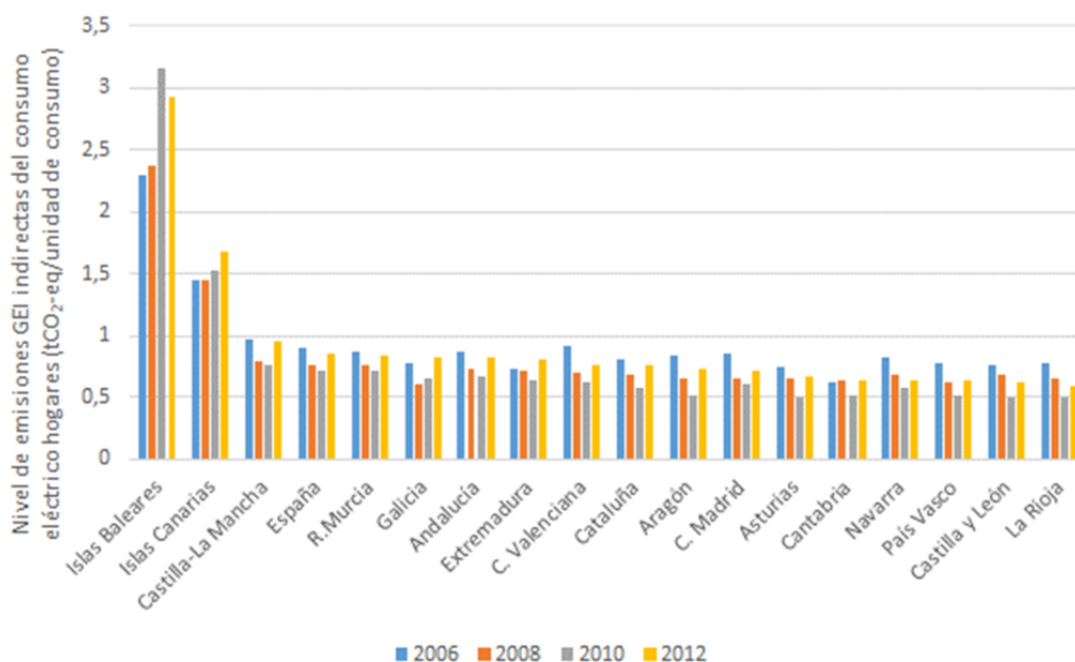


Figura 3.45. Clasificación de los hogares a partir del nivel de emisiones indirectas de GEI asociado a la generación y distribución de electricidad consumida según localización del hogar.

Derivados del petróleo, combustibles sólidos y gas natural. La otra fuente de emisiones indirectas que habría que añadir a las emisiones directas del consumo de energía en los hogares españoles es la que tiene lugar a partir de la extracción, transformación y distribución para su consumo en el hogar de los distintos derivados del petróleo (gasóleo de calefacción, butano, etc.),

gas natural y combustibles sólidos (biomasa en distintos formatos y carbón). El grado de desagregación de la EPF no permite estudiar cada uno de los combustibles individualmente, ya que el nivel agregación es muy alto. Por ejemplo, la categoría “combustibles sólidos” incluye combustibles tan dispares desde el punto de vista de las emisiones como leña o carbón.

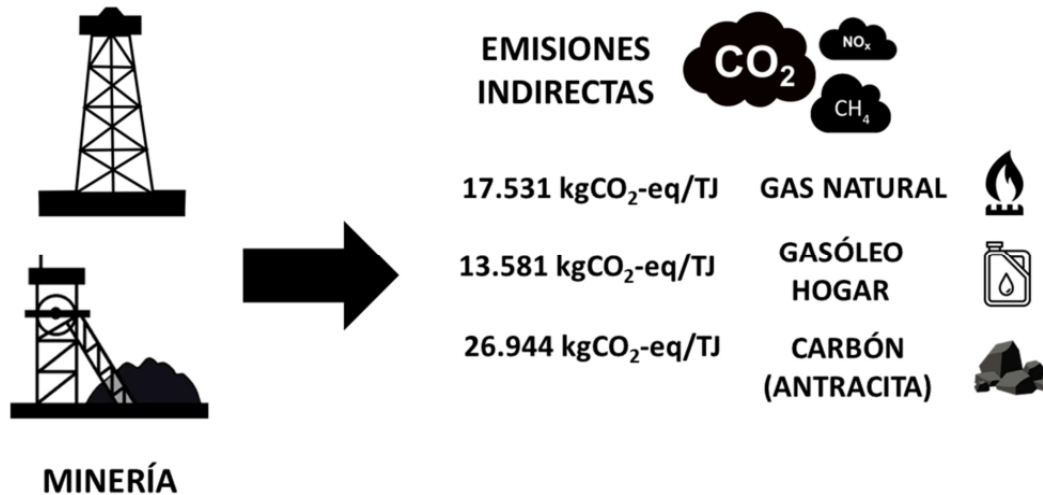


Figura 3.46. Factores de emisión indirecta asociados al consumo de energías fósiles destinadas al hogar.

Si se toman combustibles representativos (Figura 3.46), se puede tener una idea de hasta qué punto este tipo de emisiones puede contribuir, junto con las emisiones de la generación y distribución eléctrica, en el cómputo global de emisiones asociadas al consumo energético de los hogares. Destacan las emisiones indirectas asociadas al carbón como fuente energética del hogar, que duplica prácticamente las emisiones indirectas de las otras fuentes de energía fósil, si bien hay que tener en cuenta que se trata de una fuente de energía que se considera en fase de reducción o desaparición por sus repercusiones dentro del contexto internacional (Jakob et al. 2020) y europeo de producción de energía (Rentier et al. 2019), y que en el caso de los hogares españoles en 2012, el Reglamento de Instalaciones Térmicas en los Edificios (RITE) prohibió las instalaciones de combustibles sólidos de origen fósil, aunque sí se podían seguir usando las ya existentes, cuya sustitución por calderas de otros combustibles se viene subvencionando en la mayor parte del país.

3.6.3. Emisiones indirectas de GEI asociadas al consumo para transporte privado

Por su parte, los carburantes usados para el transporte también tienen emisiones indirectas asociadas a su consumo en los vehículos privados (Figura 3.47).

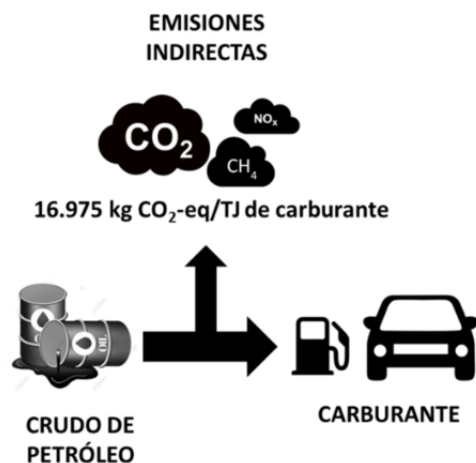


Figura 3.47. Factor de emisión indirecta de la producción de los carburantes destinados al transporte privado de los hogares.

La estimación de las emisiones indirectas asociadas al transporte privado lógicamente coincidirá con la clasificación del consumo energético relacionado con este mismo fin (Figura 3.48), resaltando las mismas tendencias generales encontradas en el apartado 3.4.

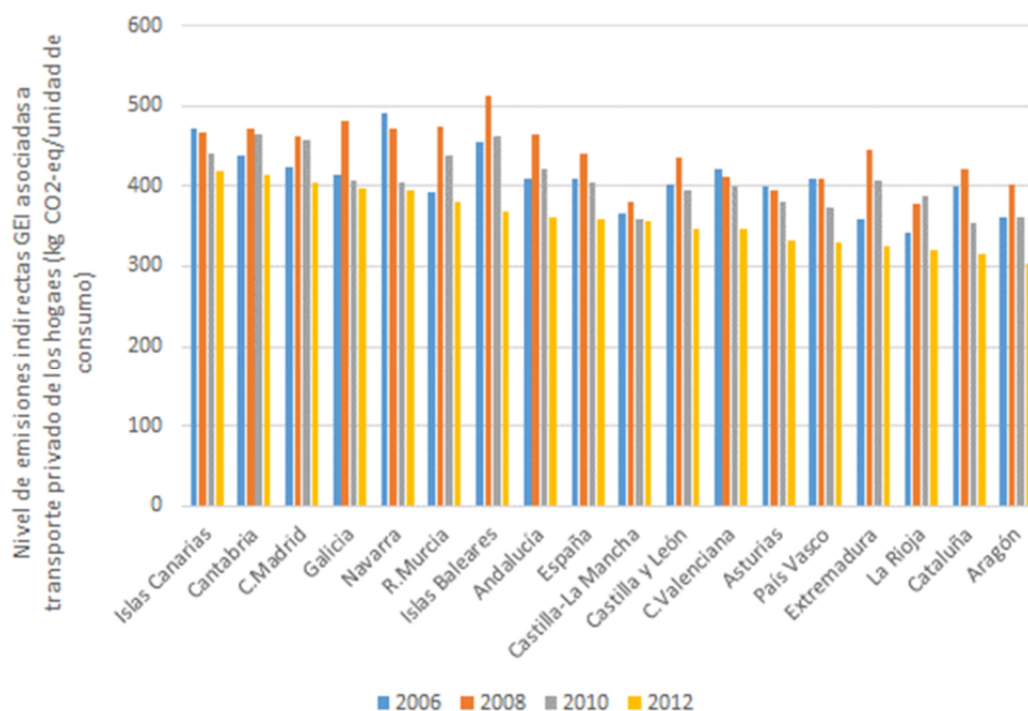


Figura 3.48. Clasificación de los hogares a partir del nivel de emisiones indirectas de GEI asociado a la energía consumida para el transporte privado según localización del hogar.

Hay que tener todas las cautelas asociadas al hecho de que el factor es una media entre gasolina y diésel y, además, se refiere al nivel de tecnología medio de las refinerías de la UE-27 (con las grandes diferencias que puede haber entre unas tecnologías y otras), se puede hacer una

estimación bruta de las emisiones indirectas asociadas al transporte privado de los hogares en las distintas regiones.

3.6.4. Emisiones totales asociadas al consumo energético

Así pues, tal y como ilustra la Figura 3.49, el nivel de las emisiones totales asociadas al consumo energético del hogar medio español oscila entre 3,5 y 3,9 tCO₂-eq por unidad de consumo durante el período estudiado, con un máximo en 2007 y un mínimo en 2012. Estas cifras de emisiones varían según la localización de los hogares.

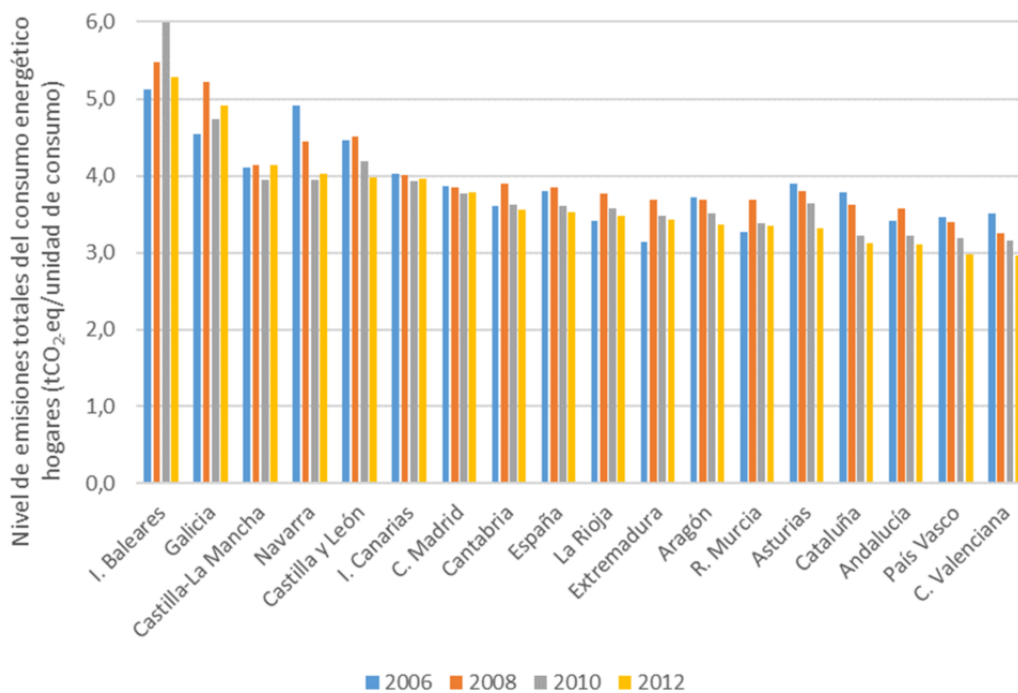


Figura 3.49. Clasificación de los hogares a partir del nivel de emisiones totales del consumo energético según localización del hogar.

Así, los hogares de las islas y de las principales regiones del centro-norte del país, tienen niveles que llegan a alcanzar, en el caso del hogar medio de las Islas Baleares, niveles de hasta 6 tCO₂-eq por unidad de consumo en el año 2010, consecuencia de la relevancia que adquiere aquí las emisiones debidas a la producción eléctrica mediante mezclas energéticas ricas en recursos fósiles (en las islas), así como el mayor uso de la calefacción que se produce en estos lugares (áreas de climas más extremos). Mientras que, por el otro lado, el resto de regiones del sur y levante (exceptuando el caso excepcional del País Vasco, aquí incluido también) el nivel de emisiones se mantiene entre las 3 y 4 tCO₂-eq por unidad de consumo, fruto de climas más suaves, así como de una mezcla energética más diversa dentro del sistema Peninsular (Figura 3.49).

Por su parte, el papel de las emisiones indirectas es importante, con un hogar medio español donde el peso de las emisiones indirectas, oscila entre el 30 y 34 %, si bien se trata de un peso muy

variable, que oscila entre el 21 y el 62 % en los hogares de Castilla y León e Islas Baleares, respectivamente.

Así, como se puede observar en la Figura 3.50, las emisiones indirectas son predominantes frente a las directas, sobre todo en las islas, debido al uso mayoritario de combustibles fósiles para la producción de electricidad (emisiones indirectas asociadas a los usos energéticos con fines residenciales) y, en menor medida, en las regiones del Mediterráneo, debido seguramente se produce un uso más intensivo de la electricidad como fuente energética. Las emisiones indirectas asociadas al transporte, aunque de cierta importancia, son menos voluminosas, en general, y vienen asociadas principalmente a hogares de regiones de menor tamaño relativo dentro del conjunto de comunidades autónomas, por lo que dada la importancia relativa que tienen las emisiones indirectas asociadas a la producción eléctrica

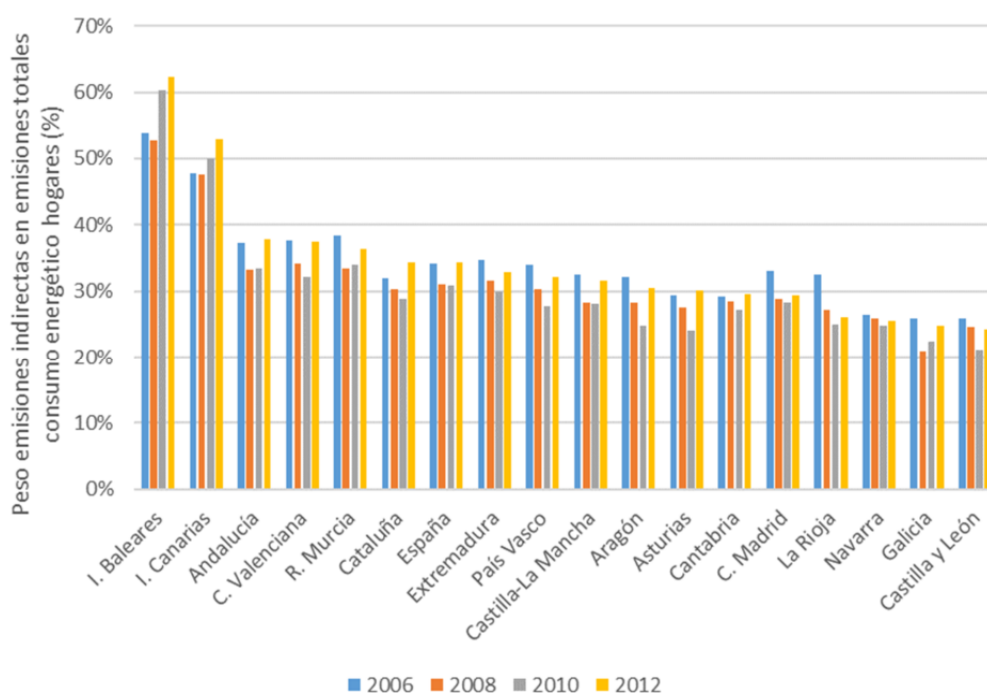


Figura 3.50. Clasificación del peso de las emisiones indirectas en las emisiones totales asociadas al consumo energético total según localización del hogar.

3.7. Conclusiones

Este capítulo ha servido para ilustrar el consumo, en términos energéticos, y el gasto en energía, en términos monetarios, en los hogares, utilizando el consumo energético para fines residenciales, y el consumo de energía asociada al carburante necesario para el funcionamiento de los vehículos privados del hogar.

La coyuntura económica desatada por la crisis de 2008 supuso un bache en los niveles de consumo energético y emisiones de los hogares de todas las regiones, así como en la media del

país. Este efecto fue mayor en el caso del transporte privado que en los usos con fines residenciales, que se reducen, pero en mucha menor cuantía, debido a que los hogares podían prescindir menos de estos que del vehículo privado, que fue sustituido, parcialmente, por transporte público. Sin embargo, el esfuerzo monetario que los hogares tenían que hacer siguió creciendo, o se redujo en mucha menor cuantía, debido a las subidas espectaculares que sufrieron, tanto la energía en el hogar (especialmente la energía eléctrica y el gas natural, que son la energía y el vector energético más usados, respectivamente) como los carburantes (salvo en el caso canario). Esto confirmaría la relación tan estrecha que existe entre la situación económica de los hogares y el consumo energético y, por tanto, el estrecho acoplamiento entre ambos.

El mayor peso dentro del consumo energético total de los hogares está asociado al transporte, pero paradójicamente las mayores diferencias entre regiones se encuentran en los usos residenciales, debido al mayor consumo de ciertos equipamientos del hogar (calefacción, aire acondicionado, ACS, etc.), que se hacen más necesarios en áreas del país con climas más extremos (continental). Por esta razón, los usos energéticos con fines residenciales son más determinantes a la hora de definir tanto los niveles de consumo total de energía en los hogares como las emisiones totales asociadas a dicho consumo.

Se produce un efecto de escala en cuanto al número de habitantes del hogar y el consumo energético con fines residenciales del mismo, mientras que dicho efecto no se produce en el consumo energético destinado al transporte privado, donde los hogares con tamaños intermedios serían aquellos que poseen mayores niveles de consumo de carburantes.

Además, se observa que los hogares más ricos tienen claramente niveles mayores de consumo energético, tanto en los usos energéticos con fines residenciales como en el transporte privado, así como de las emisiones correspondientes, con diferencias notables entre los deciles más ricos y más pobres en las distintas regiones. De hecho, del análisis realizado parece claro que el precio de la energía es un factor clave en el consumo energético de los hogares. Regiones donde el precio de los carburantes es menor, tienen claramente mayores niveles de consumo de estos.

Hay diversos factores relevantes en el consumo energético en cuanto a la organización de las viviendas. Los hogares en asentamientos concentrados y en edificios multifamiliares tienen menores niveles de consumo energético que los de asentamientos dispersos y viviendas unifamiliares. A su vez, se comprueba también que, a mayor tamaño de la vivienda, mayor consumo de energía con fines residenciales, y a menor tamaño del municipio, mayor consumo energético asociado al transporte privado.

Factores asociados al sustentador principal también pueden tener relevancia en el consumo energético de los hogares. Así, el hecho de que el sustentador principal del hogar sea una mujer

supone un mayor consumo energético con fines residenciales, pero un menor consumo energético destinado al transporte privado. Por su parte, los hogares donde la edad del sustentador principal es mayor, tienen una mayor intensidad en el consumo energético con fines residenciales; mientras que los hogares donde la edad del sustentador principal es una edad media, normalmente con hijos a su cargo, tienen mayores niveles de consumo energético destinado al transporte privado.

Finalmente, cabe subrayar un aspecto en relación con las emisiones y el consumo indirecto de materiales y energía asociado al consumo energético del hogar, que aquí simplemente se ha explorado. En este sentido, las emisiones indirectas ligadas a la electricidad están muy condicionadas por el sistema eléctrico de generación, y por esta razón tienen un mayor nivel dentro de los hogares de las islas frente al nivel que presentan en los hogares de la península. Las emisiones indirectas ligadas al consumo de carburantes reproducen con fidelidad la clasificación de consumo de energía ligada a carburantes, y por tanto sitúan a los hogares canarios al frente de la misma.

Capítulo 4

Tendencias del metabolismo material de los hogares españoles: el caso de la alimentación

4.1. Introducción

A lo largo del capítulo anterior se ha tratado del comprender la dimensión, uso diferenciado y motivaciones del consumo energético de los hogares españoles, así como los factores socio-económicos que lo explicaban. Pero, al igual que en cualquier otro consumo, el consumo de los hogares también requiere una dimensión material, que remite a distintos bienes y servicios que los miembros del hogar adquieren y utilizan, desde mobiliario, aparatos electrónicos, equipamientos del hogar, alimentos, etc.

Como se ha visto, dado que la dimensión energética de las distintas actividades económicas, y también de los hogares, ha sido considerada relevante por su papel en el calentamiento global, y por tanto en el cambio climático, a través de las emisiones de GEI, son muchos los estudios que prestan atención a la misma. Sin embargo, como ya se ha mencionado en el Capítulo 2 de este trabajo, la cuantificación del consumo material de los hogares no ha recibido tanta atención.

Como en otros aspectos, el consumo final de los hogares, también el consumo material, suele estar descrito simplemente en términos monetarios. Son pocas las fuentes que nos permiten conocer el consumo material de los hogares en términos *físicos*. Hasta el año 2005, la EPF contenía un módulo que investigaba la posesión de distintos bienes de consumo duradero y equipamientos en los hogares. Lamentablemente, como ha sucedido con otros aspectos de esta encuesta, los cambios experimentados por la misma no permiten seguir la serie para investigar la influencia de la crisis en la adquisición y uso de determinados equipamientos, y por tanto, este tipo de consumo material. Las distintas patronales de estos bienes poseen información a nivel nacional (muchas veces dispersa) del consumo de determinados productos, pero no poseen un grado de exhaustividad tal que permita conocer el consumo material de los hogares españoles a este nivel. Sólo el estudio SPAHOUSEC hizo una estimación del equipamiento de los hogares para el año 2010 (IDAE 2011) que permitía conocer el consumo energético asociado a cada tipo de equipamiento a través de una encuesta para ese año.

En los últimos tiempos, sin embargo, hay un aspecto del consumo material de los hogares que viene suscitando mayor interés: la alimentación que, como ya se ha mencionado, supone el

grueso del metabolismo de los hogares, junto con el consumo energético con fines residenciales y el transporte privado (Di Donato et al. 2015; Hertwich 2005a, 2011; Ivanova et al. 2016).

Hay varios fenómenos sociales que explican este interés. El primero de ellos es la necesidad creciente de alimentos para una población que sigue aumentando, y que se prevé que en 2050 supere los 9.770 millones de personas, según proyecciones de Naciones Unidas (UN 2017). Fenómeno que se da en un planeta donde, a pesar de los esfuerzos, se está produciendo un crecimiento de la malnutrición y el hambre, especialmente en Latinoamérica y África, alcanzando ya a 821 millones de personas (cifras que se acercan a los niveles de 2010). Todo ello a pesar de un crecimiento de más del triple en la producción agrícola entre 1969 y 2015, y el aumento generalizado de la productividad experimentado en los últimos 50 años (FAO 2017). El segundo fenómeno social es la tendencia global de cambio hacia dietas más intensivas en alimentos ricos en proteínas de origen animal (carne, pescado, lácteos y huevos) y en azúcares refinados y sal, derivados del aumento de la proporción de la población urbana en todo el mundo (Carrera-Bastos et al. 2011; Cordain et al. 2005; FAO 2006, 2017). Paradójicamente, frente a la situación de malnutrición de la que se hablaba antes, este fenómeno viene produciendo una cifra preocupante de sobrepeso infantil en muchos países del mundo rico, lo que afecta ya a un 5,6 % de los niños por debajo de 5 años, así como un aumento en la obesidad de los adultos, que se da en una de cada ocho personas adultas (FAO-IFAD-UNICEF-WFP-WHO 2018).

Las consecuencias ambientales de esta dramática industrialización del sector agrario, así como el alargamiento de las cadenas de distribución alimentaria (FAO 2017), no se han hecho esperar. El consumo de alimentos por parte de los hogares, y todo el metabolismo asociado, se han acabado convirtiendo en un impulsor de cambio global, con enormes requerimientos territoriales que suponen el uso, entre pastos y tierras de cultivo, de alrededor de la mitad de las tierras emergidas libres de hielo del planeta (Alexander et al. 2016; Carpintero 2006; Foley et al. 2005, 2011; Tilman y Clark 2015) y crecientes impactos ambientales, suponiendo entre el 19-34 % de las emisiones globales de GEI o el 70 % del uso consuntivo directo de agua en labores agrícolas o agua azul, y cifras mucho mayores de agua verde y gris, entre otros muchos impactos (Alexandratos y Bruinsma 2012; Clune et al. 2017; FAO 2017; Mekonnen y Hoekstra 2012, 2011; Tilman et al. 2011; Tilman y Clark 2015; Vermeulen et al. 2012; Poore y Nemecek 2018; Crippa et al. 2021; Notarnicola et al. 2017).

Como consecuencia, y a pesar de las incertidumbres que rodean a este tipo de estudios, muchos autores vienen señalando el potencial que tendría, en términos de salud y medio ambiente, una evolución hacia dietas menos intensivas en productos de origen animal, y con alimentos menos

transformados. En términos globales, se estima que un cambio hacia dietas de tipo mediterráneo o vegetariano, reduciría las emisiones per cápita de GEI un máximo de 30 y 55 %, respectivamente, y los requerimientos de tierras entre un 15 y un 60 %, a la vez que podría suponer una reducción media de un 18 % en la mortalidad debida a diabetes tipo II, cáncer o enfermedades coronarias (Hallström et al. 2015; Tilman y Clark 2014). En particular, en la UE, se ha calculado que reduciendo a la mitad el consumo de productos de origen animal, se podría obtener una reducción del 40 % en los residuos de nitrógeno, del 23 % en requerimientos de tierra, y entre un 25-55 % de GEI, así como una mejora sustancial de la salud cardiovascular (Westhoek et al. 2014). Por lo que se refiere a España, varios autores calcularon que una mayor adhesión a la dieta mediterránea podría suponer reducciones significativas en el uso del suelo, el consumo de agua y energía, así como en las emisiones de GEI (Fresán et al. 2018), que otro estudio previo había cifrado en reducciones del 72 % en las emisiones de GEI, del 58 % en el uso del suelo con fines agrarios, del 52 % en el uso de energía y del 30-40 % en el uso de agua (Sáez-Almendros et al. 2013; Blas et al. 2019).

En las próximas páginas se abordará el consumo alimentario de los hogares españoles por comunidades autónomas, mostrando la importancia de este tipo de consumo en el metabolismo de los hogares y, por tanto, su peso dentro de los impactos ambientales que éste acarrea. Parte de los resultados que se incluyen en este capítulo se han publicado dentro del número especial "Toward Sustainable Food Systems: Approaches and Strategies to Prevent and Reduce Food Loss and Waste" de la revista *Foods*: Di Donato, M. y Carpintero, Ó. 2021. Household Food Metabolism: Losses, Waste and Environmental Pressures of Food Consumption at the Regional Level in Spain. *Foods*, 19, 1166. DOI: 10.3390/foods10061166.

4.2. Metodología

4.2.1. Justificación de la elección de la EPF como fuente para el estudio del metabolismo alimentario de los hogares en España

El consumo alimentario se suele abordar desde dos aproximaciones. Una, referida a la cantidad de energía que los alimentos son capaces de aportar al organismo, y que depende, en gran medida, de la calidad del alimento, del tipo de cocción, de la forma de consumo, etc.; la otra, referida a las cantidades materiales que los hogares consumen en forma de alimentos.

La primera, medida en unidades de energía (por ejemplo, kcal, J), suele tener relevancia de cara a abordar problemas como la desnutrición, el hambre y la obesidad o distintas problemáticas asociadas con la salud, y ha sido tratada en la copiosa literatura médica sobre el tema (e.g. Norte

Navarro y Ortiz Moncada 2011; Varela-Moreiras 2014; Willett et al. 1995; Varela-Moreiras et al. 2010). Sin embargo, el aspecto material, medido en kilogramos, tiene relevancia por su relación directa con las repercusiones ambientales que la cadena alimentaria presenta a lo largo de todos los eslabones que la componen, desde el proceso de producción agrícola hasta el consumo final. Es por esta razón que aquí se aborda el consumo alimentario en términos de peso.

Como se decía anteriormente, son múltiples las fuentes que tenemos para estudiar el consumo de alimentos en España (Del Pozo et al. 2015; Morán Fagúndez et al. 2015; Díaz Méndez et al. 2005), si bien dos son las que comprenden información más exhaustiva y adecuada a nuestros propósitos. Por un lado, el *Panel de Consumo Alimentario* del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación; por otro lado, la EPF del Instituto Nacional de Estadística (INE), aquí utilizada. El Panel de Consumo Alimentario dispone de información a partir de 1987, aportando datos sobre el consumo final de unas 400 categorías de alimentos en distintas unidades (kg, L, unidades) según región y lugar de compra, si bien, la información no puede ser cruzada ni dispone de información pública de carácter socio-económico asociada a los hogares, lo que supone un gran problema para el enfoque adoptado en esta tesis.

Por otra parte, el hecho de disponer de información socio-económica asociada a los hogares es una de las grandes ventajas de la EPF, que aporta información de 84 categorías de alimentos consumidos por los hogares a nivel nacional (Tabla A5 del Anexo I) utilizando la clasificación COICOP/HBS, que se puede agregar en 13 categorías, incluyendo bebidas, para el nivel regional (Tabla 4.1).

Tabla 4.1. Categorías de alimentos utilizadas, a partir de la clasificación COICOP/HBS.

Código	Categoría	Unidades originales	Abreviatura
0111	Pan y Cereales	kg	G1
0112	Carne	kg	G2
0113	Pescado	kg	G3
0114	Leche, queso y huevos (incluye derivados lácteos)	L (leche), kg (derivados) y unidades (huevos)	G4
0115	Aceites y grasas	L (aceites), kg (el resto)	G5
0116	Frutas	kg	G6
0117	Hortalizas incluyendo patatas y otros tubérculos	kg	G7
0118	Azúcar, confituras, miel, chocolate, confitería y helados	kg	G8
0121	Café, Té y Cacao	kg	G9
0122	Aguas minerales, bebidas refrescantes y zumos	L	G10
0211	Espirituosos y licores	L	G11
0212	Vinos	L	G12
0213	Cerveza	L	G13

Fuente: Elaboración propia a partir de EPF. Base 2006.

Se han descartado la categoría “productos alimenticios no comprendidos anteriormente” (código COICOP 0119) con todas sus subcategorías, al no disponer de información de tipo físico a nivel regional, así como el tabaco y los narcóticos, que no son alimentos, aunque figuren dentro del grupo 2 (Bebidas alcohólicas, tabaco y narcóticos) de la EPF. Dentro de las categorías usadas, se han descartado también aquellas subcategorías cuyo valor en la casilla de gasto dentro de los microdatos no contenía nada en ningún hogar para ningún año de la serie (en concreto, los códigos 01115 “productos de pastelería y masas cocinadas”, 01117 “otros productos elaborados con cereales, no recogidos anteriormente” y 11184 “confitería”).

La información viene recogida en tres tipos de unidades: kg, L y unidades, que han tenido que ser transformadas a kg según los coeficientes manejados por la literatura especializada, y recomendados a nivel internacional por FAO (Charrondiere et al. 2012), que se encuentran en la Tabla A6 del Anexo I.

4.2.2. Extracción y elaboración de los datos

En la Figura 4.1 se ilustra el proceso de extracción de la información contenida en la EPF sobre alimentación de los hogares españoles.

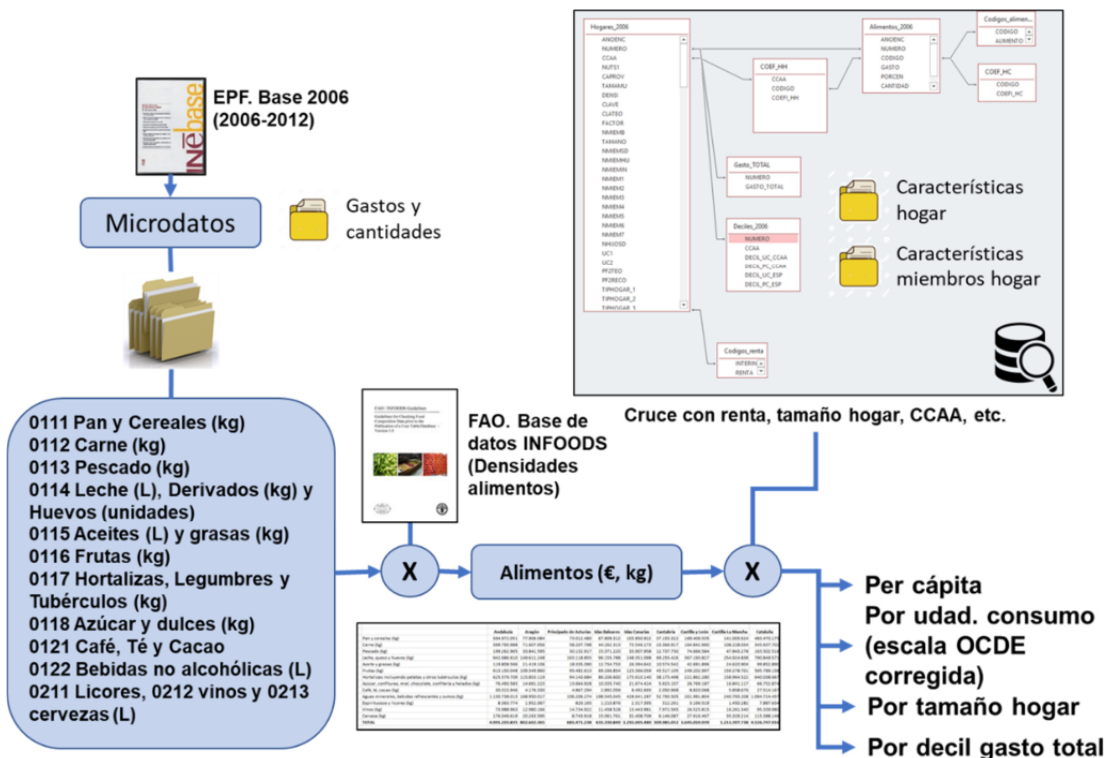


Figura 4.1. Extracción de datos alimentarios de la EPF.

Para la obtención de los datos sobre consumo alimentario de los hogares a nivel regional, se parte de los tres ficheros que contienen los microdatos de la EPF, y que proporciona el sitio web del INE³⁸.

A través del programa IBM SPSS Statistics (Versión 23) se han extraído los registros del fichero de gastos que correspondían a la rúbrica 011 Productos alimenticios, 012 Bebidas no alcohólicas y 021 Bebidas alcohólicas. Para ello se ha utilizado sobre el fichero de gastos de cada año el comando de selección de casos del programa (menú Datos>Seleccionar casos), mediante la opción “Si satisface la condición” donde la condición era que el campo CODIGO (campo donde se contiene el código de la COICOP/HBS relativo a la rúbrica correspondiente) fuese igual a las rúbricas correspondientes (Figura 4.2).

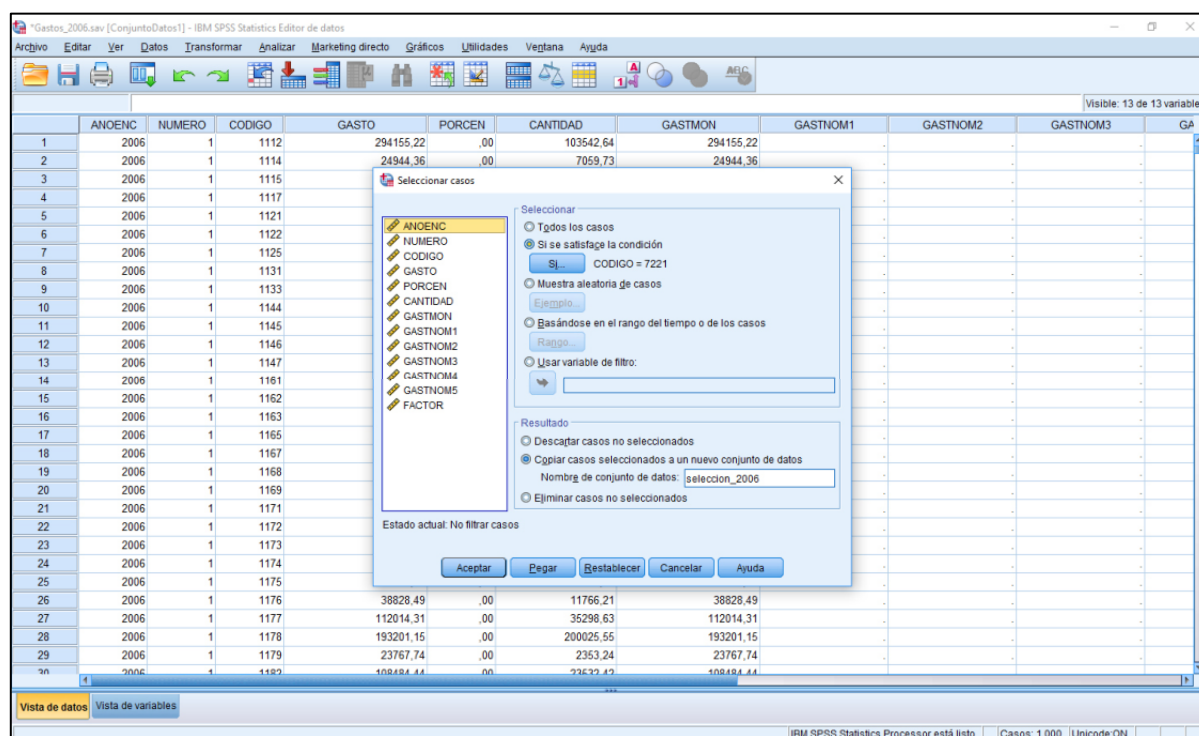


Figura 4.2. Ejemplo de extracción de la rúbrica 1221 de la COICOP/HBS en el fichero de gastos de los microdatos de la EPF.

A partir de esta información, se han obtenido las cantidades de los distintos alimentos usados por los hogares españoles en las unidades correspondientes (L, kg, unidades), así como los gastos asociados (en euros). De acuerdo con el documento de Ficheros de usuario de los microdatos de la EPF (página 12, sección 3.4. Fichero de Gastos), los campos CANTIDAD y GASTO asociados

³⁸INE. Microdatos de la Encuesta de Presupuestos Familiares. Base 2006. COICOP. https://www.ine.es/dyngs/INEbase/es/operacion.htm?c=Estadistica_C&cid=1254736176806&menu=resultados&sec=1254736195147&idp=1254735976608

a cada registro están elevados poblacional y temporalmente (a un período de un año). De este modo, el valor contenido en estos campos no se refiere a un hogar concreto (el especificado por el número de hogar), sino al conjunto de hogares de características similares que representa ese hogar de la muestra, es decir, a la parte de la población representada por ese hogar. Esta información se ha usado para construir los datos de alimentación de los hogares referidos al nivel de Comunidad Autónoma, según la Ecuación 4.1.

$$Alim_{ij} = \sum AlimH_{ij} \quad (Ecuación 4.1)$$

, donde $Alim_{ij}$ = Alimentos del tipo j (j toma valores entre 1 y 13, de acuerdo con las categorías de alimentos de la clasificación COICOP/HBS, rúbricas 011, 012 y 021), consumidos por la comunidad autónoma i (i toma los valores del 1 al 18, según los valores válidos de las variables, Ficheros de Usuario, página 20; que cambia a partir de 2011, de tal modo que el valor 18 correspondería a Ceuta y el 19 a Melilla); $AlimH_{ij}$ = Cantidad de alimento del tipo j correspondiente a los hogares de la comunidad autónoma i elevados poblacionalmente.

Hay que tener en cuenta que los microdatos de la EPF vienen consignados a 5 dígitos de la COICOP/HBS, lo cual se considera representativo a un nivel nacional. En el fichero de microdatos de la EPF se sugiere utilizar 4 dígitos para obtener números representativos a nivel de Comunidad Autónoma, que es lo que se ha hecho, agrupando los datos a 5 dígitos correspondientes a cada categoría en 4 dígitos, hogar por hogar, año a año.

Por su parte, para obtener las cantidades y gastos anuales de la alimentación asociados individualmente a cada hogar, y por tanto, disponer de la información no sólo de la población sino de la propia muestra, se han dividido las cantidades y los gastos por su respectivo factor poblacional, específico para cada hogar.

$$Alim_{ij} = \frac{AlimH_{ij}}{FP} \quad (Ecuación 4.2)$$

, donde $AlimE_{ij}$ = Alimentos correspondientes a un determinado tipo j dentro de un hogar de la comunidad autónoma i, $AlimH_{ij}$ = Alimentos de un determinado tipo j correspondientes a los hogares de la comunidad autónoma i elevados poblacionalmente, FP = Factor de elevación poblacional.

A su vez, como las cantidades de alimentos se encuentran recogidas en términos no equivalentes, es necesario transformar el volumen de líquidos (L) y las unidades de huevos a unidades de peso (kg). Para realizar esta transformación se han usado las densidades reconocidas internacionalmente (ver Tabla A6 del Anexo I).

$$Alim (kg) = Densidad \left(\frac{kg}{L} \right) * Volumen \text{ líquidos}(L) \quad (Ecuación 4.3)$$

, donde Alim= Cantidad de alimentos (kg), Densidad = Densidad del alimento (kg/L) y Volumen de alimento consumido (L)

A partir de estos datos, se ha procedido a elaborar el resto de la información que se ha utilizado en esta sección sobre el metabolismo material asociado a la alimentación. Para ello hay que tener en cuenta que los registros de cada fichero de los que constan los microdatos de la EPF (gastos, hogar y miembros del hogar) tienen en común el número de hogar al cual se refieren los gastos, características o miembros del hogar, es decir, el número asignado por el encuestador a ese hogar en ese año. Esta característica permite cruzar la información de los ficheros a través de un programa gestor de bases de datos de tipo relacional cualquiera. Así que mediante el uso del programa MS Access 2016 se han realizado consultas cruzadas entre los tres ficheros de microdatos para cada año (Figura 4.3).

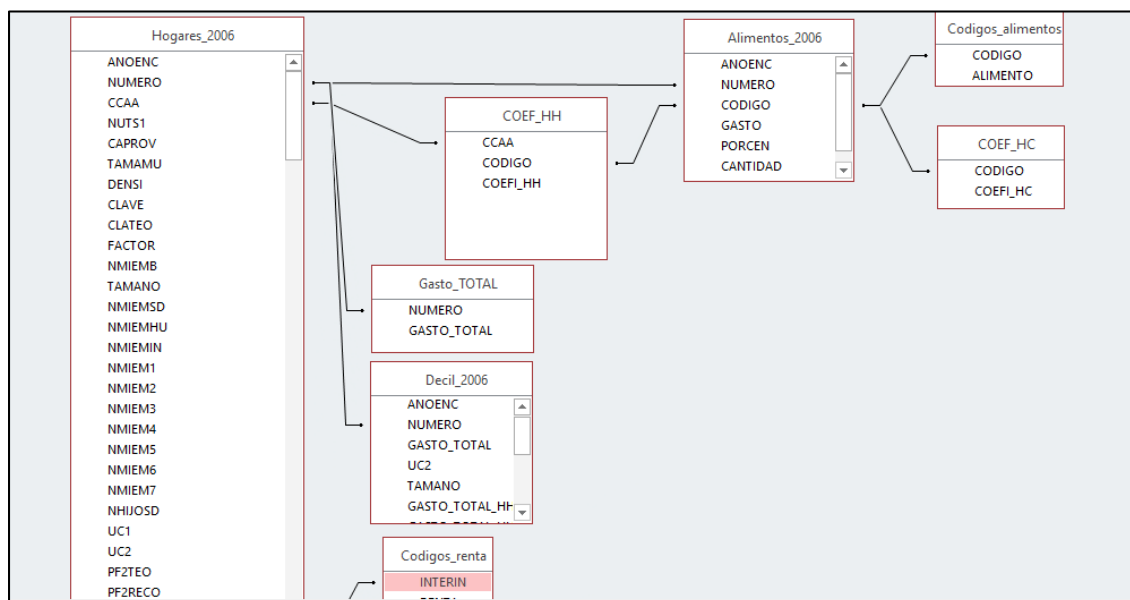


Figura 4.3. Ejemplo de relaciones entre variables de alimentación para elaboración de consultas en MS Access.

Estos sencillos cruces de información han permitido obtener datos a nivel del conjunto de hogares de cada Comunidad Autónoma (4 dígitos de la COICOP/HBS) sobre el consumo material asociado a cada alimento, total, per cápita, por tamaño del hogar y por decil de gasto, que es la información directa que se ha usado en este trabajo, generando tablas para cada Comunidad Autónoma y para cada año de la serie 2006-2012.

La población utilizada para el cálculo del consumo de alimentos per cápita de los hogares por comunidad autónoma y categoría de alimento se ha obtenido a partir del consumo de cada alimento por parte de estos hogares partido por la población correspondiente. La población ha sido calculada a partir del fichero de hogares, tomando el factor poblacional (FACTOR), que se corresponde al número de hogares a los que representa ese hogar, y multiplicando por el tamaño de cada hogar.

A diferencia del consumo energético de los hogares, y como es habitual en la mayor parte de los manuales de Economía, se ha considerado que los alimentos son bienes rivales, es decir, que cuando un miembro del hogar ingiere un determinado alimento otros no pueden disfrutar a la vez del mismo (a diferencia, por ejemplo, de lo que ocurre con el consumo energético asociado, por ejemplo, a la calefacción del hogar) y, por tanto, las comparaciones entre hogares regionales se han elaborado utilizando los consumos per cápita, si bien también se han calculado los consumos por unidad de consumo.

En cuanto al consumo alimentario según el tamaño del hogar, la variable tamaño del hogar se corresponde con el campo TAMANO del fichero de hogar de los microdatos de la EPF. Responde a la clasificación de tamaños de hogar (número de individuos), según los valores válidos de las variables dentro del documento de Ficheros de Usuario de la EPF (página 21), es decir, hogares de 1, 2, 3, 4, 5 y de 6 ó más miembros. De cara a su potencial cuantificación, aquí se asume que el tamaño 6 ó más supone una media de 6 personas.

Originalmente se estudió también la variable tramo de renta, correspondiente al campo INTERIN del fichero de hogar de los microdatos de la EPF, pero dado que la EPF es una encuesta asociada al gasto más que a la renta, proporciona unos niveles de renta poco fiables en relación con otras encuestas (especialmente la Encuesta de Condiciones de Vida), por lo que se ha preferido utilizar la variable gasto total como aproximación a la renta de los hogares. La variable gasto total se obtiene como suma de todos los gastos parciales de la encuesta, ya sean referidos a alimentación o a otros gastos del hogar, recogidos por la EPF en el correspondiente fichero de microdatos.

Sobre la base de los gastos totales de cada hogar se procedió a la creación de deciles de gasto total (per cápita y por unidad de consumo) de los hogares para cada una de las comunidades

autónomas, España en su conjunto y todos años de la serie utilizada, categoría por categoría de alimentos (G1-G13). Para ello se utilizó el programa STATA, en su versión 14, que permite la obtención de deciles en grandes muestras. Cada hogar fue asignado a un decil, dentro de los deciles de cada comunidad autónoma dentro de cada año. A la vez, también fue asignado a un decil para el conjunto de España en cada año. Se utilizó el comando pweight con la variable FACTOR para la ponderación de la muestra. Finalmente, se procedió a ordenar las cantidades, los gastos y las huellas (per cápita y por unidad de consumo) según estos deciles de gasto total.

En cuanto a los residuos y pérdidas asociadas a las distintas fases de la cadena alimentaria, en los planes de residuos autonómicos existe algo de información sobre la cantidad de residuos orgánicos que se recogen dentro de los residuos sólidos urbanos por autonomía, y en algunos casos por provincia. Sin embargo, esta información no es completa (en ocasiones, están mezclados los residuos alimentarios con residuos de podas y jardinería de la ciudad) y no es homogénea entre comunidades autónomas. Además, obtener esta información sobre los residuos de los alimentos no nos permitiría estimar correctamente las pérdidas asociadas al resto de la cadena alimentaria. Para realizar una estimación homogénea de las pérdidas y los residuos asociados al conjunto de la cadena alimentaria, se ha optado por usar los coeficientes de pérdidas y residuos que proporciona FAO para el contexto europeo (FAO 2011; Gustavsson et al. 2013). Se pierde así en precisión, pero se gana en homogeneidad y exhaustividad (ver Tabla A6 en el Anexo I).

4.2.3. Análisis realizados y dietas de referencia

Para el estudio de la evolución del consumo alimentario de los hogares medios de las regiones españolas (Población), se han realizado dos tipos de análisis:

Análisis de Conglomerados. Para cada año de la EPF se ha realizado un análisis jerárquico de conglomerados para distinguir los principales grupos de hogares regionales, utilizando el Método de Ward y la distancia euclídea al cuadrado sobre la base de los datos de consumo per cápita para las 13 categorías de alimentos. A partir de este análisis de conglomerados se han clasificado los hogares regionales en tres tipos: los de consumo alto (Grupo 1), los de consumo intermedio (Grupo 2) y los de consumo bajo (Grupo 3).

La publicación de los microdatos de la EPF permite, no sin un considerable esfuerzo de procesado de datos, utilizar directamente la muestra para llevar a cabo el modelo utilizando tanto los consumos per cápita por hogar, como las características socio-económicas correspondientes.

Así, se ha llevado a cabo un *modelo de regresión múltiple* mediante el programa STATA14, utilizando las siguientes variables de la encuesta:

- Variable dependiente: Consumo de cada categoría de alimento per cápita (CANTIDAD_HH_PC), expresada en kg/habitante, y su logaritmo natural (log_CANTIDAD_HH_PC).
- Variables independientes de carácter socio-económico, a partir del fichero hogar de la EPF (nombre de la variable en el fichero entre paréntesis):
 - Año de la Encuesta (ANOENC).
 - Tamaño del hogar (TAMANO).
 - Gasto total del hogar (GASTO_TOTAL_HH), y su logaritmo natural (log_GASTO_TOTAL_HH). Variable de producción propia, generada a partir de la suma de los gastos de cada hogar.
 - Sexo del sustentador principal (SEXOSP).
 - Edad del sustentador principal (EDADSP).
 - Tipo de hogar (TIPHOGAR8).
 - Región de pertenencia del hogar (CCAA).

Para las variables de tipo continuo (cantidad per cápita, gasto total per cápita, etc.) se ha procedido a realizar su análisis utilizando también las cantidades en términos logarítmicos, de tal modo que la interpretación de resultados tiene que tener en cuenta este aspecto. Además, también se han realizado los modelos teniendo en cuenta los precios implícitos de cada alimento en cada año para cada hogar, si bien, finalmente se ha optado por no utilizar estos resultados como fuente de información principal en la redacción de este capítulo. La justificación de esa decisión se detalla en la sección dedicada a los factores socio-económicos que influyen en el consumo alimentario de los hogares.

Entre otras comprobaciones (linealidad, normalidad, etc.), se ha controlado la multicolinealidad de la muestra, mediante el análisis del factor de inflación de la varianza (VIF). Fruto de estas comprobaciones se ha excluido la variable, inicialmente incluida, del nivel de estudios del sustentador principal (ESTUDIOSP) porque presentaba niveles de multicolinealidad inasumibles en muchas de sus categorías. También se ha controlado la heterocedasticidad, mediante la ejecución del modelo con la opción “robust” de STATA, que genera el modelo teniendo en cuenta que pueda existir heterocedasticidad.

Para entender cómo se satisfacen las necesidades alimentarias de los hogares españoles, así como el potencial de cambio que existe en la dieta actual hacia modelos más saludables y con menor impacto ambiental, se ha comparado la ingesta anual promedio resultante del metabolismo alimentario de los hogares regionales con otros modelos alimentarios. Existen multitud de

opciones de comparación, desde las recomendaciones generales de la OMS (Organización Mundial de la Salud) a nivel mundial (OMS 2015) hasta patrones de dieta occidental (Cordain et al. 2005) o aquellos más propios del sur de Europa, como la Dieta Mediterránea (Bach-Faig et al. 2011a; Davis et al. 2015). Siendo el primero un patrón mundial, poco específico, el segundo un patrón, por lo general, menos saludable (Cordain et al. 2005; Carrera-Bastos et al. 2011), y el tercero, con una adecuación muy variada entre las distintas CCAA españolas (Alberti-Fidanza et al. 1999; Bach-Faig et al. 2011b), se han elegido otros dos modelos de dieta saludable distintos.

El primero, es el modelo de dieta omnívora saludable proporcionado por la Sociedad Española de Nutrición Comunitaria (SENC, en adelante), que forma parte de la Federación Española de Sociedades de Nutrición y Dietética (FESNAD) (SENC 2004). Este modelo pretende ajustar la Dieta Mediterránea al contexto español. Dicho modelo adopta los siguientes valores de referencia de ingesta diarios y raciones por categorías de alimentos. A partir del mismo se ha realizado una estimación de las ingestas anuales de acuerdo con la clasificación de alimentos de la EPF (ver Tabla A7 en el Anexo I). El segundo modelo tiene que ver con las múltiples ventajas que diversos autores atribuyen a la adopción de una dieta baja en ingesta de proteínas de origen animal en sus diversas opciones (ovo-lácteo-vegetariana, vegetariana, vegana, etc.) para un estilo de vida saludable (Craig et al. 2009; Dinu et al. 2017; Key et al. 1999; Melina et al. 2016), aunque estos argumentos no estén exentos de polémica (Dinu et al. 2017; Fraser 2009; Kwok et al. 2014; Woo et al. 2014). Aquí se ha optado por un modelo de dieta ovo-lácteo-vegetariana, entendiendo por tal aquella dieta vegetariana que incluye proteína de origen animal en forma de huevos y lácteos. Para su caracterización (ver Tabla A8 en el Anexo I), y dado que había pocas guías de alimentación ovo-lácteo-vegetariana para un contexto Mediterráneo (Craig et al. 2009; Melina et al. 2016; Messina et al. 2003; USDA 2017), se ha optado por un trabajo que propone una guía alimentaria para vegetarianos españoles basada en las raciones de la dieta saludable de la SENC, de acuerdo con distintos aportes energéticos diarios finales (1.600, 2.000 y 2.500 kcal) y una serie de encuestas realizadas para conocer los hábitos alimentarios de los vegetarianos españoles (Menal-Puey y Marques-Lopes 2017).

4.2.4. Impacto ambiental del consumo de alimentos

Finalmente, se ha estudiado parte del impacto ambiental del consumo de alimentos. En este sentido se aportan dos tipos de informaciones. Por un lado, la estimación del volumen de residuos que acarrea el metabolismo alimentario de los hogares y que constituyen los flujos de salida de dicho metabolismo. Siguiendo la metodología de la FAO, se han tratado de estimar no sólo los residuos alimentarios de la última fase de consumo, sino también los relacionados con las fases previas de producción, distribución y comercialización.

Por otra parte, a diferencia del caso de la energía, en el que se ha empleado el Análisis del Ciclo de Vida (ACV) para estimar los flujos indirectos asociados al consumo energético de los hogares y del transporte, aquí se han tomado los indicadores de huella de carbono, entendido como el conjunto de emisiones de gases de efecto invernadero causada por un evento, una organización, o un producto a lo largo de su ciclo de vida, expresadas en unidades comunes (Wright et al. 2011) y la huella hídrica, entendida como el volumen total de agua dulce usado para el consumo o la producción de bienes y servicios (Hoekstra et al. 2011).

Para el cálculo de ambas huellas se han tomado coeficientes de equivalencia procedentes de la literatura (para mayor detalle y referencias, ver las tablas A9 y A10 del Anexo I), que se han transformado a unidades de CO₂ equivalente (kg CO₂-eq) (huella de carbono)³⁹ o unidades de volumen de agua (huella hídrica) por kilogramo de alimento consumido, y posteriormente se ha procedido a su aplicación a los consumos procedentes de la explotación de los microdatos de la EPF, según las siguientes formulaciones:

$$\text{Huella Carbono} = \text{Coeficiente} \left(\frac{\text{kg CO}_2 - \text{eq}}{\text{kg}} \right) * \text{Consumo (kg)} \quad (\text{Ecuación 4.4})$$

$$\text{Huella Hídrica} = \text{Coeficiente} \left(\frac{\text{L}}{\text{kg}} \right) * \text{Consumo (kg)} \quad (\text{Ecuación 4.5})$$

A lo largo del trabajo se ha descartado el estudio del indicador de huella ecológica (Wackernagel et al. 2019; Rees 1992; Wackernagel y Rees 1996) o coste territorial del consumo de determinados bienes y servicios, ya que tiene numerosos problemas metodológicos en su actual forma (Galli et al. 2016; Giampietro y Saltelli 2014) y es de difícil aplicación a un territorio tan

³⁹ La equivalencia se refiere al hecho de que en el cálculo de los coeficientes se han tenido en cuenta la emisión de otros GEI diferentes del dióxido de carbono (CO₂).

variado como es el de la Península Ibérica, ya que se necesitaría un estudio pormenorizado de la productividad de los cultivos en los distintos territorios, aspecto que se escapa de los objetivos de este trabajo.

4.3. Flujos de entrada al metabolismo alimentario y su relación con la coyuntura económica

4.3.1. La influencia de la coyuntura económica en el consumo alimentario en España

De la Figura 4.4 se puede deducir que los cambios económicos acaecidos en España a partir de 2008 (aumento del paro, empobrecimiento, desigualdad, etc.) han tenido un efecto cualitativamente importante sobre el consumo alimentario en los hogares. De este modo, si bien la cantidad total de alimentos consumidos por parte de los hogares españoles en el período 2006-2012 creció un 10 %, en términos netos (de 27,6 Mt a 30,4 Mt), lo que supuso un aumento del consumo per cápita anual de 630 a 694 kg alimentos/habitante (Figura 4.4a), este consumo sufrió una desaceleración a partir de 2007, experimentando un ligero descenso del 2 % entre 2009 y 2012 (de 706 a 694 kg/habitante).

A su vez, el gasto que los hogares españoles tuvieron que realizar para la adquisición de estos productos (Figura 4.4b), aunque aumentó cerca de un 6,4 % (de 67.260 hasta 71.537 millones de euros), con un incremento muy ligero del gasto per cápita (0,8 %) en el conjunto del período (de 1.541 a 1.554 €/habitante al año), terminó contrayéndose cerca del 7 % entre 2008 y 2012 (de 1.651 a 1.554 €/habitante al año).

Estos patrones generales de variación en el consumo alimentario medio de los hogares españoles ocultan, sin embargo, diferencias entre los hogares de distintos territorios y también entre las categorías de alimentos consumidos por éstos.

En primer lugar, analizaremos el consumo diferencial por territorios, según los microdatos regionalizados de la EPF (Figura 4.5). Así, en términos de cantidad (Figura 4.5a), en el año 2012 el consumo alimentario presentaba niveles que oscilaban entre los 592 y los 719 kg/habitante, de tal modo que sólo los hogares regionales de Galicia y Castilla-La Mancha, de índole especialmente rural, estaban por encima de la media del conjunto del país, con 719 y 706 kg/habitante, respectivamente. En la cola en cuanto a consumo se encontraban los hogares de 5 regiones, parte de las cuales presentan características urbanas: Navarra, Extremadura, Cantabria, la Comunidad de Madrid y el País Vasco, estas dos últimas incluso por debajo de los 600 kg/habitante de consumo alimentario total en las categorías consideradas.

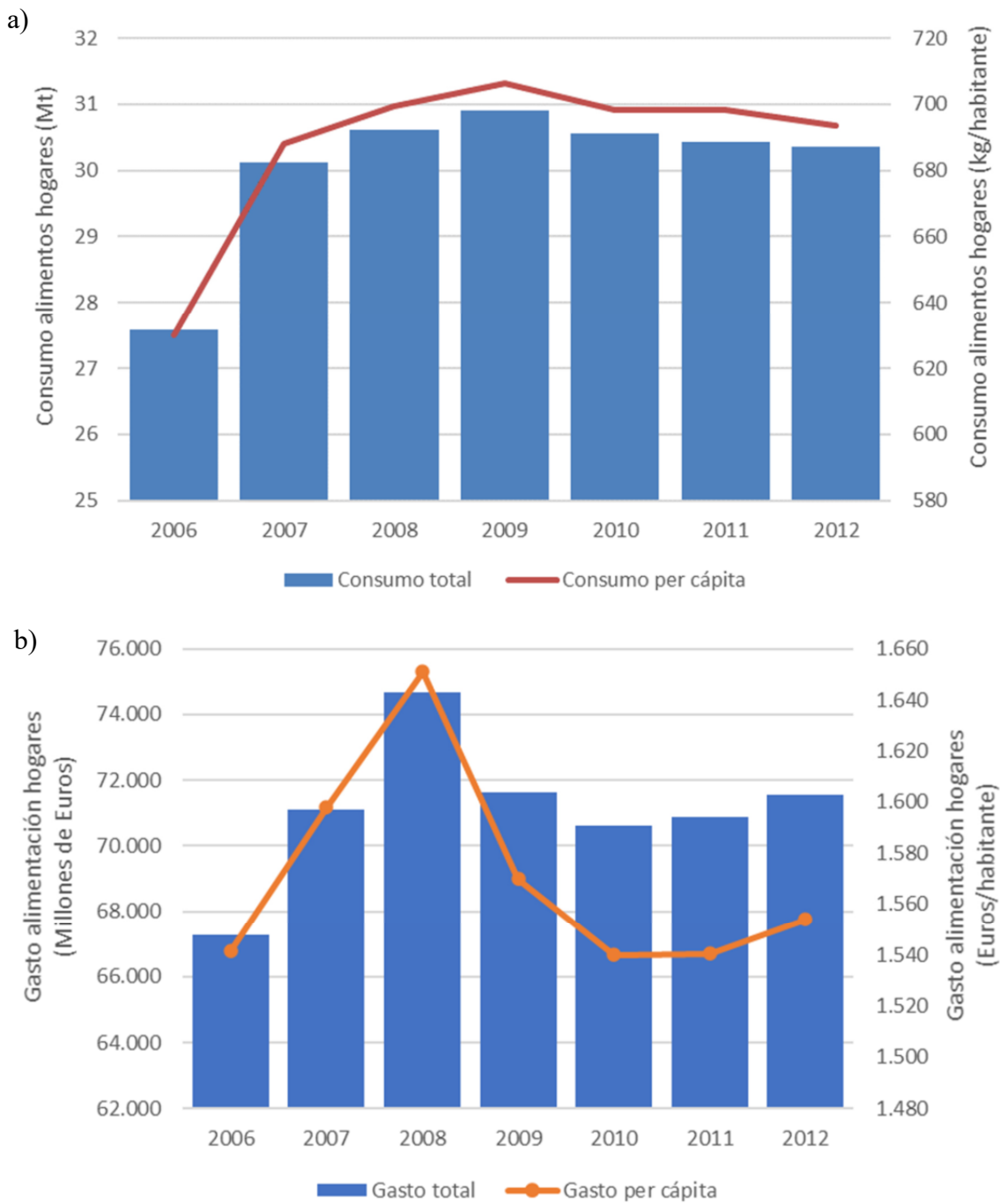


Figura 4.4. Evolución del consumo alimentario total y del nivel de consumo alimentario de los hogares españoles en (a) términos físicos, y en (b) gastos.

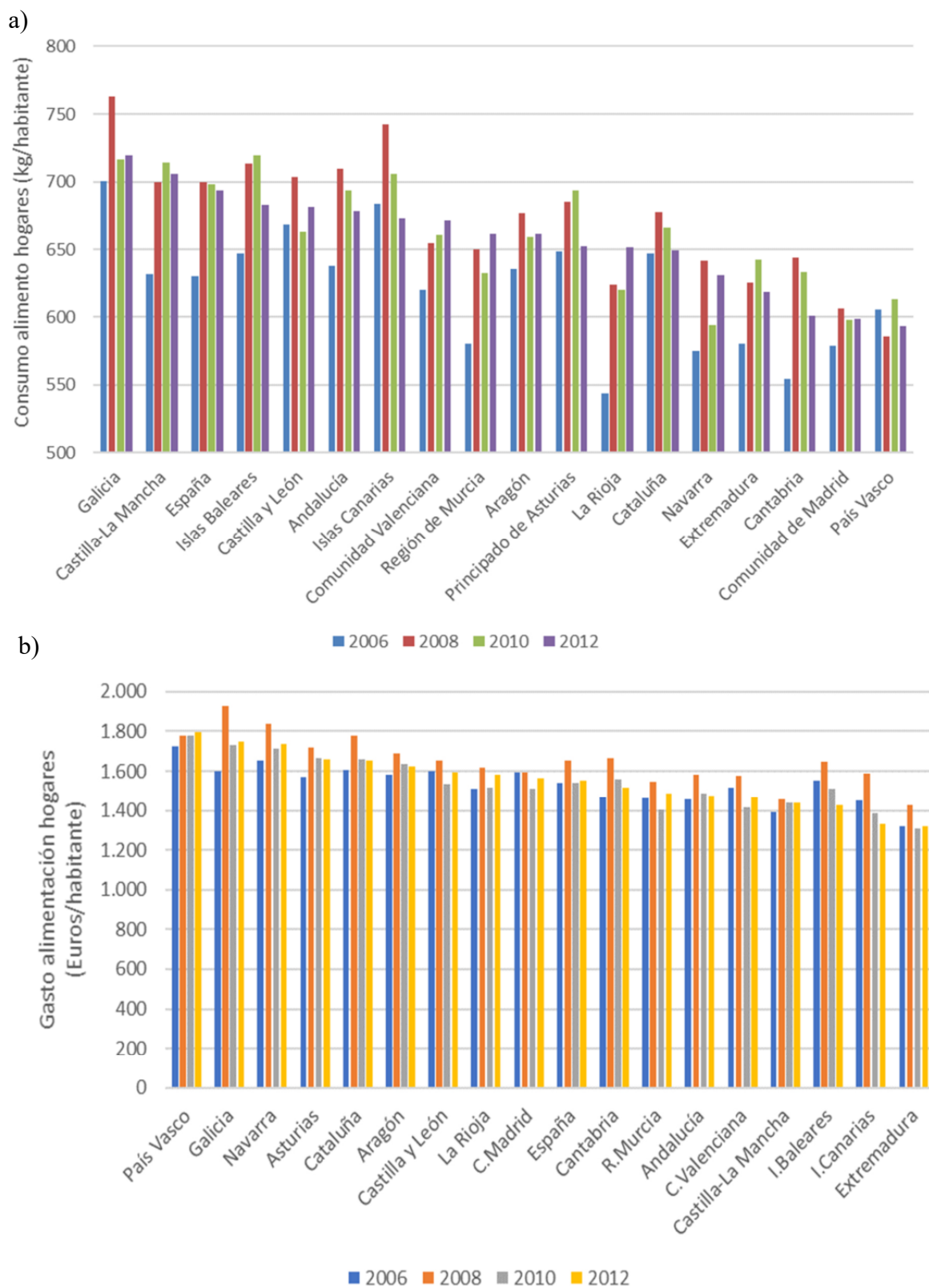


Figura 4.5. Clasificación de los hogares regionales según (a) su consumo per cápita y (b) gasto per cápita en alimentación.

Si se observa el gasto alimentario de los hogares a nivel regional (Figura 4.5b), los hogares de regiones del centro-norte del país son aquellos que presentan mayores niveles de gasto por habitante que la media española en alimentación (entre 1.795 €/habitante de País Vasco y 1.565 €/habitante de la Comunidad de Madrid, en 2012), mientras que aquellos de regiones del centro-sur y las islas, son los que presentan gastos menores que la media nacional (entre 1.319 €/habitante de Extremadura y 1.517 €/habitante de Cantabria). Existe una diferencia de unos 475 €/habitante entre el gasto medio anual de los hogares en la región donde éste es mayor (País Vasco, donde el peso de la alimentación en el gasto total era cerca de un 13,2 % en 2012) y aquéllos donde éste es menor (Extremadura, donde el peso de la alimentación en el gasto total estaba por encima del 15,2 %).

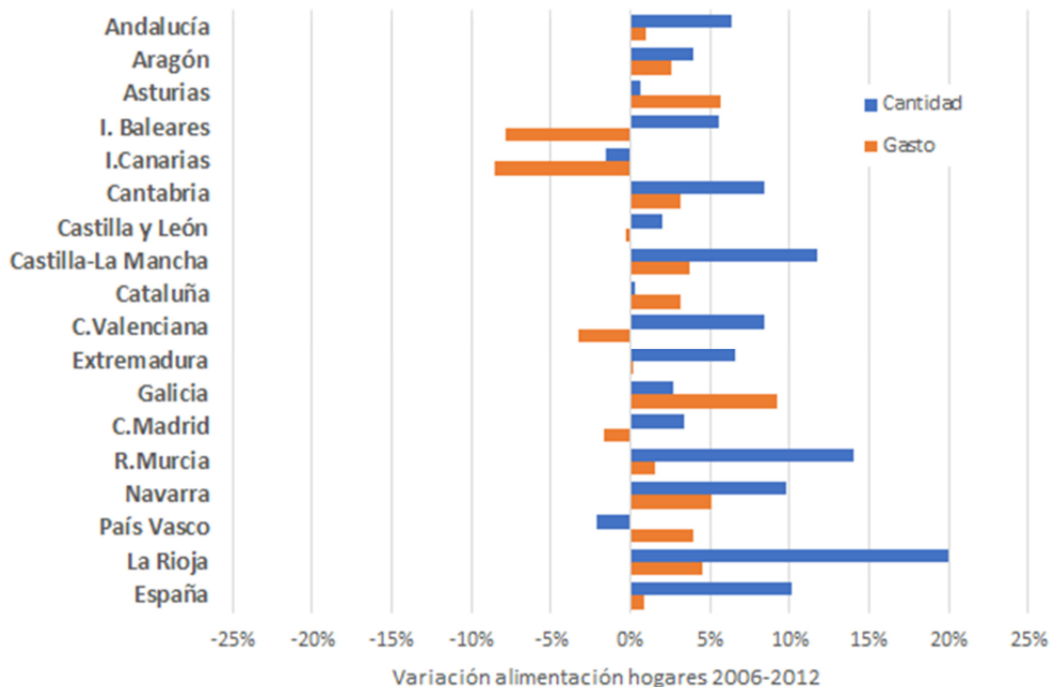


Figura 4.6. Variación de los niveles de cantidad y gasto alimentario según localización del hogar.

El patrón general es de un aumento del consumo alimentario, tanto en cantidad como en gasto, en los distintos hogares regionales hasta 2008 o 2010, dependiendo de la región, que luego, debido al efecto de la crisis económica, tiende a reducirse hasta 2012 (Figura 4.6). En cuanto a cantidad, destaca el aumento experimentado en los hogares de La Rioja (20 %), la Región de Murcia (14 %) y Castilla-La Mancha (11,7 %). Escapan de este patrón de crecimiento entre 2006 y 2012 sólo los hogares de dos regiones: País Vasco (- 2,1 %) e Islas Canarias (- 1,6 %). Por su parte, sólo los hogares de 4 regiones reducen su gasto per cápita, en particular los de las Islas Canarias y Baleares

(8,5 y 7,9 %, respectivamente), los de la Comunidad Valenciana, con un 3,3 %, los de la Comunidad de Madrid, con un 1,7 % y ligeramente los de Castilla y León, con un 0,3 %. Los hogares del resto aumentan sus gastos alimentarios entre un 1 % y un 5,6 %, aproximadamente, destacando el aumento de Galicia (9,2 %) y Navarra (5,1 %).

Este incremento generalizado del gasto y la cantidad se produce en un contexto de aumento del precio en la mayor parte de categorías de alimentos y bebidas no alcohólicas entre 2006 y 2012, creciendo un 16,5 %, y para las bebidas alcohólicas y el tabaco, con mayor carga impositiva, alrededor del 59 % (Figura 4.7).

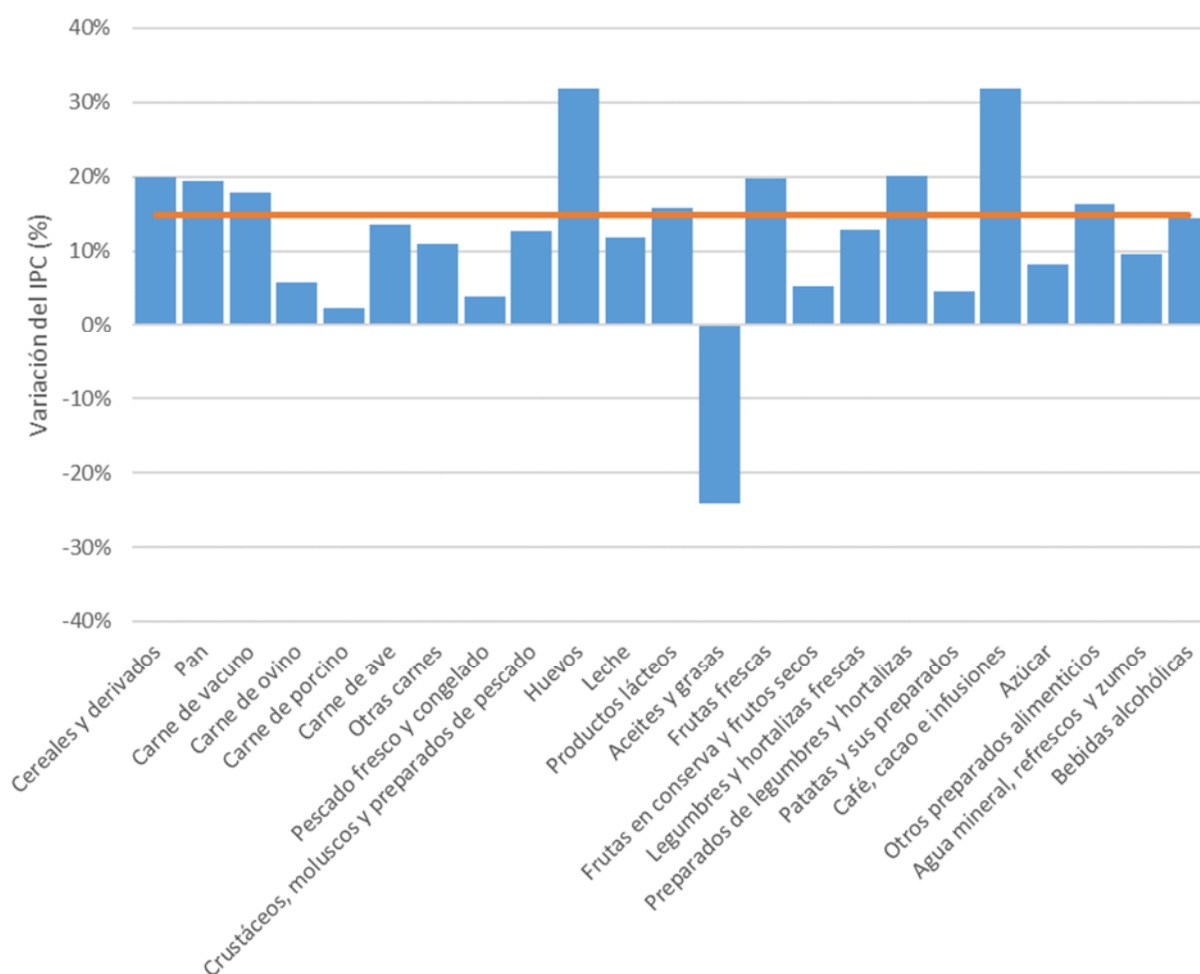


Figura 4.7. Variación del IPC de los alimentos por categorías en España, 2006-2012⁴⁰.

El aumento de los precios durante el período 2006-2012 es generalizado, excepto el caso de los aceites y grasas, donde éste disminuye en un 24 %. Destaca el aumento de los precios

⁴⁰ La línea naranja indica la variación del IPC general.

experimentado por los huevos y el café, cacao e infusiones, que experimentan una variación por encima del 31 %, más del doble de la variación sufrida por el índice general en estos años. También el aumento de precios de otros alimentos como pan, cereales y derivados, carne de vacuno, frutas frescas o los preparados de legumbres y hortalizas, que se encuentran entre el 19 y el 20 %.

Como consecuencia de la crisis, la alimentación ha sufrido un ligero aumento en su peso dentro de la cesta de la compra de los hogares españoles (de 13,8 % a un 14,1 % del total del gasto efectuado), si bien los datos indican que tiene un peso bastante constante dentro de la misma, como ilustra la Figura 4.8.

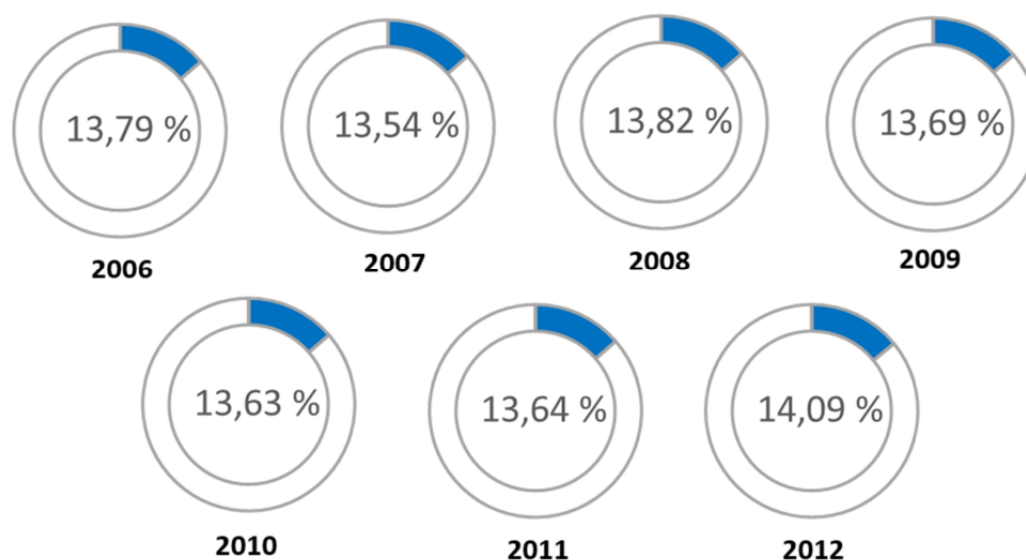


Figura 4.8. Peso del gasto en alimentación en el total de gasto de los hogares en España.

Si se toma como referencia la escala regional (Figura 4.9), se observa relativamente bastante variabilidad, mostrando en 2012 una diferencia de 5 puntos porcentuales aproximadamente entre los hogares gallegos, que son aquellos donde la alimentación supone una mayor fracción del gasto total, por encima del 16,6 %, y los hogares madrileños, donde el peso supera ligeramente el 11,5 %. Así, el peso del gasto alimentario sobre el gasto total es menor en los hogares de regiones del centro económico del país, como Cataluña, Navarra, País Vasco, Islas Baleares y Comunidad de Madrid, quedando por debajo o alrededor del 14 % del gasto total (también Cantabria). En el lado contrario, aparte de los hogares gallegos, hay 6 regiones más donde el gasto alimentario de los hogares supera el 15 % del total del gasto de los mismos (Andalucía, Castilla-La Mancha, Castilla y León, Extremadura, Islas Canarias, y Región de Murcia), generalmente regiones más periféricas en la economía española.

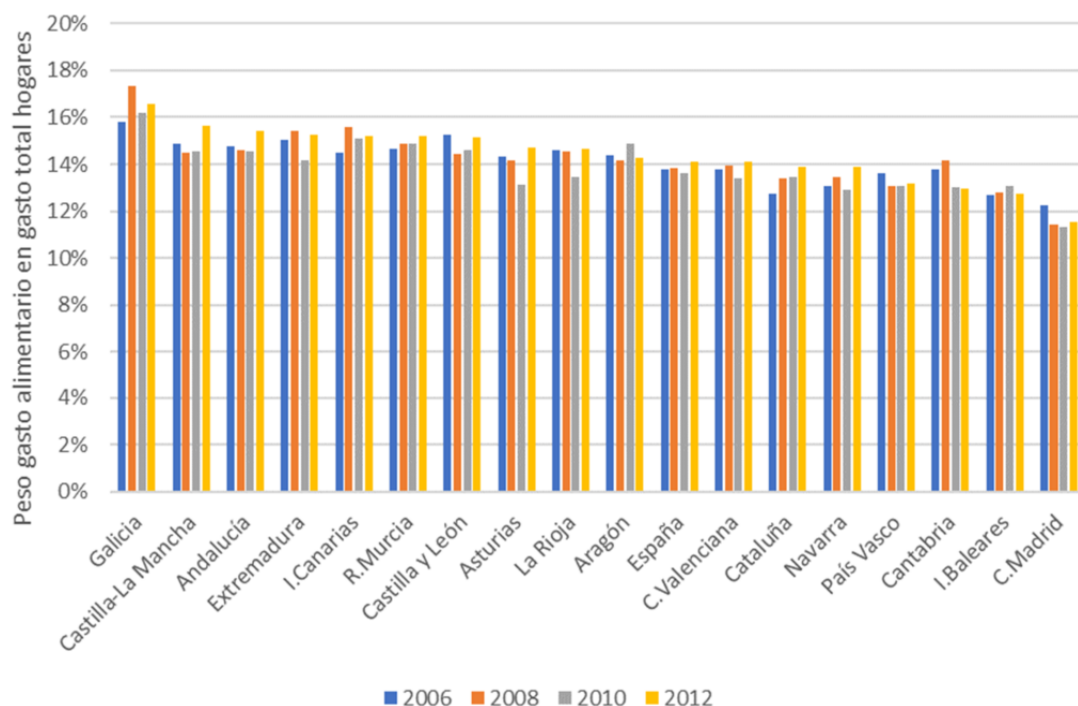


Figura 4.9. Clasificación de los hogares regionales según el peso del gasto alimentario en el gasto total.

Se trata, como se puede comprobar fácilmente en un ejemplo para el año 2012 (Figura 4.10), de una relación inversa entre el gasto per cápita en alimentación de los hogares regionales y el porcentaje del gasto que la alimentación supone dentro del gasto total de los mismos. A partir de este diagrama de dispersión, se puede apuntar a que a mayor gasto per cápita en alimentación, menor porcentaje de gasto alimentario sobre el gasto total de los hogares, y viceversa, ya que en el gasto total del hogar se incluye como un componente con mayor peso la compra de bienes y servicios no esenciales. Esto concuerda también con los resultados que se manejan en Sociología de la Alimentación (Díaz Méndez 2013; Muñoz Sánchez y Pérez Flores 2015).

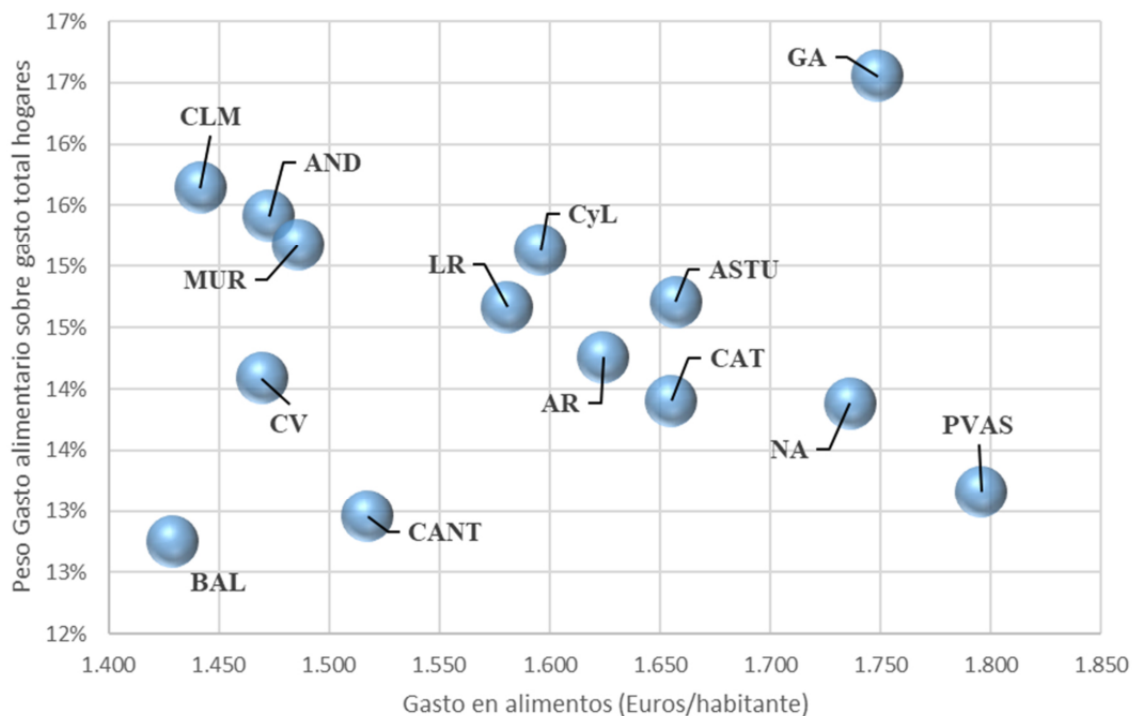


Figura 4.10. Relación entre el peso del gasto alimentario en el gasto total de los hogares y el nivel de gasto alimentario⁴¹.

En segundo lugar, nos centraremos en el consumo diferencial por categorías de alimentos (Figura 4.11). En cuanto a la cantidad de alimentos consumidos (Figura 4.11a), son las bebidas no alcohólicas, junto con los lácteos (leche y derivados) y huevos los productos cuyo consumo por habitante es mayor, superando los 100 kg/habitante al año. Entre los menos consumidos, se encuentran los aceites y las grasas, las bebidas alcohólicas, los dulces y azúcares y los estimulantes, cuyo consumo total no supera los 20 kg/habitante al año. Sin embargo, el gasto (Figura 4.11b) se concentra en los productos frescos (más de 140 euros/habitante), dejando las bebidas, dulces, aceites y grasas, y estimulantes en la cola de gastos (menos de 100 euros/habitante). La influencia de patrones de dieta mediterránea y más saludables todavía se deja sentir en España.

⁴¹ AND = Andalucía; AR = Aragón; ASTU = Asturias; BAL = Islas Baleares; CAN = Islas Canarias; CANT = Cantabria; CyL = Castilla y León; CLM = Castilla-La Mancha; CAT = Cataluña; CV = Comunidad Valenciana; GA = Galicia; EX = Extremadura; CAM = Comunidad de Madrid; MUR = Región de Murcia; NA = Navarra; PVAS = País Vasco; LR = La Rioja.

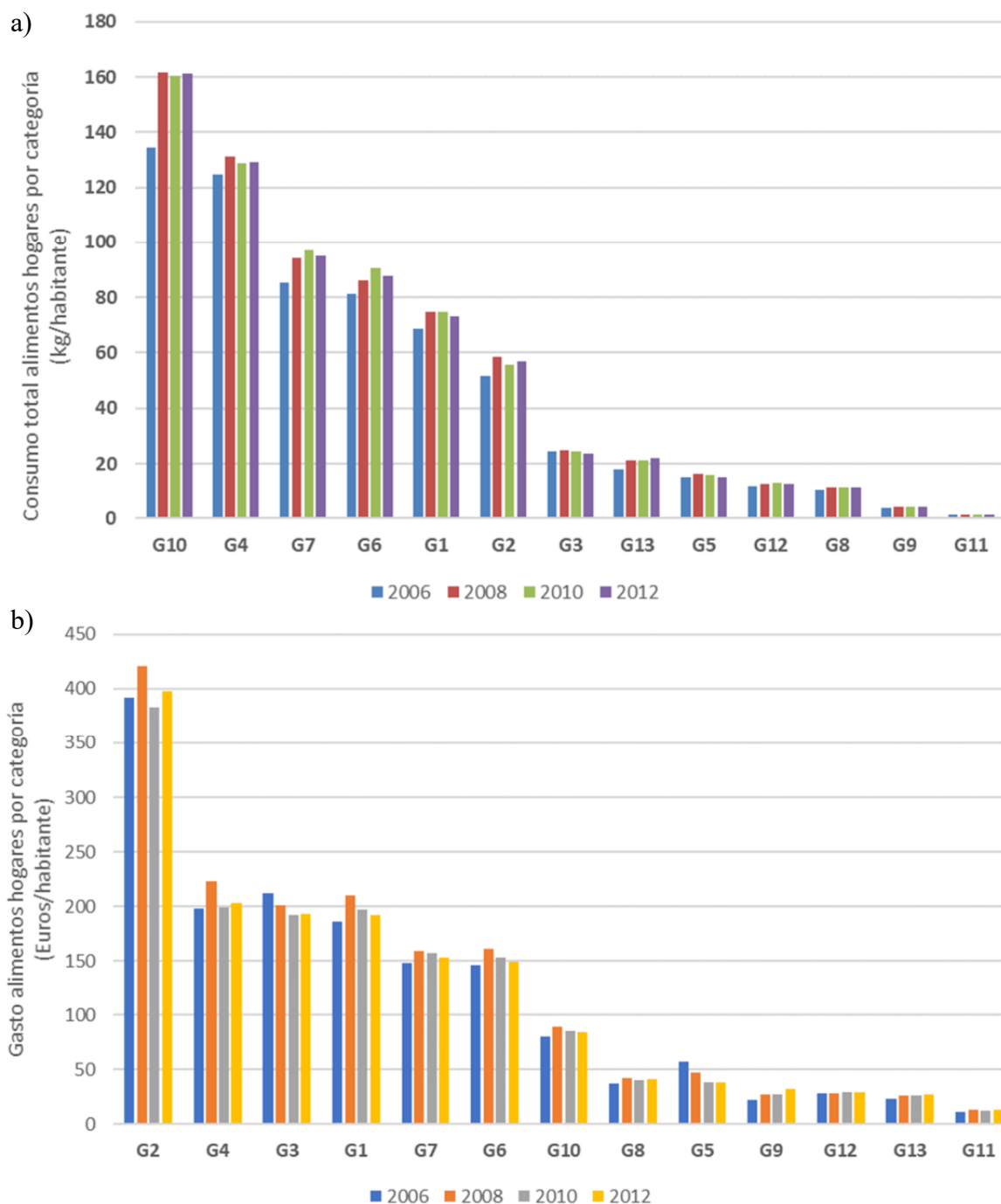


Figura 4.11. Niveles medios de consumo de alimentos en los hogares españoles en términos de (a) cantidad y (b) gasto por categoría de alimento⁴².

⁴²G1 = Pan y Cereales; G2 = Carne; G3 = Pescado; G4= Leche, queso y huevos; G5 = Aceites y grasas; G6 = Frutas; G7 = Hortalizas, incluyendo patatas y otros tubérculos; G8 = Azúcar, confituras, miel, chocolate, confitería y helados; G9 = Café, té, cacao; G10 = Aguas minerales, bebidas refrescantes y zumos; G11 = Espirituosos y licores; G12 = Vinos; G13 = Cerveza.

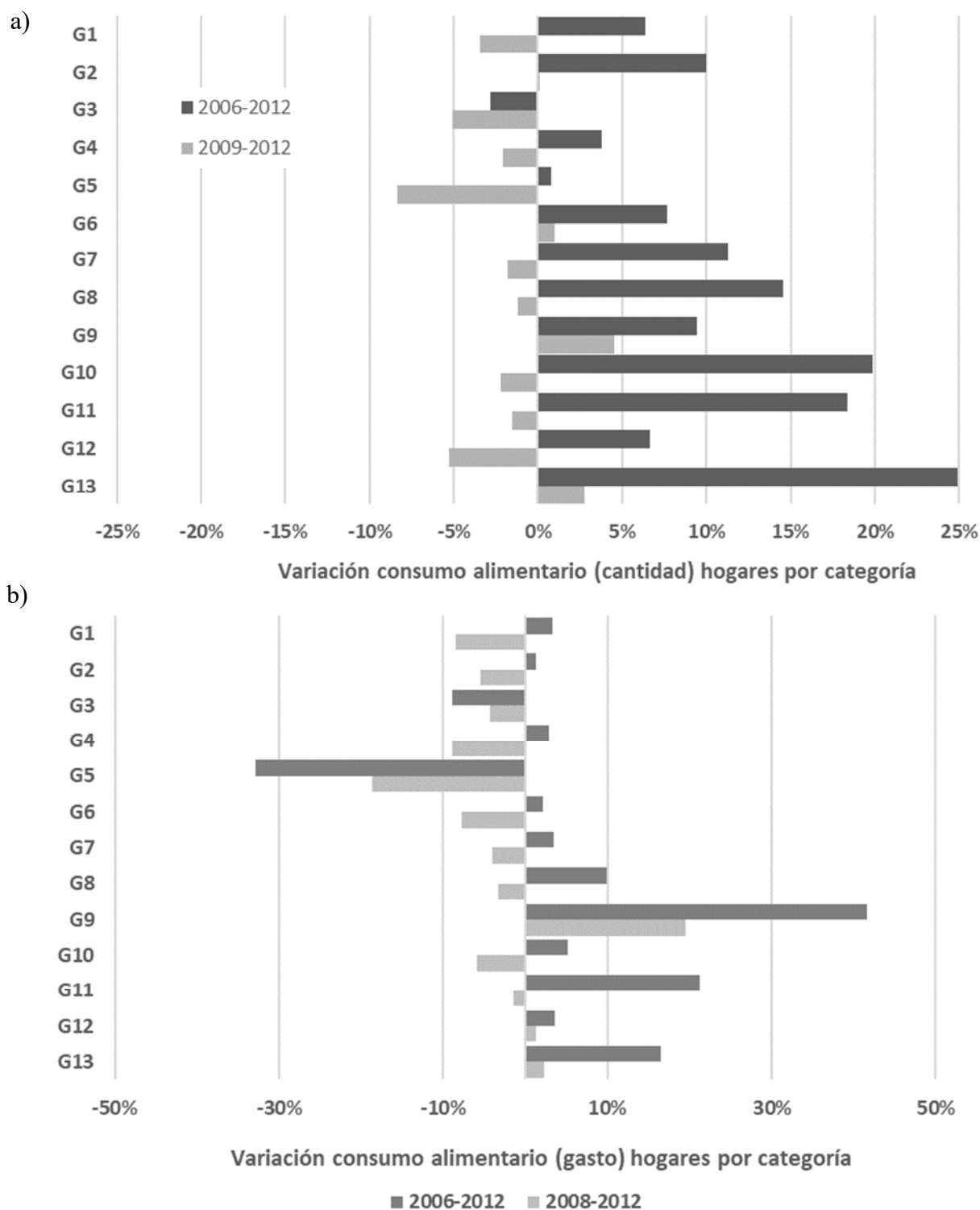


Figura 4.12. Variación de los niveles de (a) cantidad y (b) gasto alimentario de los hogares españoles según categoría de alimento⁴³.

⁴³ G1 = Pan y Cereales; G2 = Carne; G3 = Pescado; G4= Leche, queso y huevos; G5 = Aceites y grasas; G6 = Frutas; G7 = Hortalizas, incluyendo patatas y otros tubérculos; G8 = Azúcar, confituras, miel, chocolate, confitería y helados; G9 = Café, té, cacao; G10 = Aguas minerales, bebidas refrescantes y zumos; G11 = Espirituosos y licores; G12 = Vinos; G13 = Cerveza.

Estas clasificaciones esconden también la variación sufrida a lo largo de todo el período, y el efecto diferencial que la crisis ha tenido en las distintas categorías, que se cuantifica aquí comparando el punto álgido con el último año de la serie. Como se observa en la Figura 4.12, se produce un aumento neto generalizado del consumo de las distintas categorías en los hogares españoles, excepto del pescado (G3), que ha sufrido una disminución neta en su consumo por parte de los hogares, de cerca del 3 % (de 24,4 a 23,7 kg/habitante), y que entre 2009 y 2012 disminuía más de un 5 %. Esta disminución en el consumo de pescado es una tendencia generalizada de la última década en nuestro país (Ocaña 2018), que va en la dirección contraria de lo que ocurre a nivel mundial, con una demanda creciente, que dado los problemas de agotamiento de caladeros de pesca, está siendo sostenida mediante un incremento de la producción en el sector de la acuicultura (FAO 2018; Msangi et al. 2013). Según Ocaña (2018) esta tendencia se sustentan en el elevado precio relativo del pescado, el cambio en los estilos de vida (menos tiempo para cocinar, preferencia por comidas preparadas o de cocción rápida, menos tiempo para hacer la compra, etc.) o el creciente abandono de la dieta mediterránea, especialmente por parte de los jóvenes. Aun así, los hogares españoles siguen siendo unos de los mayores consumidores de pescado europeos, junto con los de Italia y Francia (EUMOFA 2018).

Dentro de esta tendencia general de aumento y contracción durante la crisis, destacan dos aspectos. El primero tiene que ver con las subidas netas experimentadas en el consumo por parte de los hogares en determinadas categorías de consumo a lo largo de todo el período: especialmente las bebidas alcohólicas (G11-G13), bebidas no alcohólicas (G10), carne (G2) y bebidas estimulantes (café, té y cacao) (G9). El segundo tiene que ver con el hecho de que, aunque entre 2009 y 2012, por el efecto de la crisis, se produce una disminución en el consumo per cápita de casi todas las categorías de alimentos, en esa parte del período estudiado hay algunas categorías que, sin embargo, siguen aumentando su consumo, en particular, las bebidas alcohólicas (cerveza; G13), las bebidas estimulantes (G9), la carne (G2) y también la fruta (G6), con aumentos en su consumo del 2,8 % (de 21,6 a 22,2 kg/habitante), el 4,5 % (de 3,9 a 4,1 kg/habitante), el 0,1 % y el 1 %, respectivamente.

Así, se ha producido un aumento en el consumo de bebidas alcohólicas (G11-G13) por parte de los hogares (los espirituosos suben un 18 %, el vino cerca del 7 % y la cerveza aumenta su consumo cerca de un 25 %) que preocupa por sus conocidas consecuencias en términos de salud (Wood et al. 2018; Kunzmann et al. 2018; Griswold et al. 2018). La tendencia detectada en el aumento del consumo de las bebidas alcohólicas en los hogares coincide con los patrones a medio plazo que se identifican para los países mediterráneos, como España, que se encuentran en

transición entre distintos modos de beber. Se está produciendo un cambio entre un modo de beber tradicional, más integrado en la cultura, asociado a momentos como la comida, y ligado principalmente al vino (G12), que se va relegando a población más envejecida y rural, a un modo de beber moderno, más intensivo en el tiempo, que va frecuentemente unido a momentos de ocio, especialmente de fin de semana (botellón), identificado con una población más joven y urbana que prefiere bebidas como la cerveza (G13) o los Espirituosos y Licores (G11), y que converge con el patrón de bebida de países anglosajones (Galán et al. 2014; Gual 2006; León-Muñoz et al. 2015), con mayores tasas de alcoholismo.

También se ha producido un aumento del consumo de los hogares en bebidas no alcohólicas (la categoría agua mineral, refrescos y zumos (G10) sube alrededor de un 20 %), generalmente azucaradas, así como el incremento en el consumo de azúcar refinado y los dulces (un aumento que roza el 15 %) (G8). Este incremento de la presencia de azúcar se detecta en la mayor parte de encuestas médicas realizadas en España (Ruiz y Varela-Moreiras 2017; Ruiz et al. 2017). Se trata de una tendencia global, especialmente preocupante debido al azúcar oculto en bebidas y productos procesados, y forma parte de las recientes llamadas de atención de los organismos médicos y la investigación internacional (Vartanian et al. 2007; Lustig et al. 2012). También es conocido el aumento en el consumo de agua mineral embotellada en todo el país (G10), situándonos entre los primeros países de Europa (sólo por detrás de Italia y Alemania) en cuanto a consumo de este tipo de aguas (Marqués de Ávila 2017), a pesar de que diversos estudios señalan que un 89 % de las aguas de grifo analizadas en distintas ciudades de España son seguras y de bastante calidad para el consumo humano (OCU 2014), lo que subraya lo inútil de este comportamiento en términos de calidad de agua y propiedades organolépticas para gran parte del país.

En cuanto a la carne (G2), hasta el último tercio del s. XX, el consumo habitual de carne en España se consideraba un privilegio de los hogares más pudientes, un bien posicional dentro de la cesta alimentaria, si bien los cambios en las técnicas de producción ganadera y las transformaciones socio-económicas sufridas han hecho que la carne pase a ser un producto de consumo habitual en la mesa de muchos españoles desde los años 70 (Díaz Yubero 2010). A lo largo del período, se ha producido un aumento de su consumo en un 10 %. Se trata de una situación coincidente con las tendencias a escala global, ya que, de acuerdo con los datos de los que dispone FAO, existe un patrón generalizado de aumento en el consumo de carne a nivel mundial (FAO 2006; Kearney 2010; Westhoek et al. 2014; Godfray et al. 2018; Sans y Combris 2015), y muchos autores están de acuerdo en que dicho incremento seguirá durante, al menos, las próximas tres décadas en gran parte del mundo (Thornton 2010). Este incremento en la ingesta global de carne,

debido a una generalización de la dieta occidental, más rica en proteína de origen animal, está generando una cierta preocupación por las consecuencias ambientales y sanitarias que podría tener en muchos casos (Forouzanfar et al. 2015; Bouvard et al. 2015; Mekonnen y Hoekstra 2012; Hallström et al. 2015; Wolk 2017; Aleksandrowicz et al. 2016; Myers et al. 2017; VSF 2019), centrando crecientemente la atención en el potencial que tienen los cambios en la dieta en términos de sostenibilidad y salud (Tilman y Clark 2014; Godfray et al. 2018; Payne et al. 2016; Baroni et al. 2007; van Dooren et al. 2014; Sáez-Almendros et al. 2013). Esta es, precisamente, una vieja preocupación de la Economía Ecológica desde, al menos, los años 90 (White 2000; Goodland 1997; Pimentel y Pimentel 2003; Giampietro 2003).

Finalmente, el consumo de café, té y cacao (G9) ha crecido un 9,4 % a lo largo del período. A pesar de los problemas que se sabe que presenta la ingesta continua de cafeína (Temple et al. 2017; Grosso et al. 2017), y de que, por otro lado, y de modo no poco controvertido, hayan sido reconocidos ciertos efectos positivos de este tipo de productos (Butt y Sultan 2011), también hay cierta alarma sobre el efecto que está teniendo el consumo masivo de estimulantes en forma de bebidas denominadas “energéticas” (Fletcher et al. 2017), lo que constituye una tendencia creciente entre la población joven y adulta (Reissig et al. 2009).

La conclusión, por tanto, sería que hay un viraje de los hogares hacia dietas más occidentales, lo que se viene detectando en las últimas décadas en la dieta española (Carrera-Bastos et al. 2011; Cordain et al. 2005), con el aumento creciente del consumo de productos que, en muchos casos, contribuyen a un empeoramiento de la salud, y cuya tendencia, especialmente en el caso de la cerveza, sigue siendo creciente. Todo ello, como ya se ha dicho, a pesar del fuerte peso que todavía tienen los alimentos de origen vegetal en el consumo alimentario de los hogares frente a los modelos occidentales (Moreno et al. 2002; Norte Navarro y Ortiz Moncada 2011; Varela-Moreiras et al. 2010; Varela-Moreiras 2014), lo que se concreta en el peso que las hortalizas y tubérculos (G7), así como frutas (G6) y pan y cereales (G1) aún tienen en nuestra dieta (Figura 4.11a).

Las tendencias en el gasto monetario son parecidas a las de las cantidades, es decir, un mayor aumento en bebidas y azúcares, así como en estimulantes, que es la categoría cuyo gasto aumenta en mayor medida, un 42 % (de 22,8 a 32,3 euros/habitante), y en bebidas alcohólicas, cuyos precios al alza y aumento en el consumo están disparando el gasto asociado. Sin embargo, aquí hay dos categorías que experimentan un descenso: por un lado, aceites y grasas (G5), que desciende más de un 32 % en gasto (de 57 a 38,3 euros/habitante) que como hemos visto (Figura 4.7) es la única categoría de alimento que disminuye su precio a lo largo de todo el período (más de un 24 %); por el otro lado, el pescado, que como hemos visto, ha disminuido su consumo en algo más de un 3

%, lo que explicaría también su reducción en el gasto alrededor de un 9 % (de 211,7 a 192,8 euros/habitante). También en este caso, los hogares gastan menos en la mayor parte de las categorías en el período entre 2008 (el pico de gasto) y 2012. Las excepciones siguen siendo las bebidas estimulantes (G9), el vino (G12) y la cerveza (G13), cuyo gasto ha aumentado un 20 %, un 1,3 % y un 2,3 %, respectivamente, impulsado por el aumento de su consumo.

Finalmente, el análisis de conglomerados llevado a cabo nos permite distinguir grandes grupos de hogares regionales según su consumo per cápita para cada categoría de alimentos (Figura 4.13). Del mismo se deduce una tendencia ya mencionada en diversos estudios desde otras aproximaciones (Vilà Trepát 2019; Norte Navarro y Ortiz Moncada 2011), y es que se puede establecer un gradiente regional norte (noroeste)-sur (sureste) en cuanto al consumo alimentario en España, donde los hogares de las primeras regiones tienen unos patrones de mayor consumo alimentario para la mayor parte de las categorías de alimentos, frente a los hogares de las segundas.

Así, los hogares de las regiones que más consumen en una mayor cantidad de categorías de alimentos son los de Galicia, Asturias, Castilla y León e Islas Canarias⁴⁴, frente a los que se sitúan los que menos consumen en una mayor cantidad de categorías de alimentos, que se corresponden con los hogares de la R. Murcia, Extremadura, Comunidad Valenciana y La Rioja.

La explicación que se suele ofrecer de ese patrón es la de que se trata de regiones con mayor cantidad de recursos naturales aprovechables para la alimentación, una tradicional mayor inversión en alimentación y una rica tradición culinaria (Vilà Trepát 2019).

Sin embargo, se escapan a esta tendencia varias categorías. Por una parte, pan y cereales (G1), que se consume en mayor medida en hogares de regiones del centro-sur del país, y en La Rioja, donde el crecimiento del consumo de este tipo de productos ha sido de más del 35 % en todo el período analizado. Además, en el caso de los aceites y grasas (G5), hay dos regiones tradicionalmente productoras de aceites (Andalucía y Extremadura) que se cuelan entre las que poseen los hogares con mayor consumo de este tipo de productos, configurando un mapa en el que los hogares de las regiones más consumidoras son los de aquellas del oeste peninsular.

⁴⁴ El caso de Islas Canarias es particular, ya que sus hogares son bajos consumidores en la mayoría de alimentos entre las categorías 1 a 6, pero grandes consumidores (o al menos medios) entre las categorías 7 a 11. Esto es congruente con el cambio que ha experimentado la dieta en las Islas, a partir de los procesos de urbanización y turistificación que han sufrido en la segunda mitad del s. XX, con mayor presencia de residentes de países donde la dieta predominante es la occidental (Bello Lujan y Serra Majem 2016).

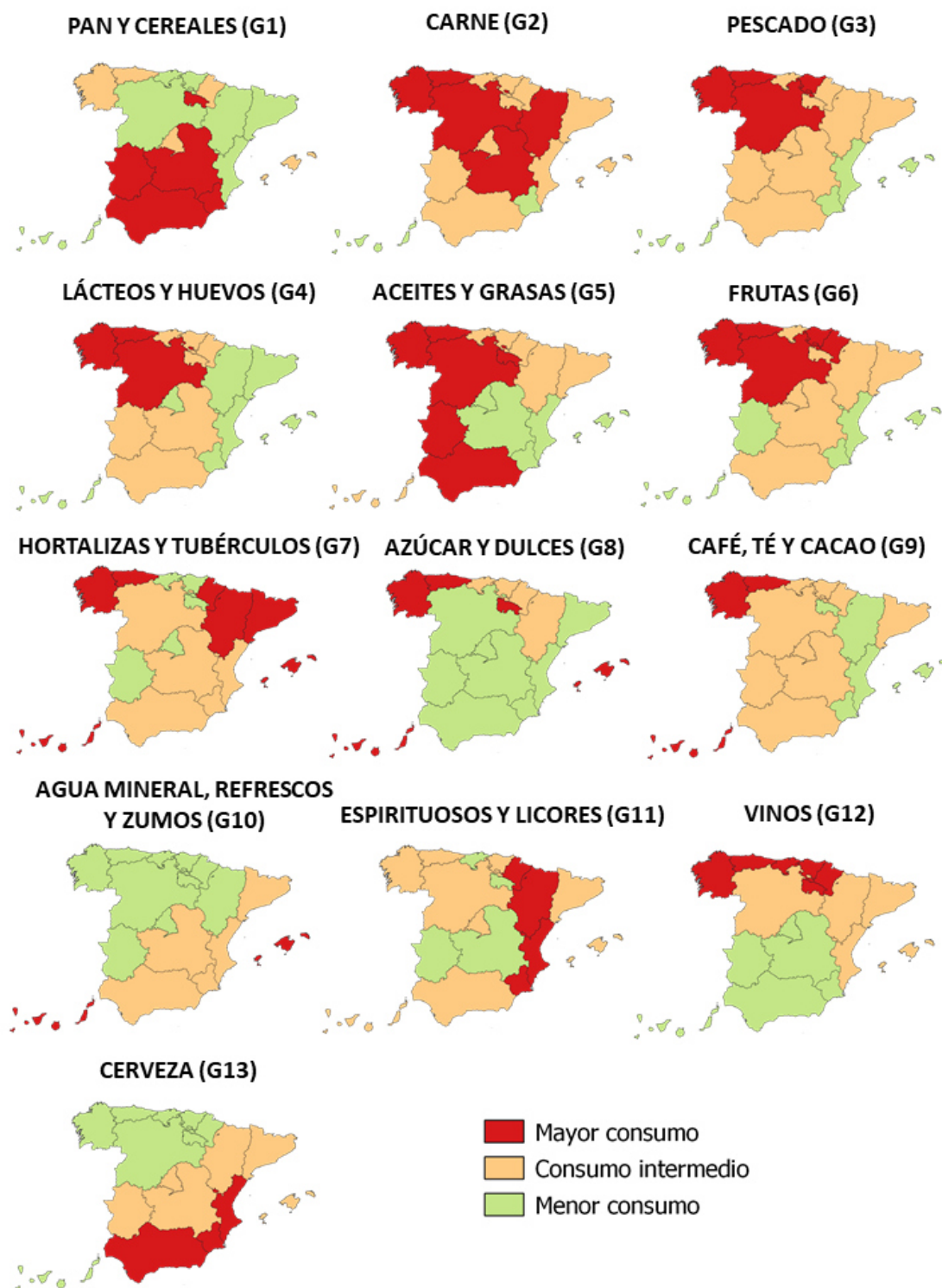


Figura 4.13. Mapas con la agrupación de los hogares regionales según su nivel de consumo para cada uno de los grupos de alimentos de la EPF, año 2012⁴⁵.

⁴⁵ Los análisis de conglomerados llevados a cabo sobre la variable consumo de alimento (por categorías) per cápita, con los que se ha elaborado el mapa de la Figura 4.13, se encuentran recogidos el Anexo II, dentro del documento de Análisis de conglomerados.

También, el consumo de aguas minerales, refrescos y zumos (G10) se produce mayoritariamente en hogares de las islas y de las regiones del sur-este de la península, donde el agua es más dura desde el punto de vista hidroquímico (mayor cantidad de residuos y carbonatos), y por tanto de peor sabor. Otra categoría donde existe un reparto diferente del consumo es la de espirituosos y licores (G11), donde el consumo está más repartido, y que se concentra especialmente en los hogares de la franja este del país. Finalmente, la categoría de cerveza (G13), vuelve a presentar un patrón de consumo (sur)sureste-(nor)noroeste.

4.3.2. *La influencia de los factores socioeconómicos en el metabolismo alimentario*

Uno de los aspectos más atractivos de la EPF en el análisis del consumo alimentario de los hogares es el hecho de que se puede relacionar información sobre las 13 categorías de alimentos con datos de carácter socio-económico de los hogares.

En esta parte del capítulo, se presentan los análisis llevados a cabo sobre algunos de los principales factores socioeconómicos con el objetivo de conocer cuáles son los impulsores relevantes y en qué modo afectan al consumo alimentario de los hogares españoles en *términos físicos*. Un resumen de los principales resultados de los modelos llevados a cabo para el consumo per cápita se puede consultar en la Tabla 4.2.

Como se puede observar, los modelos implementados presentan estadísticos F de Fisher-Snedecor (F) significativos para todas las categorías de alimentos ($p < 0,01$), si bien, el coeficiente de determinación (R^2) es tendencialmente bajo, oscilando entre el 8 % y el 33 % de explicación de la variabilidad total, en los casos extremos de lácteos y huevos (G4) y espirituosos y licores (G11), respectivamente.

Se examinarán a continuación los resultados para cada uno de los distintos factores socio-económicos incluidos en sus respectivas categorías de alimentos.

Tabla 4.2. Modelos de regresión lineal múltiple para las distintas categorías de alimentos considerados de la EPF (Variable dependiente: log Cantidad consumida per cápita)

		G1	G2	G3	G4	G5	G6	G7	G8	G9	G10	G11	G12	G13
Año	2008	0,052*** (0,010)	0,043*** (0,013)	-0,061*** (0,016)	-0,0002 (0,013)	0,091*** (0,024)	-0,024* (0,014)	0,017 (0,013)	0,141*** (0,019)	0,091*** (0,024)	0,128*** (0,015)	0,566*** (0,059)	0,006 (0,029)	0,226*** (0,031)
	2010	0,058*** (0,010)	0,032** (0,013)	-0,072*** (0,016)	-0,027** (0,013)	0,052** (0,024)	0,008 (0,014)	0,042*** (0,013)	0,131*** (0,019)	0,113*** (0,024)	0,106*** (0,015)	0,616*** (0,058)	0,122*** (0,029)	0,252*** (0,031)
	2012	-0,993*** (0,023)	0,061*** (0,012)	-0,066*** (0,016)	-0,027** (0,013)	0,002 (0,024)	-0,035*** (0,014)	0,029** (0,013)	0,157*** (0,019)	0,112*** (0,024)	0,112*** (0,016)	0,678*** (0,059)	0,157*** (0,029)	0,366*** (0,030)
Tamaño hogar	2	-0,114*** (0,017)	0,030* (0,016)	-0,076*** (0,019)	-0,091*** (0,017)	-0,629*** (0,027)	-0,054*** (0,018)	-0,006 (0,017)	-0,600*** (0,023)	-0,704*** (0,026)	-0,311*** (0,021)	-1,518*** (0,067)	-0,875*** (0,032)	-0,848*** (0,034)
	3	-0,148*** (0,030)	0,091*** (0,027)	-0,071** (0,035)	-0,142*** (0,028)	-0,907*** (0,050)	-0,079** (0,031)	-0,013 (0,029)	-0,802*** (0,043)	-0,959*** (0,051)	-0,338*** (0,034)	-1,913*** (0,125)	-1,166*** (0,065)	-1,006*** (0,069)
	4	-0,195*** (0,030)	0,076*** (0,028)	-0,148*** (0,036)	-0,106*** (0,029)	-1,119*** (0,052)	-0,184*** (0,032)	-0,100*** (0,030)	-0,851*** (0,043)	-1,096*** (0,053)	-0,417*** (0,035)	-2,251*** (0,127)	-1,399*** (0,066)	-1,166*** (0,070)
	5	-0,271*** (0,034)	0,036 (0,031)	-0,300*** (0,041)	-0,138*** (0,032)	-1,216*** (0,060)	-0,257*** (0,036)	-0,122*** (0,034)	-0,910*** (0,049)	-1,261*** (0,060)	-0,468*** (0,039)	-2,500*** (0,137)	-1,668*** (0,076)	-1,417*** (0,079)
	6	-0,270*** (0,044)	-0,017 (0,040)	-0,477*** (0,055)	-0,133*** (0,039)	-1,166*** (0,076)	-0,323*** (0,045)	-0,116*** (0,042)	-0,831*** (0,061)	-1,443*** (0,076)	-0,401*** (0,045)	-2,732 (0,155)	-2,002*** (0,091)	-1,770*** (0,100)
	Log Gasto total per cápita	0,168*** (0,010)	0,342*** (0,010)	0,562*** (0,012)	0,256*** (0,010)	0,117*** (0,017)	0,465*** (0,011)	0,338*** (0,010)	0,194*** (0,014)	0,226*** (0,017)	0,314*** (0,011)	0,675*** (0,042)	0,486*** (0,023)	0,429*** (0,023)
Sexo sustentador principal	-0,078*** (0,012)	-0,059*** (0,012)	-0,090*** (0,015)	0,009 (0,012)	-0,064*** (0,021)	-0,010 (0,013)	0,016 (0,012)	0,003 (0,017)	0,011 (0,021)	-0,017 (0,014)	-0,146*** (0,050)	-0,251*** (0,027)	-0,158*** (0,027)	
Edad sustentador principal	0,005*** (0,0004)	0,008*** (0,0004)	0,018*** (0,0006)	0,008*** (0,0004)	0,009*** (0,0009)	0,018*** (0,001)	0,011*** (0,0004)	0,004*** (0,0006)	0,003*** (0,0008)	-0,007*** (0,0005)	0,001 (0,002)	0,015*** (0,001)	-0,001 (0,001)	
Tipo hogar	2	-0,009 (0,019)	-0,097*** (0,019)	0,028 (0,023)	-0,074*** (0,019)	-0,130*** (0,032)	-0,092*** (0,020)	-0,066*** (0,019)	-0,064** (0,028)	0,060* (0,031)	-0,015** (0,025)	-0,103 (0,087)	0,160*** (0,041)	0,123*** (0,045)
	3	-0,116*** (0,029)	-0,251*** (0,027)	-0,105*** (0,035)	0,076*** (0,027)	-0,136*** (0,051)	-0,188*** (0,030)	-0,278*** (0,028)	-0,095** (0,042)	0,153*** (0,051)	-0,071** (0,034)	-0,116 (0,132)	0,026 (0,067)	-0,078 (0,071)
	4	-0,061** (0,024)	-0,065*** (0,022)	-0,096*** (0,028)	-0,055** (0,022)	-0,167*** (0,042)	-0,183*** (0,025)	-0,139*** (0,024)	-0,176*** (0,036)	-0,090** (0,042)	-0,024 (0,030)	-0,782*** (0,114)	-0,301*** (0,056)	-0,411*** (0,061)
CCAA	2	-0,150*** (0,023)	0,057*** (0,021)	-0,126*** (0,026)	-0,071*** (0,022)	0,076* (0,040)	0,069*** (0,024)	0,041* (0,023)	-0,020 (0,033)	-0,083** (0,038)	-0,395*** (0,029)	0,310*** (0,097)	-0,278*** (0,057)	-0,431*** (0,056)
	3	-0,160*** (0,022)	-0,121*** (0,023)	0,055** (0,025)	0,216*** (0,021)	0,260*** (0,036)	0,148*** (0,024)	-0,113*** (0,024)	0,161*** (0,031)	0,273*** (0,034)	-0,503*** (0,030)	0,661*** (0,111)	0,447*** (0,047)	-0,440*** (0,058)
	4	-0,118*** (0,024)	-0,154*** (0,023)	-0,400*** (0,029)	-0,180*** (0,023)	0,053 (0,037)	-0,060** (0,026)	0,041* (0,023)	0,119*** (0,032)	0,048 (0,036)	0,233*** (0,027)	0,427*** (0,109)	0,142** (0,056)	-0,247*** (0,052)
	5	-0,411*** (0,026)	-0,339*** (0,024)	-0,423*** (0,030)	-0,031 (0,025)	-0,182*** (0,042)	-0,106*** (0,026)	-0,003 (0,025)	0,176*** (0,031)	0,162*** (0,038)	0,295*** (0,026)	0,316*** (0,103)	-0,015 (0,060)	-0,451*** (0,058)

Tabla 4.2. Modelos de regresión lineal múltiple para las distintas categorías de alimentos considerados de la EPF (Variable dependiente: log Cantidad consumida per cápita)

	G1	G2	G3	G4	G5	G6	G7	G8	G9	G10	G11	G12	G13
6	-0,160*** (0,025)	-0,120*** (0,024)	0,035 (0,026)	-0,009 (0,027)	0,270*** (0,040)	0,001 (0,027)	-0,218*** (0,027)	0,165*** (0,033)	0,313*** (0,037)	-0,463*** (0,032)	1,016*** (0,103)	0,641*** (0,047)	-0,138** (0,062)
7	-0,118*** (0,018)	0,121*** (0,018)	0,109*** (0,022)	0,121*** (0,019)	0,176*** (0,033)	0,263*** (0,020)	-0,161*** (0,021)	0,007 (0,028)	0,036 (0,033)	-0,446*** (0,026)	0,686*** (0,092)	0,112** (0,048)	-0,363*** (0,049)
8	0,097*** (0,020)	0,164*** (0,020)	0,055** (0,023)	0,112*** (0,021)	-0,013 (0,041)	0,197*** (0,023)	0,025 (0,022)	-0,018 (0,031)	0,009 (0,040)	-0,079*** (0,026)	0,319*** (0,092)	-0,105* (0,054)	-0,099* (0,051)
9	-0,184*** (0,018)	-0,115*** (0,016)	-0,275*** (0,021)	-0,169*** (0,017)	-0,036 (0,030)	0,026 (0,018)	0,015 (0,017)	-0,070*** (0,024)	-0,056* (0,029)	-0,046** (0,020)	0,233*** (0,075)	0,208*** (0,038)	-0,345*** (0,038)
10	-0,108*** (0,018)	-0,080*** (0,017)	-0,324*** (0,021)	-0,138*** (0,018)	-0,031 (0,032)	-0,123*** (0,020)	-0,039** (0,019)	0,083*** (0,025)	0,112*** (0,028)	0,068*** (0,021)	0,729*** (0,076)	0,296*** (0,042)	0,100*** (0,037)
11	-0,015 (0,022)	-0,055** (0,024)	-0,070*** (0,026)	0,141*** (0,023)	-0,0230 (0,042)	-0,097*** (0,026)	-0,314*** (0,025)	-0,106*** (0,033)	0,237*** (0,036)	-0,398*** (0,028)	0,217** (0,103)	-0,202*** (0,057)	-0,084 (0,055)
12	-0,098*** (0,019)	0,052*** (0,019)	0,314*** (0,022)	0,202*** (0,018)	0,397*** (0,030)	0,160*** (0,020)	-0,054** (0,022)	0,215*** (0,026)	0,328*** (0,028)	-0,354*** (0,023)	0,713*** (0,085)	0,712*** (0,043)	-0,265*** (0,046)
13	-0,257*** (0,020)	-0,172*** (0,020)	-0,408*** (0,025)	-0,123*** (0,019)	-0,648*** (0,038)	-0,017 (0,021)	-0,184*** (0,020)	-0,396*** (0,029)	-0,523*** (0,037)	-0,677*** (0,023)	-0,840*** (0,068)	-0,681*** (0,041)	-0,959*** (0,042)
14	-0,004 (0,023)	-0,227*** (0,022)	-0,253*** (0,027)	-0,136*** (0,024)	-0,300*** (0,043)	-0,147*** (0,025)	-0,013 (0,023)	-0,009 (0,033)	-0,263*** (0,042)	-0,114*** (0,027)	-0,038 (0,093)	-0,215*** (0,057)	0,040 (0,045)
15	-0,654*** (0,021)	-0,096*** (0,021)	-0,217*** (0,025)	-0,068*** (0,023)	-0,024 (0,039)	0,077*** (0,024)	-0,061*** (0,023)	0,022 (0,034)	-0,022 (0,041)	-0,806*** (0,029)	0,524*** (0,108)	0,434*** (0,051)	-0,298*** (0,057)
16	-0,240*** (0,017)	-0,122*** (0,016)	-0,071*** (0,019)	-0,010 (0,017)	0,027 (0,030)	0,086*** (0,018)	-0,165*** (0,017)	-0,095*** (0,024)	-0,012 (0,029)	-0,971*** (0,022)	0,248*** (0,071)	0,067* (0,039)	-1,033*** (0,045)
17	-0,082*** (0,023)	-0,104*** (0,024)	-0,044 (0,028)	0,018 (0,027)	0,249*** (0,042)	-0,001 (0,027)	-0,222*** (0,026)	0,163*** (0,036)	0,089** (0,042)	-0,479*** (0,034)	0,868*** (0,109)	0,162* (0,073)	-0,239*** (0,061)
_cons	2,549*** (0,101)	0,206** (0,101)	-2,985*** (0,125)	1,892*** (0,099)	1,751*** (0,180)	-0,949*** (0,110)	0,650*** (0,102)	0,778*** (0,142)	-0,196 (0,174)	2,259*** (0,116)	-3,900*** (0,428)	-1,772*** (0,238)	0,222 (0,240)
R²	0,172	0,081	0,173	0,058	0,128	0,182	0,106	0,108	0,141	0,114	0,327	0,246	0,187
F	152,66***	141,36***	311,97***	109,41***	207,05***	393,99***	217,93***	175,17***	184,30***	229,17***	229,65***	317,93***	221,44***
N	71.297	81.046	73.923	82.299	54.457	80.283	80.880	63.099	46.988	71.969	13.489	35.467	36.285

Nota: Entre paréntesis, el error de cada coeficiente; Nivel de significación: * = p<0,1; ** = p<0,05; *** = p<0,01

G1 = Pan y Cereales; G2 = Carne; G3 = Pescado; G4 = Leche, queso y huevos; G5 = Aceites y grasas; G6 = Frutas; G7 = Hortalizas, incluyendo patatas y otros tubérculos; G8 = Azúcar, confituras, miel, chocolate, confitería y helados; G9 = Café, té, cacao; G10 = Aguas minerales, bebidas refrescantes y zumos; G11 = Espirituosos y licores; G12 = Vinos; G13 = Cerveza.

a) La crisis frenó el consumo alimentario de los hogares

Diversos autores apuntan a que un contexto de precios alimentarios al alza, rentas decrecientes, desempleo y precariedad laboral, como el que ha propiciado la crisis económica de 2008, se suele asociar a algunos cambios en la composición de los gastos en general, y de los gastos alimentarios, en particular, afectando a las tendencias en el consumo de carácter alimentario, tanto en un plano monetario como biofísico (Barda y Sardianou 2010; Antelo et al. 2017; Antentas y Vivas 2014; Muñoz Sánchez y Pérez Flores 2015).

Dentro de la EPF, el contraste del consumo per cápita con el año en el que se realizó la encuesta (ANOENC) permite medir la fuerza y el signo de la relación entre el año de consumo y el consumo per cápita para cada una de las categorías alimentarias, permitiendo ver el efecto de la crisis en el consumo (Tabla 4.2). Con los datos de los que disponemos, y para la evolución del consumo alimentario de las distintas categorías, durante el período dentro del cual tiene lugar la crisis se puede afirmar que:

- Existe una relación estadísticamente significativa entre los distintos años analizados y el consumo alimentario de los hogares para la gran mayoría de las categorías de alimentos. Sólo las categorías de aceites y grasas (G5), frutas (G6) hortalizas, legumbres y tubérculos (G7) y vinos (G12) presentan algunos años donde las relaciones no son estadísticamente significativas, ni siquiera a un nivel de significación del 10 %, aunque las tendencias de los años previos con relaciones significativas pueden dar pistas sobre cuáles eran los patrones que se venían manifestando.
- La mayor parte de las relaciones estadísticamente significativas encontradas son positivas, es decir, aumentos en el gasto total per cápita (como proxy de la renta) implican incrementos en el consumo alimentario per cápita con respecto a 2006, excepto, como ya se ha visto en el análisis descriptivo, en el pescado (G3), donde existe una relación inversa, es decir, aumentos en el gasto total per cápita del hogar implican una reducción significativa en el consumo per cápita de esta categoría alimentaria a lo largo de todo el período, cuya fuerza disminuye sólo para el año 2012. Este fenómeno también se produce en la categoría de lácteos y huevos (G4), donde hay una relación inversa mantenida en el tiempo. También hay relaciones estadísticamente significativas con coeficientes negativos con respecto a 2006 en la relación entre consumo per cápita y año de la encuesta en las categorías de pan y cereales (G1) y frutas (G6) asociados a los consumos del año 2012, lo que apuntaría a un efecto también de la crisis económica por aumentos del gasto total que no se repercuten proporcionalmente en gasto alimentario.

- En otros alimentos frescos, como hortalizas, legumbres y tubérculos (G7) y también en las bebidas estimulantes (G9), la evolución en el tiempo implica relaciones positivas crecientes hasta 2010, y una posterior reducción de la fuerza de la relación positiva asociada al año 2012.
- En el caso de la carne (G2), la evolución en el tiempo implica aumentos de la fuerza de la relación con coeficientes positivos hasta 2008, con un bache entre 2008 y 2010, que luego vuelve a recuperarse con mayor o menor fuerza en el año 2012. Los aceites y grasas (G5), los azúcares y dulces (G8) y el agua mineral, refrescos y zumos (G10) presentan también esta misma tendencia.
- En el resto de categorías de alimentos y bebidas (G11-G13) donde la relación es estadísticamente significativa y positiva, ésta se va haciendo cada vez más fuerte, especialmente en el consumo de bebidas alcohólicas, que muestra un aumento constante de la fuerza de la relación, evidenciando el aumento continuado del consumo que hay detrás.

Por tanto, no se puede concluir rotundamente a partir de este análisis que la crisis de 2008 haya provocado un cambio repentino estadísticamente significativo en la estructura del consumo físico de alimentos en los hogares españoles. Lo que parece evidente, según nuestros datos, es que sí que ha supuesto un bache en el aumento del consumo per cápita que se venía produciendo previamente en muchas de las principales categorías de alimentos, con mayor o menor fuerza, obedeciendo a otros aspectos que se tratarán en los siguientes epígrafes. Este bache ha supuesto que la fuerza de la relación entre año y consumo per cápita en la regresión se redujese e incluso algún coeficiente cambiase de signo con respecto al pico de consumo, alcanzado, por lo general, entre el año 2008 y el año 2010, momento en que la crisis comenzó a producir reducciones en el consumo alimentario de los hogares de todas las regiones (Martín Cerdeño 2018).

Esto viene afectando no sólo a las cantidades consumidas o a los impactos ambientales generados (que se examinarán en las siguientes secciones), sino también a la calidad de los alimentos consumidos, con los subsiguientes problemas sociales y sanitarios asociados (Antentas y Vivas 2014; Serra-Majem y Castro-Quezada 2014; Merino Ventosa y Urbanos-Garrido 2016).

b) Los hogares más pequeños son menos eficientes en su consumo alimentario

Múltiples estudios han confirmado que el nivel de gasto en alimentos crece conforme lo hace el tamaño del hogar por el efecto que tiene la simple adición de componentes al mismo (Jacobson et al. 2010; Kostakis y Ioannis 2014; Neulinger y Simon 2011; Ricciuto et al. 2006; Sabates et al.

2001). Sin embargo, la hipótesis más habitual sobre esta relación consumo-tamaño hogar es que haya un cierto efecto de escala, tanto en el gasto como en el consumo real (Deaton y Paxson 1998; Damari y Kissinger 2018), es decir, que añadiendo componentes al hogar, el consumo per cápita acaba disminuyendo a partir de un cierto tamaño del hogar por la mayor eficiencia que supondría la compra de grandes cantidades en los hogares de mayor tamaño. En el caso del consumo físico aquí analizado hay que mencionar también que, en muchos casos, la compra implica un peso mínimo en cada adquisición (no existe la posibilidad o se elige una compra distinta de la compra a granel), por lo que los hogares pequeños tendrían que adquirir ciertas cantidades fijas, tanto si las consumen como si no, y por tanto existe una cierta influencia del modo en el que se compra en este tipo de razonamientos.

Según los datos recogidos en la EPF, parece que se confirma el efecto de escala para el caso de los hogares españoles. Así, como se puede observar en la Tabla 4.2, el número de miembros del hogar (TAMANO) presenta una relación significativa con el consumo per cápita de prácticamente todas las categorías de alimentos de la EPF con respecto a los hogares más pequeños. Esta relación es inversa, es decir, existe un efecto de escala del número de miembros de hogar con respecto al consumo per cápita. Así, a mayor tamaño del hogar, menor consumo per cápita de todas las categorías de alimentos por parte de los hogares, coincidiendo con la tendencia en el conjunto de los hogares españoles (Figura 4.14).

Los hogares de 6 ó más miembros rompen con esa tendencia en varios casos. Se trata de las categorías de pan y cereales (G1), lácteos y huevos (G4), aceites y grasas (G5), hortalizas, legumbres y tubérculos (G7), azúcar y dulces (G8) y la de agua mineral, refrescos y zumos (G10), en los cuales este tamaño de hogar presenta un menor consumo per cápita que los de tamaño inmediatamente inferior. Esta anomalía hay que leerla con cuidado, recordando que este nivel para el factor tamaño del hogar no es homogéneo con respecto a los demás, incluyendo no sólo a los hogares de 6 miembros, sino también a todos aquellos que tengan más de 6 miembros, que serán, lógicamente pocos, pero que pueden tener cierta influencia.

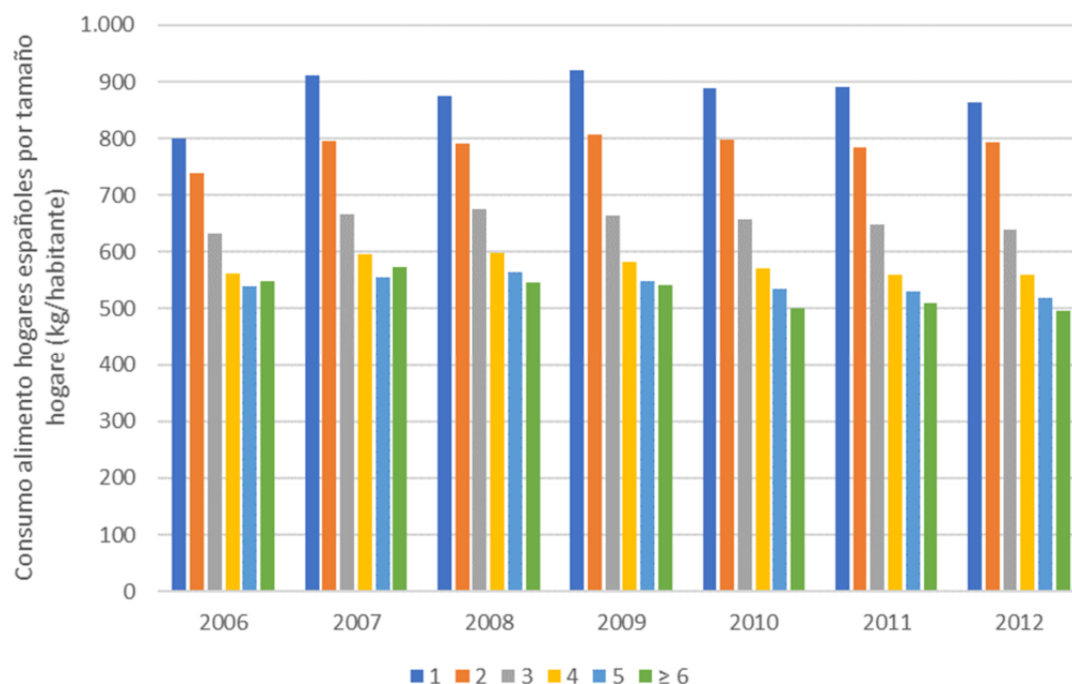


Figura 4.14. Consumo de alimentos por parte de los hogares españoles según su tamaño.

Además, habría que tener en cuenta que la tendencia general es la de que el peso de los hogares de mayor tamaño descienda dentro de la estructura de hogares en España, a la vez que aumentan los de menor tamaño, unipersonales o de pareja sin hijos (Baliña Vieites et al. 2013; Modenés Cabrerizo y López Colás 2014; Miret Gamundi 2016; Aldás y Solaz 2019).

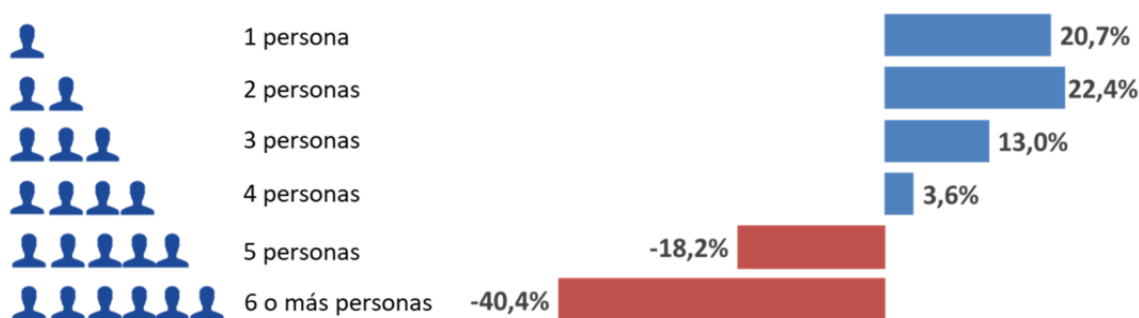


Figura 4.15. Variación del número de hogares en cada tamaño en España para el período 2006-2012 según la EPF.

De acuerdo con los microdatos de la propia EPF (Figura 4.15), durante el período estudiado, la cantidad de hogares de 5 y 6 ó más personas se redujo un 18 y un 40 %, respectivamente, mientras que los hogares de 1 ó 2 personas crecieron un 20 y un 22 %, respectivamente.

Hay que señalar, por tanto, que, si bien, la reducción en el número de hogares con mayor tamaño implica una cierta reducción del consumo alimentario total en términos absolutos, el

crecimiento relativo que los hogares más pequeños está teniendo en los últimos tiempos en todo el país, puede estar influyendo al alza en los niveles de consumo per cápita de alimentos y, tal y como se ha mencionado, también en los impactos que esto ocasiona. Se trata de una tendencia general a un mayor peso dentro del consumo de los hogares de menor tamaño que se observa también en la información del Panel de Consumo recogida por el propio Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación para este período en el conjunto del país (MAPA 2020).

Por otra parte, si se examina el consumo per cápita según tamaño del hogar por su región de residencia (Figura 4.16)⁴⁶, se puede comprobar que este efecto de escala, es decir, que el consumo per cápita de las distintas categorías alimentarias disminuye conforme aumenta el tamaño del hogar, se repite en los hogares de la gran mayoría de comunidades autónomas, aunque se presentan algunas irregularidades en este patrón dentro de ciertas categorías de alimentos.

Por la relevancia que tiene en los impactos ambientales asociados a la alimentación en España la categoría carne (G2), cabe destacar la tendencia de su consumo por parte de los hogares asturianos y gallegos, grandes consumidores y productores de carne de vacuno, donde la relación con el tamaño de hogar se invierte, es decir, a mayor tamaño del hogar, mayor consumo per cápita de carne.

Por otro lado, los hogares andaluces, aragoneses, baleares, gallegos, madrileños y navarros presentan niveles de consumo per cápita más altos en el tamaño de hogar mayor frente a los inmediatamente anteriores dentro de la categoría aceites y grasas (G5). Pero son los hogares catalanes los que invierten la tendencia completamente, creciendo en consumo per cápita de aceites y grasas a la vez que el tamaño de sus hogares crece.

⁴⁶ Las barras están ordenadas por tamaños crecientes del hogar, según la clasificación de la EPF. Los datos de la Figura 4.16 se encuentran en las tablas 288 a 301 del Anexo II (per cápita).

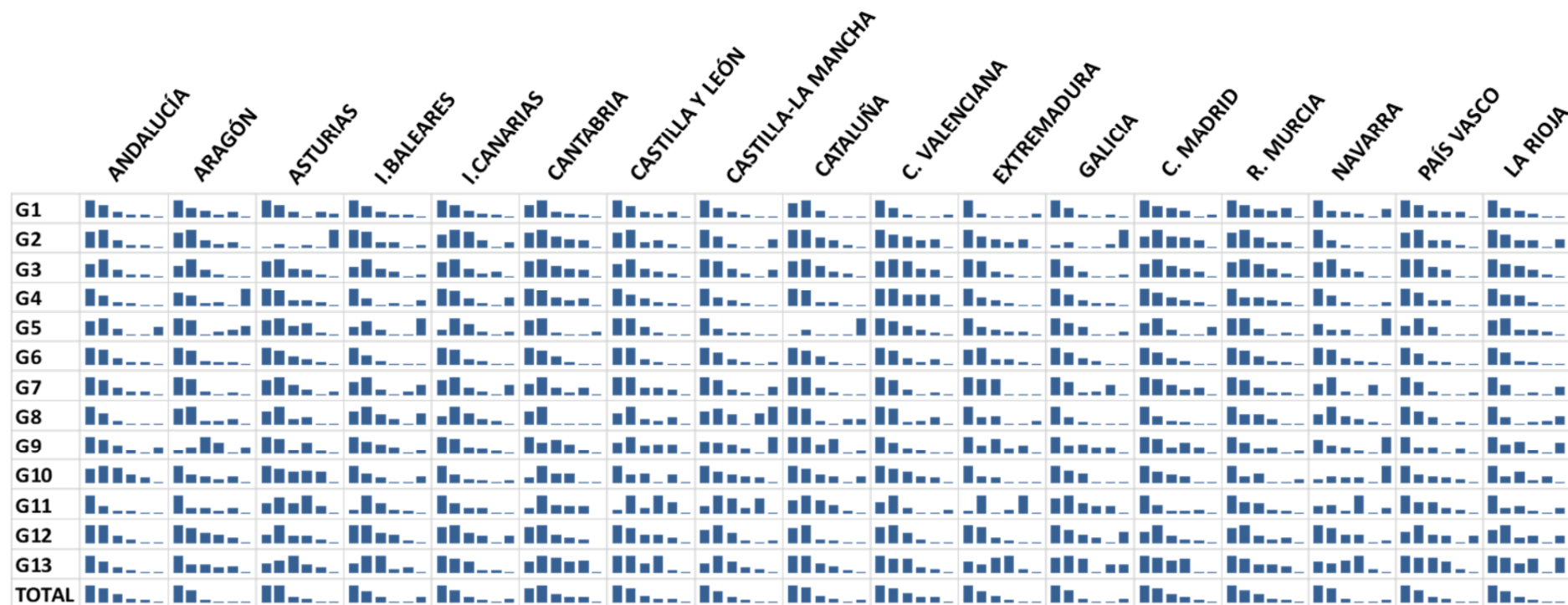


Figura 4.16. Niveles medios de consumo de alimentos de los hogares en 2012 según tamaño del hogar, categorías de alimentos y localización del hogar.

Otra categoría donde hay hogares que en media presentan un patrón ligeramente distinto es la de azúcar y dulces (G8), donde los hogares castellano-manchegos, catalanes y riojanos de mayor tamaño presentan niveles de consumo por encima de los hogares de tamaño medio en esas mismas regiones (tamaños 3 y 4).

En cuanto a las bebidas, en la categoría de agua mineral, refrescos y zumos (G10) son, sobre todo, los hogares navarros lo que invierten la tendencia, aumentando el consumo per cápita conforme aumenta el tamaño del hogar. Por su parte, el consumo espirituosos y licores (G11) no presenta siempre un patrón tan claro, sino que tiene bastantes irregularidades en su consumo por tamaño de hogar en los hogares de gran parte de las regiones.

c) Los hogares más ricos son aquellos con un mayor nivel de consumo alimentario

Según la mayoría de los estudios, las mejoras generalizadas en la renta de los hogares, junto con el crecimiento demográfico, son los principales impulsores indirectos del aumento global en el consumo alimentario y de los cambios en la dieta que se están produciendo a nivel global (Alexandratos y Bruinsma 2012; FAO 2017; Tilman et al. 2011). Así, el aumento de la renta permitiría a los hogares acceder a una mayor cantidad y variedad de alimentos e ir más allá de situaciones de mera subsistencia. Sin embargo, se trata de un efecto que es diferenciado según la categoría de alimento, y que no afecta por igual a todas las categorías de renta.

La mayor parte de los estudios consultados plantean una relación positiva directa entre la renta y el consumo per cápita de alimentos siendo, por tanto, los hogares más ricos los que consumen más alimentos (e.g. Gerbens-Leenes et al. 2010; Kearney 2010).

En el caso de los hogares españoles, como ya se ha señalado en varias ocasiones a lo largo del trabajo, la EPF, aunque contiene la renta de los hogares encuestados, no es una encuesta diseñada para hacer estimaciones de renta, sino más bien del gasto de esos hogares, por lo que tras un uso inicial de la renta como factor socio-económico, y dados los escasos resultados, se ha terminado por utilizar el gasto total de los hogares como una aproximación de la renta.

Así, como ilustra la Figura 4.17, esta relación entre hogares ricos y consumo de alimentos se observa para los hogares españoles si usamos los niveles de gasto total de los hogares (deciles) en lugar de la renta. Además, se dan fuertes diferencias entre hogares, ya que el consumo alimentario per cápita de los hogares con más gasto (alcanzando los 1.036 kg/habitante en 2007) es más del doble del que presentan los hogares que se encuentran en los deciles más bajos (que no supera los 490 kg/habitante en el conjunto del período estudiado 2006-2012).

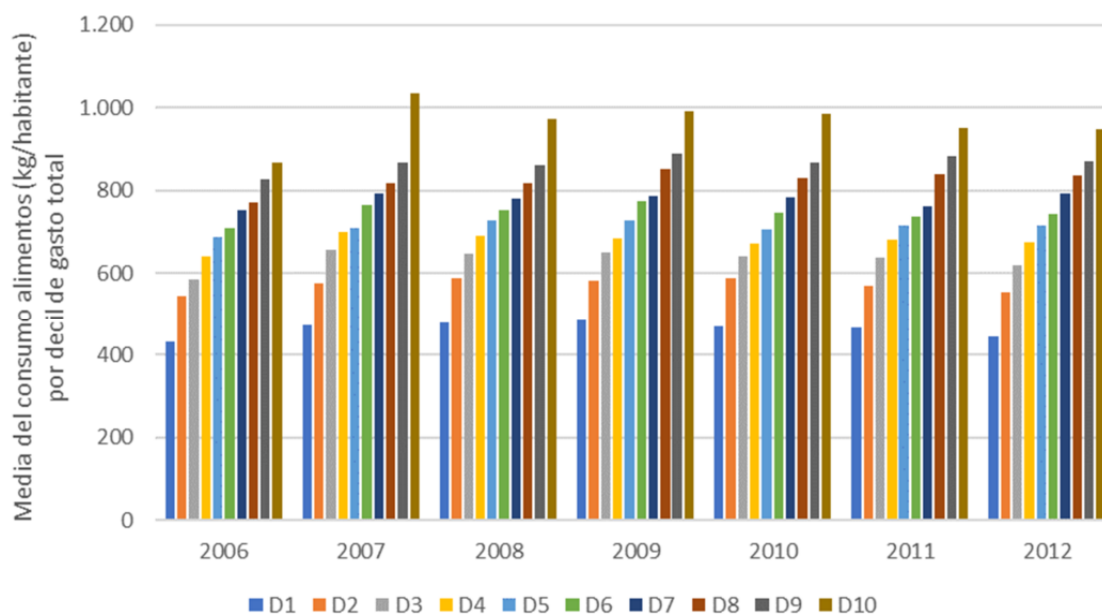


Figura 4.17. Niveles medios de consumo de alimentos por decil de gasto total en los hogares españoles.

Asimismo, existen pocas diferencias en este patrón de consumo entre los hogares de las distintas regiones. Si se profundiza en los datos del consumo per cápita de los hogares por decil de gasto total según la región de residencia, por ejemplo, para el último año de la serie (2012), se puede observar que esta misma pauta se repite de modo generalizado en todas las regiones y categorías de alimentos, de modo más o menos fuerte (TOTAL, en la Figura 4.18).

En este sentido, las divergencias en el consumo per cápita de alimentos en general son más fuertes entre los hogares más ricos y los más pobres de las regiones de Extremadura, Galicia y La Rioja, donde los más ricos consumen cerca del triple con respecto a los más pobres. Las diferencias menos marcadas entre los hogares más ricos y los más pobres con respecto a la alimentación en general, se dan en los hogares cántabros, donde la ratio no llega a 2. De todos modos, se trata de diferencias enormes entre hogares de la misma región.

Pero existen diferencias mucho más marcadas entre hogares ricos y pobres en el nivel de consumo medio si separamos los datos por las distintas categorías de alimentos, que se presentan en la Figura 4.18 para el año 2012⁴⁷.

⁴⁷ La línea representa los 10 deciles ordenados de menor a mayor. Los datos de la Figura 4.18 se encuentran en las tablas 190 a 203 del Anexo II.

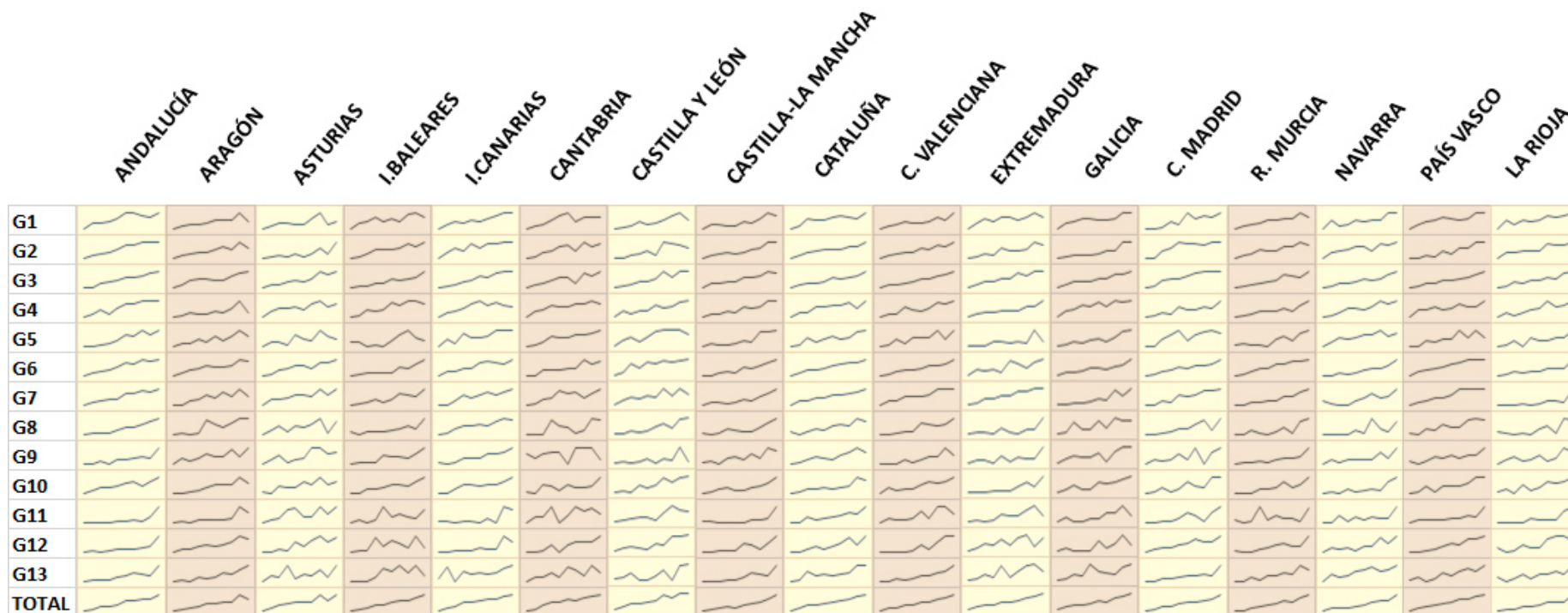


Figura 4.18. Niveles medios de consumo de alimentos en 2012 por decil de gasto total según localización del hogar y categoría de alimento.

De entre las 13 categorías alimentarias, hay algunas donde las diferencias son altas prácticamente en todas las regiones, especialmente las bebidas alcohólicas (G11-G13) y el pescado (G3), aunque puntualmente también aparecen las frutas (G6), el café, té y cacao (G9) y los aceites y grasas (G5) (Tabla 4.3).

Tabla 4.3. Clasificación que muestra la ratio entre hogares pobres y ricos en la media del consumo per cápita para las tres categorías de alimentos donde esta es mayor en cada comunidad autónoma y España (año 2012).

Andalucía		Aragón		Asturias		Islas Baleares	
G11	9,69	G12	12,42	G11	24,14	G11	5,84
G12	8,57	G11	10,33	G13	5,32	G6	3,99
G13	5,09	G13	5,28	G3	3,67	G3	3,84
Islas Canarias		Cantabria		Castilla y León		Castilla-La Mancha	
G6	4,83	G11	25,83	G11	4,63	G12	5,11
G11	4,50	G3	4,18	G12	4,26	G11	4,60
G3	3,90	G12	3,77	G3	2,43	G13	4,13
Cataluña		C. Valenciana		Extremadura		Galicia	
G11	11,42	G11	3,36	G12	5,41	G3	4,47
G12	7,49	G6	3,04	G3	4,12	G6	4,19
G3	4,98	G3	2,86	G6	4,07	G11	4,04
C. Madrid		R. Murcia		Navarra		País Vasco	
G11	21,26	G12	5,58	G11	21,76	G11	28,72
G12	7,04	G3	5,30	G12	9,92	G3	4,04
G13	4,37	G9	4,69	G13	5,80	G12	3,42
La Rioja		España					
G11	10,53	G11	6,60				
G3	5,69	G12	4,80				
G5	5,16	G3	3,85				

Nota: G3= pescado; G5 = aceites y grasas; G6= frutas; G9 = café, té y cacao; G11 = espirituosos y licores; G12 = vinos y G13 = cerveza.

Aunque todas estas categorías presentan grandes diferencias, es de destacar las que existen entre el consumo de los hogares más ricos y el de los más pobres para la categoría espirituosos y licores (G11), alcanzando ratios de más de 20 en el año 2012. En España, se trata de una categoría en la cual las variaciones en el consumo son muy sensibles a variaciones en los precios (imposiciones fiscales, sobre todo), y por tanto a las rentas diferenciales de los potenciales consumidores, según su grupo de edad, sexo u ocupación (Mora 2018).

Por otra parte, el gasto de los hogares españoles viene creciendo ininterrumpidamente desde, al menos, los años 70, habiéndose duplicado en el período que comprende los últimos 10 años pre-crisis. El estallido de la crisis de 2008 produjo una contracción del gasto de los hogares sin precedentes, afectando diferencialmente a las distintas categorías de consumo (Aldás y Solaz 2019).

En el caso de los alimentos, los datos de la EPF muestran una relación directa estadísticamente significativa entre el gasto total per cápita de los hogares (GASTO_TOTAL_HH_PC) y su consumo per cápita de las distintas categorías de alimentos en el

período estudiado (Tabla 4.2). Es decir, que hogares con un mayor gasto total en el conjunto de los bienes de la cesta de consumo, presentan también un mayor consumo per cápita de alimentos.

Además, en el conjunto de la alimentación, los hogares españoles más ricos tienen un nivel de gasto alimentario entre 2,8 y 3,6 veces el de los hogares más pobres durante todo el período (Figura 4.19).

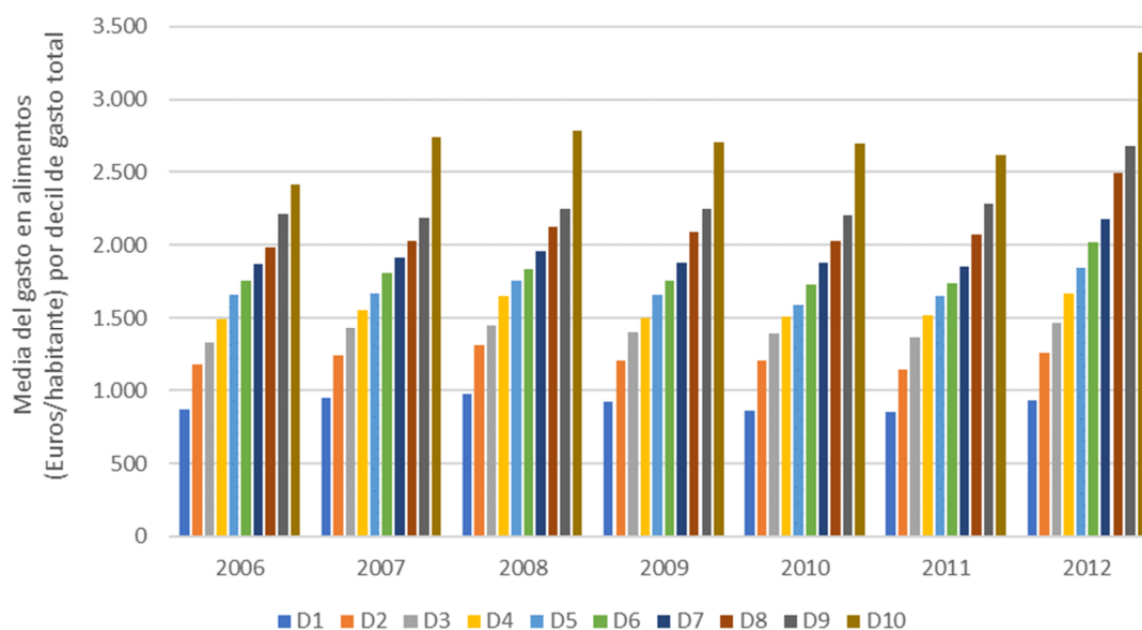


Figura 4.19. Nivel medio de gasto en alimentos por decil de gasto total en los hogares españoles.

Asociando esto a lo que ya se ha mencionado sobre la relación inversa entre gasto en alimentos y peso del gasto alimentario (Figura 4.10), podemos decir que los hogares con niveles más altos de gastos, al ser hogares con mayores rentas, aunque presentan también niveles más altos de gasto en alimentos, invierten más en otros bienes y servicios que no son básicos dentro del hogar, por lo que tendencialmente disminuyen el peso de la alimentación dentro de sus gastos totales, lo cual es coherente con la hipótesis de Engel.

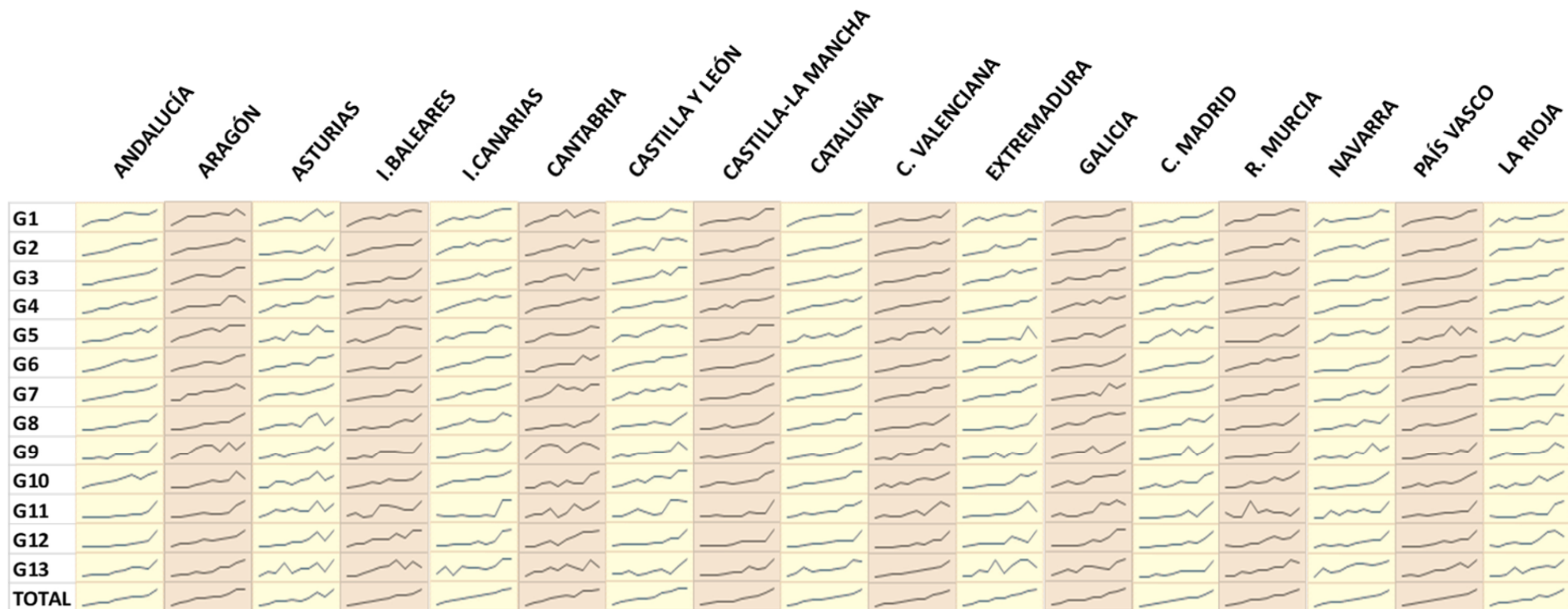


Figura 4.20. Niveles medios de gasto en alimentos de los hogares en 2012 por decil de gasto total, según localización del hogar y categoría de alimento.

Este patrón se repite también para el conjunto de la alimentación a nivel regional (Figura 4.20)⁴⁸, mostrando diferencias entre un 173 % en los hogares de Castilla y León, y un 327 % en los de Cataluña. Y, como en el caso de las cantidades físicas, también hay un aumento de las diferencias en el nivel de gasto alimentario, si las examinamos por categorías alimentarias. Así, los aumentos en el consumo per cápita debidos al incremento en el gasto total per cápita de los hogares son mayores en el caso del consumo de bebidas alcohólicas (G11-G13), pescado (G3) y frutas (G6), y más bajos para el caso de las categorías de pan y cereales (G1), aceites y grasas (G5) y azúcar y dulces (G8).

Tabla 4.4. Clasificación que muestra la ratio entre hogares pobres y ricos en la media del gasto per cápita para las tres categorías de alimentos donde esta es mayor en cada comunidad autónoma y España (año 2012).

Andalucía		Aragón		P. Asturias		Islas Baleares	
G12	22,21	G12	14,93	G11	39,32	G12	7,81
G11	14,01	G11	14,23	G12	6,03	G11	6,13
G13	5,41	G13	6,11	G13	5,63	G3	5,69
Islas Canarias		Cantabria		Castilla y León		Castilla-La Mancha	
G12	7,57	G11	76,53	G12	12,03	G12	14,52
G3	6,37	G3	4,69	G11	6,84	G11	8,91
G11	6,27	G12	4,60	G8	4,12	G13	5,52
Cataluña		C. Valenciana		Extremadura		Galicia	
G12	20,85	G11	7,73	G12	15,92	G11	8,63
G11	17,69	G12	6,44	G6	4,69	G3	5,45
G3	7,10	G3	4,06	G3	4,67	G6	5,14
C. Madrid		R. Murcia		Navarra		País Vasco	
G11	29,45	G9	6,24	G11	18,64	G11	35,81
G12	23,37	G3	6,10	G12	14,93	G12	10,55
G13	5,16	G12	5,60	G13	6,16	G12	5,70
La Rioja		España					
G3	6,99	G12	12,54				
G5	6,74	G11	9,62				
G11	5,77	G3	5,39				

Nota: G3= pescado; G5 = aceites y grasas; G6= frutas; G8= azúcares y dulces; G9 = café, té y cacao; G11 = espirituosos y licores; G12 = vinos y G13 = cerveza.

A su vez, las diferencias entre los gastos alimentarios per cápita de los hogares más ricos y los más pobres (Tabla 4.4) son más altas en las categorías de bebidas alcohólicas (G11-G13), azúcares y dulces (G8), pescado (G3), frutas (G6), bebidas estimulantes (G9) y aceites y grasas (G5), dependiendo de la comunidad autónoma de residencia. En particular, destacan las diferencias entre el gasto de los hogares ricos y pobres en los espirituosos y licores en los hogares de Cantabria (76,53), el País Vasco (35,81), el Principado de Asturias (39,32), la Comunidad de Madrid (29,45)

⁴⁸ La línea representa los 10 deciles ordenados de menor a mayor. Los datos correspondientes a la Figura 4.20 se encuentran en las Tablas 190 a 203 del Anexo II.

o Navarra (18,64) o el vino en los hogares andaluces (22,21), catalanes (20,85), extremeños (15,92), aragoneses (14,93), castellanomanchegos (14,52) y castellanoleonese (12,03).

d) El cambio de status económico de las mujeres puede tener un efecto positivo sobre el consumo de alimentos

La relación entre el sexo del consumidor y sus patrones de consumo alimentario es una constante en la literatura sobre este tópico desde hace ya algunas décadas. Así, diversos autores vienen argumentando en sus estudios que las mujeres tienen una mayor conciencia alrededor de cuestiones de salud, que se preocupan más por el control del peso y la percepción de su cuerpo que los hombres, lo que señalan como razones que llevaría a consumir alimentos de modo diferenciado con respecto a estos, con un menor consumo de carne y un mayor consumo de carbohidratos, o con una mayor presencia de alimentos de tipo ecológico (Arganini et al. 2012; Leblanc et al. 2015; Wardle et al. 2004; Beardsworth et al. 2002; Marino et al. 2011).

Dada la naturaleza del análisis llevado a cabo aquí, donde la unidad de estudio es el hogar, no existe una correspondencia unívoca entre las variables hogar y sexo (no existe un único sexo asociable a cada hogar, salvo que el hogar sea de tamaño 1), por lo que para el estudio de esta variable se ha tomado el sexo del sustentador principal (SEXO_SP) como factor de influencia en el consumo alimentario. Esto no permite sacar conclusiones alrededor del consumo diferenciado entre hombres y mujeres, por lo que no se ha llevado a cabo el análisis pormenorizado a nivel descriptivo de esta variable. Pero el modelo sí que permite entender con cierto fundamento el papel que tienen o podrían tener los cambios de posición económica de la mujer dentro de los hogares en la variación de la dieta de estos.

De este modo, dentro de nuestro modelo y para el caso del período del que aquí se habla, el hecho de que el sustentador principal de los hogares sea una mujer implica una disminución estadísticamente significativa con respecto a aquellos donde es un hombre en el consumo per cápita de la mayor parte de las categorías de alimentos (Tabla 4.2), incluyendo pan y cereales (G1), carne (G2) y pescado (G3), aceites y grasas (G5), así como todo el grupo de bebidas (G10-G13). Las diferencias con respecto a los hogares donde el sustentador principal es masculino se dan, en mayor medida, en las categorías de bebidas alcohólicas, donde se alcanzan niveles de un 15, 25 y 16 % menos de consumo de espirituosos y licores (G11), vinos (G12) y cerveza (G13), respectivamente.

Relaciones no significativas se dan en positivo con la categoría de lácteos y huevos (G4), frutas (G6), hortalizas, legumbres y tubérculos (G7), azúcar y dulces (G8) y café, té y cacao (G9), y agua mineral, refrescos y zumos, esta última con una asociación negativa.

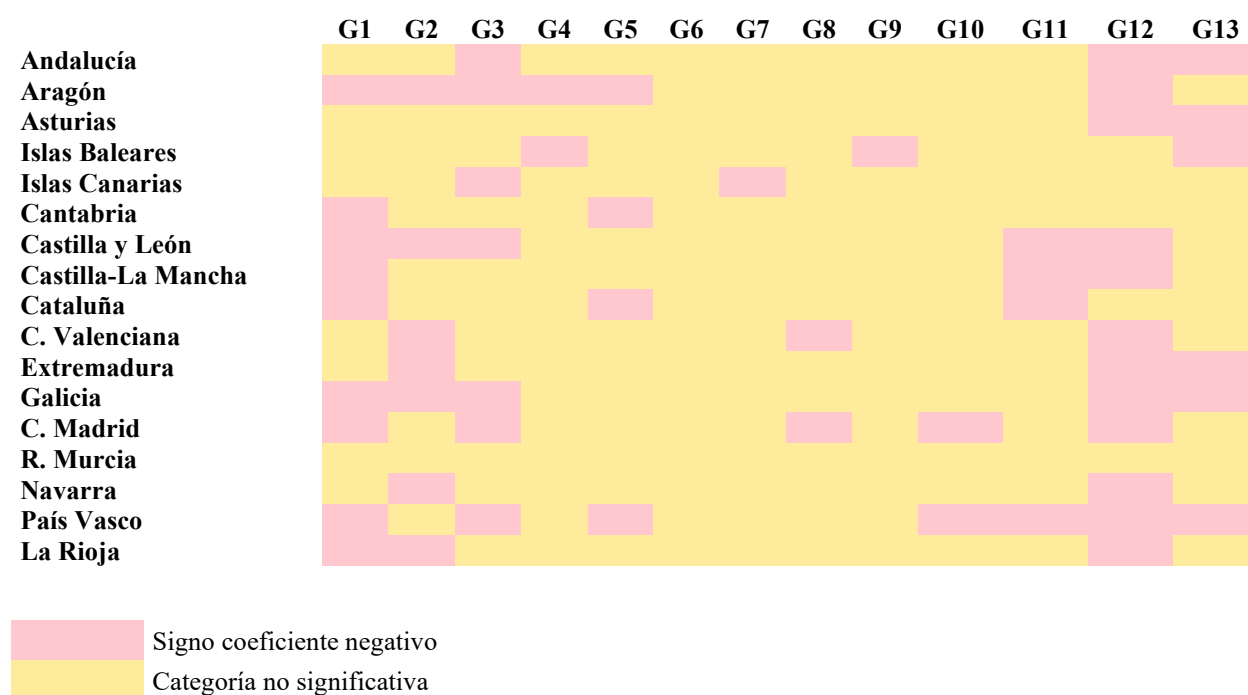


Figura 4.21. Influencia del factor sexo del sustentador principal en el nivel de consumo per cápita por categoría de alimento y localización del hogar⁴⁹.

Si examinamos el efecto del sexo del sustentador principal sobre el consumo per cápita de la categoría alimentos, en general, según dónde se localizan los hogares (Figura 4.21), se observan tres cosas. En primer lugar, en la mayor parte de los casos, las relaciones no son estadísticamente significativas entre el sexo del sustentador principal y el consumo per cápita de alimentos; el caso extremo son las frutas (G6), donde ninguna región presenta una relación estadísticamente significativa. Después, esa relación, en el caso de serlo, es siempre negativa, es decir, que la presencia de mujeres como sustentadoras principales reduce los niveles de consumo per cápita de ciertas categorías de alimentos, en algunas regiones. Y finalmente, son los hogares vascos, aragoneses, castellanoleonés, gallegos y madrileños aquellos donde la influencia del sexo del sustentador principal es estadísticamente significativa en una mayor cantidad de categorías alimentarias, mientras que en los hogares murcianos no existe ninguna relación significativa.

Estas diferencias significativas detectadas, y el hecho de que el peso de la mujer como sustentador principal de los hogares españoles desde un punto de vista económico se haya triplicado desde 1980 hasta alcanzar el 33,6 % de los hogares en 2017 (Aldás y Solaz 2019), de

⁴⁹ G1 = Pan y Cereales; G2 = Carne; G3 = Pescado; G4= Leche, queso y huevos; G5 = Aceites y grasas; G6 = Frutas; G7 = Hortalizas, incluyendo patatas y otros tubérculos; G8 = Azúcar, confituras, miel, chocolate, confitería y helados; G9 = Café, té, cacao; G10 = Aguas minerales, bebidas refrescantes y zumos; G11 = Espirituosos y licores; G12 = Vinos; G13 = Cerveza.

consolidarse o ampliarse esta tendencia, ofrece posibilidades de reducción estructural del consumo de determinados grupos de alimentos con mayor impacto ambiental o en la salud, como son aquellos alimentos basados en la ingesta de proteína animal o las bebidas alcohólicas.

e) La edad influye en la cantidad y la tipología de alimentos que se ingieren

La relación entre la edad y la ingesta alimentaria también ha sido estudiada, ya sea desde un punto de vista médico, prestando atención a los cambios fisiológicos sufridos a lo largo de la vida, o en clave social, tomando en consideración los cambios de actividad, responsabilidad, imagen, etc. acaecidos en las distintas etapas de esta. En ambos casos, distinguiendo distintas etapas de mayor o menor consumo de alimentos, la conclusión de la mayor parte de los estudios es que el envejecimiento implica una disminución bastante generalizada del consumo alimentario, con especial incidencia en aquellos grupos de alimentos cuyo consumo habitual produce enfermedades crónicas o aumento de la morbilidad (azúcar, grasas, bebidas alcohólicas), y que tienden a ser descartados por evidentes motivos de salud (Morley 2001; Wakimoto y Block 2001; Charbonnier et al. 2018; Mazur et al. 2018; Das et al. 2018; Syrda 2017; Scott y Johnstone 2012; Baugreet et al. 2017).

En nuestro caso, al igual que ocurre con el sexo, en la EPF cada hogar está compuesto por individuos de distintas edades, por lo que no existe una relación unívoca entre edad y consumo dentro del hogar. Es por eso que no se incluye un análisis pormenorizado de esta variable a nivel descriptivo. Para aproximarse a esta cuestión, se ha utilizado la variable edad del sustentador principal (EDADSP), lo que permite acercarse a los cambios estructurales asociados a la edad del cabeza de familia y su influencia en el consumo alimentario del conjunto del hogar.

Durante el período estudiado, la edad del sustentador principal del hogar tiene un efecto estadísticamente significativo directo, aunque muy débil, sobre el consumo per cápita de todas las categorías de alimentos (Tabla 4.2), salvo espirituosos y licores (G11) y cerveza (G13), donde no hay una relación estadísticamente significativa, y agua mineral, refrescos y zumos (G10), donde la relación es inversa. Así, la mayor edad del sustentador principal se corresponden valores de mayor consumo per cápita de estas categorías de alimentos en los hogares. Se trata de un efecto que se da, de modo generalizado, en los hogares de todas las regiones de España donde la relación es significativa (Figura 4.22).

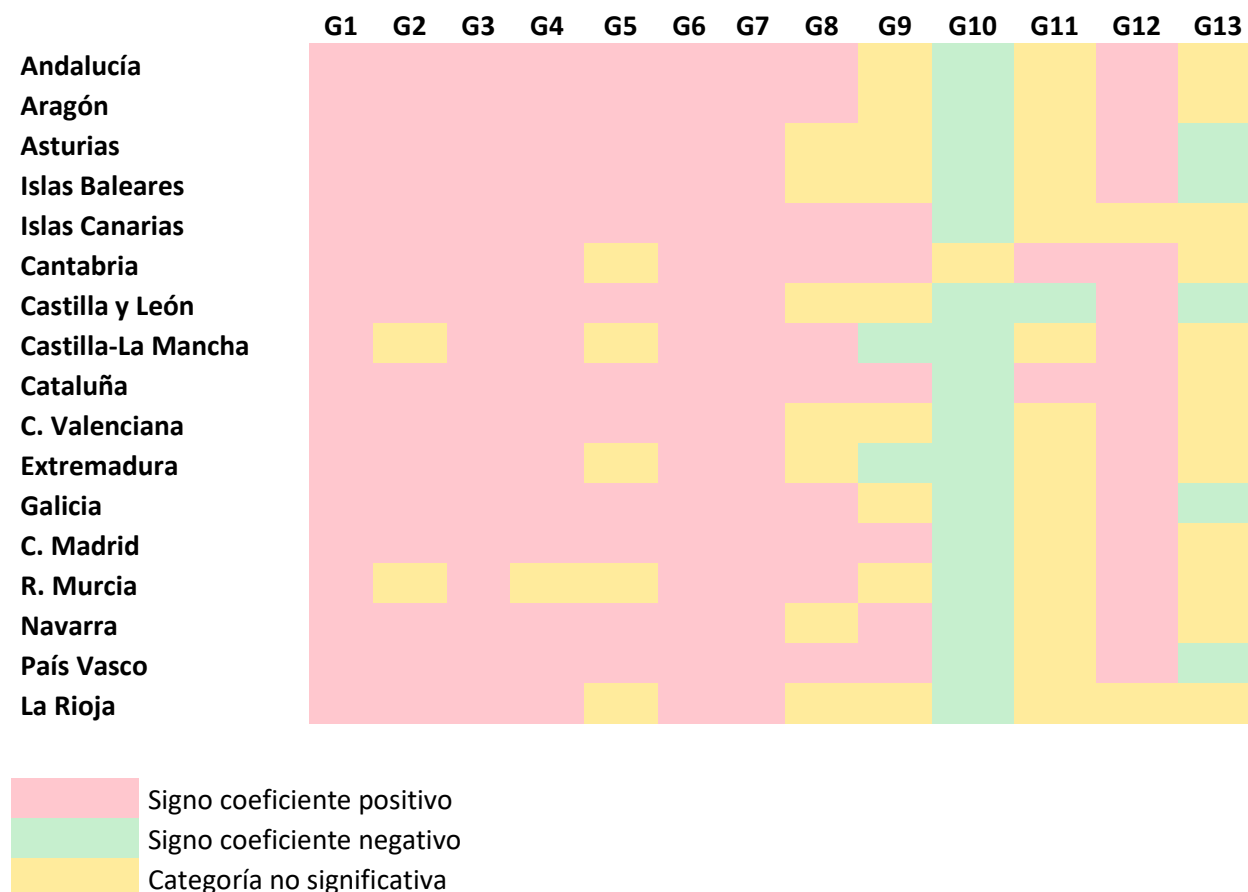


Figura 4.22. Influencia del factor edad del sustentador principal en el nivel de consumo per cápita por categoría de alimento y localización del hogar⁵⁰.

Aparte del hecho de que estamos hablando sólo de la edad del sustentador principal, esto podría venir explicado también por el hecho de que, en hogares de tamaño pequeño o muy grandes, no suelen ser los ancianos o las personas más mayores aquellas que constituyen el sustentador principal, sino que lo son personas que tienen una edad media las que aportan mayores rentas. Por eso el efecto de la edad quedaría ligeramente enmascarado (ver sección siguiente). La única excepción a este patrón la presentan los hogares castellanomanchegos y extremeños con las bebidas estimulantes (G9), que disminuyen su consumo con el aumento de la edad del sustentador principal del hogar, al tratarse de una población envejecida, donde quizás pesan razones de tipo sanitario.

Por su parte, la relación entre la edad del sustentador principal y el consumo de bebidas contiene algunas particularidades. Como ya hemos apuntado, el consumo de la categoría agua

⁵⁰ G1 = Pan y Cereales; G2 = Carne; G3 = Pescado; G4= Leche, queso y huevos; G5 = Aceites y grasas; G6 = Frutas; G7 = Hortalizas, incluyendo patatas y otros tubérculos; G8 = Azúcar, confituras, miel, chocolate, confitería y helados; G9 = Café, té, cacao; G10 = Aguas minerales, bebidas refrescantes y zumos; G11 = Espirituosos y licores; G12 = Vinos; G13 = Cerveza.

mineral, bebidas refrescantes y zumos (G10) disminuye con la edad del sustentador principal, tanto para el conjunto de los datos como para los hogares de todas las regiones (Figura 4.22), lo cual coincide con las tendencias generales detectadas en el consumo por parte de personas de más de 65 años, si bien contrasta con el hecho de que se suele considerar que son las personas de entre 50-64 años las que tienen un mayor consumo de bebidas refrescantes (Martín Cerdeño 2014, 2019).

En cuanto a los vinos (G12), la tendencia es positiva, es decir, a mayor edad del sustentador principal mayor consumo para los hogares de todas las regiones donde existe una relación significativa (Figura 4.22). Eso confirma el cambio hacia patrones de beber más anglosajones que se mencionaba anteriormente, con un cambio del vino, una bebida tradicionalmente asociada a espacios culturales o de reunión (comida, fiestas familiares, etc.), por la cerveza (G13) o las bebidas espirituosas y licores (G11), asociados al ocio y los fines de semana.

Sin embargo, no se puede afirmar taxativamente nada con respecto a las bebidas espirituosas y licores (G11) o a la cerveza (G13), puesto que el consumo per cápita de ambas no presenta una relación estadísticamente significativa con la edad del sustentador principal del hogar. Sólo los hogares de Asturias, Islas Baleares, Castilla y León, Galicia y País Vasco, presentan relaciones estadísticamente significativas de carácter negativo, es decir, que conforme la edad del sustentador principal aumenta, disminuye el consumo medio per cápita de cerveza. Además, los hogares de Castilla y León también presentan una relación estadísticamente significativa del mismo tipo con el consumo de espirituosos y licores (G11), y los hogares cántabros y catalanes una relación positiva con esta misma categoría de consumo de bebidas.

f) El cambio en la tipología de los hogares también puede aumentar el consumo alimentario y empeorar la dieta

La influencia de la composición del hogar también tiene su hueco en la literatura, pero fundamentalmente desde un punto de vista médico (nutricional, de salud, etc.). Así, y aunque no existe un acuerdo completo al respecto debido a la variabilidad de los resultados, se vienen asociando los hogares de personas adultas solas a mayores problemas de salud ligados a distintos aspectos sociales, entre ellos los malos hábitos en alimentación (Hanna y Collins 2015; Steg et al. 2012; Lidfeldt et al. 2005), mientras que los hogares donde hay mayor número miembros, especialmente si hay menores, se asocian, a mejores hábitos alimentarios desde el punto de vista de la salud (Turagabeci et al. 2007; Roos et al. 1998).

Tomando valores físicos, para el conjunto de los hogares españoles y todas las categorías de alimentos, son las tipologías de hogar 1 (mayores de 65 años solos o en pareja) y 2 (adultos solos o en pareja), las que suponen un consumo mayor de alimentos, con una media de 920 kg per cápita y 802 kg per cápita, respectivamente, en el conjunto del período, apuntando en la dirección anterior (Figura 4.23).

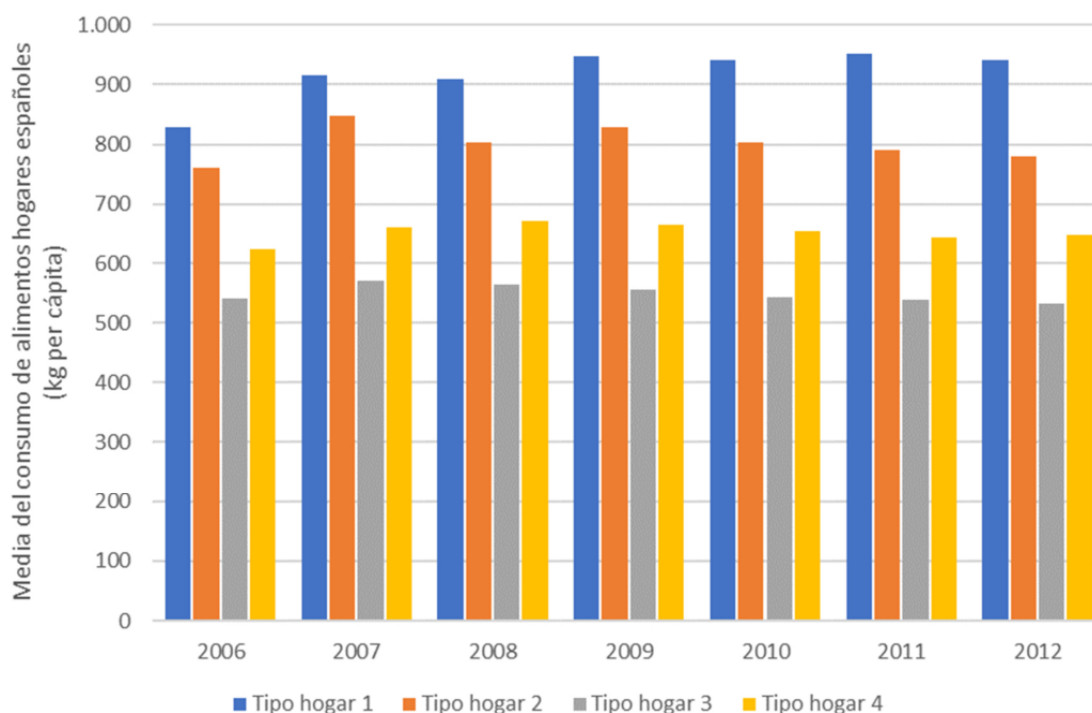


Figura 4.23. Evolución del nivel medio de consumo alimentario de los hogares españoles por tipología de hogar.

Le siguen las categorías 4 (otros hogares), con una media de consumo alimentario de 653 kg per cápita, y 3 (hogares con un adulto al menos y uno o más menores de 16 años), que son los hogares cuya media es menor, con 550 kg per cápita de consumo alimentario en el conjunto del período.

Esta tendencia general para el conjunto de los hogares españoles se repite en los hogares de todas las regiones y a través de la mayoría de las categorías de alimentos, como se observa en el ejemplo para el año 2012 que se ilustra con la Figura 4.24⁵¹.

⁵¹ Las barras están ordenadas por tipología del hogar, según la clasificación de la EPF. Los datos de la Figura 4.24 se encuentran en las tablas 656 a 669 del Anexo II (per cápita). G1 = Pan y Cereales; G2 = Carne; G3 = Pescado; G4 = Leche, queso y huevos; G5 = Aceites y grasas; G6 = Frutas; G7 = Hortalizas, incluyendo patatas y otros tubérculos; G8 = Azúcar, confituras, miel, chocolate, confitería y helados; G9 = Café, té, cacao; G10 = Aguas minerales, bebidas refrescantes y zumos; G11 = Espirituosos y licores; G12 = Vinos; G13 = Cerveza.

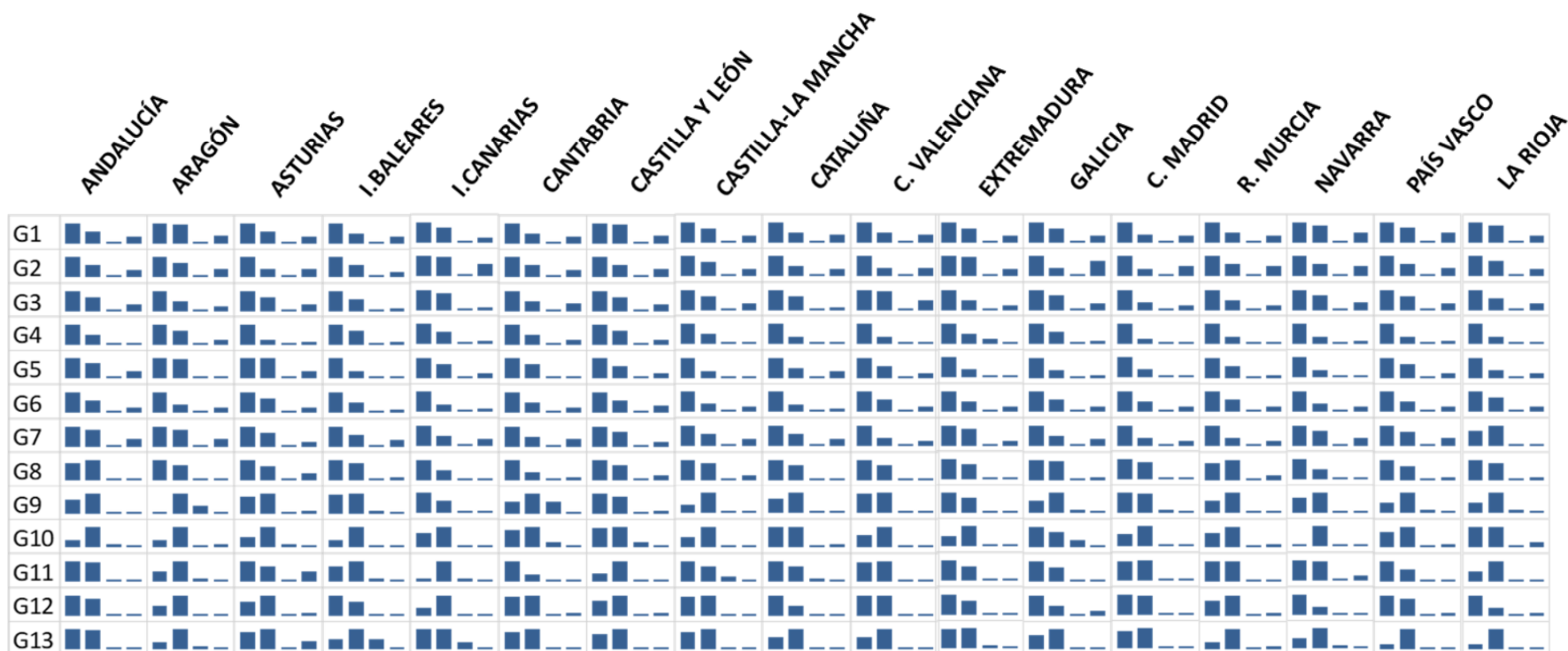


Figura 4.24. Nivel medio del consumo de alimentos de los hogares en 2012 por tipología de hogar según localización del hogar y categoría de alimento.

Sin embargo, los niveles de consumo medio en la tipología de hogar 1 para las categorías G9-G13, que incluyen las bebidas refrescantes (G10), las bebidas alcohólicas (G11-G13) y los estimulantes (G9) son menores que los de la tipología de hogar 2 en los hogares de muchas de las regiones. Esto tiene que ver con el lógico descenso en los niveles de consumo de categorías de bebidas y alimentos claramente perjudiciales para la salud en la tercera edad, debido a las recomendaciones médicas, aunque el patrón de mayor consumo en hogares donde viven sólo ancianos se mantiene en algunas regiones.

Si tomamos el modelo, tenemos que prácticamente todas las categorías donde se presentan relaciones estadísticamente significativas entre las distintas tipologías de hogar y el consumo per cápita de alimentos con respecto a la tipología de hogar 1 (persona o pareja de 65 ó más años), éstas son negativas (Figura 4.25). Excepciones se pueden encontrar en la tipología de hogar 2 para el consumo de café, té y cacao (G9), donde la relación es positiva; y también, se altera esta relación, por falta de significatividad estadística, en la tipología de hogar 3 para las bebidas alcohólicas (G11-G13), en la tipología de hogar 2 para pan y cereales (G1), pescado (G3) y espirituosos y licores (G11), y la tipología de hogar 4 para agua mineral, refrescos y zumos (G10). Este patrón tiene excepciones, puesto que hay categorías donde es la tipología de otros hogares (tipología 4) la que tiene menor consumo estadísticamente significativo con respecto a los hogares de personas mayores solas: aceites y grasas (G5), azúcar y dulces (G8), así como bebidas alcohólicas (G11-G13).

Si tomamos los hogares por región de localización (Figura 4.25), parece que, en la mayoría de los casos, tampoco existe una relación estadísticamente significativa entre el tipo de hogar y el consumo de las distintas categorías de alimentos. Sin embargo, en el caso de que exista esa relación estadísticamente significativa, la mayor parte de los casos presenta relaciones negativas con respecto a los hogares de personas o parejas mayores sin hijos. Es decir, disminuyen su consumo con respecto a estas.

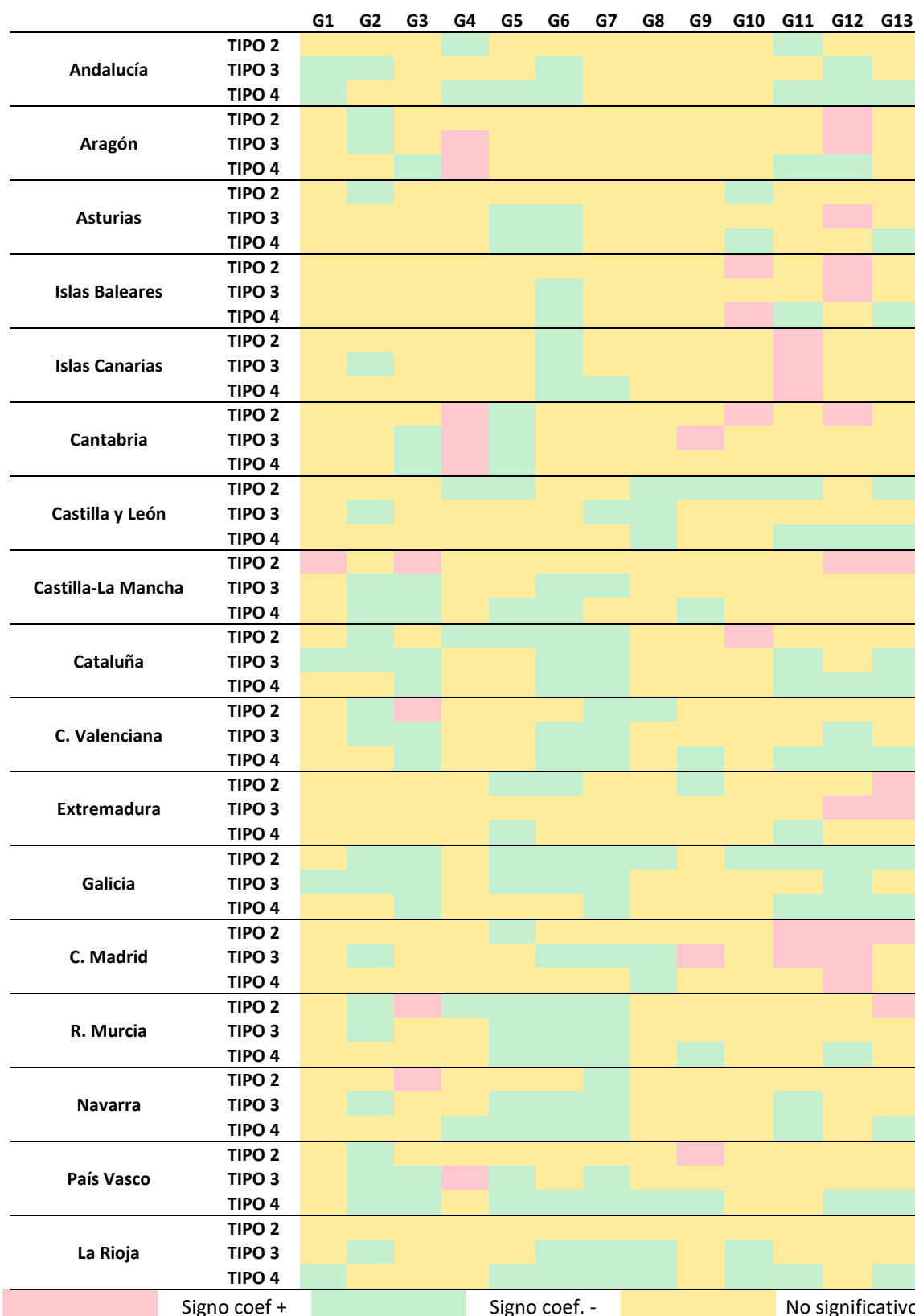


Figura 4.25. Influencia del tipo de hogar en el nivel de consumo alimentario por categoría, según localización del hogar⁵².

⁵² G1 = Pan y Cereales; G2 = Carne; G3 = Pescado; G4= Leche, derivados y huevos; G5 = Aceites y grasas; G6 = Frutas; G7= Hortalizas, legumbres y tubérculos; G8 = Azúcar y dulces; G9 = Café, té, cacao; G10 = Aguas minerales, bebidas refrescantes y zumos; G11 = Espirituosos y licores; G12 = Vinos; G13 = Cerveza.

La excepción parece ser, una vez más, las bebidas (G10-G13), aunque también hay algún caso de relaciones positivas en el caso de los lácteos y huevos (G4), el pescado (G3), bebidas estimulantes (G9) y pan y cereales (G1), donde alguna de las tipologías de hogares presenta una influencia positiva directa con el consumo per cápita. El caso más extremo es el de los vinos (G12), donde en regiones como la Comunidad de Madrid, Aragón o las Islas Baleares, casi todas las tipologías de hogares presentan una influencia positiva directa con respecto a la tipología 1 de personas mayores solas. Los hogares madrileños, a pesar del tópico sobre el agua, junto con los canarios, también presentan un mayor consumo de aguas minerales, refrescos y zumos (G10) en casi todos los grupos de edad y composición frente a los hogares de personas mayores solas. Aunque también es de destacar el caso de los lácteos y huevos (G4), donde los hogares de Aragón, Cantabria y País Vasco presentan tipologías de hogar que consumen más frente a los de personas mayores sin hijos (tipología 1).

Según estos resultados, y de acuerdo con lo explicado también en otros apartados, una mayor frecuencia de hogares individuales en la tipología de hogares del conjunto del país, así como el envejecimiento de la población, pueden suponer un impulsor en el cambio alimentario hacia dietas más intensivas en productos poco saludables y también un mayor consumo de alimentos, en general, y de algunos en particular.

g) El factor geográfico en la variación del consumo per cápita de alimentos por parte de los hogares

La pertenencia de los hogares a determinadas comunidades autónomas también puede ser relevante para el consumo de ciertas categorías de alimentos. Tradiciones y costumbres, así como la mayor o menor asociación de ciertos territorios a determinados tipos de dieta pueden condicionar los patrones de consumo de los hogares simplemente por el lugar donde se hayan establecido estos. Así, varios estudios examinan la adecuación o el alejamiento de la dieta de los hogares regionales españoles al patrón mediterráneo (Bach-Faig et al. 2011b; Varela-Moreiras et al. 2010; Varela-Moreiras 2014; Moreno et al. 2002), concluyendo que dentro del patrón generalizado de alejamiento que se está produciendo con respecto a la dieta mediterránea en España, los hogares castellano-leoneses son los que menor adhesión presentan, mientras que los hogares de Andalucía, Murcia, Comunidad Valenciana, Cataluña y las islas son los que mayor adhesión presentan todavía.

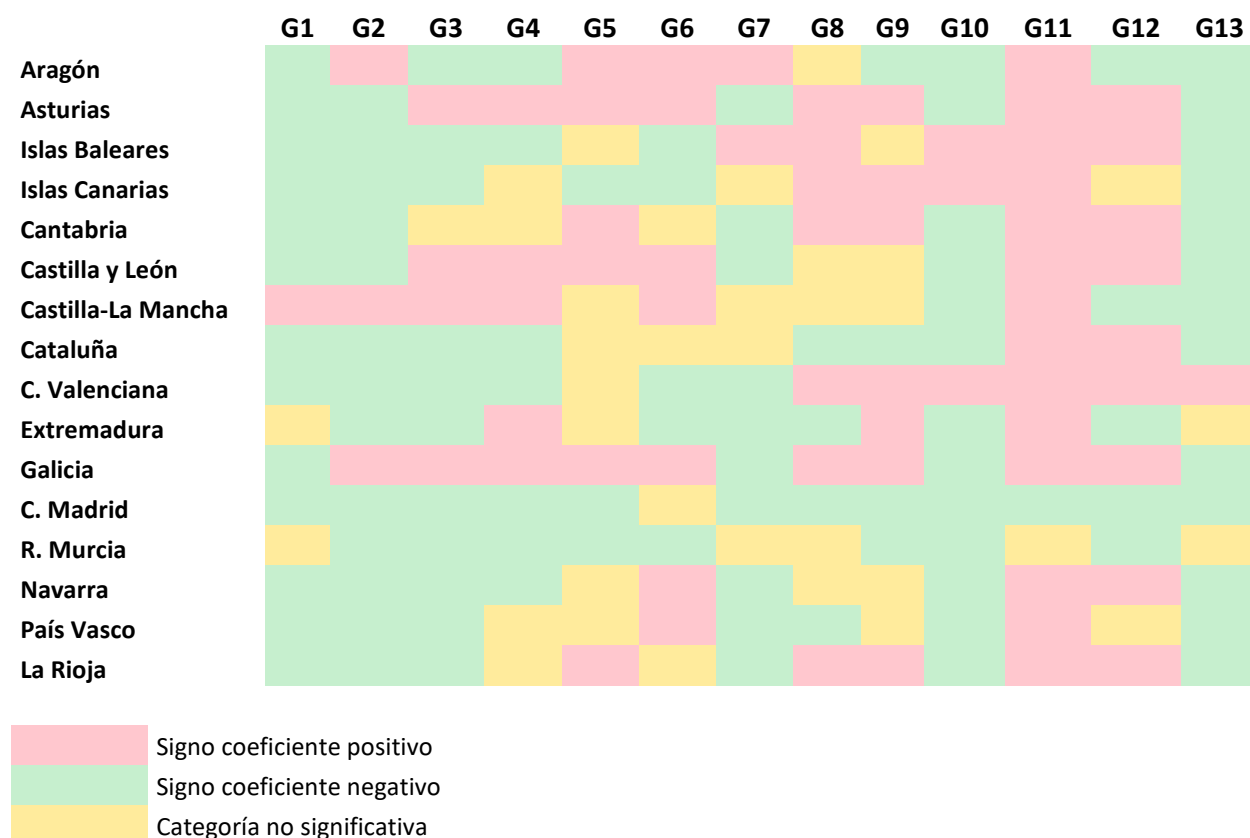
Por su parte, otros estudios analizan la influencia del factor de localización geográfica en el consumo diferenciado de alimentos para los españoles. Desde un punto de vista más médico, en un estudio de algo más de 2.000 individuos de todo el país se ha llegado a la conclusión de que los

supermercados y las grandes distribuidoras han homogeneizado nuestro modo de alimentarnos, ya que la influencia del lugar de residencia es bastante limitada en el consumo (Samaniego-Vaesken et al. 2018). Desde la mayor o menor tendencia hacia un comportamiento saludable, también se han realizado distintos análisis sobre el consumo de alimentos en las regiones españolas, concluyendo que existe un cierto gradiente norte-sur de más a menos consumo saludable de alimentos entre los habitantes de las diferentes regiones (Vilà Trepal 2019; Norte Navarro y Ortiz Moncada 2011).

La EPF permite conocer la ubicación de los distintos hogares (variable CCAA), por lo que se ha analizado también esta relación, obteniendo información que se resume en la Tabla 4.2 y Figura 4.26. Sobre la base de nuestro análisis, en general, hay que señalar que la localización de los hogares en regiones del centro-norte del país predispone tendencialmente de modo estadísticamente significativo a un mayor consumo de alimentos en gran parte de las categorías de alimentos. Como hemos visto, este gradiente ya se reconoce en otros estudios, citando como posible explicación mayor preocupación por la alimentación dentro de la cesta de la compra, una mayor cantidad de recursos naturales propios, y una mayor conservación de la tradición culinaria propia.

En esta tendencia destacan los hogares gallegos, donde se encuentra una diferencia significativa positiva en una mayor cantidad de categorías de alimentos, seguidos de los hogares asturianos y de las dos castillas. Frente a estos hogares, encontramos los hogares de la Comunidad de Madrid, donde el consumo es menor en todas las categorías de alimentos donde la relación entre lugar de residencia y consumo per cápita es significativa, y la Región de Murcia, donde el consumo es menor en 11 de las 12 categorías donde hay diferencias significativas.

El análisis por categorías proporciona mayor cantidad de información, aunque existe una casuística muy variada. Los hogares de la mayor parte de las regiones presentan coeficientes negativos para la mayoría de las categorías donde las relaciones entre localización geográfica y consumo per cápita son significativas. Sólo el consumo de espirituosos y licores (G11), así como el de vinos (G12) presentan coeficientes negativos para los hogares de la mayor parte de las regiones. En la categoría aceites y grasas (G5) la mayor parte de las relaciones son no significativas para gran parte de los hogares.



*Todos los coeficientes y la significatividad de las diferencias son respecto a Andalucía, que es tomada como base

Figura 4.26. Influencia del factor localización geográfica en el nivel de consumo per cápita por categoría de alimentos⁵³.

De esta variabilidad se puede concluir que el factor geográfico influye de un modo diferencial en el consumo de las distintas categorías de alimentos. Hay una cierta diferenciación entre los hogares de las regiones costeras del mediterráneo y las islas frente a las regiones rurales de interior o del norte del país. En las primeras, partiendo de una mayor adherencia a las tradiciones mediterráneas, probablemente hay un cierto efecto de la mayor presencia de extranjeros residentes o con propiedades dentro de la región, como constata el Colegio de Registradores de la Propiedad en cualquiera de sus anuarios (Registradores de España 2019), lo que puede inducir al consumo diferencial de ciertas categorías. En las segundas, donde los recursos naturales, por lo general son algo mayores, los hábitos y costumbres alimentarias son ligeramente distintos, apoyándose en productos muchas veces locales o de la tradición productiva ganadera, con frecuencia basados en la ingesta de proteína animal.

⁵³ G1 = Pan y Cereales; G2 = Carne; G3 = Pescado; G4= Leche, queso y huevos; G5 = Aceites y grasas; G6 = Frutas; G7 = Hortalizas, incluyendo patatas y otros tubérculos; G8 = Azúcar, confituras, miel, chocolate, confitería y helados; G9 = Café, té, cacao; G10 = Aguas minerales, bebidas refrescantes y zumos; G11 = Espirituosos y licores; G12 = Vinos; G13 = Cerveza.

h) Sobre el papel de los precios en el consumo alimentario

Como se puede ver, en la aproximación realizada para tratar de explicar el consumo de alimentos por parte de los hogares (Tabla 4.2) no se ha recurrido a los precios y esta circunstancia merece un comentario específico sobre las razones que han llevado a ello.

En primer lugar, cabe recordar que la fuente estadística utilizada para este trabajo (EPF) no incorpora datos directos de los precios de los productos. Sin embargo, dado que se cuenta con la información del gasto y de las cantidades físicas por categorías, es posible obtener un indicador de valor unitario o “precio medio implícito” para las diferentes categorías, algo que proporciona incluso el propio INE para el conjunto de España⁵⁴.

A partir del trabajo de Deaton (1988) se acepta que se puedan utilizar los valores unitarios por grupos derivados de las encuestas tipo EPF, aunque el propio Deaton admite también que este uso presenta, al menos, dos problemas: 1) el valor unitario no es exactamente un precio, ya el grupo alimentario de referencia (aquí las categorías de alimentos G1, G2, etc.) no es un producto homogéneo específico, sino una agregación de productos, y cada uno de ellos tiene, a su vez, distintas elasticidades en la renta y el precio (por ejemplo, carne de vaca o de pollo, en sus diferentes variedades); y 2) al tener diferente elasticidad precio y renta (algo que tiene que ver con la diferente calidad del producto), esto hace que los hogares más ricos consuman más que los pobres y, además, en diferentes proporciones. Debido al mayor peso de los hogares con mayores ingresos, y al efecto de la diferente calidad de los productos, esto puede llevar a estimaciones de elasticidad-precio exageradas artificialmente cuando se utiliza el valor unitario. De hecho, en las pruebas realizadas en este caso, esto es lo que se ha visto para casi todas las categorías de alimentos donde, además, se ha comprobado que los valores unitarios (precios implícitos) que pagan, por ejemplo, en varias categorías de alimentos los hogares más ricos, son mayores que los que pagan de media los más pobres. Por otra parte, como apunta Deaton (1988; 422), dado que el valor unitario se obtiene dividiendo gasto entre cantidad, los errores de medición de estas variables no sólo se acaban transfiriendo al valor unitario, sino que además pueden generar correlaciones negativas espurias entre cantidad y valor unitario. Dados los datos de errores de muestreo asociados al gasto en alimentos en la EPF (medidos a través de los coeficientes de variación proporcionados por el propio INE)⁵⁵, esta circunstancia es un elemento de cautela importante a tener en cuenta.

⁵⁴ <https://www.ine.es/jaxiT3/Tabla.htm?t=25169>

⁵⁵ <https://www.ine.es/jaxiT3/Datos.htm?t=10703#!tabs-tabla>

Fruto de estos problemas y las pruebas realizadas, se ha optado prudentemente por no incluir finalmente los valores unitarios o “precios implícitos” en la regresión. Ahora bien, esto no significa que los precios no hayan tenido un papel relevante en la evolución de las cantidades consumidas por los hogares en estos años. Simplemente no nos atrevemos a estimar esa importancia con la información disponible. Por ello, dado que los problemas mencionados impedían incorporarlos con ciertas garantías, se ha optado simplemente por aceptar en este caso los resultados previos de la literatura a este respecto basados en el IPC (Angulo Garijo et al. 2008; BBVA Research 2014; Dhehibi et al. 2004), que reflejan para la mayoría de los alimentos en España un comportamiento inelástico de la demanda respecto del precio (elasticidad menor que 1), así como su carácter general de bienes necesarios (elasticidad renta-gasto también menor que uno).

Estas circunstancias explican que se haya optado por centrar la regresión en la relación entre las cantidades de alimentos que entran en el metabolismo de los hogares y la importancia de variables relacionadas con el contexto socioeconómico, o la existencia o no de diferencias en los flujos de entrada al metabolismo de los hogares entre CCAA, y antes y después de la crisis económica de 2008.

4.4. Los flujos de salida: residuos de alimentos y síntesis del metabolismo alimentario de los hogares.

Una vez analizados los flujos de entrada del metabolismo alimentario de los hogares españoles, es el turno de los flujos de salida. Entre estos, hay uno que desde hace tiempo viene siendo objeto de preocupación internacional: el papel de los desperdicios y residuos alimentarios (FAO y UNEP 1981; FAO 2011), que se calcula que suponen en media un 30 % de la producción total de alimentos (FAO 2015).

Por lo general, según se consideren más o menos fases de la cadena alimentaria, se manejan dos grandes aproximaciones a la cuestión de los residuos y el desperdicio alimentario.

En primer lugar, la mayor parte de la literatura se centra en el desperdicio y los residuos generados al final de la cadena alimentaria: almacenaje y distribución de alimentos, así como el propio consumo, centrandó así, fundamentalmente, la responsabilidad del desperdicio en el consumidor final o los hogares (Stuart 2011; FAO y UNEP 1981; FAO 2011; Smil 2004). Si bien, en el contexto de la Estrategia “Más Alimento, Menos Desperdicio”, se realizaron algunos estudios específicos que iban más allá (MAGRAMA 2014a, 2014b), éste es el enfoque predominante adoptado por parte del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (MAPA) a la hora de

realizar las estadísticas de desperdicio alimentario en España sobre la base de los datos de consumo del Panel de Consumo Alimentario.

Sin embargo, hay otra parte de la literatura que ha optado por una visión más amplia, que, aparte de la distribución y el consumo, incluye también las fases de producción y gestión de la cosecha, así como la transformación y elaboración de los alimentos por parte de la industria agroalimentaria (Gascón y Montagut 2014; FAO 2011; Bräutigam et al. 2014), con pérdidas que llegan al 40-50 % (Alexander et al. 2017).

4.4.1. Residuos y desperdicios alimentarios de los hogares.

A pesar de la precariedad y el abandono de las estadísticas de residuos en nuestro país (Carpintero 2015; Carpintero y Lomas 2017), a la hora de realizar una estimación de los residuos y desperdicios asociados al consumo alimentario de los hogares españoles, se ha optado por esta segunda opción, que incluye más fases de la cadena alimentaria, y es homogénea en cuanto a fuentes para la estimación, fundamentalmente los coeficientes hallados por FAO (ver Tabla A11 Anexo I).

Así, teniendo en cuenta estos aspectos, la Tabla 4.5 muestra la estimación realizada para los niveles de desperdicios y residuos alimentarios en cada una de las fases, para los hogares de las distintas comunidades autónomas según sus niveles de consumo de cada una de las categorías alimentarias de la EPF.

La estimación realizada, teniendo en cuenta que depende directamente del consumo final de los hogares, muestra que es ésta la fase de la cadena alimentaria en la que se generarían más residuos, con alrededor de 2,9 Mt de residuos en 2012 (66,1 kg/habitante). Esta preponderancia del despilfarro en el consumo alimentario tiene varias explicaciones potenciales. Diversos autores (Mestre Montserrat y Martínez Sánchez 2017; Hebrok y Boks 2017) señalan que muchas personas eligen los alimentos con un criterio exclusivamente estético o de precio, con una ausencia completa de responsabilidad ambiental o social, muchas veces ligada a la separación física entre el consumo y la producción. También destacan otra tendencia habitual, que es la de la compra compulsiva o masiva, con el subsiguiente desperdicio asociado a fechas de caducidad o consumos preferentes cercanas y al propio deterioro del producto, lo que deriva en ocasiones o bien de falta de conocimientos o bien de una información muy sesgada por la publicidad o por razones de mercado.

Los residuos asociados al consumo alimentario estarían seguidos muy de cerca por las pérdidas dentro de la fase de producción agraria. Se estima que en esta fase se generaban un total de 2,7 Mt de residuos en 2012 (62,2 kg/habitante). Diversos autores señalan que son razones de mercado las que tienden a explicar las pérdidas asociadas a la Producción Agraria (Gascón y

Montagut 2014; Stuart 2011; Mestre Montserrat y Martínez Sánchez 2017). En particular, se menciona la retirada o el almacenaje de grandes cantidades de productos agrarios para evitar las caídas de precios, así como la obligación que tienen muchos productores agrarios de cumplir ciertos estándares (calibre, tamaño o aspecto) de los grandes centros de distribución a la hora de vender sus productos, lo cual obliga al desperdicio de grandes cantidades de alimentos.

Le siguen la distribución y el procesado, así como el empaquetado, con sendas cifras de desperdicios que alcanzan los 0,9 Mt en 2012 (22,8 y 21,1 kg/habitante, respectivamente) y, finalmente, la gestión poscosecha, donde el desperdicio en 2012 se estima en 0,7 Mt (sobre los 15,6 kg/habitante).

Es necesario, por tanto, un modelo de gestión de residuos que tenga en cuenta este hecho. Es decir, uno que permita recuperar y reutilizar al máximo la materia orgánica que se genera, por un lado, por las necesidades y los requerimientos del sistema de transformación y distribución de productos agrarios, y por el otro, por la compra compulsiva y los criterios estéticos, generados por la publicidad en los consumidores, y de precio.

Si descendemos al detalle regional, el consumo condiciona nuevamente los niveles de residuos asociados (Tabla 4.5).

Por tanto, se encuentran mayores niveles de desperdicio asociado a los hogares de regiones del norte, noroeste, donde destacan los hogares de Galicia, con niveles de residuos asociados al consumo por encima de los 75 kg/habitante en 2008, los hogares asturianos, que alcanzan los 72 kg/habitante en 2010, o los de Castilla y León, que se acercan a los 72 kg/habitante en 2008. Por el contrario, son los hogares de las Islas Baleares y las Islas Canarias (55,6 y 53,4 kg/habitante, respectivamente), así como los de las regiones mediterráneas, aquellos que presentan menores niveles de residuos asociados al consumo. Son patrones que, lógicamente, se vuelven a dar en las fases de la cadena alimentaria asociadas a la industria agroalimentaria, donde los hogares gallegos y castellanoleoneses vuelven a encabezar la clasificación regional, seguidos de los hogares aragoneses y navarros, y la cierran los hogares de las islas y de Extremadura, con los menores desperdicios asociados a su consumo alimentario dentro de estas fases de la cadena⁵⁶.

⁵⁶ Este resultado se desprende de un supuesto simplificador. Cabe advertir que, aunque se parte del hecho de que los residuos se generan por el consumo de los hogares de cada CCAA (al igual que en la etapa de distribución), los residuos asociados a las otras etapas no necesariamente se generan en la misma CCAA. Sin embargo, ante la ausencia de datos disponibles, se ha optado, de manera simplificada, por repercutir también a cada CCAA los residuos asociados a esos procesos de producción agraria, gestión poscosecha y procesado y empaquetado. El procedimiento sería similar al que se plantea cuando se calculan y repercuten las emisiones de CO₂ asociadas a la producción de un bien desde la perspectiva de aquellos que finalmente lo consumen.

Tabla 4.5. Resumen de las pérdidas y residuos asociados a las distintas fases de la cadena alimentaria de los hogares españoles (kg/habitante) según localización del hogar.

	Producción Agraria				Gestión Postcosecha				Procesado y Empaquetado				Distribución				Consumo			
	2006	2008	2010	2012	2006	2008	2010	2012	2006	2008	2010	2012	2006	2008	2010	2012	2006	2008	2010	2012
Andalucía	55,63	58,98	59,10	56,31	14,23	14,97	15,16	14,37	19,46	20,85	20,70	19,99	20,77	21,88	21,57	20,56	62,02	64,52	64,61	61,59
Aragón	61,15	63,13	63,79	66,32	14,87	15,71	16,00	16,31	20,35	21,33	22,06	21,60	22,53	23,17	23,56	24,22	62,31	65,62	67,34	67,18
Asturias	63,65	66,79	70,88	62,10	15,53	16,13	17,15	15,16	21,21	22,56	23,29	20,43	23,34	24,74	25,67	23,11	67,40	70,40	72,19	66,81
Islas Baleares	52,86	56,96	59,70	53,79	13,77	14,66	15,26	13,64	18,27	19,70	19,86	17,85	19,02	20,64	21,52	19,15	56,79	60,54	62,01	55,55
Islas Canarias	53,31	57,98	55,90	52,38	13,20	14,53	13,88	13,21	18,00	19,79	18,43	17,40	18,51	19,93	19,25	18,08	54,56	59,90	55,77	53,58
Cantabria	52,33	61,39	57,76	57,09	13,03	15,24	14,34	14,08	17,48	20,79	19,54	19,08	19,16	22,48	21,15	20,96	57,02	66,12	62,67	61,12
Castilla y León	67,22	68,05	67,77	68,33	16,21	16,46	16,25	16,55	22,12	22,34	21,59	21,59	25,12	25,33	25,24	25,42	70,29	71,71	69,34	71,01
Castilla-La Mancha	58,02	60,79	64,69	61,03	14,66	15,73	16,69	15,54	19,97	21,33	22,13	21,31	21,65	22,72	24,11	22,69	64,02	68,37	71,83	67,47
Cataluña	59,63	59,50	60,17	57,58	14,96	15,02	15,08	14,43	19,84	20,14	19,65	19,23	21,81	21,76	21,83	21,01	62,18	62,45	61,56	59,41
C. Valenciana	50,69	52,74	54,92	54,90	12,96	13,62	14,11	14,04	17,49	18,58	18,93	18,84	18,46	19,23	19,89	20,09	54,83	57,68	58,31	59,07
Extremadura	49,18	53,35	60,56	51,96	12,52	13,72	15,08	13,50	17,80	18,85	19,05	18,41	18,45	19,69	22,15	19,19	57,92	62,37	65,36	60,78
Galicia	67,42	74,09	72,12	72,46	16,46	17,98	17,35	17,65	23,72	26,73	24,52	25,06	24,84	27,75	26,71	26,54	71,19	77,65	73,59	74,04
C. Madrid	57,61	58,20	58,86	58,21	14,31	14,66	14,75	14,68	19,19	19,40	19,17	19,24	21,41	21,63	21,80	21,67	61,47	62,99	62,30	62,56
R. Murcia	47,66	54,01	52,30	54,94	12,45	14,37	13,96	14,34	17,00	19,39	19,09	19,76	17,44	19,50	18,95	19,84	53,12	60,82	59,26	59,98
Navarra	59,54	66,35	60,86	66,89	14,99	16,63	15,31	16,72	19,98	21,79	20,44	21,77	21,66	24,12	22,48	24,13	62,91	69,67	65,00	68,59
País Vasco	63,54	61,68	65,30	62,78	15,29	15,02	15,96	15,39	20,31	19,93	21,07	20,15	23,35	22,64	24,01	23,35	65,47	64,20	67,68	65,72
La Rioja	50,92	57,58	56,17	58,27	12,78	14,32	14,22	15,05	17,49	19,74	18,90	20,73	18,78	21,05	20,84	21,34	56,69	62,17	62,37	66,51
España	57,66	62,12	63,82	62,24	14,43	15,63	16,03	15,64	19,59	21,35	21,41	21,07	21,23	22,85	23,33	22,80	61,73	66,70	67,31	66,12

Nota: Los niveles de pérdida y residuo asociado a la producción agraria, la gestión postcosecha, el procesado y empaquetado, así como la distribución, se refieren a las categorías G1-G7, mientras que los residuos asociados al consumo, lo son con respecto del consumo total de todas las categorías (G1-G13). Por otro lado, aunque se parte del hecho de que los residuos se generan por el consumo de los hogares de cada CCAA (al igual que en la etapa de distribución), los residuos asociados a las otras etapas no necesariamente se producen en la misma CCAA. Sin embargo, ante la ausencia de datos disponibles, se ha optado por el supuesto simplificador de repercutir también a cada CCAA los residuos asociados a esos procesos.

Finalmente, teniendo en cuenta que no todos los alimentos que se consumen en los hogares de las distintas regiones españolas se producen en ellas, y ni siquiera, en gran parte de los casos, dentro del territorio español, en lo que se refiere a la producción agraria, sólo los hogares de Galicia llegan a superar niveles de más de 70 kg/habitante de pérdidas asociadas al consumo de los hogares. Las grandes disminuciones en el consumo alimentario de la crisis provocan que sea Extremadura la región donde sus hogares presentan niveles más bajos de desperdicios asociados a la fase de producción agraria (52 kg/habitante), seguido de las Islas Canarias (52,3 kg/habitante).

4.4.2. Aproximación al metabolismo alimentario de los hogares españoles

Teniendo en cuenta todas las cautelas asociadas al hecho de la diversidad de fuente, las incertidumbres que rodean a los datos de residuos y desperdicios, así como los problemas que surgen en la consideración de los datos de la EPF, el trabajo realizado permite realizar una aproximación al metabolismo alimentario de los hogares españoles considerando las principales fases de la cadena alimentaria, también a nivel regional.

Así, se puede observar en las Figuras 4.27a, 4.27b y 4.27c cómo la crisis económica ha producido una disminución en el metabolismo alimentario de los hogares. En ausencia de crisis el metabolismo tiende a ser creciente, mientras que el paso por los años donde se da produce el estallido de la crisis, hace que se produzca un bache, o una bajada de los niveles medios del consumo alimentario, y el metabolismo asociado.

Partiendo de la diferencia entre metabolismo alimentario estricto y ampliado (Carpintero y Lomas 2017), si consideramos sólo el final de la cadena (metabolismo estricto), esto es, la compra de productos agrarios y sus derivados, así como el consumo del resto de alimentos, entonces se encuentra una disminución promedio del 2,3 % en las cantidades per cápita entre 2009 y 2012, lo que supone el paso de 706,3 kg/habitante a 693,7 kg/habitante en el conjunto de España. Se trata de una disminución mucho mayor en el metabolismo de los hogares asturianos y canarios (10,7 y 9,7 %, respectivamente), frente al crecimiento de la única región donde el metabolismo alimentario de los hogares crece en ese período: el País Vasco, con un aumento del 6,6 %. También se observa este efecto si se tiene en cuenta una versión ampliada del metabolismo (metabolismo ampliado), donde se considera la producción agraria y producción de otros alimentos en balance con el consumo y las pérdidas.

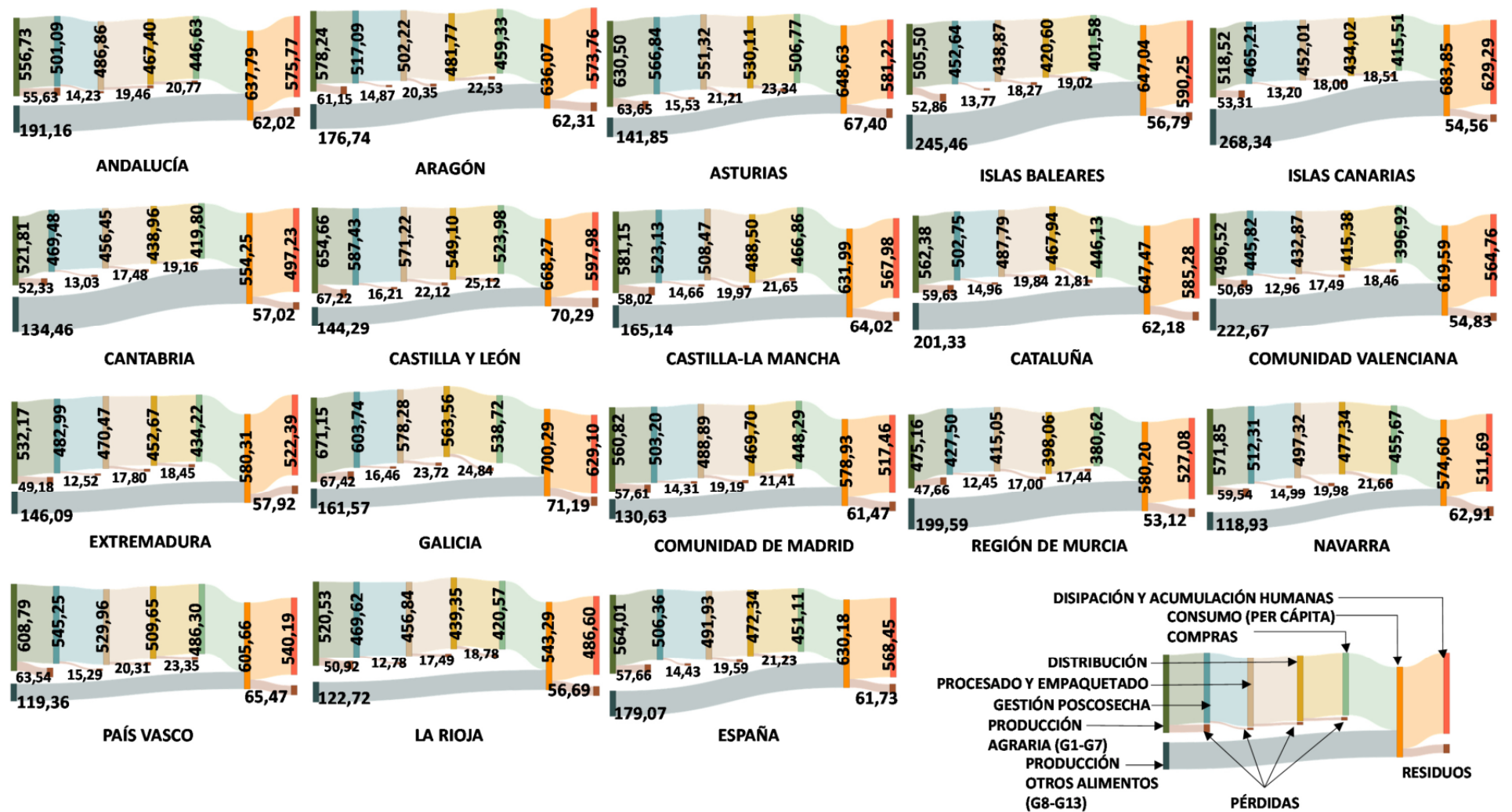


Figura 4.27a. Aproximación a la síntesis del metabolismo alimentario de los hogares españoles según localización del hogar, 2006 (kg/habitante).

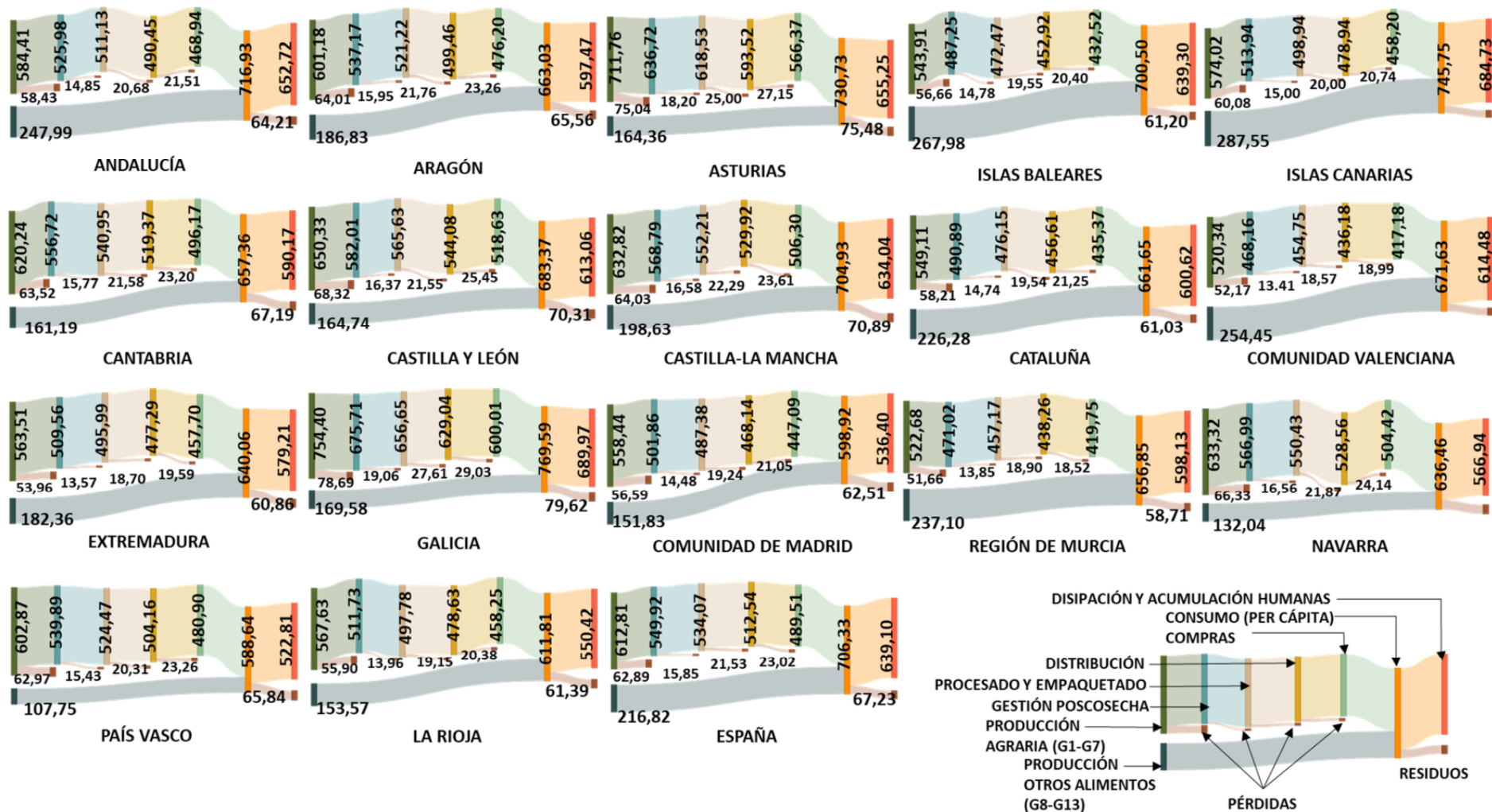


Figura 4.27b. Aproximación a la síntesis del metabolismo alimentario de los hogares españoles según localización del hogar, 2009 (kg/habitante).

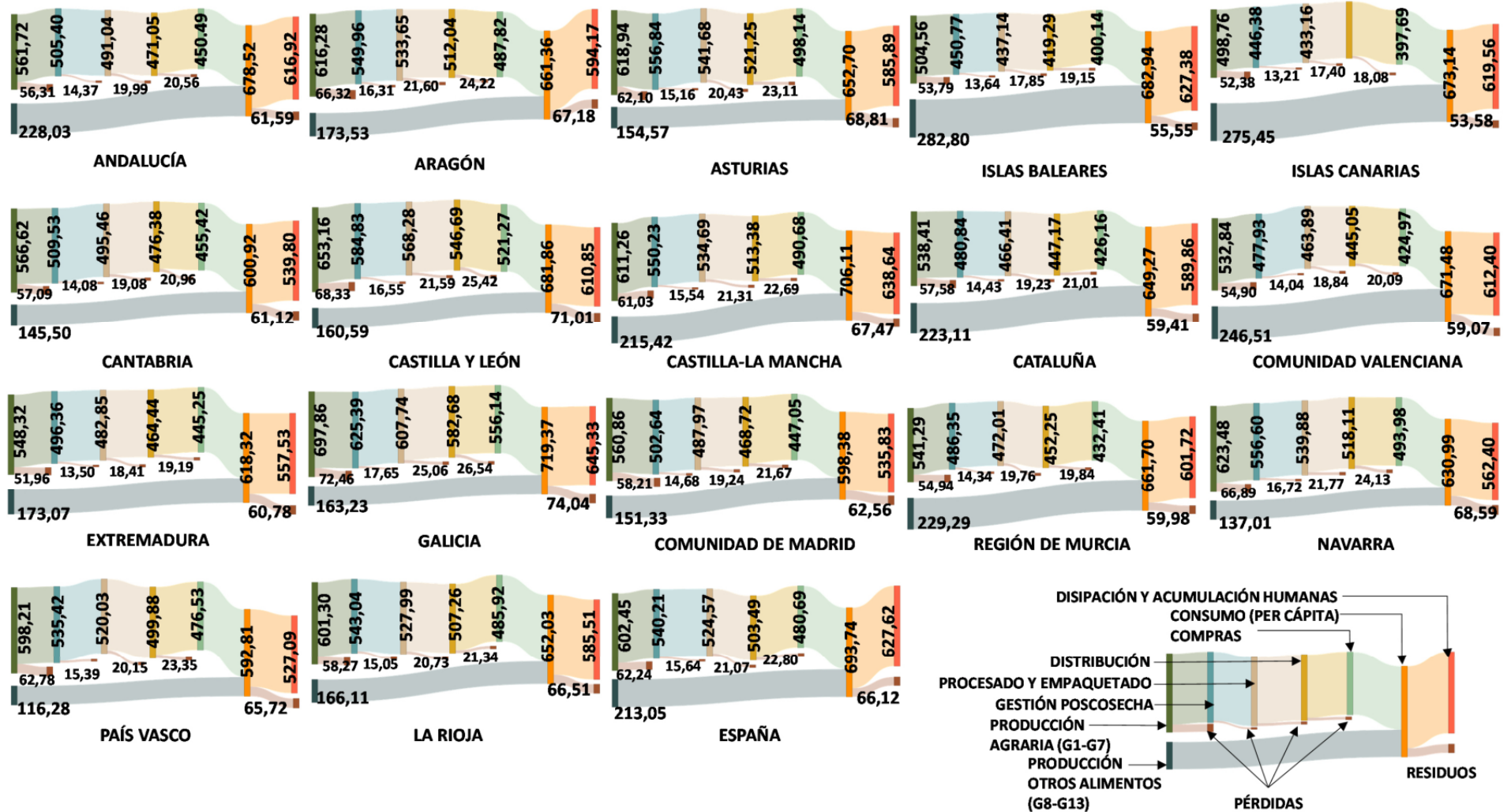


Figura 4.27c. Aproximación a la síntesis del metabolismo alimentario de los hogares españoles según localización del hogar, 2012 (kg/habitante).

En este sentido, la producción agraria asociada a la alimentación en el conjunto de los hogares españoles supone unas entradas aproximadamente un 15 % superiores al consumo, con un descenso de las cifras en términos absolutos (de 612,81 kg/habitante en 2009 a 602,45 kg/habitante) debido al impacto de la crisis, más que a una mejora global en la eficiencia del metabolismo alimentario de los hogares.

Si descendemos al detalle regional, la relación entre la producción y el consumo oscilan entre un 13 % superior, en los hogares de las islas o de la Comunidad Valenciana, y el 17 % superior, de los hogares de Galicia, País Vasco y Navarra, con efectos parecidos al de la media española en el conjunto de los hogares de la mayoría de las regiones.

También es de señalar que durante el conjunto del período se produce una ligera mejoría en las pérdidas en la cadena alimentaria entre el comienzo de la producción agraria y los residuos generados por el consumo de los hogares. Así, en la media del conjunto de los hogares españoles hay una reducción cercana al 2 % en los residuos asociados a la cadena alimentaria entre 2006-2012, si bien, en los años posteriores, la crisis vuelve a retomar la senda del aumento del desperdicio, ya que entre 2009 y 2012 se produce un ligero repunte del 0,32 %.

Se trata de un patrón bastante generalizado entre los hogares de las distintas comunidades autónomas. La reducción en el peso de los residuos con respecto al flujo de alimentos durante todo el período es especialmente relevante en los hogares andaluces, baleares y castellanomanchegos, donde alcanza el 5 % de mejora. Todo ello frente a los hogares aragoneses, gallegos, murcianos, navarros y vascos, donde se producen aumentos en el peso de los residuos con respecto al flujo de alimentos, que en ningún caso superan el 3,2 %.

El efecto de la crisis también se hace notar, cuando los hogares de más de la mitad de las regiones aumentan el peso de los residuos y pérdidas dentro del flujo de alimentos entre 2009 y 2012. Este efecto es más fuerte en los hogares de Aragón, Comunidad Valenciana y Región de Murcia, donde se producen aumentos del 2,44 %, el 3,53 % o el 3,0 %, respectivamente, y siguen mostrando una tendencia a la reducción los hogares de Asturias, las islas, Cantabria, Castilla-La Mancha, Galicia y País Vasco.

4.5. Los impactos ambientales de los patrones de consumo alimentario: las huellas hídricas y de carbono

4.5.1 El modelo alimentario actual y sus alternativas

Una vez determinadas las entradas y salidas que, en forma de flujos físicos de alimentos y residuos, conforman el metabolismo alimentario de los hogares españoles por CCAA, y habiendo

reflexionado sobre los factores socioeconómicos que explican su evolución durante el período 2006-2012, conviene dar un paso más. Este paso debe ir encaminado a estimar los impactos ambientales que, en términos de requerimientos hídricos y de emisiones de CO₂, llevan asociados diferentes patrones de consumo alimentario.

A partir de los datos recogidos en los epígrafes previos, teniendo en cuenta el patrón de consumo actual, la ingesta promedio de los hogares españoles sería de unos 687,3 kg per cápita, distribuida según las 13 categorías de la EPF (Tabla 4.6). Esta ingesta anual media nos da una idea de la dieta real que han tenido los hogares españoles durante 2006-2012. Podemos ver un cierto alejamiento de patrones de dieta mediterránea si comparamos con la ingesta de alimentos frescos (Figura 4.28) recomendados en dos dietas de referencia, una la dieta saludable omnívora construida a partir de las recomendaciones de la Sociedad Española de Nutrición Comunitaria (SENC) (SENC, 2004), y otra ovo-lácteo-vegetariana (OLV) en un contexto mediterráneo español (Menal-Puey y Marques-López, 2017) (Tabla 4.6).

Tabla 4.6. Comparación de las dietas de referencia con la ingesta anual media real de los hogares españoles

Categoría Alimento	Ingesta Anual Media (kg/habitante)	Dieta SENC (kg/habitante)	Dieta OLV (kg/habitante)
G1	73,9	91,3 (-17,4)	80,3 (-6,4)
G2	55,8	28,6 (27,2)	0 (55,8)
G3	24,5	28,6 (-4,1)	0 (24,5)
G4	129,3	184,9 (-55,6)	108,5 (20,8)
G5	15,7	13,4 (2,3)	13,4 (2,3)
G6	87,0	181,7 (-94,7)	224,2 (-137,2)
G7	93,9	229,9 (-136)	225,2 (-131,3)
G8	11,3	0 (11,3)	0 (11,3)
G9	4,0	0 (4)	0 (4)
G10	157,0	0 (157)	0 (157)
G11	1,4	0 (1,4)	0 (1,4)
G12	12,8	0 (12,8)	0 (12,8)
G13	20,8	0 (20,8)	0 (20,8)
TOTAL	687,3	758,4 (-71,8)	651,6 (35,7)

Nota: entre paréntesis la diferencia entre la ingesta real y la dieta de referencia correspondiente. G1 = Pan y Cereales; G2 = Carne; G3 = Pescado; G4= Leche, queso y huevos; G5 = Aceites y grasas; G6 = Frutas; G7 = Hortalizas, incluyendo patatas y otros tubérculos; G8 = Azúcar, confituras, miel, chocolate, confitería y helados; G9 = Café, té, cacao; G10 = Aguas minerales, bebidas refrescantes y zumos; G11 = Espirituosos y licores; G12 = Vinos; G13 = Cerveza.

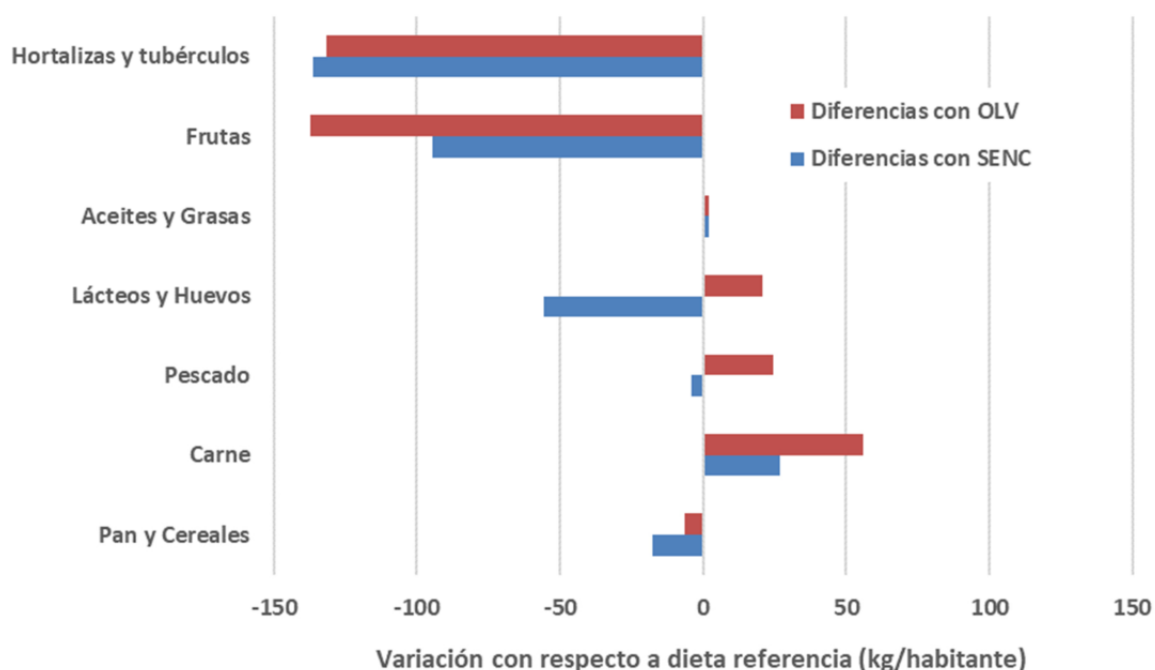


Figura 4.28. Variación de la ingesta anual media de productos frescos en los hogares españoles con respecto a las establecidas por las dietas de referencia.

Así, se puede observar cómo, aparte de azúcares y dulces, bebidas alcohólicas y estimulantes, hay un mayor consumo que el recomendado de carne (27,2 kg/habitante) y de aceites y grasas (2,3 kg/habitante), en el caso de la dieta omnívora de la SENC y de carne (55,8 kg/habitante), pescado (24,5 kg/habitante), lácteos y huevos (20,8 kg/habitante) y aceites y grasas (2,3 kg/habitante), en el caso de la dieta OLV. Sin embargo, hay posibilidades de mejora en la ingesta de hortalizas y tubérculos (136 kg/habitante), frutas (94,7 kg/habitante), lácteos y huevos (55,6 kg/habitante), pescado (4,1 kg/habitante) y pan y cereales (17,4 kg/habitante), para los patrones de dieta omnívora, y de hortalizas y tubérculos (131,3 kg/habitante), frutas (137,2 kg/habitante) y pan y cereales (6,4 kg/habitante) en el caso de los patrones de dieta OLV.

Se ha realizado el mismo ejercicio para la ingesta promedio de los hogares de las distintas CCAA durante el período 2006-2012 (ver Tabla 571 Anexo II), de tal manera que se pueden comparar también con los patrones de dieta omnívora de la SENC y OLV cada una de las ingestas promedio. Así, la Figura 4.29 ilustra las diferencias de las ingestas promedios anuales de las distintas CCAA con respecto a la dieta de referencia omnívora de la SENC.

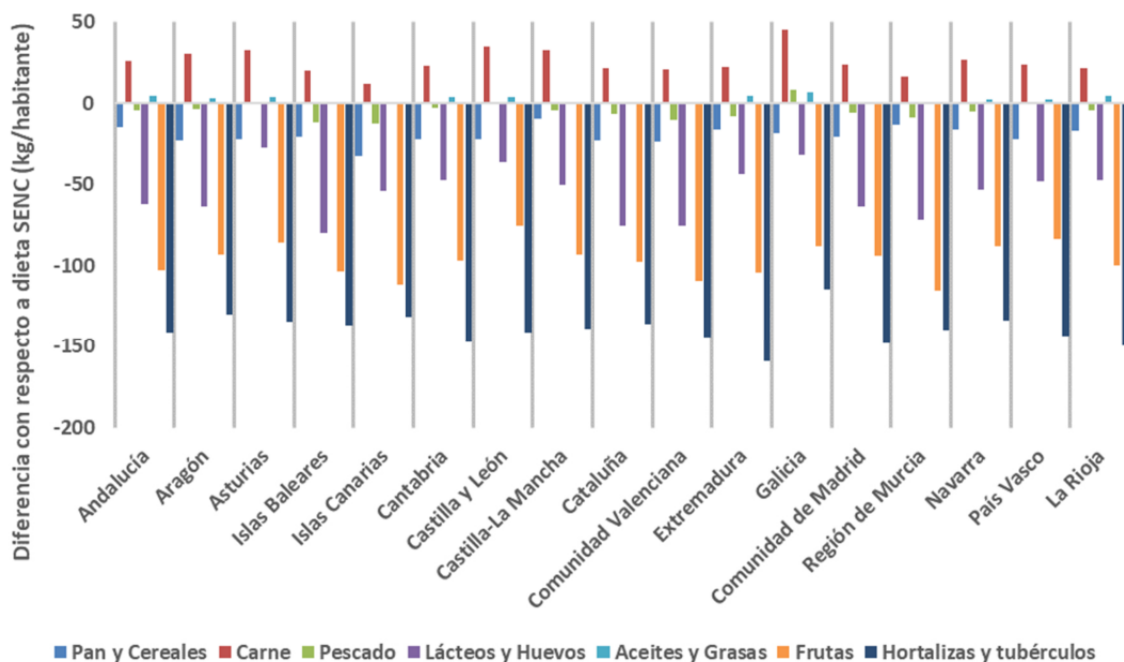


Figura 4.29. Diferencia de la ingesta promedio anual de alimentos frescos de los hogares las distintas CCAA con respecto a la dieta de referencia omnívora de la SENC.

Como se puede observar, el patrón medio de diferencias se repite en los hogares de la mayoría de las regiones para los alimentos frescos. Así, hay un exceso de consumo con respecto al patrón de dieta omnívora de la SENC en la carne (entre 12,1 y 44,9 kg/habitante) y, en la mayoría de los hogares regionales, de aceites y grasas (entre 0,3 y 4,3 kg/habitante) del recomendado. En los hogares de Galicia se añade además un mayor consumo de proteína asociada al pescado (8 kg/habitante). Y las posibilidades de mejora en el marco de una dieta saludable omnívora se dan en el resto de alimentos frescos, con especial énfasis en hortalizas y tubérculos (entre 130,4 y 159,1 kg/habitante) y frutas (entre 75,5 y 115,5 kg/habitante).

También son comunes las diferencias encontradas con respecto al patrón de alimentación OLV elegido (Figura 4.30) en los alimentos frescos. Aparte de las obvias diferencias con respecto a carne y pescado, se da un mayor consumo del recomendado en aceites y grasas (entre 0,3 y 6,6 kg/habitante) y lácteos y huevos (entre 0,6 y 44,4 kg/habitante), y posibilidades de mejora generalizadas en frutas (entre 126,3 y 158 kg/habitante), hortalizas y tubérculos (entre 109,8 y 154,4 kg/habitante) y pan y cereales (entre 4 y 21,3 kg/habitante).

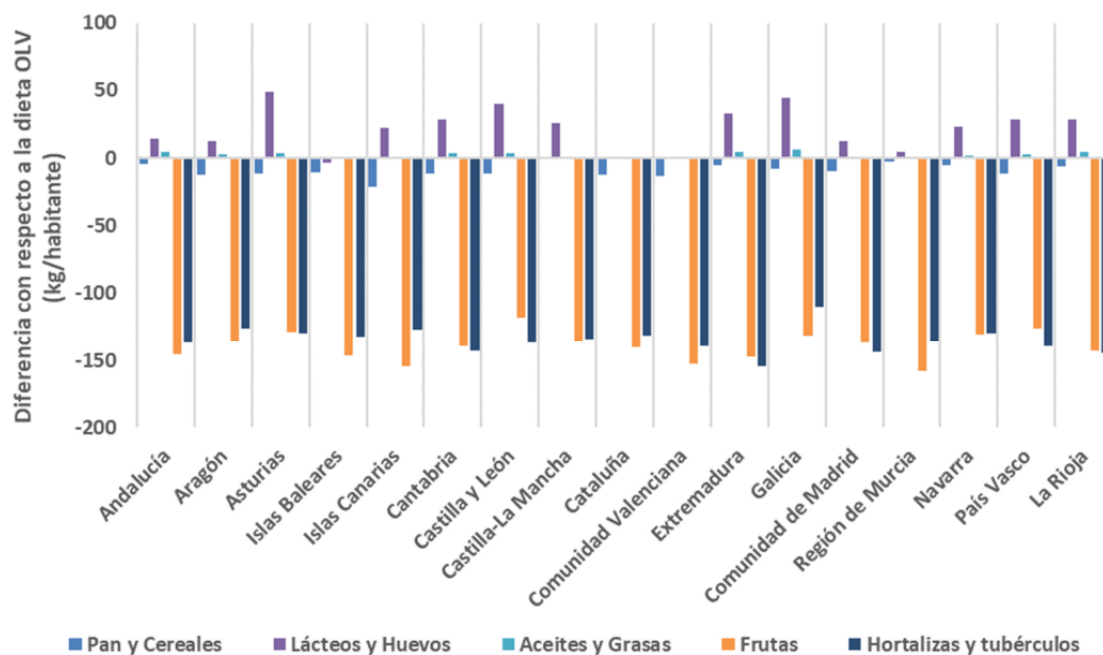


Figura 4.30. Diferencia de la ingesta promedio anual de alimentos frescos de los hogares de las distintas CCAA con respecto a la dieta de referencia OLV.

4.5.2. Huella de carbono de la alimentación en los hogares españoles por CCAA.

Como ya se ha comentado, la alimentación se ha convertido en uno de los elementos clave del impacto ambiental de los hogares a nivel global. En este apartado se analizarán los impactos de la dieta de los hogares españoles desde el punto de vista de la huella de carbono y de la huella hídrica. Comenzaremos por la huella de carbono.

De acuerdo con la metodología aquí utilizada, en promedio, el consumo de alimentos de un hogar español entre 2006 y 2012 conllevó unas emisiones medias de 1,4 tCO₂-eq/habitante al año (ver Tabla 360 del Anexo II). Si tomamos como referencia que un bosque mediterráneo típico (un encinar) puede absorber entre 3-12 t CO₂/ha y año (Serrada y González 2008), para compensar este nivel de emisiones relativo a la alimentación promedio de los hogares necesitaríamos disponer de una horquilla de entre 5,4 a 21,5 Mha de bosques mediterráneos, entre un 11-43 % de la superficie completa del país, incluyendo las islas (50.598.590 km², según el Instituto Geográfico Nacional).

Para tener una idea de lo que suponen estos niveles, se ha comparado la media de emisiones obtenida para los hogares de España en el período 2006-2012 con los datos de otros estudios parecidos para años dentro de ese período (Meier y Christen 2013; Song et al. 2015; Heller y Keoleian 2015; Hyland et al. 2017).

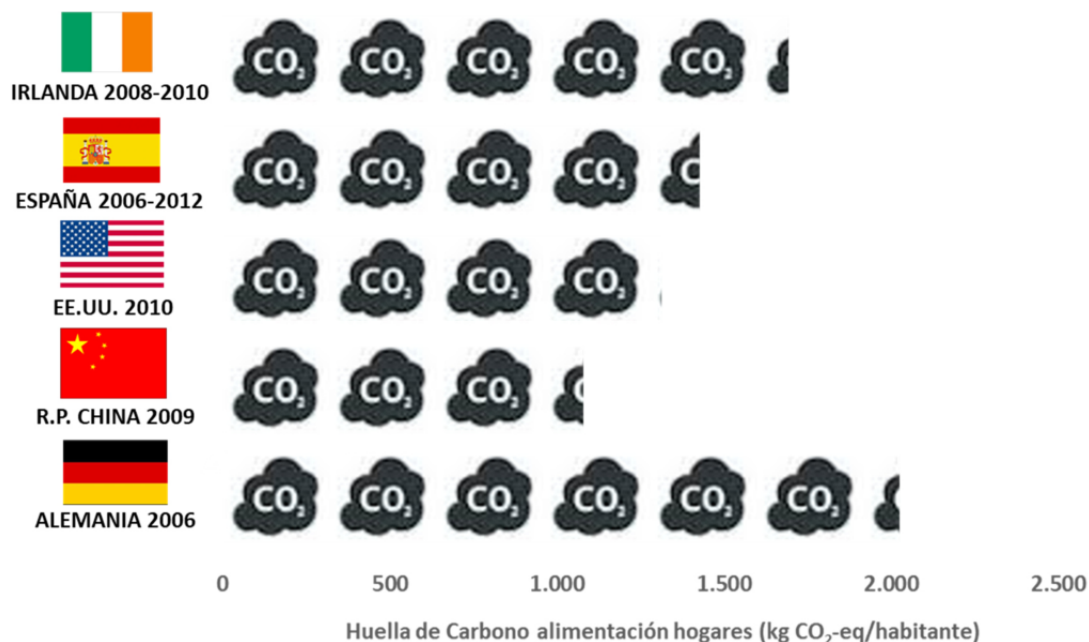


Figura 4.31. Comparación de la huella de carbono del consumo alimentario de los hogares españoles con la de hogares de otros países.

Se trata de niveles de emisiones asociados al consumo alimentario (Figura 4.31) por debajo de los de hogares de otros países del norte de Europa, como Alemania e Irlanda, pero por encima de países como China o EE.UU., si bien hay que tener muy en cuenta aquí las diferencias metodológicas a la hora de realizar los cálculos en estos estudios (no se tienen en cuenta exactamente los mismos productos en todos los estudios, el ciclo de vida de los alimentos no siempre tiene en cuenta las mismas fases, etc.) que impiden, en cualquier caso, un meta-análisis (Di Donato et al. 2015), especialmente a la hora de explicar un nivel mayor que el de EE.UU., país donde la dieta tiene una mayor proporción de proteínas animales, lo cual, *a priori*, sería un motivo para que quedase por encima.

Como ilustra la Figura 4.32, si bien en todo el período se produjo un aumento en las emisiones totales asociadas al consumo alimentario de los hogares de un 5 %, pasando de 61,4Mt a 64,5 Mt de CO₂-eq, la intensidad de consumo per cápita media creció un 5,6 % hasta 2008 (de 1.403 a 1.481 kg/habitante).

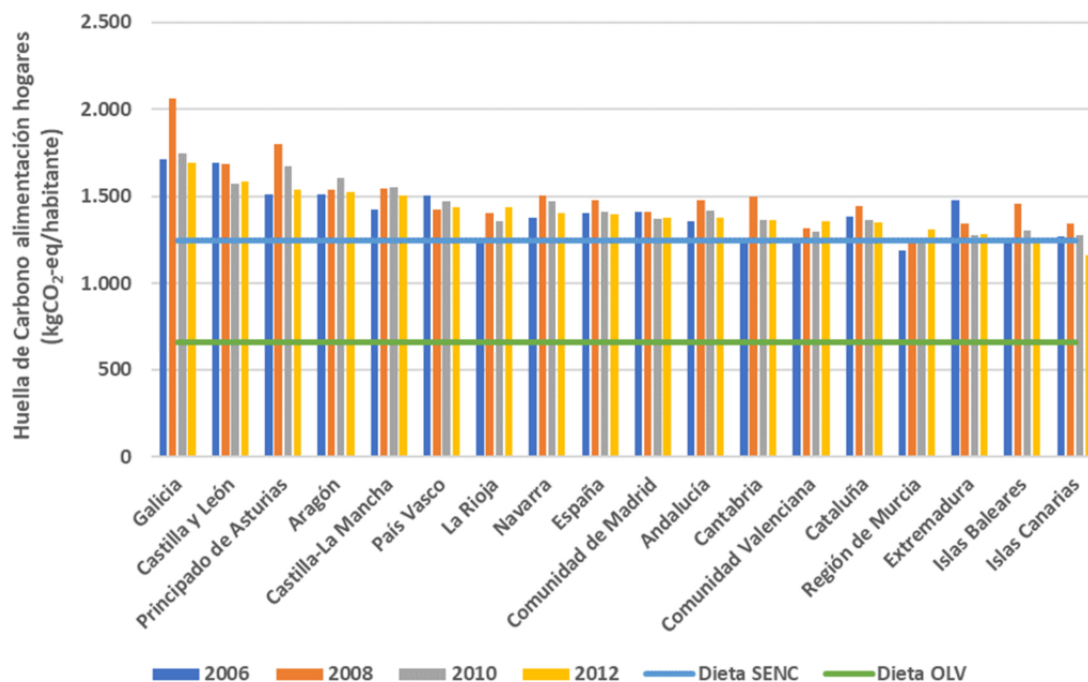


Figura 4.32. Clasificación de los hogares regionales según la huella de carbono asociada al consumo real de alimentos, y comparación con la de la dieta SENC y OLV aquí planteadas.

Posteriormente, se compensó algo este aumento con una caída debida al descenso general del consumo alimentario en los hogares producido durante la crisis económica, sufriendo, en términos netos durante todo el período, sólo un ligero aumento (0,5 %) (de 1.403 a 1.427 kg/habitante). Se trata de cifras cercanas a los cálculos realizados considerando el conjunto de la cadena alimentaria en otros trabajos para España (Aguilera et al. 2020).

En mayor o menor medida, esta tendencia general para toda España es parecida a la generada en los hogares de la mayoría de las CCAA (Figura 4.32). Así, la huella de carbono de la alimentación de los hogares del centro-norte de España (tendencialmente más rurales) presenta niveles por encima la media española, y viceversa, son los hogares de las regiones del sur y el Mediterráneo (con un patrón más urbano, en muchos casos), así como los de las islas, aquellos que tienen un menor nivel de huella de carbono en la alimentación. Una posible explicación sería que los hogares del centro-norte presentan dietas, por lo general, con mayor presencia de proteínas de origen animal procedentes de productos lácteos, carnes y pescados, que, en muchos casos, conforman parte de las producciones tradicionales de esas regiones. Así, el aumento del consumo de carne, leche, lácteos y huevos (sobre un 14 %), a pesar de la caída en un 3 % del consumo per cápita de pescado, hace que, entre todas estas categorías se supere el 73 % de la huella de carbono total estimada en 2012 (1.396 kg CO₂-eq/habitante) para el conjunto de los hogares españoles.

Si examinamos el peso de cada categoría en la huella de carbono de los hogares región por región (Figura 4.33), en todas las regiones se da que estas categorías son aquellas donde la huella de carbono de la alimentación de los hogares es mayor, pero su recaída es especialmente alta en hogares de regiones como Galicia o Asturias, y también en los de Aragón y Castilla y León, debido a un mayor consumo asociado. Por el contrario, los hogares de regiones mediterráneas y de las islas, presentan niveles de emisión per cápita menores asociados a su consumo alimentario, ya que se acercan más al patrón de dieta mediterránea, con mayor inclusión de grasas y alimentos de origen vegetal, menos intensivas en emisiones, aunque en el perfil de sus huellas de carbono sigan predominando las categorías de carne, pescado y lácteos y huevos, como es lógico.

También los incrementos en el consumo de bebidas alcohólicas y no alcohólicas, así como de azúcares y dulces, han generado un aumento de su peso en la huella de carbono, que oscila entre el 11-12 %, el 20 % o el 10 %, respectivamente, para el conjunto de los hogares españoles.

Este aumento se produce en mayor medida en los hogares de regiones costeras del mediterráneo y las islas para las bebidas no alcohólicas y cerveza (hogares de Andalucía, Cataluña, Comunidad Valenciana, Región de Murcia, Islas Baleares e Islas Canarias), lo cual puede estar asociado al clima Mediterráneo (más caluroso), así como a la dureza de las aguas, y su contaminación, en el caso del agua mineral y los refrescos y zumos, así como a la vocación turística de sus economías regionales, en el caso de la cerveza. En cuanto a los vinos, son los hogares de regiones del norte donde las huellas de carbono derivadas del consumo son mayores (Galicia, Asturias y Navarra). Finalmente, lo que se refiere a azúcares y dulces, son también hogares de regiones del norte donde se ha producido un mayor incremento en la huella de carbono asociada, debido al aumento del consumo, especialmente los hogares asturianos y navarros.

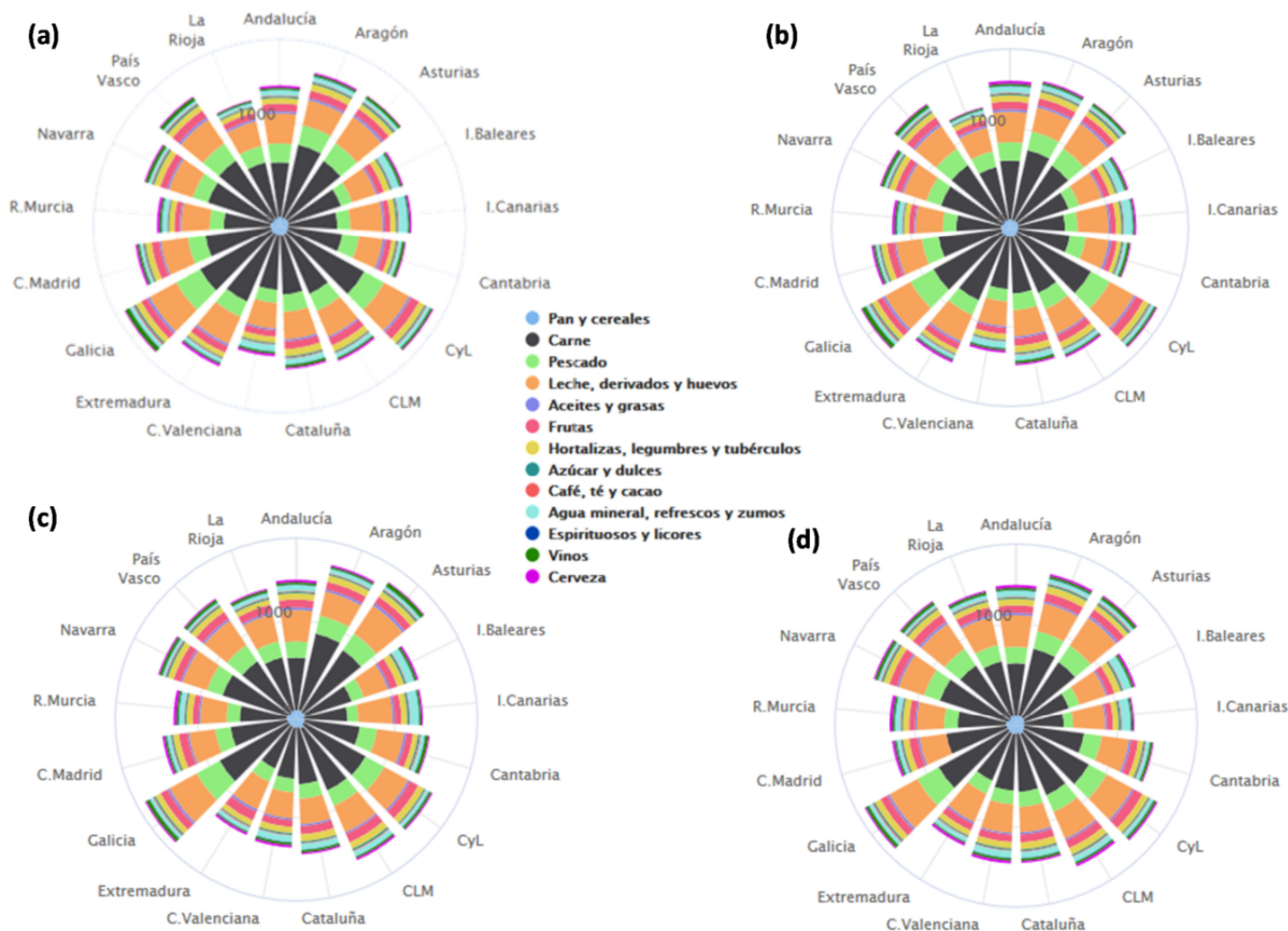


Figura 4.33. Nivel de la huella de carbono (kg CO₂-eq/habitante) de los hogares por categoría de alimento y localización del hogar para los años (a) 2006, (b) 2008, (c) 2010 y (d) 2012.

Pero esta huella de carbono se reparte de modo desigual también según la situación económica de los hogares. Si tomamos el ejemplo del año 2012, en la Figura 4.34⁵⁷, se observa que, para todas las regiones, los hogares de los deciles de gasto total per cápita más altos son los que también tienen una huella de carbono per cápita mayor en todas las categorías de alimentos. La excepción es el caso de las bebidas estimulantes (G9) en Castilla y León, donde los hogares pertenecientes al último decil de gasto total tienen una huella de carbono per cápita un 63 % menor que la del primer decil, aunque, confirmando la tendencia general, el decil de gasto total per cápita inmediatamente anterior tiene una huella de carbono per cápita un 54 % superior que la del primer decil.

Por tanto, *los valores de huella per cápita aumentan con el gasto total de los hogares, oscilando según región y categoría*. Si tomamos el total de la alimentación para cada región, la menor diferencia de las huellas de carbono per cápita la presentan los hogares de la Comunidad de Madrid, donde hay un aumento de cerca del 51 % entre los hogares pertenecientes al decil que más gasta y aquellos otros pertenecientes al que menos; y la mayor diferencia entre ambos la presentan los hogares de La Rioja, donde ese valor asciende a algo más del 70 %.

Este patrón de comportamiento de la huella de carbono per cápita tiene relación, como se ha visto en la sección dedicada a desgranar el peso de los distintos factores en el consumo de los hogares de cada región, con los niveles más altos de consumo per cápita que tienen los hogares de los deciles de gasto total más alto. Es decir, y como es lógico, a mayor consumo, mayor huella de carbono, especialmente si el consumo alimentario viene asociado a determinadas categorías de alimentos más intensivos en emisiones, como pueden ser todos aquellos ricos en proteínas de origen animal.

⁵⁷ La línea representa los 10 deciles ordenados de menor a mayor. Los datos de la Figura 4.34 se encuentran en las tablas 445 a 458 del Anexo II.

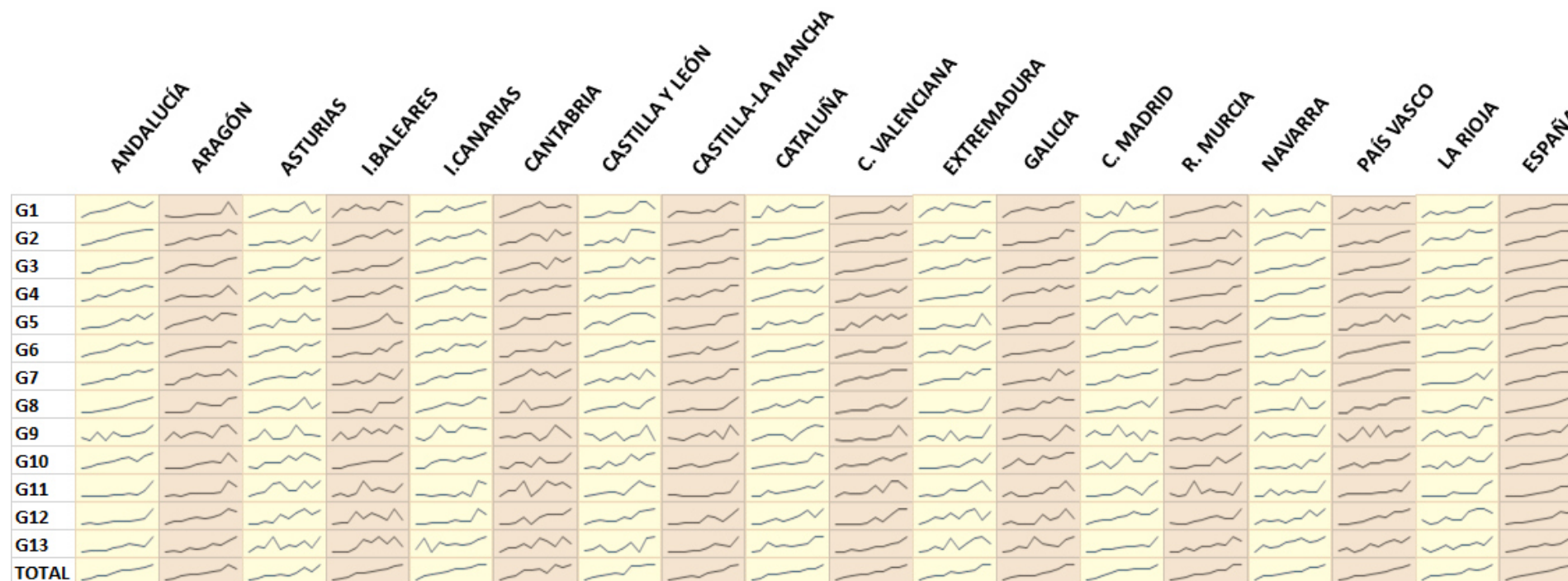


Figura 4.34. Niveles medios de la huella de carbono por decil de gasto total, según localización del hogar y categoría de alimento para el año 2012 (kg CO₂-eq/habitante).

En lo que se refiere a la adopción de otros patrones de dieta por parte de los hogares españoles, éstos presentarían márgenes de mejora en términos de huella de carbono (Figura 4.32) que dependerían, aparte del propio consumo, también del grado de dependencia exterior (transporte), el tipo de cultivo, y otros condicionantes relativos a los modos producción y de consumo.

Así, un patrón de dieta saludable omnívora como el de la SENC implicaría un promedio de emisiones asociado al consumo de alimentos cercano a 1,2 tCO₂-eq/habitante (Carpintero y Lomas 2017). Adoptar este tipo de patrón alimentario reduciría la huella de carbono del consumo alimentario en los hogares españoles algo más del 12 % con respecto al nivel promedio del período estudiado.

En lo que se refiere al patrón de dieta saludable OLV implicaría una huella de carbono promedio de 661 kg CO₂-eq/habitante (Carpintero y Lomas 2017), de tal modo que, si se adoptase este patrón alimentario, las posibilidades de reducción serían de casi el 54 % con respecto al nivel promedio del hogar español en el período estudiado.

Como es lógico, sobre la base de lo que se ha comentado anteriormente, los márgenes de mejora serían más amplios en los hogares de regiones donde las dietas tienen una mayor componente animal, que podrían reducir en mayor media este tipo de consumo alimentario.

4.5.3. Huella hídrica de la alimentación en los hogares españoles por CCAA.

Aparte de las emisiones asociadas, la alimentación conlleva también un uso indirecto de agua derivado del proceso de producción de los alimentos, distribución a lo largo de la cadena alimentaria y consumo por parte de los hogares. Para capturar este consumo indirecto de agua se ha utilizado el indicador de huella hídrica (Hoekstra y Mekonnen 2012; Hoekstra et al. 2011).

Así, de acuerdo con la metodología usada en este trabajo, el consumo medio de alimentos de los hogares españoles durante el período 2006-2012 implicó el uso indirecto de 1.424 m³ de agua/habitante (ver Tabla 472 en Anexo II), lo que supone algo más de 27 veces el consumo doméstico medio de agua registrado por la misma EPF para ese período en esos mismos hogares (51,8 m³ de agua/habitante).

Se trata de un nivel medio que se encuentra entre los valores de huella hídrica asociados al consumo alimentario de los países del centro y Este de la UE (Vanham et al. 2013), tal y como se ilustra en la Figura 4.35, con niveles de esta, sin embargo, muy por debajo de los valores que se adjudican a los países del sur de la UE dentro de este mismo trabajo, aunque muy por debajo de los niveles que se atribuyen a países como EE.UU. (Blas et al. 2016). A la hora de considerar correctamente este resultado, hay que tener en cuenta las potenciales diferencias que existen en las

fases del ciclo de vida del alimento, así como las categorías de alimentos tenidas en cuenta a la hora de hacer los cálculos.

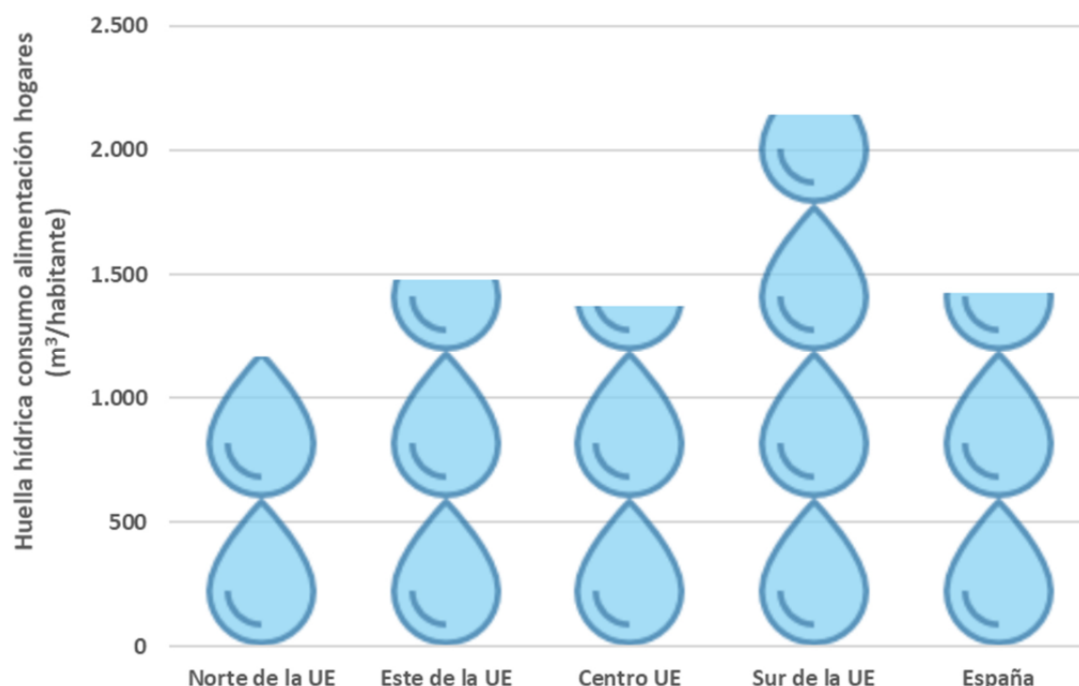


Figura 4.35. Comparación de la huella hídrica del consumo alimentario de los hogares españoles con la de hogares de las distintas áreas de la UE.

En lo que se refiere a su evolución, la huella hídrica media del consumo alimentario de los hogares españoles ha crecido un 4,8 % hasta 2012 (de 61,3 a 64,3 km³), con el consumo alimentario y el paulatino cambio de patrón de dieta que se está produciendo. Así, cada español ha visto como su huella hídrica per cápita asociada al consumo alimentario, tras un aumento de más del 5 % entre 2006 y 2008 (de 1.401 a 1.473 m³ de agua/habitante), se compensaba parcialmente hasta reducirse un 0,7 % en todo el período (1.391 m³ de agua/habitante en 2012) (Figura 4.36), debido al descenso en el consumo alimentario total que tuvo lugar durante los años de la crisis económica, y que se ha argumentado anteriormente.

El reparto de la huella hídrica per cápita de la alimentación de los hogares según las CCAA también es desigual (Figura 4.36), y muestra que los hogares cuya huella hídrica es mayor que la media española, se reparten entre regiones de la España húmeda (Galicia y Asturias, a la cabeza), regiones de la España continental, y alguna región del sur (Extremadura y Andalucía), lo que coincide parcialmente con la predominancia de consumos alimentarios más ligados a productos de origen animal (carne, lácteos y huevos, y aceites y grasas). Los hogares de las islas y de todas las regiones mediterráneas, excepto Andalucía, quedan en la parte baja de la clasificación de huella

hídrica, dado el tipo de consumo alimentario que se hace, más basado en productos de origen vegetal, con menores huellas hídricas asociadas.

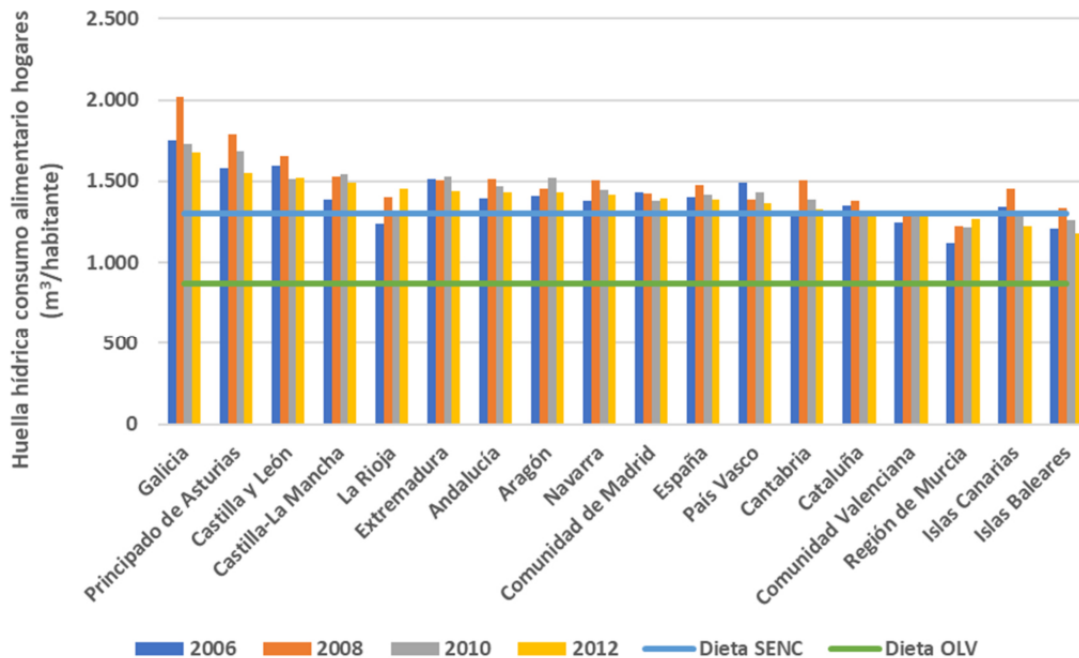


Figura 4.36. Clasificación de los hogares regionales según la huella hídrica asociada al consumo real de alimentos y comparación con la de la dieta SENC y OLV aquí planteadas.

No en vano, en el período estudiado las categorías de carne, lácteos y huevos, y aceites y grasas suponen una media del 71 % de la huella hídrica per cápita del conjunto de los hogares españoles. Si examinamos el peso de cada categoría en la huella hídrica per cápita de las distintas comunidades autónomas (Figura 4.37), estas tres categorías vuelven a acaparar gran parte de la huella en todas las comunidades autónomas a lo largo de todo el período estudiado. Si bien, como ya se ha indicado anteriormente, destacan las huellas hídricas asociadas a estas categorías en los hogares regionales en algunas comunidades autónomas del norte, como Galicia, Asturias o Cantabria, donde superan el 74 % del total de la huella hídrica de la alimentación en el año 2012. En el lado contrario, encontraríamos a los hogares de regiones del mediterráneo y las islas, donde estas tres categorías no alcanzan el 70 % del total de la huella hídrica alimentaria.

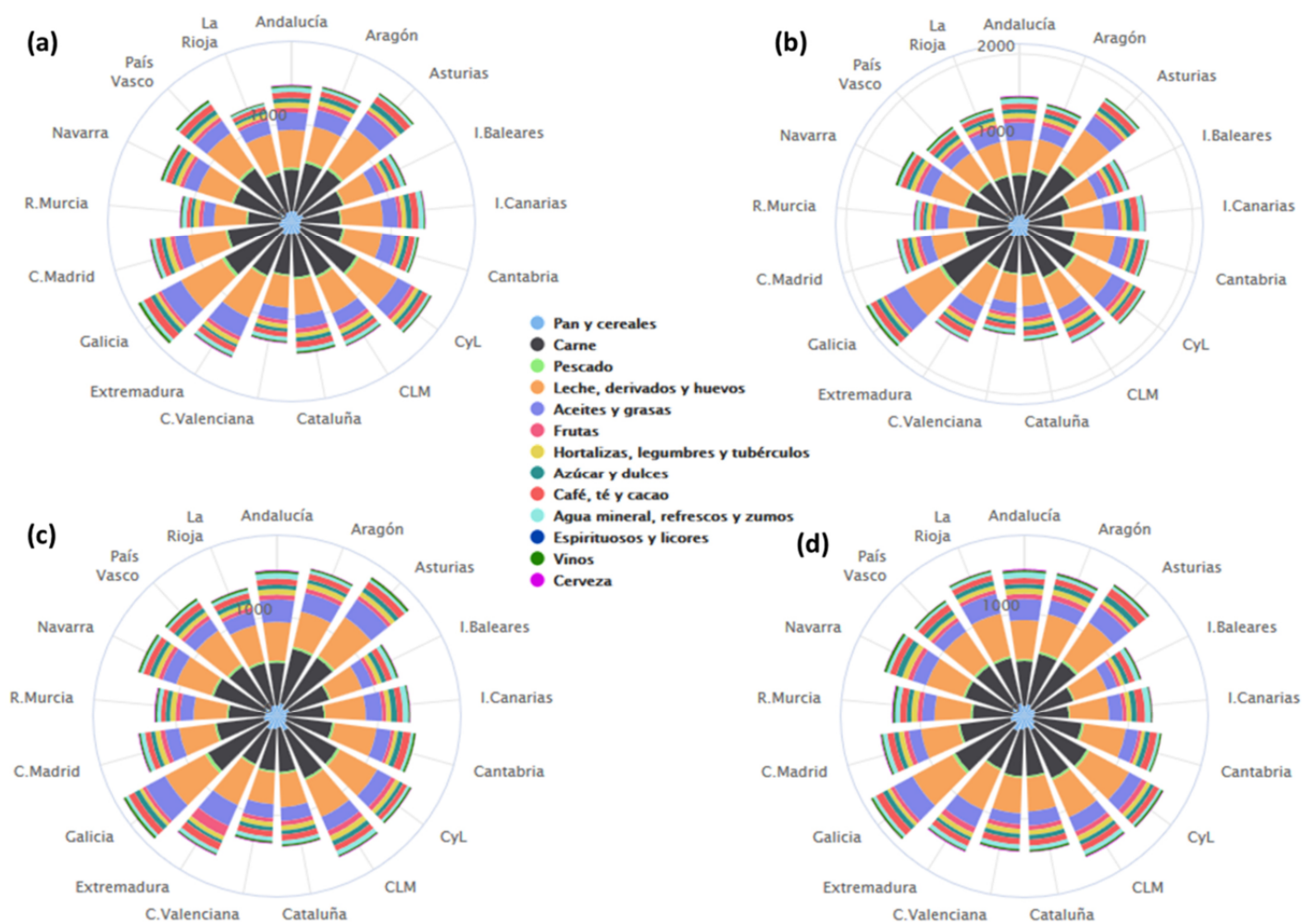


Figura 4.37. Nivel de la huella hídrica por categoría de alimento y localización del hogar para los años (a) 2006, (b) 2008, (c) 2010 y (d) 2012 (m³/habitante).

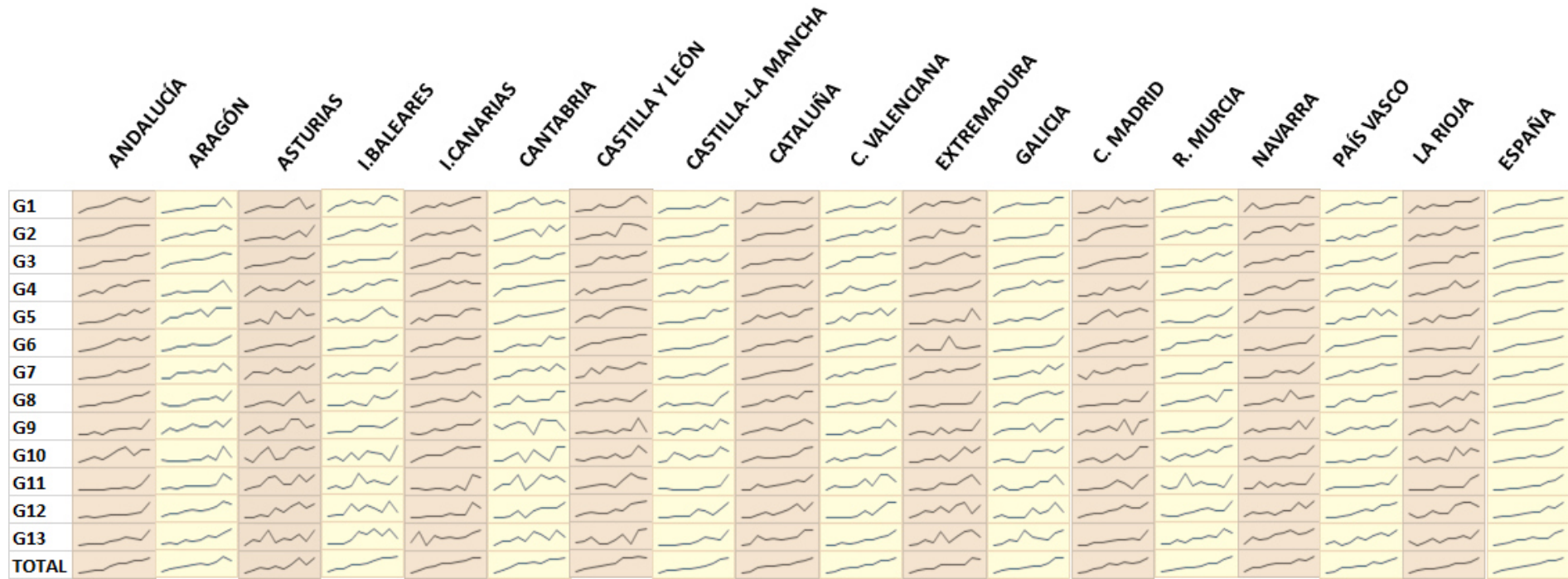


Figura 4.38. Niveles medios de la huella hídrica per cápita por decil de gasto total, según localización del hogar y categoría de alimento para el año 2012 (m³/habitante).

Por su parte, la huella hídrica per cápita también presenta diferencias entre hogares más o menos pudientes de las distintas regiones. Si tomamos 2012 como ejemplo de la tendencia general del período estudiado (Figura 4.38)⁵⁸, aunque oscilante para muchas regiones, se llega fácilmente a la conclusión de que son los hogares más ricos, aquellos pertenecientes a los deciles de gasto total mayores, los que presentan niveles de huella hídrica per cápita más altos para todas las categorías alimentarias y regiones.

El rango de aumento de la huella hídrica per cápita entre los deciles de gasto total per cápita más extremos (los hogares pertenecientes al primer decil frente a los hogares del último decil) a nivel regional va de un 85 al 219 % si hablamos del conjunto de la alimentación dentro de los hogares a nivel regional, y se amplifican aún más si hablamos de algunas categorías, como espirituosos y licores (G11), donde las diferencias son de más de 2.000 % en los hogares regionales de Asturias, Madrid, Navarra o el País Vasco.

Sólo en los hogares de Cantabria el nivel de huella hídrica per cápita es menor en el decil de gasto total per cápita mayor frente al menor (27 % menos de huella) para la categoría de estimulantes (G9), aunque la tendencia de crecimiento en huella per cápita se mantiene hasta los deciles de gasto inmediatamente inferiores al mayor, lo que nos permite afirmar, sin temor a equivocarnos, que este patrón también se da en esas categorías alimentarias y regiones.

Finalmente, y al igual que en el caso de la huella de carbono, la huella hídrica de los hogares españoles también podría reducirse considerablemente adoptando patrones de dieta más saludables, como el patrón de dieta omnívora de la SENC o el de una dieta ovo-lácteo-vegetariana (Figura 4.36).

De acuerdo con la metodología adoptada aquí, la huella hídrica per cápita promedio de un patrón de dieta omnívora saludable como el de la SENC sería de 1.303 m³/habitante aproximadamente (Carpintero y Lomas 2017), lo que supone un margen de mejora con respecto a la ingesta anual media de los hogares españoles, en el período 2006-2012, del 8,5 %.

Sin embargo, la huella hídrica per cápita promedio de un patrón de dieta ovo-lácteo-vegetariana en un contexto español, sería de 867 m³/habitante (Carpintero y Lomas 2017), lo que permitiría un margen de mejora con respecto a la ingesta anual media de los hogares españoles mucho mayor, lo que permitiría una reducción en la huella hídrica de algo más del 39 %.

⁵⁸ La línea representa los 10 deciles ordenados de menor a mayor. Los datos de la Figura 4.38 se encuentran en las tablas 557 a 570 del Anexo II. G1 = Pan y Cereales; G2 = Carne; G3 = Pescado; G4= Leche, queso y huevos; G5 = Aceites y grasas; G6 = Frutas; G7 = Hortalizas, incluyendo patatas y otros tubérculos; G8 = Azúcar, confituras, miel, chocolate, confitería y helados; G9 = Café, té, cacao; G10 = Aguas minerales, bebidas refrescantes y zumos; G11 = Espirituosos y licores; G12 = Vinos; G13 = Cerveza.

Como es lógico, hogares de regiones donde el consumo de las tres categorías que suponen un promedio del 71 % de la huella hídrica es más alto, tienen amplios márgenes de mejora mediante la reducción de este tipo de consumos alimentarios y la adopción de otro tipo de dietas.

4.6. Conclusiones

A lo largo de este capítulo se ha examinado el consumo, en términos materiales, y el gasto, en términos monetarios, de los hogares españoles y sus regiones a través de las distintas categorías de alimentos.

En general, la crisis de 2008 produjo un bache del consumo alimentario, que sólo fue parcialmente compensando posteriormente para algunas categorías de alimentos. A la vez, la alimentación cobraba mayor relevancia dentro del presupuesto de los hogares españoles, especialmente en aquellas regiones donde el gasto alimentario per cápita era menor.

Existe un gradiente entre hogares de regiones predominantemente rurales y aquellos de regiones urbanas dentro del consumo alimentario, mientras que hay un gradiente norte/noroeste-sur/sureste en lo que se refiere al gasto en alimentación.

En cuanto a las categorías de alimentos, los hogares aumentan su consumo de todas las categorías excepto del pescado, que disminuye a lo largo del período. Hay una cierta tendencia hacia la occidentalización de la dieta, puesto que los aumentos en el consumo de la carne, los azúcares y dulces y de bebidas alcohólicas son los más altos de todas las categorías de alimentos.

Este aumento del consumo de productos derivados de proteína animal ha generado también un aumento de las huellas de carbono e hídrica de la alimentación, tanto a nivel nacional como en la mayor parte de las regiones, especialmente las del norte, cuya especialización productiva está ligada a estos productos. En el caso de las bebidas, son las regiones del sur, mediterráneo e islas aquellas donde se produce un mayor aumento, con su correlato en términos de huella de carbono y la huella hídrica asociada, aunque, por lo general, con niveles menores que las anteriores.

Las huellas de carbono e hídrica de los hogares más pudientes son claramente superiores a las de los hogares más desfavorecidos como media para todo el país, y también para todas las regiones.

El tamaño del hogar presenta un efecto de escala en el consumo alimentario de los hogares españoles, tanto en el total como en todas las categorías, excepto para las bebidas, especialmente las alcohólicas, donde el patrón no es tan claro. La relevancia de este factor para el futuro del metabolismo alimentario en España es que los hogares de mayor tamaño están disminuyendo en nuestro país por las tendencias socio-económicas actuales, generándose mayor número de hogares

de bajo tamaño. Esto podría suponer un aumento del consumo alimentario general, especialmente en ciertas categorías que implican mayores problemas ambientales y de salud.

Los hogares más pudientes son aquellos que presentan un mayor nivel de consumo per cápita de alimentos en todas las categorías y regiones, y por tanto, aquellos que inciden más sobre el medio ambiente. Las diferencias entre los hogares más ricos y los más pobres son muy altas, llegando a alcanzar niveles de consumo de más del doble dentro del período estudiado. Estas diferencias son más extremas en los hogares de regiones como Extremadura, Galicia y La Rioja, y menos en los hogares cántabros, pero siempre se produce el mismo patrón. Las mayores diferencias se producen en el consumo de bebidas alcohólicas, frutas y pescado, principalmente. El patrón se reproduce también si hablamos de gastos, en lugar de cantidades físicas.

Los hogares donde las mujeres son sustentadoras del hogar tienen, en general, un menor consumo de ciertas categorías de alimentos menos sanas, lo cual, debido a la incorporación de la mujer al mundo del trabajo, y la mayor presencia de hogares con mujeres como sustentadoras principales, podría tener un efecto positivo sobre salud y medio ambiente. El consumo es significativamente menor, sobre todo en las bebidas alcohólicas, donde se reduce el nivel entre un 15 y un 26 %.

A mayor edad del sustentador principal mayor consumo de la gran mayoría de grupos de alimentos básicos. Sin embargo, a mayor edad menor consumo de refrescos, agua mineral y zumos, y existe una relación no significativa con el consumo de bebidas alcohólicas. Este patrón responde seguramente a la idea de alta preocupación de las personas mayores por su salud.

En lo que se refiere al tipo de hogar, se confirma en España también que los hogares de personas solas (mayores o adultas) consumen mayores cantidades de alimentos per cápita, mientras que otros hogares o la adición de hijos al hogar, hacen que se reduzca el consumo en la mayor parte de las categorías de alimentos. Este patrón puede llegar a ser preocupante, puesto que hay un incremento claro en el número de hogares de personas solas o sin hijos.

Al igual que ocurre para la energía dentro de los sistemas agrarios (Infante-Amate et al. 2018), del estudio de la cadena de producción asociada al consumo alimentario del hogar, se concluye que serían la producción agraria y el propio consumo los ámbitos donde se producen mayores niveles de pérdidas y residuos, con una reducción de las mismas asociada más bien a la crisis (disminuciones en los niveles de consumo) que a otros aspectos de mejora de eficiencia. Esto pone de relieve la idea de que es necesaria una mejora en los mecanismos de eficiencia agraria, así como un cambio radical en los modos de distribución, que generan tantas pérdidas asociadas. Además, también se necesitarían modos de recuperación y reutilización de la materia orgánica que

se pierde inútilmente en el desarrollo de productos agrarios que luego se desperdician, muchas veces por criterios estéticos, o de precios (asociados tanto a los productores como a los consumidores).

La dieta media ingerida por los hogares españoles tiene enormes posibilidades de mejora hacia dietas más saludables (omnívoras u ovo-lácteo-vegetarianas), especialmente en términos de hortalizas y verduras, frutas y de pan y cereales. Un patrón de dieta saludable omnívora como el de la SENC podría reducir la huella de carbono de la alimentación en algo más del 12 % y un 8,5 % la huella hídrica. Por su parte, un patrón de dieta Ovo-lácteo-vegetariana podría reducir la huella de carbono de la alimentación un 54 %, y la huella hídrica algo más del 39 %. Además, este efecto podría ser mayor si quienes cambian su dieta son los hogares ricos, que tienen claramente un mayor impacto que los hogares más desfavorecidos.

Capítulo 5

Síntesis del balance del metabolismo de los hogares españoles a escala regional

5.1. Introducción

A lo largo de los capítulos anteriores se han ido desgranando las principales tendencias en las dimensiones que han sido definidas por la literatura como las más relevantes en términos de consumo e impacto ambiental asociado al metabolismo de los hogares: usos residenciales de la energía, energía para el transporte privado y alimentación.

Por una parte, se han puesto sobre la mesa las principales cifras asociadas al consumo energético asociado a los usos residenciales y el transporte privado, como parte de la dimensión energética de los hogares (capítulo 3), y por la otra, al consumo alimentario, como parte de la dimensión material del consumo de los hogares (capítulo 4).

Estas *entradas* de insumos al hogar, han sido complementadas con información sobre las *salidas* en términos de emisiones y residuos asociados a cada uno de los consumos. Se han aportado también algunas estimaciones acerca de los usos indirectos asociados al consumo alimentario y energético, es decir, de aquellos materiales y energía que son utilizados en el proceso de generación, procesado, etc. de los alimentos y formas de energía consumidas por los hogares. Además, también se han proporcionado estimaciones de la huella (de carbono e hídrica) que la alimentación de los hogares supone sobre el planeta.

Finalmente, se han desarrollado diversos modelos para comprender algunos de los principales factores socio-económicos que actuarían como impulsores del consumo dentro de las categorías de alimentación y energía estudiadas.

Sin embargo, la simple contabilización los flujos materiales y energéticos en cada categoría de consumo no proporciona una visión de conjunto que permita estudiar el metabolismo del hogar como unidad económica, objetivo final de esta tesis.

Con este propósito, se ha elaborado este capítulo, que pone las principales piezas juntas en forma de síntesis del metabolismo de los hogares españoles a nivel regional, teniendo en cuenta tanto las entradas de alimentos y energía, las salidas de residuos y emisiones, así como los distintos impactos considerados (apartado 5.2), y, además, los principales factores socio-económicos que los impulsan (apartado 5.3), teniendo en cuenta la coyuntura socio-económica derivada de la crisis de 2008.

5.2. El metabolismo global de los hogares españoles: una breve síntesis regional

En la Figura 5.1. se resumen algunos de los principales aspectos del metabolismo de los hogares españoles tratados en este trabajo para el período 2006-2012, incluyendo el consumo de alimentos y energía para usos residenciales y transporte privado, así como las emisiones (directas e indirectas), la huella de carbono y la huella hídrica, residuos y desperdicios asociados a este consumo. Por su parte, las Figuras 5.2a, 5.2b, 5.2c y 5.2d ilustran esta misma información para los hogares españoles desagregados por localización del hogar dentro de una determinada comunidad autónoma.

La crisis como interrupción en la senda alcista del consumo de los hogares. Como se puede observar, el estallido de la crisis de 2008 se tradujo en una reducción a partir de 2010 de los niveles medios de consumo por unidad de consumo o per cápita de los bienes aquí contemplados (usos residenciales, transporte privado y alimentación), en términos materiales (de 699 a 693 kg per cápita) y energéticos (de 19,9 a 19,4 GJ por unidad de consumo en el consumo energético con fines residenciales; de 26 a 21 GJ por unidad de consumo en el consumo energético del transporte privado), para el conjunto de los hogares españoles. Los niveles de consumo en los hogares habían crecido de modo más o menos ininterrumpido hasta ese momento, debido al impulso del crecimiento económico que se venía dando desde la finalización de la crisis de los años 90 (Aldás y Solaz 2019), produciendo un aumento en los impactos asociados a dicho consumo, en un comportamiento claramente acoplado entre ambas variables.

El consumo de bienes básicos se reduce de modo retardado con respecto a estallido crisis. Dada la naturaleza básica de algunos de estos bienes, aunque la crisis estallaba entre 2007 y 2008, la disminución en el consumo físico dentro de los hogares españoles se detecta a partir de 2009-2010, momento en el que, como ya se ha visto en los capítulos 3 y 4 de este trabajo, el gasto se comienza a resentir por el empeoramiento de las condiciones económicas y laborales que sufre todo el país.

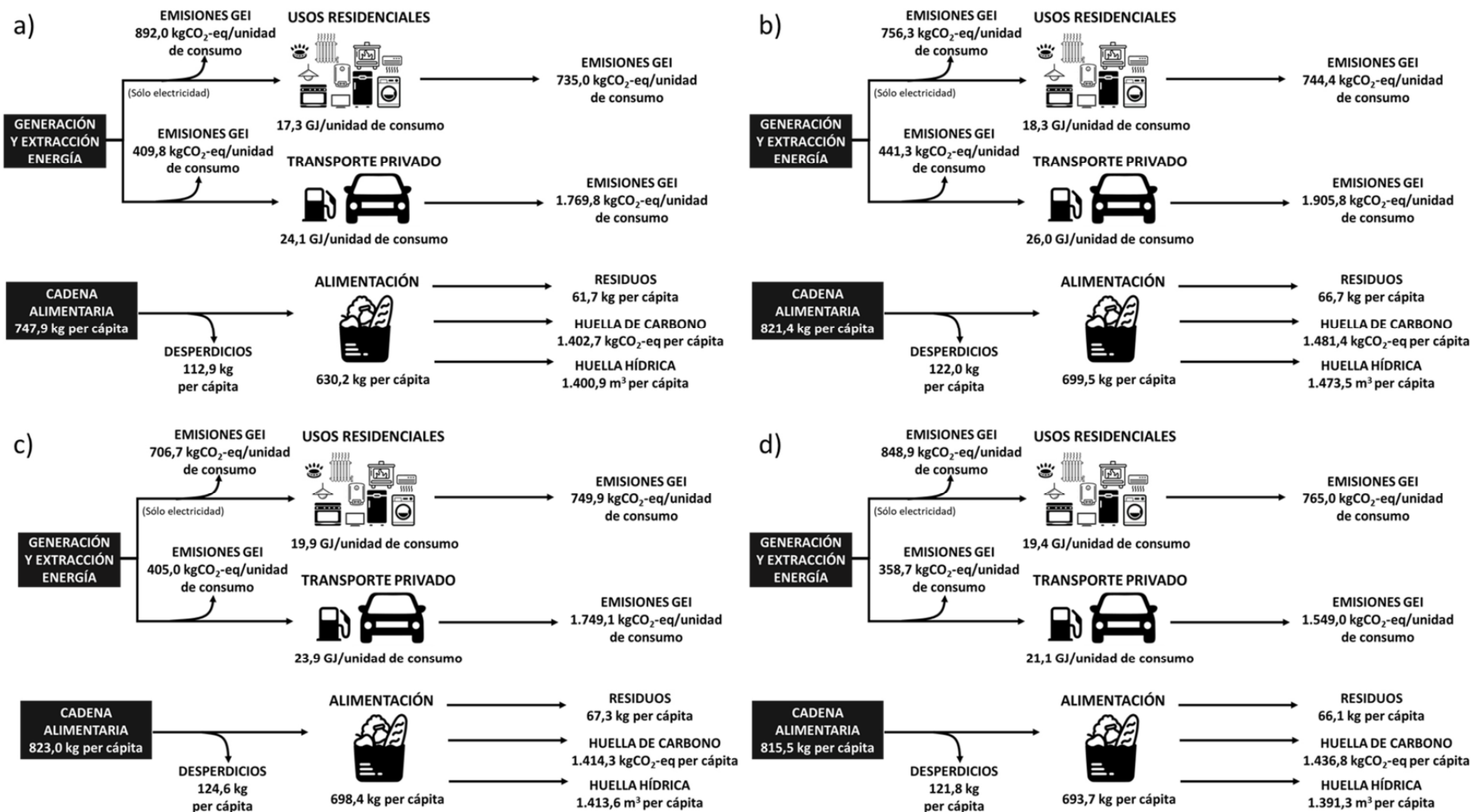


Figura 5.1. Síntesis del metabolismo de los hogares españoles para los años (a) 2006, (b) 2008, (c) 2010 y (d) 2012.

Impactos acoplados al consumo. Cuando el consumo disminuye a partir de 2010, se produce también una reducción en los impactos asociados al mismo (emisiones, huella, residuos y desperdicios), mostrando, por tanto, no un aumento de la eficiencia sino un claro acoplamiento entre crecimiento y consumo debido a la crisis. Es más, el crecimiento en el consumo producido entre 2006 y 2010 no llega, ni siquiera, a compensarse por la caída entre 2010 y 2012, por lo que, si se observa el inicio y final del período estudiado, se produce un crecimiento en los niveles de consumo de casi todos los bienes estudiados (de 630 a 693 kg per cápita en alimentación y de 17 a 19 GJ por unidad de consumo en el consumo energético con fines residenciales), y sus impactos asociados, excepto en la huella hídrica, donde se produce una ligera reducción (de 1.400 m³ per cápita en 2006 a 1.391 m³ per cápita en 2012), que bien podría leerse también como un reajuste a niveles de 2006, después del crecimiento experimentado hasta 2009-2010.

Mayor variabilidad en el consumo con fines residenciales debida al clima. Otro aspecto relevante tiene que ver con la importancia relativa de los flujos del metabolismo energético dentro del hogar. Es evidente que la intensidad del consumo energético del transporte privado es mayor que la que posee la suma de los usos residenciales de la energía para todo el período, tanto en el hogar medio español (entre 21 y 26 GJ por unidad de consumo en el transporte privado frente a la horquilla entre 17 y 21 GJ por unidad de consumo en los usos energéticos con fines residenciales) como en los hogares medios de las distintas comunidades autónomas (ver las intensidades para los hogares medios de las distintas comunidades autónomas en las Figuras 5.2a, 5.2b, 5.2c y 5.2d)⁵⁹. Sin embargo, el consumo energético equivalente asociado al transporte privado presenta menor variabilidad entre las distintas regiones que el consumo energético con fines residenciales. La intensidad del consumo con fines residenciales es mucho mayor en los hogares de comunidades autónomas del interior peninsular, donde el clima es más extremo (mayor amplitud térmica entre el día y la noche, y mayor diferencia de temperaturas entre la estación fría y la cálida), frente a las regiones del norte, o las del mediterráneo y las islas, con climas suavizados por el mar o por la localización más al sur. Este clima con más extremos en la temperatura provoca mayores necesidades de climatización de la casa, a través principalmente de la calefacción, pero también del aire acondicionado, lo que conlleva un uso mucho más extendido de los equipamientos que, en general, tienen mayores consumos energéticos en los hogares.

⁵⁹ Las CCAA se abrevian del siguiente modo: AND= Andalucía; ARA= Aragón; AST= Asturias; IBAL= Islas Baleares; ICAN= Islas Canarias; CANT= Cantabria; CYL= Castilla y León; CLM= Castilla-La Mancha; CAT= Cataluña; CVAL= Comunidad Valenciana; EXT= Extremadura; GAL=Galicia; CMAD= Comunidad de Madrid; RMUR= R. Murcia; NAV= Navarra; PVAS= País Vasco; LR= La Rioja.

Impactos indirectos de los usos residenciales ligados a las asimetrías en el mix de producción del sistema eléctrico. En cuanto a los flujos de salida, las emisiones indirectas del consumo energético con fines residenciales (la generación eléctrica, en este trabajo) destacan en las islas (entre 1.442 y 3.151 kgCO₂-eq por unidad de consumo), que llegan a triplicar los niveles de emisiones asociadas a esta generación en el sistema peninsular (entre 491 y 966 kg CO₂-eq por unidad de consumo) debido a la mayor dependencia de combustibles fósiles, y lo residuales que resultan las energías renovables todavía dentro del mix eléctrico de las islas (REE 2021). Por su parte, como ya se ha comentado anteriormente, son los hogares de algunas regiones de pequeño tamaño y las islas aquellos que tienen una mayor intensidad en las emisiones indirectas asociadas al transporte privado (entre 367 y 512 kg CO₂-eq por unidad de consumo).

Intensidad de las emisiones directas en usos residenciales ligadas al clima. Las emisiones directas, sin embargo, presentan algo más del doble de la intensidad en el uso de energía para el transporte privado (entre 1.549 y 1.905 kg CO₂-eq por unidad de consumo) frente a los usos energéticos con fines residenciales (entre 735 y 765 kg CO₂-eq por unidad de consumo). En las emisiones directas del uso energético con fines residenciales destacan nuevamente los hogares de las regiones de climas más extremos como Galicia (entre 1.573 y 2.049 kgCO₂-eq por unidad de consumo), Castilla y León (entre 1.512 y 1.606 kg CO₂-eq por unidad de consumo), Castilla-La Mancha (entre 1.196 y 1.325 kg CO₂-eq por unidad de consumo) y Navarra (entre 1.216 y 1.490 kg CO₂-eq por unidad de consumo), con un mayor uso de la calefacción.

Emisiones directas del transporte influenciadas por los precios. En las emisiones directas asociadas al consumo de carburantes para transporte privado, son los hogares canarios (entre 1.809 y 2.033 kg CO₂-eq por unidad de consumo), cántabros (entre 1.787 y 2.041 kg CO₂-eq por unidad de consumo), madrileños (entre 1.748 y 1.996 kg CO₂-eq por unidad de consumo), gallegos (entre 1.716 y 2.076 kg CO₂-eq por unidad de consumo) y navarros (entre 1.702 y 2.120 kg CO₂-eq por unidad de consumo), aquellos que presentan una mayor intensidad. Algunas de estas regiones donde se presentan los hogares medios con mayor intensidad en las emisiones directas del transporte privado coinciden con regímenes fiscales particulares (las Islas Canarias o Navarra son dos buenos ejemplos), o con tipos bajos o nulos en el impuesto de hidrocarburos durante el período 2006-2012 (Cantabria, Islas Canarias o Madrid).

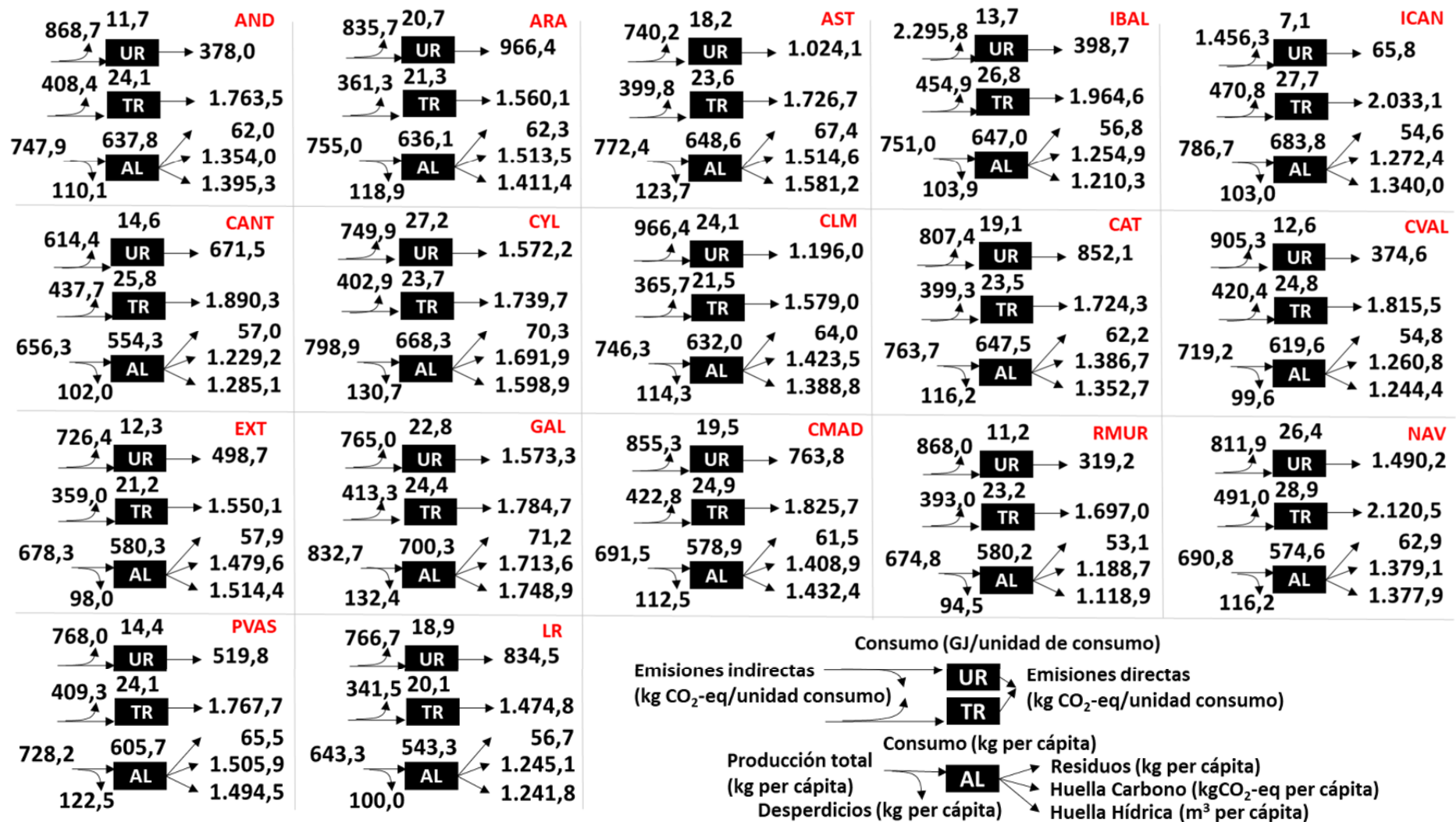


Figura 5.2a. Síntesis del metabolismo de los hogares según localización del hogar para el año 2006.

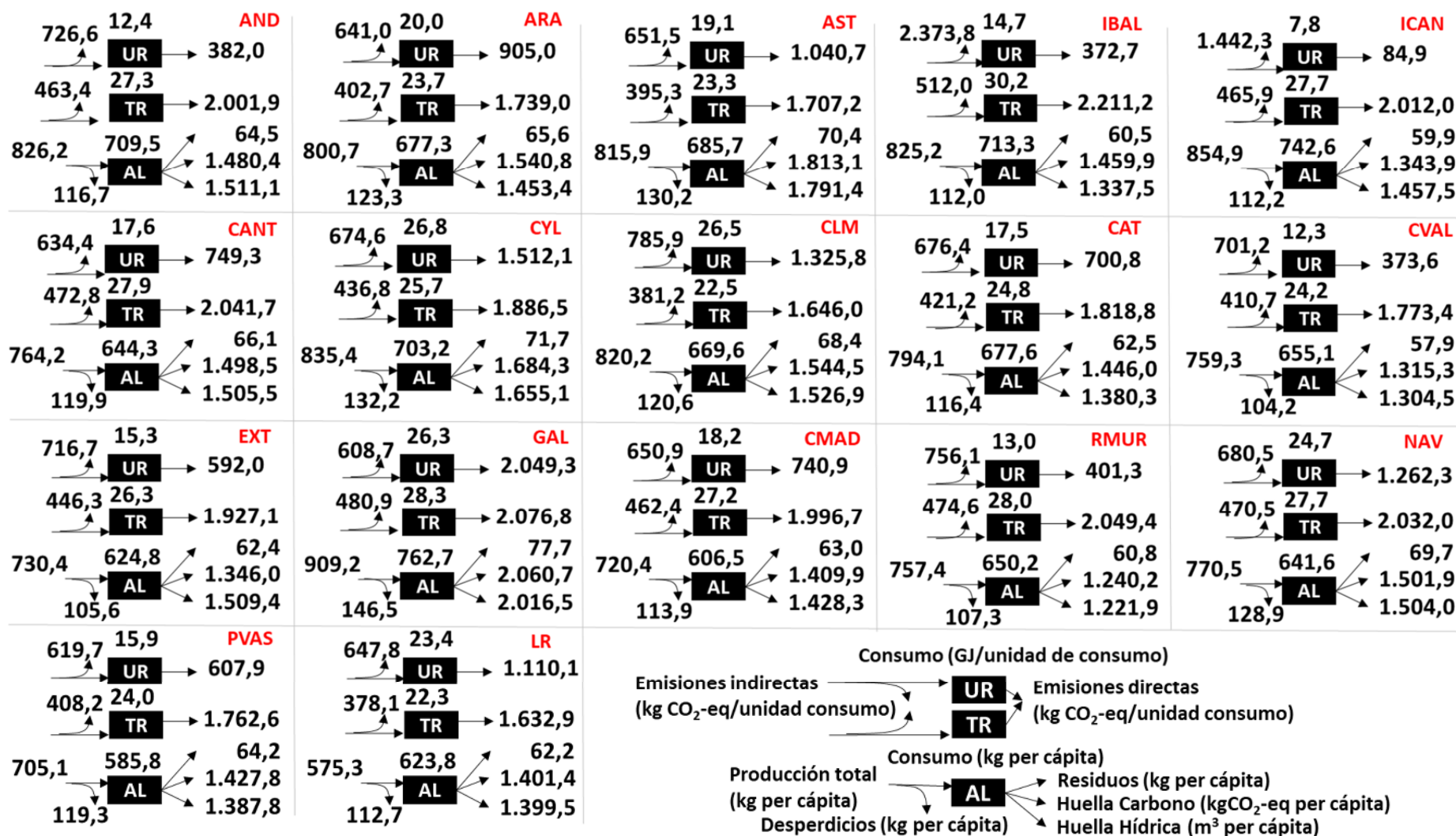


Figura 5.2b. Síntesis del metabolismo de los hogares según localización del hogar para el año 2008.

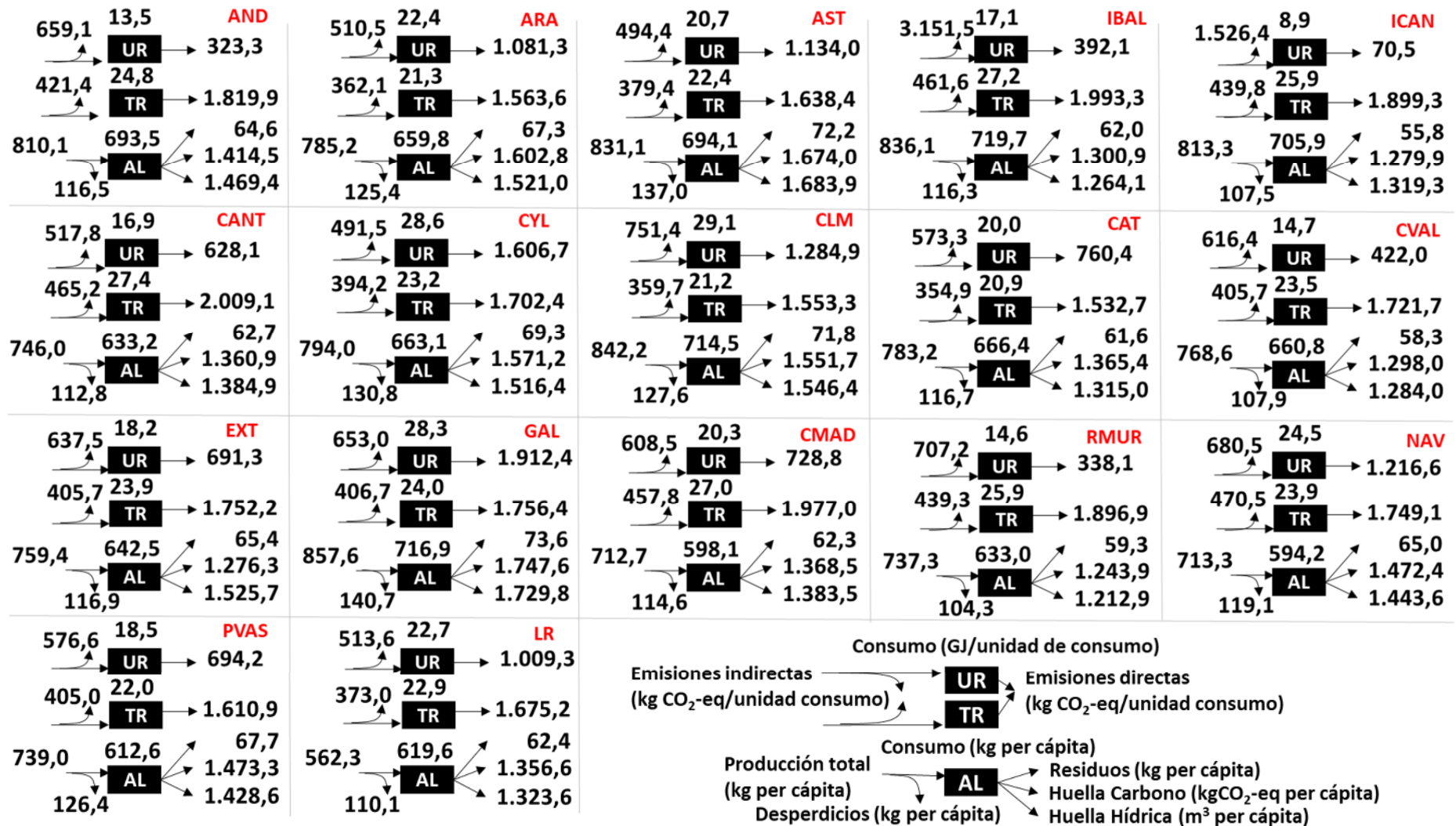


Figura 5.2c. Síntesis del metabolismo de los hogares según localización del hogar para el año 2010.

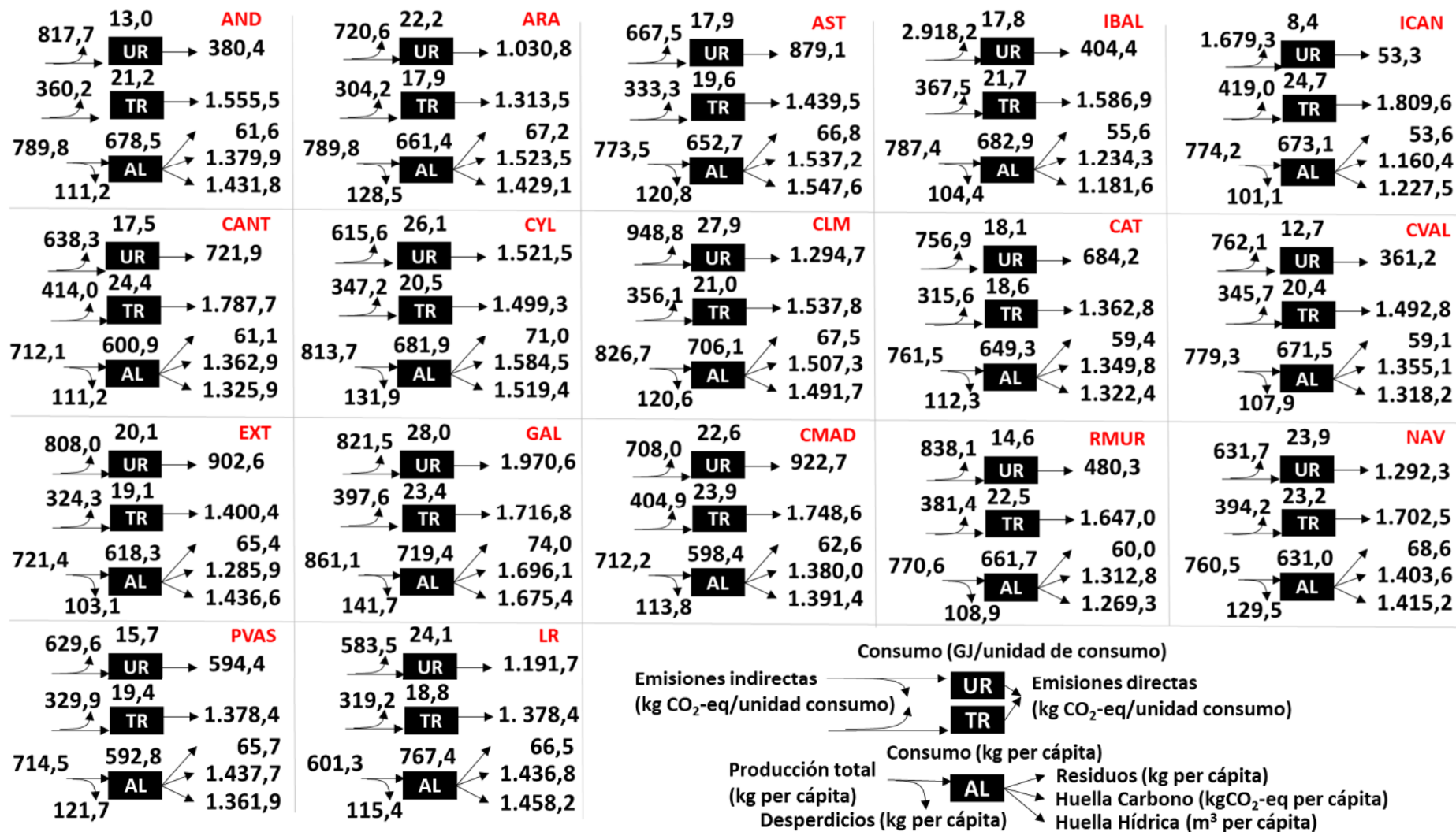


Figura 5.2d. Síntesis del metabolismo de los hogares según localización del hogar para el año 2012.

La crisis como interrupción en el ascenso del consumo alimentario. En lo que se refiere a la alimentación, vuelve a repetirse el patrón de crecimiento para el conjunto de los hogares españoles (de 630 a 699 kg per cápita entre 2006 y 2008), interrumpido por la crisis entre 2008 y 2012 (de 699 a 693 kg per cápita entre 2008 y 2012), pero que, en términos netos, supone un aumento a lo largo de todo el período (de 630 a 693 kg per cápita entre 2006 y 2012).

Mayor consumo de alimentos en hogares del centro-norte y rurales. Los hogares donde hay una mayor intensidad de consumo alimentario se encuentran en Galicia (entre 700 y 762 kg per cápita), Castilla-La Mancha (entre 632 y 714 kg per cápita), Castilla y León (entre 668 y 703 kg per cápita) y las islas (Baleares, entre 647 y 719 kg per cápita; Islas Canarias, entre 673 y 742 kg per cápita), mientras que aquellos donde la intensidad es menor se localizan en el País Vasco (entre 585 y 612 kg per cápita) y la Comunidad de Madrid (entre 578 y 606 kg per cápita). En ambos casos, se trata de hogares pertenecientes a regiones del centro-norte del país, en un caso con una matriz más rural, en general, mientras que, en el otro caso, con una matriz más urbana o industrial.

Acoplamiento entre consumo alimentario e impactos. Estos patrones de consumo determinarán, en gran medida, el cambio en las tendencias de los impactos asociados a lo largo de todo el período, siguiendo la evolución temporal ya explicada anteriormente en relación con la crisis económica y sus efectos en cuanto a la reducción de los impactos a partir de 2009-2010 (Di Donato y Carpintero 2021).

Así, esto condicionará parcialmente los impactos en términos de generación de residuos alimentarios y pérdidas que sufre la cadena alimentaria en su trayecto desde la producción agraria hasta el consumo, como se ha visto en el capítulo 4. No en vano, se produce un aumento inicial desde 112 a 124 kg per cápita de desperdicios en la cadena alimentaria, así como desde 61,7 a 67,3 kg per cápita de residuos en el consumo de alimentos entre los años 2006 y 2010. Posteriormente hay una caída hasta 121 y 66 kg per cápita de desperdicios y residuos, respectivamente, en 2012, que se debe al comienzo del efecto más importante de la crisis sobre el consumo alimentario.

Serán los hogares de Galicia (entre 181 y 224 kg per cápita), Castilla y León (entre 200 y 203 kg per cápita), Aragón (entre 181 y 195 kg per cápita) y Navarra (entre 179 y 198 kg per cápita) aquellos que se encuentren a la cabeza de pérdidas y residuos durante el período 2006-2012, y los de las islas (entre 154 y 171 kg per cápita en las Islas Canarias; entre 160 y 178 kg per cápita en las Islas Baleares) y Extremadura (entre 156 y 171 kg per cápita) aquellos que se localicen al final de la clasificación en este tipo de impactos.

Además, si se observa el impacto a lo largo de toda la cadena alimentaria, ya sea en términos de emisiones (huella de carbono) o de consumo de agua (huella hídrica), nuevamente se puede ver que los hogares de las regiones del centro-norte de España presentan niveles más altos de las distintas huellas. Por ejemplo, en cuanto a la huella de carbono, los hogares de Galicia (entre 1.696 y 2.060 kgCO₂-eq per cápita), Castilla y León (entre 1.571 y 1.692 kgCO₂-eq per cápita), Asturias (Entre 1.514 y 1.803 kgCO₂-eq per cápita) o Aragón (entre 1.513 y 1.603 kgCO₂-eq per cápita); en cuanto a la huella hídrica, los hogares gallegos (entre 1.671 y 2.016 m³ per cápita), asturianos (entre 1.548 y 1.791 m³ per cápita), castellano-leoneses (entre 1.516 y 1.655 m³ per cápita) o castellano-manchegos (entre 1.389 y 1.546 m³ per cápita). Mientras tanto, los niveles de impacto en las regiones del sur y las islas son más bajos. Así, en la huella de carbono, los niveles más bajos los presentan los hogares de las Islas Canarias (entre 1.160 y 1.343 kgCO₂-eq per cápita), los de las Islas Baleares (entre 1.234 y 1.460 kgCO₂-eq per cápita), Extremadura (entre 1.276 y 1.480 kgCO₂-eq per cápita) o los de la Región de Murcia (entre 1.189 y 1.313 kgCO₂-eq per cápita). Por el otro lado, en la huella hídrica, los niveles más bajos corresponderían a los hogares baleares (entre 1.182 y 1.338 m³ per cápita), canarios (entre 1.227 y 1.457 m³ per cápita), murcianos (entre 1.119 y 1.269 m³ per cápita) o valencianos (entre 1.244 y 1.318 m³ per cápita).

5.3. Influencia de factores socio-económicos en el metabolismo de los hogares

Como ya se ha visto en los dos capítulos previos, el consumo de cada uno de los flujos de entrada al hogar aquí estudiados (energía para usos residenciales, energía para transporte privado y alimentos) responde a un conjunto de factores socio-económicos, que condicionan, en cierta medida, el metabolismo del hogar. Aunque la explicación para cada uno de los factores, y su influencia está ya incluida en cada capítulo, a continuación, se presenta una breve síntesis de dos de esos factores, que acumulan causas de tipo socio-económico de interés en este trabajo: la posición socio-económica y la tipología de hogar (edad y tamaño del hogar).

5.3.1. Influencia del status en el consumo de los hogares

La Figura 5.3 ilustra las diferencias en el metabolismo de un hogar medio perteneciente al decil más pobre frente al de un hogar medio perteneciente al decil más rico en España.

La situación socio-económica supone un condicionante importante en el consumo energético y de alimentos. Como se puede observar, para el hogar medio español los hogares más ricos tienen un nivel de consumo muy superior frente a los hogares más pobres. Así, para 2012, por ejemplo, esto se traduce en unas 3,3 veces el consumo energético para usos residenciales, algo

más de 4 veces el consumo energético asociado al transporte privado, y 2,1 veces el consumo alimentario.

Además, la influencia de la crisis se deja sentir más en los hogares más pobres, cuyo nivel de consumo desciende para las tres categorías a partir de 2008, mientras que en los hogares más ricos, la crisis se manifiesta a partir de 2010 para los usos residenciales de la energía y la alimentación. En el caso de la energía para transporte privado, el descenso del nivel de consumo energético es continuo en los hogares ricos (pasando de 56 a 50,4 GJ por unidad de consumo), si bien los niveles son claramente más bajos en los hogares pobres (entre 12,5 y 15,4 GJ por unidad de consumo), donde se produce, de todos modos, una reducción del consumo energético en el conjunto del período.

Mayor nivel de consumo redundando en mayor nivel de impactos de los hogares españoles más ricos. Estos mayores niveles de consumo de los hogares más ricos se traducen también en impactos claramente superiores frente a los más pobres. Así, por ejemplo, en 2012, el nivel de emisiones directas de los usos residenciales en un hogar medio perteneciente al decil más rico es 2,7 veces el del hogar medio perteneciente al decil más pobre y 4 veces en el caso del nivel de emisiones directas asociadas al consumo de energía para transporte privado. Si tomamos la alimentación de los hogares en España para el año 2012, el nivel de la huella de carbono de un hogar medio dentro del decil más rico es 2,4 veces el del hogar medio del decil más pobre, y 2,2 veces en el caso del nivel de la huella hídrica.

Nuevamente, la crisis se deja sentir antes en los hogares más pobres, cuyos niveles de impacto se reducen a partir de 2008, mientras que en los hogares más ricos, los impactos se reducen a partir de 2010 para los usos residenciales de la energía. En el transporte privado se produce una reducción que se extiende a todo el período, si bien, los niveles de impacto son claramente mucho más altos en los hogares ricos (entre 3.690 y 4.101 kgCO₂-eq por unidad de consumo) frente a los hogares más pobres (entre 969 y 1.124 kgCO₂-eq por unidad de consumo).

En cuanto a la alimentación, debido al impacto de la crisis, en los hogares más pobres, se produce una continua reducción de la huella de carbono, y una reducción a partir de 2008 de la huella hídrica. En los hogares más ricos, sin embargo, tanto la huella de carbono como la huella hídrica se comienza a reducir a partir de 2008, con niveles claramente superiores a los de los hogares más pobres.

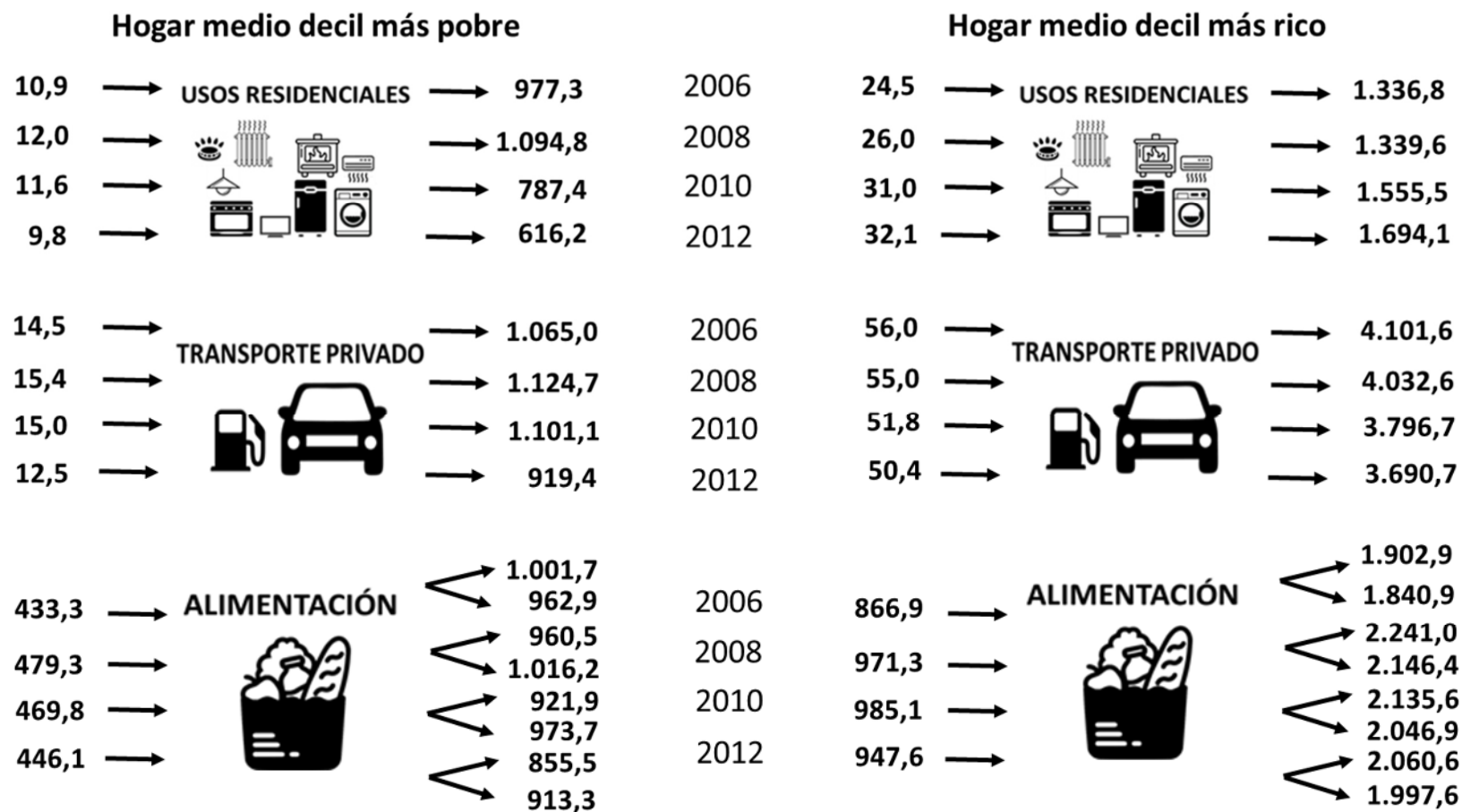


Figura 5.3. Flujos directos de entrada y salida de un hogar medio español perteneciente al primer y al último decil⁶⁰.

⁶⁰ Los flujos de entrada en usos residenciales y transporte están medidos en GJ por unidad de consumo; los flujos de entrada en alimentación en kg per cápita. Los flujos de salida en usos residenciales y transporte están medidos en kgCO₂-eq por unidad de consumo; los flujos de salida de alimentación en cada año se ordenan de arriba (huella de carbono, en kgCO₂-eq per cápita) hacia abajo (huella hídrica, m³ per cápita).

Todas estas diferencias que se producen en el hogar medio español se dan también entre los hogares pertenecientes al decil más pobre y más rico de la mayor parte de las comunidades autónomas. En la Figura 5.4 se presenta una comparación de los principales flujos directos entre los hogares medios de tres regiones escogidas sobre la base de su pertenencia a los conglomerados de mayor a menor nivel de consumo energético y alimentario (mayor, intermedio y menor, respectivamente), tal y como se han analizado ya en los capítulos 3 y 4 de este trabajo.

Las diferencias en el nivel de consumo entre los hogares más ricos y los más pobres son más amplias en las regiones donde el nivel de consumo es menor. En lo que se refiere al consumo, los hogares más ricos a nivel regional siempre tienen mayores niveles de consumo con respecto a los hogares más pobres, como ocurría en el hogar medio español, tanto en las regiones más consumidoras, como en las menos consumidoras, si bien las diferencias de nivel de consumo entre los hogares del decil más rico y los del más pobre son algo mayores, en general, en las regiones donde el nivel de consumo es menor (entre 3 y 4 veces frente a 1,5-2 veces en los hogares donde el nivel de consumo es mayor).

Por su parte, la caída en los niveles de consumo en los hogares más pobres se nota antes, alrededor de 2008, en la mayoría de las regiones analizadas, si bien hay alguna excepción (caso del nivel de consumo de energía para usos residenciales en los hogares medios de algunas regiones de consumo intermedio). Los hogares más ricos, sin embargo, tienden a prolongar la subida de los niveles de consumo, en la mayoría de los casos, hasta 2010, si bien hay algunos que la prolongan durante todo el período de estudio, especialmente en lo que se refiere al nivel de consumo de energía con fines residenciales.

Cuanto mayor consumo, mayores impactos asociados, especialmente en el caso de los hogares más ricos. Como se puede observar, y debido al mayor consumo asociado, el nivel de los impactos de los hogares más ricos es también claramente mayor con respecto al de los hogares más pobres (entre 2 y 3 veces mayor, según las regiones) en todas las regiones⁶¹.

En el caso de la energía con fines residenciales y para transporte privado, si se comparan los niveles de impacto entre hogares más ricos y más pobres por regiones, son los hogares medios de las regiones con consumo intermedio o menor aquellos que tienen una diferencia mayor (entre 2 y 3 veces), mientras que los hogares medios de las regiones más consumidoras, tienen una diferencia menor (menos de 1,5 veces).

⁶¹ No se trata de una información obvia, como podría parecer a primera vista, puesto que, aunque los hogares tuviesen un mayor consumo total, el impacto podría ser menor si la estructura de productos consumidos tuviese asociada un menor impacto.

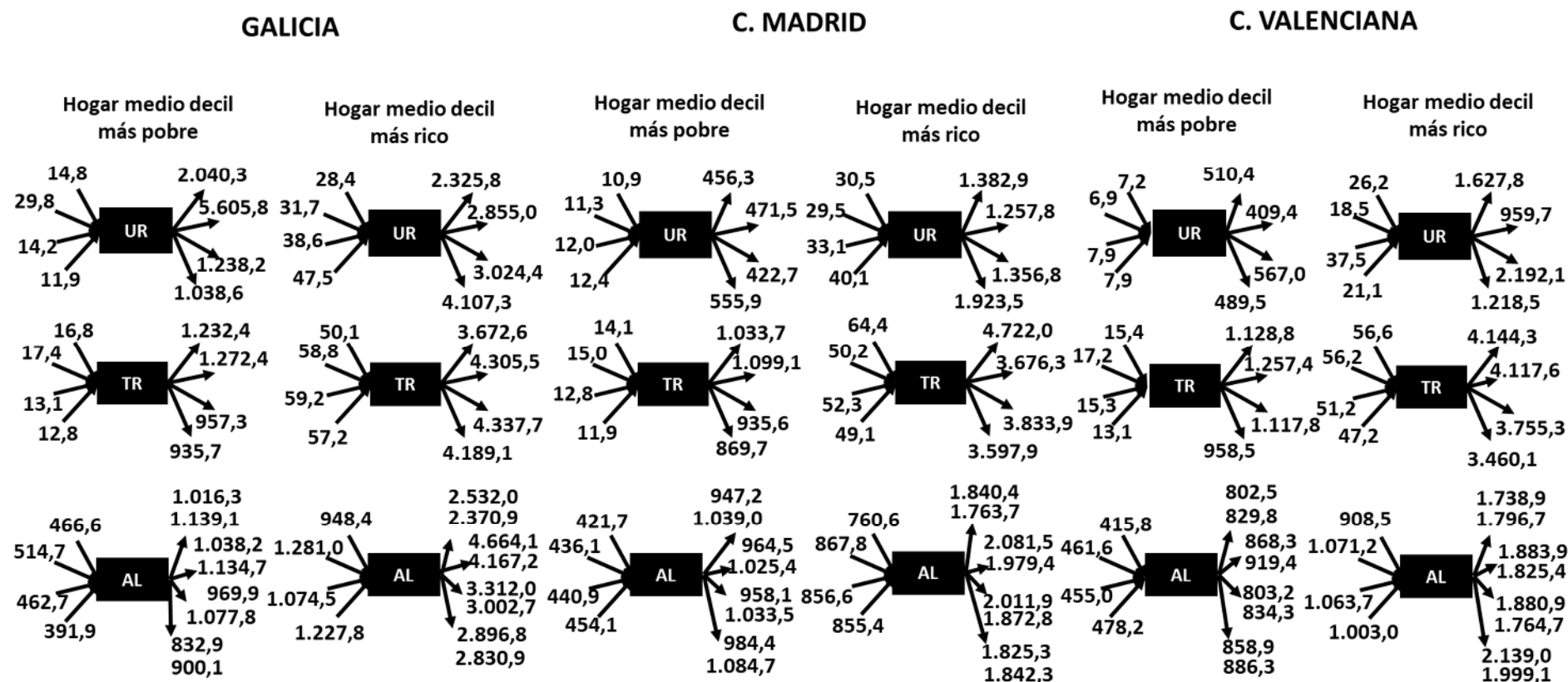


Figura 5.4. Comparación de los flujos directos de entrada y salida entre los hogares medios pertenecientes al primer y último decil de Galicia, Comunidad de Madrid y Comunidad Valenciana⁶².

⁶² Dentro de cada categoría, de arriba hacia abajo se representan los años 2006, 2008, 2010 y 2012. Los flujos de entrada en usos residenciales (UR) y transporte (TR) están medidos en GJ/unidad de consumo; los flujos de entrada en alimentación (AL) en kg per cápita. Los flujos de salida en usos residenciales y transporte están medidos en kg CO₂-eq por unidad de consumo; los flujos de salida de alimentación en cada año se ordenan de arriba (huella de carbono, en kg CO₂-eq per cápita) hacia abajo (huella hídrica, m³ per cápita).

En el caso de la alimentación, la situación se invierte parcialmente. Son los hogares de las regiones con mayor nivel de consumo aquellos que presentan diferencias mayores entre hogares ricos y pobres (entre 3-4 veces) frente a las regiones con consumo intermedio o menor, en las que el impacto alimentario de los hogares más ricos supone 1,5-2 veces el de los hogares más pobres.

5.3.2. Influencia de la tipología de hogar (tamaño, edad y composición) en el consumo de los hogares

Como ya se ha visto anteriormente, el factor tipología de hogar incluye dos aspectos de interés aquí, el tamaño del hogar y la composición del mismo según su edad por grandes grupos (mayores y/o adultos solos, mayores y/o adultos con hijos). La Figura 5.5 presenta los principales flujos del metabolismo del hogar medio español tratados aquí.

Los hogares de personas mayores son más intensivos en el consumo energético con fines residenciales. Como se puede observar, el mayor nivel de consumo para los usos energéticos con fines residenciales se encuentra claramente en hogares de personas o parejas solas (hogares cada vez más abundantes y con un consumo más intensivo, en general), especialmente en aquellos donde al menos uno de los residentes es mayor de 65 años (entre 20,8 y 24,2 GJ por unidad de consumo al año). Algo menores son los niveles de consumo energético con fines residenciales de los hogares con hijos u otras formas de hogar.

Los hogares de personas mayores son los que menos nivel de consumo en transporte privado presentan. El transporte privado, sin embargo, presenta mayores niveles en aquellos hogares de adultos solos (un individuo o pareja) o aquellos conviviendo con menores (entre 23 y 28 GJ por unidad de consumo), quedando en niveles alrededor de 3 veces menores aquellos hogares donde viven sólo personas mayores de 65 años que, por lo general, suelen conducir menos.

Los hogares de personas mayores o adultos solos consumen más alimentos en casa. En cuanto a la alimentación, los mayores niveles los presentan los hogares de personas mayores (solas o en pareja), seguidos inmediatamente por aquellos de adultos (solos o en pareja). Los hogares con menores y los otros hogares tienen un menor nivel de consumo alimentario (entre 531 y 671 GJ por unidad de consumo).

De sustentados a sustentadores: cambia el papel de los mayores en el mantenimiento de los niveles de consumo de los hogares. El estallido de la crisis afectó en menor medida a los niveles de consumo energético y alimentario del hogar medio español compuesto por personas o parejas de 65 años o más, cuyo nivel de consumo o bien crece (usos residenciales de la energía y transporte privado) o bien sólo disminuye de modo ligero (alimentación) a partir de este momento, aunque

en el conjunto del período crece. Mientras tanto, el nivel de consumo del resto de los tipos de hogar tiende a seguir el patrón general en el que el estallido de la crisis supone un bache relativamente profundo en una senda alcista, que llega entre 2008 y 2010, según los flujos. Según la literatura, la explicación no está tanto en la pujanza económica de los mayores y su aumento en el consumo en sí mismo, sino más bien en la paupérrima situación que se vivió dentro de otros grupos de edad con mayor inestabilidad laboral, desempleo, etc. y, por tanto, en los salarios y el potencial de consumo, haciendo que las bajas pensiones españolas sirvieran para sostener a numerosas familias (Pérez Albarracín y Montero García 2016; Laparra Navarro y Pérez Eransus 2012; Aldás y Solaz 2019). Según los datos de la propia EPF, entre 2006 y 2012 el número de hogares cuyo sustentador principal tenía 65 años o más creció cerca del 15 % (de 4.238.349 a 4.934.550 de hogares) y al igual que sucede en el plano físico, el gasto medio de estos hogares aumentó algo más del 20 % (desde los 10.207 en 2006 a los 12.272 euros per cápita en 2012).

*Los tipos de hogares más consumidores son también los más impactantes*⁶³. Los impactos relacionados con el nivel de consumo energético y alimentario de los distintos tipos de hogar responden exactamente al mismo patrón que el nivel de consumo de estos, por lo que se puede concluir que existe también un alto grado de acoplamiento entre los mismos para todos los tipos de hogar y formas de impacto (emisiones para el consumo energético, y huella hídrica y de carbono para el consumo alimentario). Este tipo de patrones se producen también en el ámbito regional. Así, la Figura 5.6 muestra los principales flujos del metabolismo (consumo energético y alimentario, emisiones y huellas asociadas) para los hogares medios de tres regiones representativas de los conglomerados de mayor a menor consumo (Figura 5.6a, Figura 5.6b y Figura 5.6c, respectivamente) según el tipo de hogar.

⁶³ Los flujos de entrada en usos residenciales y transporte están medidos en GJ por unidad de consumo; los flujos de entrada en alimentación en kg per cápita. Los flujos de salida en usos residenciales y transporte están medidos en kg CO₂-eq por unidad de consumo; los flujos de salida de alimentación en cada año se ordenan alternativamente de arriba (huella de carbono, en kg CO₂-eq per cápita) hacia abajo (huella hídrica, m³ per cápita).

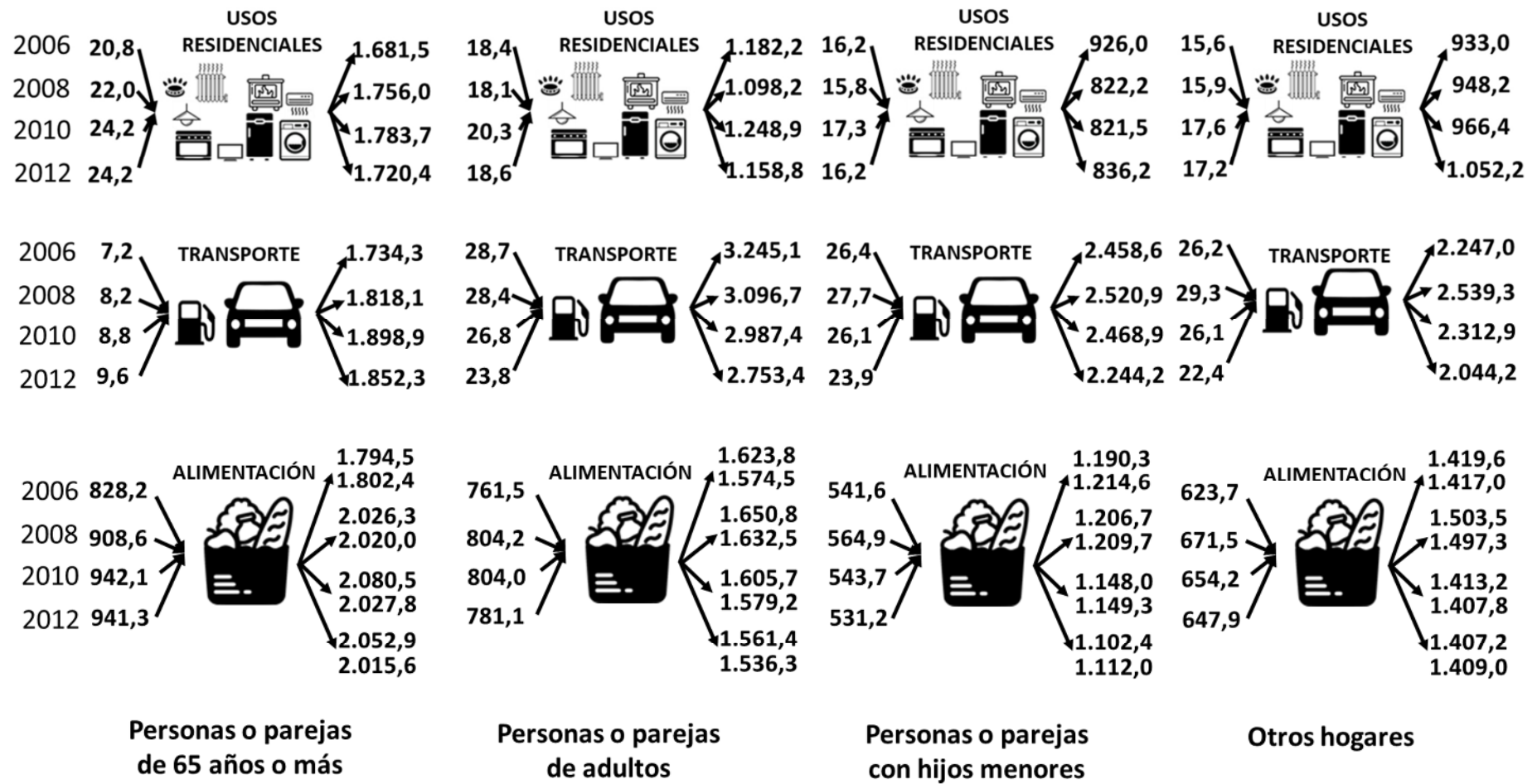


Figura 5.5. Flujos directos de entrada y salida de un hogar medio español perteneciente a los distintos tipos de hogar.

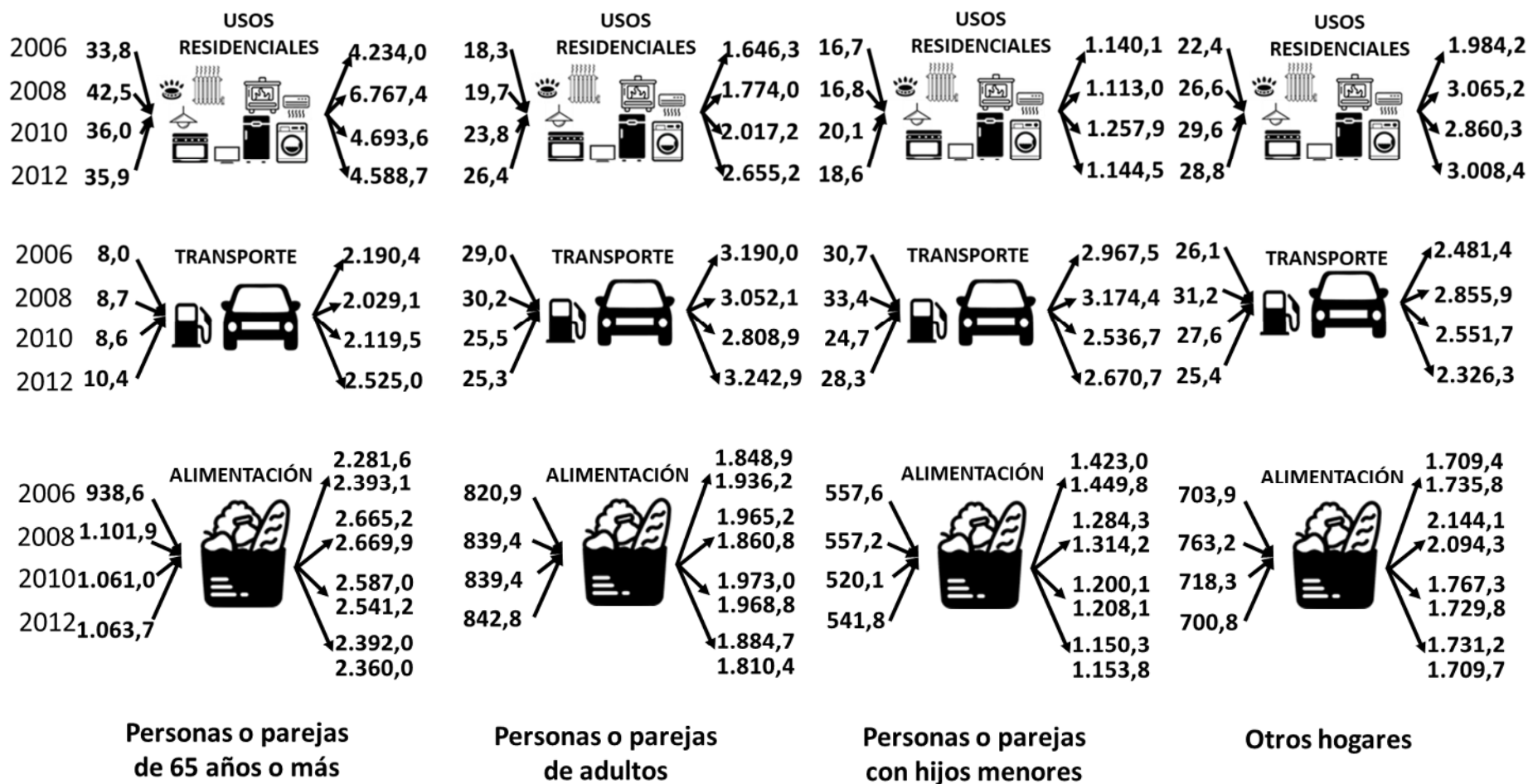


Figura 5.6a. Flujos directos de entrada y salida de un hogar medio de una comunidad autónoma con alto nivel de consumo (Galicia) perteneciente a los distintos tipos de hogar.

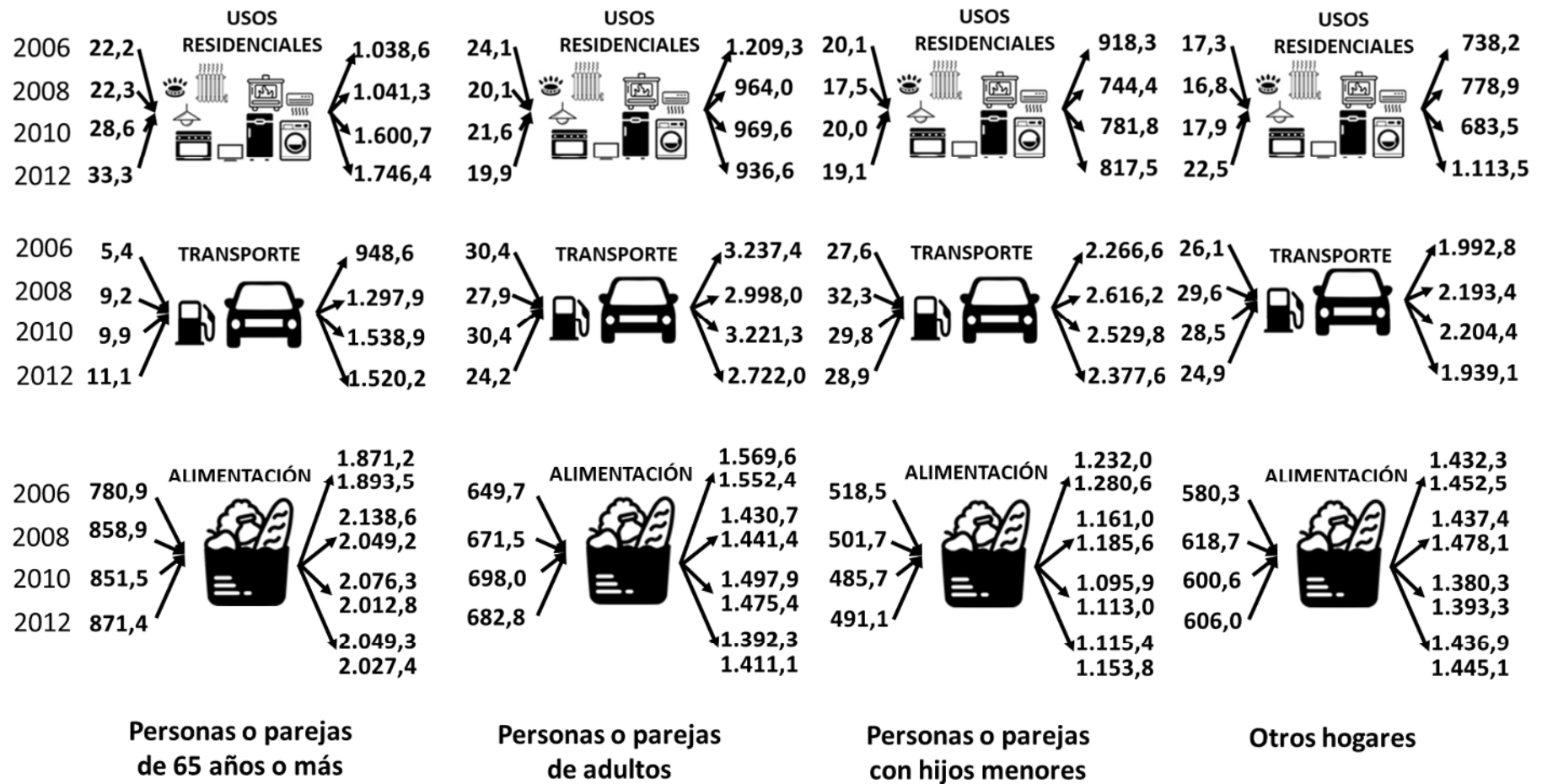


Figura 5.6b. Flujos directos de entrada y salida de un hogar medio de una comunidad autónoma con nivel medio de consumo (C. Madrid) perteneciente a los distintos tipos de hogar.

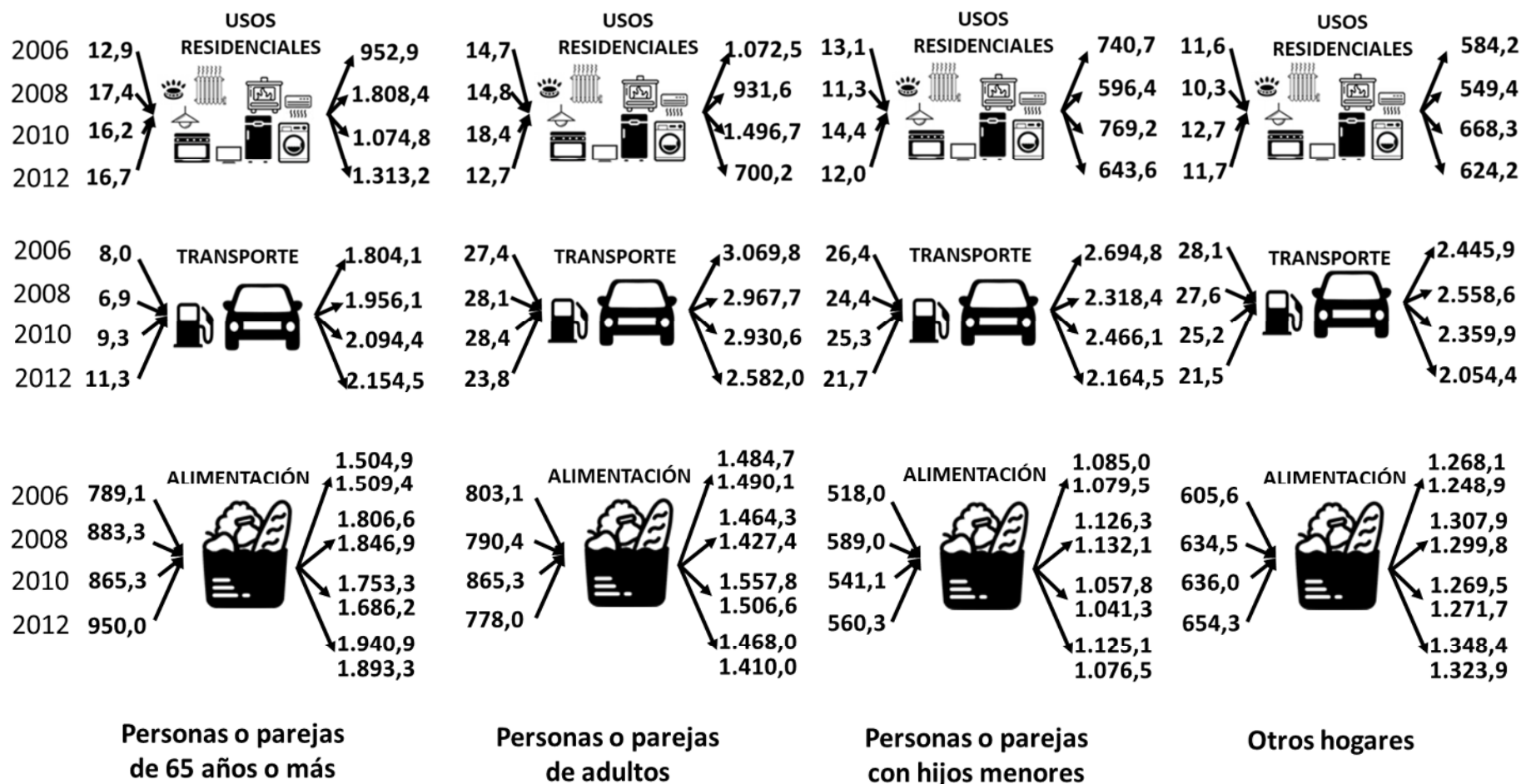


Figura 5.6c. Flujos directos de entrada y salida de un hogar medio de una comunidad autónoma con nivel bajo de consumo (C. Valenciana) perteneciente a los distintos tipos de hogar.

Se generaliza a todas las regiones el hecho de que el nivel de consumo de los mayores es más alto en usos residenciales y alimentación. Es de destacar aquí que el fenómeno de un mayor nivel de consumo para usos residenciales y alimentación (también para los impactos) en hogares donde viven adultos solos o en pareja es común a todos los grupos de regiones, especialmente para aquellos hogares donde tienen 65 años o más. Además, estas diferencias entre tipos de hogar se acentúan cuando los niveles de consumo son mayores, cobrando más relevancia el tipo de hogar 4 (Otros hogares) frente a los hogares de personas o parejas solas, y a aquellos de personas o parejas con hijos menores, que se sitúan a un nivel intermedio de consumo en el caso de regiones donde los niveles de consumo del hogar son medios o bajos.

Por otro lado, vuelve a repetirse la excepción que supone el consumo de energía para transporte privado, donde la tendencia se invierte, y son los hogares con menores o el grupo de otros hogares los que presentan mayores niveles de consumo.

Tanto el nivel de consumo como el de los distintos impactos asociados sufren, por lo general, una interrupción en su ascenso a partir del estallido de la crisis. La tendencia es que en los tres grupos de regiones este bache se produzca en 2008 o 2010, si bien los niveles de consumo de 2012 suelen ser más altos que aquellos de 2006 en todos los tipos de hogar y flujos, excepto en el transporte, donde tienen a aumentar entre los hogares de personas o parejas de 65 años o más, pero a reducirse en el resto.

El consumo está bastante acoplado a los impactos en los distintos tipos de hogar para todos los grupos de regiones, excepto en algunos casos para la alimentación, lo que muestra ciertos cambios de tendencia alimentaria, puesto que, aunque en peso se consuma más, los impactos asociados a las distintas categorías de impacto son menores (ver el capítulo 4 para mayor detalle).

Existen otros tantos factores de carácter socio-económico, pero estos son específicos para cada uno de los flujos y, por tanto, se analizan y discuten en el capítulo correspondiente al mismo (capítulo 3 para el consumo energético con fines residenciales o de transporte privado, y el capítulo 4 para el consumo alimentario).

5.4. Conclusiones

A lo largo de este capítulo se han mostrado las principales tendencias del metabolismo de los hogares, utilizando algunos de sus flujos más relevantes.

Se ha comprobado que el consumo y los impactos iban bastante acoplados, por lo que la crisis no ha supuesto un cambio estructural en las tendencias del consumo de los hogares, sino una interrupción coyuntural a la situación económica, que no han llevado a los hogares a un

replanteamiento estructural de sus modos de consumo, como sería seguramente esperable desde diversos puntos de vista (salud, medio ambiente, etc.).

Los grupos de edad o status económico menos afectados por los vaivenes de dicha coyuntura (los pensionistas, con ingresos menos sometidos al problema del desempleo y la precariedad, y los hogares más ricos, que incluso han aumentado sus rentas durante la crisis) han sufrido menos este bache en su consumo, o incluso, en algunos casos, han aumentado sus niveles de consumo en relación con los otros grupos. En el caso de los pensionistas, muchas veces este mantenimiento o aumento de los niveles de consumo se ha dado en relación con el aumento de su papel como sustentadores principales de hogares “ampliados” con las familias de hijos más jóvenes que han sufrido los efectos de la crisis, situación probablemente muy distinta de los hogares más ricos, cuya renta ha llegado incluso a aumentar durante el período estudiado.

Aunque los impactos del transporte privado han sido más altos que los de los usos residenciales de la energía, los condicionantes biofísicos (el clima, especialmente) han hecho que haya mayor variabilidad en los mismos dentro de las regiones, por lo que las diferencias de metabolismo energético entre hogares de distintas regiones se han visto muy influenciadas por el clima al que estaba sometido el hogar debido a su localización.

Un factor con cierto peso dentro del consumo del transporte privado en los hogares ha sido el régimen fiscal de los combustibles, por lo que los hogares de las regiones donde el combustible tenía menos impuestos se han convertido en aquellos de mayor nivel de consumo medio. Hogares de personas mayores pesan menos en el conjunto del metabolismo asociado al transporte privado. Además, al ser el vehículo privado, un bien que muestra, en ocasiones, características especiales (un bien que muestra un cierto status cuando hablamos de coches de alta gama, más consumidores de combustible), la situación económica de los hogares marca una diferencia importante en cuanto a su consumo e impactos.

El metabolismo alimentario ha venido muy condicionado por aspectos relativos a las tradiciones culinarias y la riqueza en cuanto a diversidad de producción agrícola en las distintas regiones, estableciéndose un gradiente entre las regiones del centro-norte y las del sur en cuanto a niveles de consumo e impactos asociados.

Capítulo 6

Conclusiones

A continuación, recogemos y sistematizamos las principales conclusiones obtenidas a lo largo del trabajo y que, en parte, han sido apuntadas al final de cada capítulo. Para ello, en la sección 6.1 plantaremos las conclusiones en cuatro apartados: 1) las relativas a la revisión bibliográfica sobre el metabolismo de los hogares en general, 2) las que tienen que ver con los aspectos del metabolismo energético de los hogares en España y sus CCAA; 3) las referentes al metabolismo alimentario de esos mismos hogares, y 4) las relacionadas con la visión de conjunto del balance en su dimensión de inputs y de outputs. En la sección 6.2. presentaremos las aportaciones y límites de la investigación que hemos desarrollado para finalizar, en la sección 6.3, con algunas reflexiones sobre las perspectivas futuras de investigación.

6.1. Principales conclusiones

6.1.1. Sobre los estudios en torno al metabolismo de los hogares

En primer lugar, el peso del hogar, como unidad de consumo, en los requerimientos y los impactos es claramente relevante, tanto desde aquellos estudios que lo abordan como un sector económico más (perspectiva de la producción) como desde aquellos otros que lo abordan como un elemento más de la demanda final (perspectiva del consumo).

Se constata también que las tres categorías cuyos impactos son cuantitativamente más relevantes, tanto en términos de requerimientos, como en términos de generación de presiones sobre el medio ambiente y la salud humana, son los usos energéticos con fines residenciales, el consumo de combustibles para transporte privado y la alimentación. En este sentido, dado el interés por el cambio climático y sus causas y efectos, los trabajos relativos a la dimensión energética, y a los impactos de esta en términos de huella de carbono presentan un cuerpo de literatura mucho más abundante y rico en tópicos y temáticas abordadas.

En tercer lugar, en el análisis biofísico del consumo, las técnicas indirectas y de *arriba hacia abajo* dominan el panorama de estudios relativos al hogar, aunque comienzan a abrirse paso estudios que usan técnicas indirectas basadas en el estudio de productos y procesos, es decir, *de abajo hacia arriba*, mediante el empleo del Análisis del Ciclo de Vida (ACV).

Por último, cabe subrayar que el peso que tienen los flujos indirectos en todas las categorías de inputs del metabolismo de los hogares es muy relevante, por lo que se considera importante tenerlos en cuenta.

6.1.2. Sobre el metabolismo energético de los hogares

En primer lugar, la coyuntura económica desatada por la crisis de 2008 supuso un punto de inflexión en el consumo energético de los hogares (entre 2009 y 2012, se reduce un 7,4 % el uso total de la energía), aunque mayor en el caso del transporte privado (una reducción del 14,3 % entre 2009 y 2012) que en los usos con fines residenciales, cuyo consumo energético se reduce, pero en mucha menor cuantía (2,2 % entre 2009 y 2012), debido a que los hogares podían prescindir menos de estos usos (calefacción, frigorífico, iluminación, etc.) que del vehículo privado, el cual fue sustituido, parcialmente, por transporte público. Esto confirmaría la relación estrecha entre la situación económica y el consumo energético en los hogares y, por tanto, el estrecho acoplamiento entre ambos. Además, esta misma relación también se da por el lado de las salidas, a través de las emisiones asociadas al consumo energético.

Por otro lado, a pesar de la crisis, en ambos casos, el esfuerzo monetario que los hogares tenían que hacer siguió creciendo, o se redujo en mucha menor cuantía, debido a las subidas de los precios que sufrieron, tanto la energía en el hogar como los carburantes. Esto produjo un aumento del peso del consumo energético dentro del presupuesto de los hogares españoles (de un 2,65 % a un 4,26 % en los usos energéticos con fines residenciales; del 4,4 al 5 % en el caso del transporte privado), y dentro de los hogares de todas las regiones, excepto en el caso de los del País Vasco, donde sufre un retroceso mínimo (0,04 %).

En tercer lugar, cabe subrayar que el peso del transporte es mayor dentro del consumo energético total de los hogares (entre el 62,5 % 2006 y el 54 % de 2012 para España), aunque la variabilidad del nivel de consumo energético del transporte entre los hogares de las regiones es relativamente baja (coeficiente de variación en los hogares regionales entre un mínimo de 0,08 y un máximo de 0,1 en el período 2006-2012). Sin embargo, aunque el peso de los usos energéticos con fines residenciales en el consumo total sea menor del 50 % en todo el período, las diferencias en este entre los niveles de consumo de los hogares de las regiones son mucho mayores (coeficiente de variación en los hogares regionales entre un mínimo de 0,28 y un máximo de 0,33 en el período 2006-2012). De este modo, el consumo energético con fines residenciales es más determinante a la hora de definir los niveles finales de consumo energético total de los hogares. Esta misma relación se repite en el caso de las emisiones de los hogares regionales, dado que la variabilidad es mayor dentro de las emisiones asociadas a los usos energéticos con fines residenciales, con los hogares regionales de las Islas Canarias en niveles de emisiones en torno a los 53 kg CO₂-eq por unidad de consumo, mientras que los hogares de Galicia presentan niveles de emisiones de más de 1.970 kg CO₂-eq por unidad de consumo.

Un cuarto resultado relevante es que las grandes diferencias en los usos residenciales de la energía entre los hogares de las distintas regiones derivan de la presencia o no de determinados equipamientos del hogar con un mayor consumo, en concreto aquellos asociados con la climatización del hogar (calefacción, aire acondicionado, etc.). Las mayores necesidades de climatización del hogar se dan en lugares donde el clima es continental, más extremo (con mayor calor en verano y más frío en invierno) u oceánico, presentando estos hogares mayores niveles de consumo energético que aquellos que se encuentran en áreas del sur y mediterráneas. En este sentido, al ser un bien no rival, en los usos residenciales de la energía se produce un efecto de escala en cuanto al tamaño del hogar; mientras que este efecto no se produce con el transporte privado, donde los hogares con tamaños intermedios (en los que suele haber hijos menores) tienden a poseer niveles de consumo energético mayores.

Por lo que respecta a la relación entre consumo energético y nivel de renta o gasto, cuantos más ingresos (gasto) tienen los hogares, mayor nivel de consumo energético y emisiones presentan en ambas categorías de consumo energético (por ejemplo, en 2012, para el conjunto de hogares de España, los hogares del último decil tienen un nivel de consumo energético con fines residenciales de 32,1 GJ por unidad de consumo frente a los 9,8 GJ por unidad de consumo de los hogares del primer decil; el mismo año, para los hogares españoles, los hogares del decil más rico presentaba un nivel de consumo energético para transporte privado de 50,4 GJ por unidad de consumo frente a los hogares del decil más pobre, que tenían un nivel de 12,5 GJ por unidad de consumo). Se trata de un comportamiento generalizado en los hogares de todas las regiones (en usos de la energía con fines residenciales de 2012, los hogares extremeños más ricos presentan niveles de 59,6 GJ por unidad de consumo frente a los 8,7 GJ por unidad de consumo de los más pobres; en la energía usada para transporte privado, los hogares navarros más ricos presentan niveles de 56,3 GJ por unidad de consumo frente a los 8,9 GJ por unidad de consumo de los más pobres). Esto mostraría la existencia de una élite de personas que pueden permitirse una mayor presencia de elementos electrónicos y de climatización del hogar y que, cuando la coyuntura económica se hace más difícil, no tiene que prescindir necesariamente del vehículo o pasarse al transporte público.

Conviene señalar también que, en el contexto de la crisis, el precio de la energía fue un factor clave en el consumo energético, tanto en los usos con fines residenciales como en el transporte privado. En este sentido, el régimen fiscal canario impulsó al alza los niveles de consumo energético del transporte privado que estaban muy bajos en los que se refiere a usos residenciales, debido al clima canario, menos extremo.

Otro aspecto relevante en el consumo energético de los hogares sería la importancia que tiene la mayor o menor concentración de la edificación. De acuerdo con nuestro análisis, existen

diferencias estadísticamente significativas entre los hogares con asentamientos concentrados (edificios multifamiliares), que tienen un menor nivel de consumo, y aquellos en asentamientos dispersos, o viviendas unifamiliares, con mayores niveles.

Cabe señalar, en sexto lugar, que también se ha encontrado una relación estadísticamente significativa entre tamaño del hogar y consumo de energía. Los tamaños de vivienda más grandes suponen un mayor consumo de energía con fines residenciales, de tal modo que el aumento paulatino de la superficie de las viviendas en España contribuiría también al aumento en el consumo energético asociado. Por su parte, mayores tamaños del municipio, hasta un cierto punto, implican menores niveles de consumo energético asociados al uso del transporte privado por la mayor presencia de medios de transporte público y el mayor acceso a servicios cercanos al hogar.

En relación a los factores asociados al sustentador principal, se ha observado que también pueden tener relevancia en el consumo energético de los hogares. Así, el hecho de que el sustentador principal sea una mujer supone una diferencia estadísticamente significativa con signo positivo en el caso del consumo energético con fines residenciales, y de signo negativo todavía en el caso del consumo energético destinado al transporte privado del hogar. Por su parte, los hogares donde la edad del sustentador principal es mayor, tienen una mayor intensidad en el consumo energético con fines residenciales; mientras que los hogares donde la edad del sustentador principal es una edad media, normalmente con hijos a su cargo, tienen mayores niveles de consumo energético destinado al transporte privado.

Finalmente, las emisiones indirectas ligadas a la electricidad están muy condicionadas por el sistema eléctrico de generación, y por esta razón tienen un mayor nivel dentro de los hogares de las islas (más dependientes de materias primas fósiles para la generación de energía) frente al nivel que presentan en los hogares de la península. Las emisiones indirectas ligadas al consumo de carburantes reproducen con fidelidad la clasificación de consumo de energía ligada a carburantes, y por tanto sitúan a los hogares canarios al frente de la misma.

6.1.3. Metabolismo alimentario de los hogares

Lo primero que conviene reseñar en este caso es que, el efecto de la crisis sobre el consumo de alimentos no ha sido muy destacable en términos físicos, si bien sí que se ha producido un ligero punto de inflexión en el consumo alimentario, con mayor o menor incidencia en determinadas categorías de alimentos. Todas las categorías aumentan su consumo neto durante el período estudiado, excepto un retroceso neto en el consumo de pescado y marisco. En todo caso, con la disminución general del consumo producida durante la crisis de 2008, los alimentos han cobrado mayor relevancia dentro del presupuesto de los hogares españoles.

En segundo lugar, existe un gradiente entre hogares de regiones predominantemente rurales (mayor consumo per cápita) y aquellos de regiones urbanas (menor consumo per cápita) dentro del consumo alimentario, mientras que también se encuentra un gradiente norte-sur en lo que se refiere al gasto, con mayor gasto en el norte frente al sur.

Esto produce, en tercer lugar, una cierta tendencia hacia la occidentalización de la dieta en el conjunto del país, puesto que los aumentos en el consumo de la carne, los azúcares y dulces y de bebidas alcohólicas son los más altos entre todas las categorías. Esto tendría consecuencias en términos de salud, pero también ambientales, por lo cual es posible hacer mejoras en la dieta hacia modelos más saludables y menos impactantes.

Una cuarta conclusión en este sentido es que un patrón de dieta saludable como el de la SENC reduciría la huella de carbono algo más del 12 % y la huella hídrica un 8,5 % con respecto al nivel de consumo promedio del período estudiado. Por su parte, el patrón de dieta saludable OLV reduciría la huella de carbono cerca del 54 % y la huella hídrica un 39 % con respecto al nivel promedio del período.

Del mismo modo cabe destacar, en quinto lugar, un efecto de escala en cuanto al tamaño de los hogares y el consumo alimentario de los mismos en España, es decir, cuanto mayor es el tamaño del hogar, menor es el nivel de consumo del mismo. Esa tendencia es generalizada en todas las categorías alimentarias, excepto para las bebidas, especialmente las alcohólicas. La relevancia de este factor para el futuro del metabolismo alimentario en España es que los hogares de mayor tamaño están disminuyendo en nuestro país por las tendencias socio-económicas actuales, generándose mayor número de hogares de bajo tamaño. Esto podría suponer un aumento del consumo alimentario general, especialmente en ciertas categorías que implican mayores problemas ambientales y de salud.

Un sexto resultado reseñable es que los hogares más pudientes son aquellos que presentan un mayor nivel de consumo per cápita de alimentos en todas las categorías y regiones y, por tanto, aquellos que inciden más sobre el medio ambiente (mayores impactos). Las diferencias entre los hogares más ricos y los más pobres son muy altas, llegando a alcanzar niveles de consumo de más del doble dentro del período estudiado. En cuanto a las regiones, estas diferencias son más extremas en los hogares de regiones como Extremadura, Galicia y La Rioja, y menos en los hogares cántabros, pero siempre se produce el mismo patrón. Por lo que se refiere a las categorías, las mayores diferencias se producen en el consumo de bebidas alcohólicas, frutas y pescado, principalmente. El patrón se reproduce también si hablamos de gastos, en lugar de cantidades físicas.

Al igual que en el caso de la energía, los factores relacionados con las características del sustentador principal también tienen su relevancia. Así, los hogares donde las mujeres son sustentadoras del hogar tienen, en general, un menor nivel de consumo de ciertas categorías de alimentos menos sanas (por ejemplo, bebidas alcohólicas), lo cual, debido a la incorporación de la mujer al mundo del trabajo, y la mayor presencia de hogares con mujeres como sustentadoras principales, podría tener un efecto positivo sobre salud y medio ambiente. Además, los hogares donde la edad del sustentador principal es mayor, con una mayor preocupación por temas de salud, tienen también un mayor nivel de consumo de la gran mayoría de grupos de alimentos básicos. Sin embargo, menor consumo de refrescos, agua mineral y zumos, y existe una relación no significativa con el consumo de bebidas alcohólicas.

En lo que se refiere al tipo de hogar, se confirma en España también que los hogares de personas solas (mayores o adultas), que se están incrementando actualmente, tienen un mayor nivel de consumo per cápita, mientras que otros hogares o la adición de hijos al hogar, hacen que se reduzca el nivel de consumo en la mayor parte de las categorías de alimentos.

Por último, respecto del output metabólico en términos alimentarios, la producción agraria y el consumo en el propio hogar son los ámbitos donde se producen mayores niveles de pérdidas y residuos, con una reducción de estos, asociada a la crisis más que a otros aspectos de mejora de la eficiencia alimentaria. Esto pone de relieve la idea de que es necesaria una mejora en los mecanismos de eficiencia en la producción agraria, así como un cambio radical en los modos de distribución, que generan tantas pérdidas asociadas. Además, también se necesitarían modos de recuperación y reutilización de la materia orgánica que se pierde inútilmente en el desarrollo de productos agrarios que luego se desperdician, muchas veces por criterios estéticos, o de precios.

6.1.4. Balance global del metabolismo de los hogares españoles y sus regiones

En primer lugar, conviene constatar que la crisis no ha supuesto un cambio estructural en la tendencia al incremento en el tamaño del metabolismo de los hogares, sino un fenómeno meramente ligado a la coyuntura económica, que no ha llevado a estos a un replanteamiento estructural de sus modos de consumo, como sería seguramente esperable desde diversos puntos de vista (salud, medio ambiente, etc.).

Por otro lado, la relación entre el aumento o disminución en el metabolismo de los hogares y sus respectivos impactos parece evidente en todo el panorama de impactos que aquí se han analizado. Sólo el traspiés de la crisis ha hecho que se produzcan disminuciones temporales en el consumo de energía y alimentos, así como en los impactos asociados, por parte de los hogares. Los hogares con un mayor estatus (deciles superiores) son aquellos que poseen, en general,

mayores niveles de impacto para todas las categorías estudiadas, confirmado también a partir de la correlación estadísticamente significativa que existe entre ambas variables.

En tercer lugar, la variabilidad del metabolismo entre hogares de distintas regiones es muy amplia, dependiendo de varios factores socio-económicos y geográficos. En el ámbito energético, el estatus del hogar, junto con los precios de la energía y la localización del mismo (que condiciona la mayor o menor necesidad de determinados tipos de usos como la calefacción o el aire acondicionado) han condicionado, en gran medida dicha diferencia, ya que la variabilidad entre el consumo energético ligado al transporte privado es mucho menor. En el caso de la alimentación, además del estatus influyen también las tradiciones culinarias, y la presencia de determinadas producciones y tradiciones en el consumo de ciertas categorías por región, todo con un gradiente de mayor a menor consumo entre hogares de regiones rurales y urbanas, y entre hogares de regiones del norte y del sur.

Un cuarto resultado global muestra cómo los grupos de edad o status económico menos afectados por los vaivenes de dicha coyuntura (los pensionistas, con ingresos menos sometidos al problema del desempleo y la precariedad, y los hogares más ricos) han sufrido menos este traspiés en su consumo, o incluso, en algunos casos, han aumentado sus niveles de consumo en relación con los otros grupos. En el caso de los pensionistas, muchas veces este mantenimiento o aumento de los niveles de consumo se ha dado en relación con el aumento de su papel como sustentadores principales de hogares “ampliados” con las familias de hijos más jóvenes que han sufrido los efectos de la crisis. Situación esta probablemente muy distinta de los hogares más ricos, cuya renta ha llegado incluso a aumentar durante el período estudiado, pudiéndose permitir lujos que la mayoría no podía alcanzar.

Los hogares con mayor tamaño presentan un metabolismo con mayor consumo total, pero menores niveles de consumo relativo (por unidad de consumo, en el caso de la energía; per cápita, en el caso de la alimentación), debido a un cierto factor de escala que se produce en todas las regiones del país, y también a nivel nacional. Por esta razón, la tendencia demográfica hacia hogares cada vez más pequeños presupone una pérdida de eficiencia en el metabolismo de esta unidad económica.

Por último, ya hemos visto que la posición de las mujeres como sustentadoras principales del hogar tendría consecuencias positivas en la reducción del consumo asociado al transporte privado, y de ciertas categorías de alimentos menos sanos y ambientalmente más problemáticos.

6.2. Aportaciones y límites de la investigación

6.2.1. Principales aportaciones de esta investigación

Si se tienen en cuenta los objetivos y el planteamiento de la investigación realizados al inicio del trabajo, las aportaciones que se pueden extraer de esta tesis doctoral serían las siguientes:

- 1) *Hasta donde sabemos, este trabajo constituye la primera estimación del metabolismo económico de los hogares españoles en términos físicos (energía, alimentación y sus residuos) y, además, desagregado a escala regional (lo que constituye una novedad en la literatura comparada española e internacional).* Por primera vez se tienen resultados para el conjunto de los hogares españoles (y regionalizados) en un formato coherente para evaluar la sostenibilidad ambiental de su consumo que incluye los principales recursos y residuos involucrados en el proceso. La elección del hogar en cuanto a la escala del análisis ha resultado de interés, ya que ha permitido ir más allá del estudio individual de caso (estudio de los flujos de materiales y energía de un hogar o un grupo muy concreto de hogares) o de una ciudad muy concreta (planteamiento que se puede encontrar habitualmente en estudios del metabolismo urbano), que tienen interés fundamentalmente por sí mismos. Sin embargo, en este trabajo tratamos al hogar como una unidad con significado y tendencias económicas propias, pero con un mayor nivel de detalle e interés que aquel que aporta la información a nivel nacional o internacional (metabolismo social de una economía completa). En este sentido, los datos regionales del metabolismo de los hogares aportados en este trabajo pueden ser útiles para la planificación en la toma de decisiones y el diseño de políticas públicas, ya que se pueden utilizar como puente entre esferas donde las competencias de gestión y la posibilidad de influir sobre ciertos aspectos del metabolismo son menores, como es el caso de los municipios o los países en su conjunto.
- 2) *En este trabajo se realiza una explotación de los datos físicos incorporados en la EPF respecto de los principales flujos físicos de energía y alimentación (con sus residuos) y se relacionan, a su vez, con los factores socio-económicos.* Además, fruto de esta conexión, se ha podido realizar también una primera aproximación al grado de desigualdad entre los hogares respecto de la utilización, en términos físicos, de recursos naturales relacionados con la energía y la alimentación según niveles de gasto.
- 3) Desde el punto de vista *teórico-metodológico* conviene reseñar también dos aportaciones. Por un lado, *se ha realizado una aproximación de abajo hacia arriba (bottom-up) con*

representatividad a nivel regional. A diferencia de los tradicionales métodos de arriba hacia abajo (*top-down*), que desagregan la información utilizando la mediación de distintas variables, el metabolismo de los hogares a escala regional que se ha llevado a cabo aquí se ha realizado utilizando información de hogares individuales cuya agregación presenta representatividad estadística a nivel regional. Como se ha demostrado mediante el uso de técnicas de ACV y coeficientes para el cálculo de la huella hídrica y de carbono, este empleo de flujos físicos de abajo hacia arriba permite una mayor flexibilidad a la hora de mezclar la información socio-económica y del consumo que posee la EPF con la información de otros métodos mediante el empleo de coeficientes que se pueden asignar a hogares individuales, según sus características y tipo de consumo. Por otra parte, aprovechando la versatilidad del metabolismo social, en este trabajo *se ha construido un esquema de entradas y salidas de flujos de materiales y energía al hogar, que se muestra consistente con el funcionamiento del mismo* y que se puede aplicar a distintos hogares en contextos sociales y geográficos diferentes. Además, ello puede servir como base para la elaboración de estadísticas relativas a los hogares, pudiendo enlazar esta información con los datos económicos proporcionados por los Sistemas de Cuentas Nacionales (SCN), y estableciendo una metodología y una serie de datos permanente y fácilmente actualizable.

- 4) Además de ofrecer una primera aproximación novedosa al metabolismo alimentario completo de los hogares regionalizado (con estimación de los residuos generados en toda la cadena), desde el punto de vista de la contabilización de los impactos ambientales, se presenta también una estimación de la huella de carbono e hídrica de la alimentación de los hogares en España *desagregada a escala regional y utilizando los datos de la EPF*. Ello se hace sin recurrir a cifras medias, o agregados basados en las tablas input-output, sino utilizando para ello los datos desagregados de base del consumo físico de los hogares mostrados en la Encuesta. Por otro lado, también se aportan, a través de ejemplos concretos, resultados sobre la contabilidad de los impactos en términos de flujos *indirectos* asociados al consumo de los hogares, apoyándonos para ello en las herramientas del análisis del ciclo de vida.
- 5) Por último, la tesis presenta *una sistematización de la literatura sobre el metabolismo de los hogares* que se ha plasmado en una publicación cuyo valor ha sido reconocido ya con un número de citas respetable (27 citas en JCR, 33 citas en SCOPUS y 47 en Google Académico), y que ha pretendido contribuir a la ordenación de la literatura del metabolismo

de los hogares, y a la popularización de la temática dentro de la Economía Ecológica y la Ecología Industrial.

6.2.2. Principales limitaciones de esta investigación

Esta investigación supone un primer intento por cuantificar el metabolismo de los hogares a escala regional y, por tanto, tiene también algunas limitaciones que hay que tener en cuenta, y que formarán parte de líneas de investigación futuras.

En primer lugar, no ha sido posible estudiar de modo completo todas las dimensiones que constituyen el metabolismo de los hogares, ya que hay muchos usos que no figuran en términos físicos dentro de la EPF como, por ejemplo, el gasto en vestidos, ocio, electrodomésticos, mobiliario, etc., o porque la integración dentro de la contabilidad realizada, es de mayor dificultad, como es el caso del agua o el aire, cuyas cantidades exceden en varios órdenes de magnitud cualquier intento de integración en forma de peso dentro de la contabilidad realizada. Aun así, la revisión realizada de la literatura permite afirmar que se han tenido en cuenta las dimensiones que, cuantitativamente al menos, suponen una mayor fracción dentro del metabolismo de los hogares.

En segundo lugar, el estudio exhaustivo de los flujos indirectos también quedaría parcialmente pendiente. Hay que tener en cuenta que, como se comprueba a través de la información que sí ha sido obtenida mediante el ACV o la revisión de la literatura, los flujos indirectos constituyen una parte importante del metabolismo de los hogares, y por tanto se requiere profundizar en ellos para dar una imagen más correcta del impacto ambiental del consumo de los hogares.

En tercer lugar, la falta de detalle que posee la información referida a residuos no permite todavía enlazar del todo los coeficientes usados para el cálculo de pérdidas y desperdicios asociados a cada categoría con los hogares de la EPF. Por eso no es posible realizar un análisis directo basado en el consumo de cada uno de los hogares, sino que hay que buscar coeficientes nacionales o regionales para poder trabajar. Se trata, por otro lado, de un problema general con las estadísticas de residuos, que siguen sin disponer de información física suficientemente detallada como para poder hacer balances de materiales de forma más satisfactoria.

En cuarto lugar, hay diversos factores socio-económicos que no han podido ser estudiados de modo más directo. Por ejemplo, no se han podido abordar análisis sobre el consumo de alimentos y energía por sexo y edad *de todos los consumidores del hogar*, puesto que la única variable unívoca que maneja la encuesta, lógicamente, se refiere al sexo y a la edad del sustentador principal del hogar. Sin embargo, la disponibilidad de información referida a sexo y edad del sustentador principal permite también sacar conclusiones interesantes, como aquellas referidas a

las consecuencias de la incorporación de la mujer al mercado de trabajo, o las que se refieren al papel que vienen jugando los pensionistas durante la crisis, por poner dos ejemplos.

Finalmente, aunque a través de la información por deciles de gasto, se han aportado indicios sobre el grado de desigualdad en la distribución de los niveles de consumo energético y alimentario, y de los impactos en términos de huella hídrica y de carbono, no se ha profundizado sin embargo en un análisis exhaustivo, con otro tipo de indicadores y aproximaciones, de esta dimensión distributiva en el caso de los hogares.

6.3. Perspectivas de investigación

Como se ha mencionado existen diversos aspectos que, o bien no han podido ser estudiados, o bien lo han sido, pero con limitaciones. Estas limitaciones y ausencias abren nuevas líneas dentro de la investigación del metabolismo de los hogares en España. En particular, se seguirán trabajando diversos aspectos, que se mencionan a continuación.

En primer lugar, y como una de las limitaciones del trabajo, está la necesidad de profundizar en el desarrollo de los flujos indirectos que, como ya se ha visto, constituyen una parte relevante de los flujos de materia y energía dentro del metabolismo de los hogares. En primer lugar, de los flujos indirectos asociados a fuentes de energía del hogar diferentes de los correspondientes a la producción y distribución de electricidad, como es el caso de aquellos relacionados con el gas o los derivados del petróleo, e incluso el carbón y otros combustibles sólidos, todavía presentes entre las fuentes de energía de los hogares en ciertas regiones. También se considera importante profundizar en el análisis de los flujos indirectos de los carburantes que se utilizan para el transporte privado. Y, por último, medir los flujos indirectos ligados al consumo de otros bienes y servicios no abordado en este trabajo, ya sea porque no tienen un flujo directo relevante asociado, ya sea porque no se ha encontrado información biofísica que se pueda incluir.

Otra limitación que se considera relevante para entender especialmente el consumo energético con fines residenciales es la que se refiere a la integración de la variable clima dentro del análisis de los impulsores indirectos (factores socio-económicos) del metabolismo energético de los hogares. Se trataría aquí de incluir dentro de los microdatos (hogar por hogar) una variable climática asociada a la variación de temperatura (temperatura media, coeficiente de variación de la temperatura, etc.) que permitiese analizar este factor como impulsor del consumo de energía del hogar para completar el análisis realizado.

Un aspecto de interés, al que el análisis biofísico podría dar una nueva visión que complementase los habituales análisis monetarios que ya existen al respecto, es el de la *pobreza energética*, una realidad que ha vuelto a emerger a partir de la crisis en muchos países del espacio

europeo, que no han hecho sino extenderse durante la pandemia debido al desempleo, y que parece que se va consolidando debido al alza de los precios de la energía que actualmente se viene sufriendo por diversas razones. Se trataría aquí de plantear un marco conceptual y metodológico que permitiese, a partir de la contabilidad de flujos de energía que se establece para cuantificar el metabolismo de los hogares, disponer de medidas de carácter biofísico para este fenómeno.

Otra línea de trabajo, más allá de lo energético, es la que tiene que ver con el consumo doméstico de *agua*, así como los flujos indirectos asociados, y su encaje dentro del marco del metabolismo de los hogares a la hora de completar el balance de sustancias que constituyen los insumos del modo de vida de los hogares españoles. Y también desde el punto de vista de la elaboración de indicadores metabólicos que lo tengan en cuenta.

Dentro del ámbito alimentario, hay varias temáticas más que resultan de especial interés de cara a la profundización en el metabolismo de los hogares. Por un lado, la *pobreza alimentaria* que, análogamente a lo que sucede con la pobreza energética, ha emergido nuevamente en tiempos recientes, y que podría constituir un campo donde el análisis del metabolismo de los hogares permitiese aportar medidas biofísicas que complementasen las tradicionales aproximaciones monetarias. También resulta de interés los patrones de consumo de alimentos ecológicos, y su extensión dentro de los hogares españoles. El marco del metabolismo de los hogares podría utilizarse para sondear qué efectos está teniendo sobre el medio ambiente este tipo de alimentación, y compararlo con otras posibles variaciones dentro de la dieta, para conocer su incidencia ambiental real.

A través del estudio de la influencia de determinados factores socio-económicos sobre los insumos biofísicos que abastecen a los hogares, se pretende sentar unas bases, que luego puedan ser continuadas mediante el estudio de otros factores (por ejemplo, en el caso de la energía, el factor climático), así como la exploración de posibles interacciones entre factores.

Actualmente, hay toda una línea de investigación internacional que considera que la variable *tiempo* es también importante para realizar una caracterización del metabolismo de los hogares. Este trabajo abre la posibilidad de iniciar y profundizar este aspecto, para complementar el mero análisis físico o monetario con una contabilidad del uso de los tiempos en el hogar español, con interés potencial en términos de género o desigualdad en general.

Del mismo modo, la rica información disponible permitiría profundizar de manera exhaustiva en el análisis de la desigualdad aprovechando todas las herramientas y técnicas disponibles, lo que abriría todo un prometedor ámbito de análisis económico-ecológico vinculado a los aspectos distributivos del metabolismo de los hogares.

Finalmente, somos conscientes de que la coyuntura económica y temporal estudiada es limitada, por lo que una línea clara de continuación será la actualización de la información y el análisis del impacto que otra coyuntura especial, como ha sido la COVID-19, ha supuesto para el funcionamiento del metabolismo de los hogares españoles a escala regional.

Bibliografía

- Abbott, B.W., K. Bishop, J.P. Zarnetske, C. Minaudo, F.S. Chapin, S. Krause, D.M. Hannah, et al. 2019. Human domination of the global water cycle absent from depictions and perceptions. *Nature Geoscience* 12(7): 533-540.
- Abrahamse, W. y L. Steg. 2011. Factors Related to Household Energy Use and Intention to Reduce It: The Role of Psychological and Socio-Demographic Variables. *Human Ecology Review* 18(1): 30-40.
- Adriaanse, A., S. Bringezu, A. Hammond, Y. Moriguchi, E. Rodenburg, D. Rogich, y H. Schütz. 1997. *Resource flows: The material basis of industrial economies*. Washington D.C., USA.: World Resources Institute, Wuppertal Institute, Netherlands Ministry of Housing, Spatial Planning, and Environment.
- Aguiar, Á., M. Chepeliev, E. Corong, R. McDougall, y D. Van Der Mensbrugge. 2019. The GTAP Data Base: Version 10. *Journal of Global Economic Analysis* 4(1): 1-27.
- Aguilera, E., P. Piñero, J. Infante Amate, M. González de Molina, L. Lassaletta, y A. Sanz Cobeña. 2020. Emisiones de gases de efecto invernadero en el sistema agroalimentario y huella de carbono de la alimentación en España. Real Academia de Ingeniería, Madrid, España.
- Alberini, A. y M. Filippini. 2011. Response of residential electricity demand to price: The effect of measurement error. *Energy Economics* 33(5): 889-895.
- Alberti-Fidanza, A., F. Fidanza, M.P. Chiuchiù, G. Verducci, y D. Fruttini. 1999. Dietary studies on two rural Italian population groups of the Seven Countries Study. 3. Trend of food and nutrient intake from 1960 to 1991. *European Journal of Clinical Nutrition* 53(11): 854-860.
- Aldás, J. y M. Solaz. 2019. *Patrones de consumo de los hogares españoles: Evolución histórica [1973-2017] e impacto de la crisis de 2007*. Madrid, España: IVIE, Fundación Ramón Areces.
- Aleksandrowicz, L., R. Green, E.J.M. Joy, P. Smith, y A. Haines. 2016. The Impacts of Dietary Change on Greenhouse Gas Emissions, Land Use, Water Use, and Health: A Systematic Review. Ed. Andrea S. Wiley. *PLOS ONE* 11(11): e0165797.
- Alexander, P., C. Brown, A. Arneth, J. Finnigan, y M.D.A. Rounsevell. 2016. Human appropriation of land for food: The role of diet. *Global Environmental Change* 41: 88-98.
- Alexandratos, N. y J. Bruinsma. 2012. *World agriculture towards 2030/2050: the 2012 revision*. ESA Working paper. Roma, Italia: FAO.
- Alfredsson, E.C. 2004. «Green» consumption--no solution for climate change. *Energy* 29(4): 513-524.
- Allan, J.A. 1996. Policy responses to the closure of water resources. En *Water Policy: Allocation and Management in Practice*, editado por P. Howsam y R. Carter. London, UK: Chapman and Hall.
- Angulo Garijo, A.M., N. Mtimet, y J.M. Gil Roig. 2008. Análisis de la demanda de alimentos en España considerando el impacto de la dieta sobre la salud. *Economía Agraria y Recursos Naturales* 8(2): 3-30.
- Antelo, M., P. Magdalena, y J.C. Reboredo. 2017. Economic crisis and the unemployment effect on household food expenditure: The case of Spain. *Food Policy* 69: 11-24.
- Antentas, J.M. y E. Vivas. 2014. Impacto de la crisis en el derecho a una alimentación sana y

- saludable. Informe SESPAS 2014. Gaceta Sanitaria 28(S1): 58-61.
- Arganini, C., A. Saba, R. Comitato, F. Virgili, y A. Turrini. 2012. Gender Differences in Food Choice and Dietary Intake in Modern Western Societies. En *Public Health - Social and Behavioral Health*. InTech.
- Artmann, M., L. Inostroza, y P. Fan. 2019. Urban sprawl, compact urban development and green cities. How much do we know, how much do we agree? *Ecological Indicators* 96: 3-9.
- Arto, I., V. Andreoni, y J.M. Rueda-Cantuche. 2016. Global use of water resources: A multiregional analysis of water use, water footprint and water trade balance. *Water Resources and Economics* 15: 1-14.
- Atkinson, A.B., L. Rainwater, y T.M. Smeeding. 1995. *Income Distribution in OECD Countries: Evidence from the Luxembourg Income Study (US)*. Paris, France: OECD Publication Service.
- Ayres, R.U. 1989. Metabolismo Industrial y cambio mundial. *Revista Internacional de Ciencias Sociales* 121: 391-402.
- Ayres, R.U. y A.V Kneese. 1969. Production, Consumption, and Externalities. *American Economic Review* 59(3): 282.
- Ayres, R.U. y U.E. Simonis. 1994. *Industrial metabolism: restructuring for sustainable development*. Tokyo, Japan: United Nations University Press.
- Ayres, W.L. y R.U. Ayres. 2002. *Handbook of Industrial Ecology*. Cheltenham, Holland: Edward Elgar Publishers.
- Bach-Faig, A., C. Fuentes-Bol, D. Ramos, J.L. Carrasco, B. Roman, I.F. Bertomeu, E. Cristià, D. Geleva, y L. Serra-Majem. 2011b. The Mediterranean diet in Spain: adherence trends during the past two decades using the Mediterranean Adequacy Index. *Public Health Nutrition* 14(04): 622-628.
- Bach-Faig, A., E.M. Berry, D. Lairon, J. Reguant, A. Trichopoulou, S. Dernini, F.X. Medina, et al. 2011a. Mediterranean diet pyramid today. Science and cultural updates. *Public Health Nutrition* 14(12A): 2274-2284.
- Baigorri, B., A. Montañés, M.B. Simón-Fernández. 2022. Household water consumption in Spain: Disparities between regions. *Sustainability* 14(7): 1121.
- Baiocchi, G., J. Minx, y K. Hubacek. 2010. The Impact of Social Factors and Consumer Behavior on Carbon Dioxide Emissions in the United Kingdom. *Journal of Industrial Ecology* 14(1): 50-72.
- Bakhat, M., X. Labandeira, J.M. Labeaga, y X. López-Otero. 2017. Elasticities of transport fuels at times of economic crisis: An empirical analysis for Spain. *Energy Economics* 68: 66-80.
- Baliña Vieites, S., J.A. Herce, y M. Romero Paniagua. 2013. *La dinámica de los hogares en España ¿Crisis o cambio estructural?* Madrid, España: AFI.
- Barda, C. y E. Sardianou. 2010. Analysing consumers' 'activism' in response to rising prices. *International Journal of Consumer Studies* 34(2): 133-139.
- Bardazzi, R. y M.G. Paziienza. 2018. Ageing and private transport fuel expenditure: Do generations matter? *Energy Policy* 117: 396-405.
- Baroni, L., L. Cenci, M. Tettamanti, y M. Berati. 2007. Evaluating the environmental impact of various dietary patterns combined with different food production systems. *European Journal of Clinical Nutrition* 61(2): 279-286.
- Barr, S., A.W. Gilg, y N. Ford. 2005. The household energy gap: examining the divide between

- habitual- and purchase-related conservation behaviours. *Energy Policy* 33(11): 1425-1444.
- Baugreet, S., R.M. Hamill, J.P. Kerry, y S.N. McCarthy. 2017. Mitigating Nutrition and Health Deficiencies in Older Adults: A Role for Food Innovation? *Journal of Food Science* 82(4): 848-855.
- Baynes, T., M. Lenzen, J.K. Steinberger, y X. Bai. 2011. Comparison of household consumption and regional production approaches to assess urban energy use and implications for policy. *Energy Policy* 39(11): 7298-7309.
- Baynes, T.M. y T. Wiedmann. 2012. General approaches for assessing urban environmental sustainability. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 4(4): 458-464.
- BBVA Research. 2014. Situación consumo. Segundo semestre. Madrid, España.
- BCFN. 2012. Food waste: causes, impacts and proposals. Parma, Italy: Barilla Center for Food and Nutrition.
- Beardsworth, A., A. Bryman, T. Keil, J. Goode, C. Haslam, y E. Lancashire. 2002. Women, men and food: the significance of gender for nutritional attitudes and choices. *British Food Journal* 104(7): 470-491.
- Bedir, M., E. Hasselaar, y L. Itard. 2013. Determinants of electricity consumption in Dutch dwellings. *Energy and Buildings* 58: 194-207.
- Bello Lujan, L.M. y Ll. Serra Majem. 2016. Evolución del consumo de alimentos y del estado nutricional de la población adulta canaria entre 1964 y 2013. *Revista Espanola de Nutricion Comunitaria* 22(3): 31-37.
- Bellver Soroa, J.M., A. Conchado Rodríguez, R. Cossent Arín, A. Danesin, P. Linares Llamas, J.I. Pérez Arriaga, y J.C. Romero Mora. 2015. Informe basado en indicadores. Edición 2015. Madrid, España: Cátedra BP de Energía y Sostenibilidad; Observatorio de Energía y Sostenibilidad en España; ICAI-ICADE; Universidad Pontificia de Comillas.
- Beloin-Saint-Pierre, D., B. Rugani, S. Lasvaux, A. Mailhaca, E. Popovic, G. Sibiude, E. Benetto, y N. Schiopua. 2017. A review of urban metabolism studies to identify key methodological choices for future harmonization and implementation. *Journal of Cleaner Production* 163: S223-S240.
- Benders, R.M.J., H.C. Moll, y D.S. Nijdam. 2012. From energy to environmental analysis: Improving the resolution of the environmental impact of Dutch private consumption with hybrid analysis. *Journal of Industrial Ecology* 16(2): 163-175.
- Bergh, J.C.J.M. van den. 2008. Environmental regulation of households: An empirical review of economic and psychological factors. *Ecological Economics* 66(4): 559-574.
- Besagni, G. y M. Borgarello. 2018. The determinants of residential energy expenditure in Italy. *Energy* 165: 369-386.
- Beylot, A., B. Boitier, N. Lancesseur, y J. Villeneuve. 2016. A consumption approach to wastes from economic activities. *Waste Management* 49: 505-515.
- Bhattacharjee, S. y G. Reichard. 2012. Socio-Economic Factors Affecting Individual Household Energy Consumption: A Systematic Review. En ASME 2011 5th International Conference on Energy Sustainability. Washington, DC, USA.
- Biesiot, W. y H.C. Moll. 1995. Reduction of CO2 emissions by lifestyle changes. IVEM, University of Groningen, The Netherlands.
- Biesiot, W. y K.J. Noorman. 1999. Energy requirements of household consumption: a case study of The Netherlands. *Ecological Economics* 28(3): 367-383.

- Bin, S. y H. Dowlatabadi. 2005. Consumer lifestyle approach to US energy use and the related CO₂ emissions. *Energy Policy* 33(2): 197-208.
- Blas, A., A. Garrido, O. Unver, y B. Willaarts. 2019. A comparison of the Mediterranean diet and current food consumption patterns in Spain from a nutritional and water perspective. *Science of The Total Environment* 664: 1020-1029.
- Blas, A., A. Garrido, y B. Willaarts. 2016. Evaluating the Water Footprint of the Mediterranean and American Diets. *Water* 8(10): 448.
- Blázquez, L., N. Boogen, y M. Filippini. 2013. Residential electricity demand in Spain: New empirical evidence using aggregate data. *Energy Economics* 36: 648-657.
- Boardman, B. 1991. *Fuel poverty: from cold homes to affordable warmth*. London, UK: Belhaven Press.
- Borozan, D. 2018. Regional-level household energy consumption determinants: The european perspective. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 90: 347-355.
- Boulding, K.E. 1966. The economics of the coming spaceship earth. En *Environmental quality in a growing economy*, editado por Henry Jarrett, 2:.. Baltimore, MD, USA: Johns Hopkins Press.
- Bouvard, V., D. Loomis, K.Z. Guyton, Y. Grosse, F. El Ghissassi, L. Benbrahim-Tallaa, N. Guha, H. Mattock, y K. Straif. 2015. Carcinogenicity of consumption of red and processed meat. *The Lancet Oncology* 16(16): 1599-1600.
- Bouzarovski, S. y S. Petrova. 2015. A global perspective on domestic energy deprivation: Overcoming the energy poverty-fuel poverty binary. *Energy Research and Social Science* 10: 31-40.
- Brand-Correa, L., A. Brook, M. Büchs, P. Meier, Y. Naik, y D.W. O'Neill. 2022. Economics for people and planet—moving beyond the neoclassical paradigm. *The Lancet Planetary Health* 6(4): e371-e379.
- Bräutigam, K.R., J. Jörissen, y C. Priefer. 2014. The extent of food waste generation across EU-27: Different calculation methods and the reliability of their results. *Waste Management and Research* 32(8): 683-694.
- Bringezu, S., H. Schütz, y S. Moll. 2003. Rationale for and Interpretation of Economy-Wide Materials Flow Analysis and Derived Indicators. *Journal of Industrial Ecology* 7(2): 43-64.
- Brizga, J., K. Feng, y K. Hubacek. 2017. Household carbon footprints in the Baltic States: A global multi-regional input–output analysis from 1995 to 2011. *Applied Energy* 189: 780-788.
- Brounen, D., N. Kok, y J.M. Quigley. 2012. Residential energy use and conservation: Economics and demographics. *European Economic Review* 56(5): 931-945.
- Bueno, J., D. Romero-Jordán, y P. del Río. 2020. Analysing the Drivers of Electricity Demand in Spain after the Economic Crisis. *Energies* 13(20): 5336.
- Bullard, C.W. y R.A. Herendeen. 1975. The energy cost of goods and services. *Energy Policy* 3(4): 268-278.
- Bullard, C.W., P.S. Penner, y D.A. Pilati. 1978. Net energy analysis. *Resources and Energy* 1(3): 267-313.
- Butt, M.S. y M.T. Sultan. 2011. Coffee and its Consumption: Benefits and Risks. *Critical Reviews in Food Science and Nutrition* 51(4): 363-373.
- Cabeza Gutiérrez, M. 1996. The concept of weak sustainability. *Ecological Economics* 17(3): 147-156.

- Caeiro, S., T.B. Ramos, y D. Huisingh. 2012. Procedures and criteria to develop and evaluate household sustainable consumption indicators. *Journal of Cleaner Production* 27: 72-91.
- Caloiero, T., P. Caloiero, y F. Frustaci. 2018. Long-term precipitation trend analysis in Europe and in the Mediterranean basin. *Water and Environment Journal* 32(3): 433-445.
- Camarero, L. 2020. Despoblamiento, baja densidad y brecha rural: un recorrido por una España desigual. *Panorama Social* 31: 47-73.
- Canfield, D.E., A.N. Glazer, y P.G. Falkowski. 2010. The Evolution and Future of Earth's Nitrogen Cycle. *Science* 330(6001): 192-196.
- Caradonna, J.L. 2014. *Sustainability: A History*. Oxford, UK: Oxford University Press.
- Carlsson-Kanyama, A. y A.L. Lindén. 1999. Travel patterns and environmental effects now and in the future:: implications of differences in energy consumption among socio-economic groups. *Ecological Economics* 30(3): 405-417.
- Carlsson-Kanyama, A., R. Engström, y R. Kok. 2005. Indirect and direct energy requirements of city households in Sweden: Options for reduction, lessons from modeling. *Journal of Industrial Ecology* 9(1-2): 221-235.
- Carlsson-Kanyama, A., R. Karlsson, H. Moll, R. Kok, y A. Wadeskog. 2002. Household metabolism in the five cities. Sweden national report - Stockholm. Fms Report. Vol. 177. Stockholm, Sweden: Stockholm University.
- Carpintero, Ó. 1999. *Entre la Economía y la Naturaleza: La Controversia Sobre la Valoración Monetaria Del Medio Ambiente y la Sustentabilidad Del Sistema Económico*. Madrid: Los Libros de la Catarata.
- Carpintero, Ó. 2002. Pautas de consumo, desmaterialización y nueva economía: entre la realidad y el deseo. En VII Seminario urbano «Necesidades, consumo y sostenibilidad». Barcelona: CCCB/Bakeaz.
- Carpintero, Ó. 2005. *El metabolismo de la economía española. Recursos naturales y huella ecológica (1955-2000)*. Colección Economía vs. Naturaleza. Lanzarote. Islas Canarias. España.: Fundación César Manrique.
- Carpintero, O. 2006. *La bioeconomía de Georgescu-Roegen*. Vilassart de Dalt, Barcelona, España: Montesinos.
- Carpintero, Ó. 2006. La huella ecológica de la agricultura y la alimentación en España, 1955-2000. *AREAS, Revista Internacional de Ciencias Sociales* 25: 31-45.
- Carpintero, Ó. y P.L. Lomas. 2017. *Metabolismo y huella ecológica de la alimentación: El caso de Valladolid. Diagnóstico para la estrategia alimentaria local*. Grupo de Investigación en Energía, Economía y Dinámica de Sistemas, Universidad de Valladolid, Valladolid, España.
- Carpintero, Ó., ed. 2015. *El metabolismo económico regional español*. Madrid, España: FUHEM Ecosocial.
- Carrera-Bastos, P., M. Fontes, J.H. O'Keefe, S. Lindeberg, y L. Cordain. 2011. The western diet and lifestyle and diseases of civilization. *Research Reports in Clinical Cardiology* 2: 15.
- Cascajo, R., L. Diaz Olvera, A. Monzon, D. Plat, y J.B. Ray. 2018. Impacts of the economic crisis on household transport expenditure and public transport policy: Evidence from the Spanish case. *Transport Policy* 65: 40-50.
- Castellani, V., A. Beylot, y S. Sala. 2019. Environmental impacts of household consumption in Europe: Comparing process-based LCA and environmentally extended input-output analysis. *Journal of Cleaner Production* 240: 117966.

- Castellani, V., E. Sanyé-Mengual, y S. Sala. 2021. Environmental impacts of household goods in Europe: a process-based life cycle assessment model to assess consumption footprint. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 26(10): 2040-2055.
- Chao, L. y S. Qing. 2011. An empirical analysis of the influence of urban form on household travel and energy consumption. *Computers, Environment and Urban Systems* 35(5): 347-357.
- Chapagain, A.K., A.Y. Hoekstra, H.H.G. Savenije, y R. Gautam. 2006. The water footprint of cotton consumption: An assessment of the impact of worldwide consumption of cotton products on the water resources in the cotton producing countries. *Ecological Economics* 60(1): 186-203.
- Chappells, H. y F. Trentmann. 2015. Sustainable consumption in history: ideas, resources and practices. En *Handbook of Research on Sustainable Consumption*, editado por Lucia A. Reisch y John Thøgersen. Cheltenham, UK: Edward Elgar.
- Charbonnier, L., F. van Meer, A.M. Johnstone, D. Crabtree, W. Buosi, Y. Manios, O. Androustos, A. Giannopoulou, M.A. Viergever, y P.A.M. Smeets. 2018. Effects of hunger state on the brain responses to food cues across the life span. *NeuroImage* 171: 246-255.
- Charrondiere, R., D. Haytowitz, y B. Stadlmayr. 2012. FAO/INFOODS density database Version 2.0. 2012. En *Food and Agriculture Organization of the United Nations technical workshop report*. Roma, Italia: FAO.
- Chen, D.M.C., B.L. Bodirsky, T. Krueger, A. Mishra, y A. Popp. 2020. The world's growing municipal solid waste: trends and impacts. *Environmental Research Letters* 15(7): 074021.
- Clancy, J. y U. Roehr. 2003. Gender and energy: is there a Northern perspective? *Energy for Sustainable Development* 7(3): 44-49.
- Clark, C., H.C. Moll, y R. Kok. 2002. Household metabolism in the five cities. United Kingdom national report - Guildford. UK National Report-Guildford. Surrey, UK.: University of Surrey, Center for Energy and Environmental Studies, University of Groningen.
- Clune, S., E. Crossin, y K. Verghese. 2017. Systematic review of greenhouse gas emissions for different fresh food categories. *Journal of Cleaner Production* 140(2): 766-783.
- Cohen, C., M. Lenzen, y R. Schaeffer. 2005. Energy requirements of households in Brazil. *Energy Policy* 33(4): 555-562.
- Cordain, L., S.B. Eaton, A. Sebastian, N. Mann, S. Lindeberg, B.A. Watkins, J.H. O'Keefe, y J. Brand-Miller. 2005. Origins and evolution of the Western diet: health implications for the 21st century. *The American journal of clinical nutrition* 81(2): 341-54.
- Cordera, R., C. Canales, L. dell'Olio, y A. Ibeas. 2015. Public transport demand elasticities during the recessionary phases of economic cycles. *Transport Policy* 42: 173-179.
- Corrado, S. y S. Sala. 2018. Food waste accounting along global and European food supply chains: State of the art and outlook. *Waste Management* 79: 120-131.
- Corrado, S., T. Rydberg, F. Oliveira, A. Cerutti, y S. Sala. 2020. Out of sight out of mind? A life cycle-based environmental assessment of goods traded by the European Union. *Journal of Cleaner Production* 246: 118954.
- Costanza, R. y H.E. Daly. 1992. Natural Capital and Sustainable Development. *Conservation Biology* 6(1): 37-46.
- Costanza, R., R. D'Arge, R. de Groot, S. Farber, M. Grasso, B. Hannon, K. Limburg, et al. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387(6630): 253-260.
- Costanza, R., R. de Groot, P. Sutton, S. van der Ploeg, S.J. Anderson, I. Kubiszewski, S. Farber,

- y R.K. Turner. 2014. Changes in the global value of ecosystem services. *Global Environmental Change* 26(1): 152-158.
- Court, C.D. 2012. Enhancing U.S. hazardous waste accounting through economic modeling. *Ecological Economics* 83: 79-89.
- Court, C.D., M. Munday, A. Roberts, y K. Turner. 2015. Can hazardous waste supply chain ‘hotspots’ be identified using an input–output framework? *European Journal of Operational Research* 241(1): 177-187.
- Craig, W.J., A.R. Mangels, y American Dietetic Association. 2009. Position of the American Dietetic Association: vegetarian diets. *Journal of the American Dietetic Association* 109(7): 1266-82.
- Crawford, R.H., P.A. Bontinck, A. Stephan, T. Wiedmann, y M. Yu. 2018. Hybrid life cycle inventory methods – A review. *Journal of Cleaner Production* 172: 1273-1288.
- Creutzig, F., G. Baiocchi, R. Bierkandt, P.-P. Pichler, y K.C. Seto. 2015. Global typology of urban energy use and potentials for an urbanization mitigation wedge. *PNAS* 112(20): 6283-6288.
- Crippa, M., E. Solazzo, D. Guizzardi, F. Monforti-Ferrario, F.N. Tubiello, y A. Leip. 2021. Food systems are responsible for a third of global anthropogenic GHG emissions. *Nature Food* 2(3): 198-209.
- Crutzen, P.J. y E.F. Stoermer. 2000. The Anthropocene. *IGBP Newsletter* 41: 17-18.
- Cuchí, A., J. Arcas-Abella, y A. Pagès-Ramon. 2017. Estudio de la distribución del consumo energético residencial para calefacción en España. Madrid, España: Fundación CONAMA.
- Cussó, X., R. Garrabou, E. Tello. 2006. Social metabolism in an agrarian region of Catalonia (Spain) in 1860-1870: Flows, energy balance and land use. *Ecological Economics* 58(1): 49-65.
- D’Oca, S., T. Hong, y J. Langevin. 2018. The human dimensions of energy use in buildings: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 81: 731-742.
- Dall, O., J. Toft, y T.T. Andersen. 2002. Danske husholdningers miljøbelastning.[Environmental impacts from Danish households]. Working Report. Danish Environmental Protection Agency.
- Daly, H.E. 1968. On Economics as a Life Science. *The Journal of Political Economy* 76(3): 392-406.
- Daly, H.E. 1991a. *Ecological Economics and Sustainable Development: From Concept to Policy*. Washington, D.C. (USA): World Bank, Environment Department, Policy and Research Division.
- Daly, H.E. 1991b. *Steady-State Economics*. Washington D.C., USA: Island Press.
- Daly, H.E. 1998. Consumption: Value added, physical transformation, and welfare. En *Ethics of Consumption: The good life, justice and global stewardship*, editado por D.A. Crocker y T. Linden. Lanham, MA, USA.: Rowman and Littlefield.
- Daly, H.E. y J. Farley. 2010. *Ecological Economics, Second Edition: Principles and Applications*. Island Press.
- Daly, H.E. y J.B. Cobb. 1994. *For the common good*. Boston: Beacon Press.
- Damari, Y. y M. Kissinger. 2018. Quantity-based analysis of household food consumption patterns and drivers: The case of Israel. *Appetite* 127: 373-385.
- Danesin, A. y P. Linares. 2015. An estimation of fuel demand elasticities for Spain: An aggregated panel approach accounting for diesel share. *Journal of Transport Economics and Policy* 49:

1-16.

- Daniels, P.L. 2002. Approaches for quantifying the metabolism of physical economies: A comparative survey. Part II: Review of individual approaches. *Journal of Industrial Ecology* 6(1): 65-88.
- Daniels, P.L. y S. Moore. 2002. Approaches for quantifying the metabolism of physical economies. Part I: Methodological overview. *Journal of Industrial Ecology* 5(4): 69-93.
- Das, J.K., Z.S. Lassi, Z. Hoodbhoy, y R.A. Salam. 2018. Nutrition for the Next Generation: Older Children and Adolescents. *Annals of Nutrition and Metabolism* 72(3): 56-64.
- Davis, C., J. Bryan, J. Hodgson, y K. Murphy. 2015. Definition of the Mediterranean Diet: A Literature Review. *Nutrients* 7(11): 9139-9153.
- Deaton, A. 1988. Quality, Quantity and Spatial Variation of Price. *American Economic Review* 78: 418-430.
- Deaton, A. 2018. The analysis of household surveys. A microeconomic approach to development policy. Reissue Edition with a New Preface. Washington D.C., USA: The World Bank.
- Deaton, A. y C. Paxson. 1998. Economies of Scale, Household Size, and the Demand for Food. *Journal of Political Economy* 106(5): 897-930.
- Declercq, D., P. Linares, J.C. Romero, K. Würzburg, X. Labandeira, X. López, y R. Puente. 2021. Estrategias para la descarbonización del transporte terrestre en España. Un análisis de escenarios. Vigo, España.
- Dey, C., C. Berger, B. Foran, M. Foran, R. Joske, M. Lenzen, y R. Wood. 2007. An Australian environmental atlas: household environmental pressure from consumption. En *Water, Wind, Art and Debate: how environmental concerns impact on disciplinary research*, editado por G Birch. Sidney, Australia: Sydney University Press.
- Dhehibi, B., J.M. Gil, y A.M. Angulo Garijo. 2004. Datos de panel y demanda de alimento en España - Dialnet. *Revista Española de estudios agrosociales y pesqueros* 204: 129-154.
- Di Donato, M. y Ó. Carpintero. 2021. Household Food Metabolism: Losses, Waste and Environmental Pressures of Food Consumption at the Regional Level in Spain. *Foods* 10(6): 1166.
- Di Donato, M., P.L. Lomas, y Ó. Carpintero. 2015. Metabolism and Environmental Impacts of Household Consumption: A Review on the Assessment, Methodology, and Drivers. *Journal of Industrial Ecology* 19(5): 904-916.
- Díaz Méndez, C. 2013. Hábitos alimentarios de los españoles. Madrid, España.: Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.
- Díaz Méndez, C., M.J. Callejo Gallego, P. Herrera Racionero, y L.E. Alonso Benito. 2005. Análisis crítico de las fuentes estadísticas de consumo alimentario en España: una perspectiva sociológica. *REIS: Revista Española de Investigaciones Sociológicas* 110: 117-136.
- Díaz Yubero, I. 2010. La evolución de la alimentación y la gastronomía en España. En *La Cocina en su tinta*. Madrid, España: Ministerio de Cultura y Biblioteca Nacional.
- Dinu, M., R. Abbate, G.F. Gensini, A. Casini, y F. Sofi. 2017. Vegetarian, vegan diets and multiple health outcomes: A systematic review with meta-analysis of observational studies. *Critical Reviews in Food Science and Nutrition* 57(17): 3640-3649.
- Dobbs, L. 2005. Wedded to the car: women, employment and the importance of private transport. *Transport Policy* 12(3): 266-278.

- Doyal, L. y I. Gough. 1991. *A theory of human needs*. London, UK: Macmillan Press.
- Druckman, A. y T. Jackson. 2008. Household energy consumption in the UK: A highly geographically and socio-economically disaggregated model. *Energy Policy* 36(8): 3177-3192.
- Duarte, C.M., ed. 2009. *Cambio global : impacto de la actividad humana sobre el sistema Tierra*. Madrid, España: Consejo Superior de Investigaciones Científicas, La Catarata.
- Edelenbosch, O.Y., D.P. van Vuuren, C. Bertram, S. Carrara, J. Emmerling, H. Daly, A. Kitous, D.L. McCollum, y N. Saadi Failali. 2017. Transport fuel demand responses to fuel price and income projections: Comparison of integrated assessment models. *Transportation Research Part D: Transport and Environment* 55: 310-321.
- EEA. 2020. *Air quality in Europe - 2020 report*. Copenhagen, Denmark: European Environment Agency.
- ELCD. 2013. *European reference Life Cycle Database (ELCD)*.
- Elnakat, A., J.D. Gomez, y N. Booth. 2016. A zip code study of socioeconomic, demographic, and household gendered influence on the residential energy sector. *Energy Reports* 2: 21-27.
- Engelenburg, B.C.W. van, T.F.M. van Rossum, K. Blok, y K. Vringer. 1994. Calculating the energy requirements of household purchases. *Energy Policy* 22(8): 648-656.
- Ercin, A.E. y A.Y. Hoekstra. 2014. Water footprint scenarios for 2050: A global analysis. *Environment International* 64: 71-82.
- Estiri, H. y E. Zagheni. 2019. Age matters: Ageing and household energy demand in the United States. *Energy Research & Social Science* 55: 62-70.
- EUMOFA. 2018. *El mercado pesquero de la UE*. Brussels, Belgium.: Comisión Europea, Dirección General de Asuntos Marítimos y Pesca.
- EUROSTAT. 2001. *Economy-wide material flow accounts and derived indicators: A methodological guide*. Luxembourg: EUROSTAT.
- EUROSTAT. 2013. *Economy-wide Material Flow Accounts (EW-MFA) Compilation Guide 2013*. Luxembourg: Publications Office of the European Union.
- EUROSTAT. 2018. *Handbook of economy-wide material flow accounts - 2018 edition*. Luxembourg: Publications Office of the European Union.
- EVE. 2013. *Claves energéticas del sector doméstico en Euskadi*. Vitoria-Gasteiz.
- Falkena, H.-J., H.C. Moll, K.J. Noorman, R. Kok, y R. Benders. 2003. *Household metabolism in Groningen. Dutch national report – Groningen*. Groningen, the Netherlands: Center for Energy and Environmental Studies, University of Groningen.
- Falkenmark, M. 2009. *Competing Freshwater and Ecological Services in the River Basin Perspective*. *Water International* 25(2): 172-177.
- FAO y UNEP. 1981. *Food loss prevention in perishable crops*. Roma, Italia.
- FAO. 2006. *Livestock long shadow: Environmental issues and options*. Roma, Italia.
- FAO. 2011. *Global food losses and food waste—Extent, causes and prevention*. Roma, Italia: FAO.
- FAO. 2015. *Global initiative on food loss and waste reduction*. Roma, Italia.
- FAO. 2017. *The future of food and agriculture : trends and challenges*. Roma, Italia.
- FAO. 2018. *The State of World Fisheries and Aquaculture 2018-Meeting the sustainable development goals*. Roma, Italia.
- FAO-IFAD-UNICEF-WFP-WHO. 2018. *The state of food security and nutrition in the world : building climate resilience for food security and nutrition*. Roma, Italia.

- Fell, M.J. 2017. Energy services: A conceptual review. *Energy Research and Social Science* 27: 129-140.
- Feng, Z.H., L. Le Zou, y Y.M. Wei. 2011. The impact of household consumption on energy use and CO₂ emissions in China. *Energy* 36(1): 656-670.
- Figueroa, M., O. Lah, L.M. Fulton, A. McKinnon, y G. Tiwari. 2014. Energy for Transport. *Annual Review of Environment and Resources* 39(1): 295-325.
- Filippini, M. y L.C. Hunt. 2012. US residential energy demand and energy efficiency: A stochastic demand frontier approach. *Energy Economics* 34(5): 1484-1491.
- Fischer-Kowalski, M. 1998. Society's Metabolism. *The Intellectual History of Materials Flow Analysis, Part I, 1860– 1970. Journal of Industrial Ecology* 2(1): 61-78.
- Fischer-Kowalski, M. y W. Hüttler. 1998. Society's Metabolism. *The Intellectual History of Materials Flow Analysis, Part II, 1970-1 998. Journal of Industrial Ecology* 2(4): 107-136.
- Fischer-Kowalski, M., F. Krausmann, S. Giljum, S. Lutter, A. Mayer, S. Bringezu, Y. Moriguchi, H. Schütz, H. Schandl, y H. Weisz. 2011. Methodology and Indicators of Economy-wide Material Flow Accounting State of the Art and Reliability Across Sources. *Journal of Industrial Ecology* 15(6): 855-876.
- Fletcher, E.A., C.S. Lacey, M. Aaron, M. Kolasa, A. Occiano, y S.A. Shah. 2017. Randomized Controlled Trial of High-Volume Energy Drink Versus Caffeine Consumption on ECG and Hemodynamic Parameters. *Journal of the American Heart Association* 6(5).
- Foley, J.A., N. Ramankutty, K.A. Brauman, E.S. Cassidy, J.S. Gerber, M. Johnston, N.D. Mueller, et al. 2011. Solutions for a cultivated planet. *Nature* 478(7369): 337-42.
- Foley, J.A., R. Defries, G.P. Asner, C. Barford, G. Bonan, S.R. Carpenter, F.S. Chapin, et al. 2005. Global consequences of land use. *Science (New York, N.Y.)* 309(5734): 570-4.
- Forouzanfar, M.H., L. Alexander, H.R. Anderson, V.F. Bachman, S. Biryukov, M. Brauer, R. Burnett, et al. 2015. Global, regional, and national comparative risk assessment of 79 behavioural, environmental and occupational, and metabolic risks or clusters of risks in 188 countries, 1990–2013: a systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2013. *The Lancet* 386(10010): 2287-2323.
- Frank, R.H. 2010. *Luxury fever : weighing the cost of excess*. Princeton University Press.
- Fraser, G.E. 2009. Vegetarian diets: what do we know of their effects on common chronic diseases? *The American journal of clinical nutrition* 89(5): 1607S-1612S.
- Frederiks, E.R., K. Stenner, y E. V. Hobman. 2015. The Socio-Demographic and Psychological Predictors of Residential Energy Consumption: A Comprehensive Review. *Energies* 2015, Vol. 8, Pages 573-609 8(1): 573-609.
- Fresán, U., M.-A. Martínez-Gonzalez, J. Sabaté, y M. Bes-Rastrollo. 2018. The Mediterranean diet, an environmentally friendly option: evidence from the Seguimiento Universidad de Navarra (SUN) cohort. *Public Health Nutrition* 21(08): 1573-1582.
- Froemelt, A., D.J. Dürrenmatt, y S. Hellweg. 2018. Using Data Mining to Assess Environmental Impacts of Household Consumption Behaviors. *Environmental Science and Technology* 52(15): 8467-8478.
- Frondel, M. y C. Vance. 2014. More pain at the diesel pump?: An econometric comparison of diesel and petrol price elasticities. *Journal of Transport Economics and Policy* 48: 449-463.
- Frosch, R.A. y N.E. Gallopoulos. 1989. Strategies for manufacturing. *Scientific American* 261(3): 144-152.

- Frosch, R.A. 1992. Industrial ecology: A philosophical introduction. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 89(8): 3669.
- Fry, J., A. Geschke, S. Langdon, M. Lenzen, M. Li, A. Malik, Y.-Y. Sun, y T. Wiedmann. 2021. Creating multi-scale nested MRIO tables for linking localized impacts to global consumption drivers. *Journal of Industrial Ecology*: 1-13.
- Galán, I., M.J. González, y J.L. Valencia-Martín. 2014. Patrones de consumo de alcohol en España: un país en transición. *Revista Española de Salud Pública* 88(4): 529-540.
- Galli, A., M. Giampietro, S. Goldfinger, E. Lazarus, D. Lin, A. Saltelli, M. Wackernagel, y F. Müller. 2016. Questioning the Ecological Footprint. *Ecological Indicators* 69: 224-232.
- García-Ruiz, J.M., I.I. López-Moreno, S.M. Vicente-Serrano, T. Lasanta-Martínez, y S. Beguería. 2011. Mediterranean water resources in a global change scenario. *Earth-Science Reviews* 105(3-4): 121-139.
- Gardner, G. y P. Sampat. 1999. Hacia una economía de materiales sostenible. En *La Situación del Mundo 1999. Informe de Worldwatch Institute sobre Medio Ambiente y Desarrollo*, editado por L.R. Brown. Madrid: ICARIA-FUHEM.
- Gascón, J. y X. Montagut. 2014. Alimentos desperdiciados. Barcelona, España: Icaria Editorial.
- Gatersleben, B. 2001. Sustainable household consumption and quality of life: the acceptability of sustainable consumption patterns and consumer policy strategies. *International Journal of Environment and Pollution* 15(2): 200-216.
- Gatersleben, B. y C. Vlek. 1998. Household consumption, quality of life, and environmental impacts: A psychological perspective and empirical study. En *Green Households?: Domestic Consumers, Environment, and Sustainability*, editado por K J Noorman y T S Uiterkamp. Amsterdam, The Netherlands: Earthscan Publications Ltd.
- Gatersleben, B., L. Steg, y C. Vlek. 2016. Measurement and Determinants of Environmentally Significant Consumer Behavior: *Environment and Behavior* 34(3): 335-362.
- Georgescu-Roegen, N. 1971. *The entropy law and the economic process*. Cambridge, MA, USA: Harvard University Press.
- Gerbens-Leenes, P.W., S. Nonhebel, y M.S. Krol. 2010. Food consumption patterns and economic growth. Increasing affluence and the use of natural resources. *Appetite* 55(3): 597-608.
- Giampietro, M. 2003. *Multi-Scale Integrated Analysis of Agroecosystems*. Boca Raton, FL, USA: CRC Press.
- Giampietro, M. 2014. Scientific basis of the narrative of metabolism. En *Resource Accounting for Sustainability: The Nexus between Energy, Food, Water and Land Use*, editado por Mario Giampietro et al. London, UK: Routledge.
- Giampietro, M. y A. Saltelli. 2014. Footprints to nowhere. *Ecological Indicators* 46: 610-621.
- Giampietro, M. y P.L. Lomas. 2014. The interface between societal and ecosystem metabolism. En *Resource Accounting for Sustainability: The Nexus between Energy, Food, Water and Land Use*, editado por M Giampietro et al. London, UK: Routledge.
- Giampietro, M., K. Mayumi, y A.H. Sorman. 2012. *The Metabolic Pattern of Societies: Where Economists Fall Short*. London, UK: Routledge.
- Giampietro, M., R.J. Aspinall, J. Ramos-Martín, y S.G.F. Bukkens. 2014. *Resource Accounting for Sustainability: The Nexus Between Energy, Food, Water and Land Use*. London, UK: Routledge.
- Girod, B. y P. de Haan. 2009. GHG reduction potential of changes in consumption patterns and

- higher quality levels: Evidence from Swiss household consumption survey. *Energy Policy* 37(12): 5650-5661.
- Girod, B., D.P. Van Vuuren, y E.G. Hertwich. 2013. Global climate targets and future consumption level: an evaluation of the required GHG intensity. *Environmental Research Letters* 8(1): 014016.
- Godfray, H.C.J., P. Aveyard, T. Garnett, J.W. Hall, T.J. Key, J. Lorimer, R.T. Pierrehumbert, P. Scarborough, M. Springmann, y S.A. Jebb. 2018. Meat consumption, health, and the environment. *Science (New York, N.Y.)* 361(6399): eaam5324.
- Gómez-Baggethun, E., R. de Groot, P.L. Lomas, y C. Montes. 2010. The history of ecosystem services in economic theory and practice: From early notions to markets and payment schemes. *Ecological Economics* 69(6): 1209-1218.
- González de Molina, M. y V.M. Toledo. 2014. *The Social Metabolism: A Socio-ecological Theory of Historical Change*. Environmental history series. Springer.
- González de Molina, M., D. Soto Fernández, G.I. Guzmán, J. Infante-Amate, E. Aguilera, J. Vila Traver, R. García-Ruíz. 2019. *Historia de la agricultura española desde una perspectiva biofísica, 1900-2010*. Madrid: Secretaría General Técnica, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.
- González, R.M. y G.A. Marrero. 2012. The effect of dieselization in passenger cars emissions for Spanish regions: 1998-2006. *Energy Policy* 51: 213-222.
- Goodland, R. 1997. Environmental sustainability in agriculture: diet matters. *Ecological Economics* 23(3): 189-200.
- Goodland, R. y H.E. Daly. 1996. Environmental Sustainability: Universal and Non-Negotiable. *Ecological Applications* 6(4): 1002.
- Goodwin, P., J. Dargay, y M. Hanly. 2004. Elasticities of road traffic and fuel consumption with respect to price and income: a review. *Transport reviews* 24(3): 275-292.
- Gosling, S.N. y N.W. Arnell. 2016. A global assessment of the impact of climate change on water scarcity. *Climatic Change* 134(3): 371-385.
- Gradín, C., O. Cantó, C. del Rio Otero, C. Gradín, O. Cantó, y C. del Rio Otero. 2008. Inequality, poverty and mobility: Choosing income or consumption as welfare indicators. *Investigaciones Economicas* 32(2): 169-200.
- Gram-Hanssen, K. 2010. Standby Consumption in Households Analyzed With a Practice Theory Approach. *Journal of Industrial Ecology* 14(1): 150-165.
- Gray, C., R. Ayre, K. Hinton, y L. Campbell. 2020. 'Smart' Is Not Free: Energy Consumption of Consumer Home Automation Systems. *IEEE Transactions on Consumer Electronics* 66(1): 87-95.
- Griswold, M.G., N. Fullman, C. Hawley, N. Arian, S.R.M. Zimsen, H.D. Tymeson, V. Venkateswaran, et al. 2018. Alcohol use and burden for 195 countries and territories, 1990-2016: a systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2016. *Lancet (London, England)* 392(10152): 1015-1035.
- Grosso, G., J. Godos, F. Galvano, y E.L. Giovannucci. 2017. Coffee, Caffeine, and Health Outcomes: An Umbrella Review. *Annual Review of Nutrition* 37(1): 131-156.
- Gual, A. 2006. Alcohol in Spain: is it different? *Addiction* 101(8): 1073-1077.
- Gustavsson, J., C. Cederberg, U. Sonesson, y A. Emanuelsson. 2013. The methodology of the FAO study: Global Food Losses and Food Waste - extent, causes and prevention"- FAO,

2011. SIK Rapport NV - 857. SIK – Institutet för livsmedel och bioteknik, SP Sveriges tekniska forskningsinstitut, SP – Sveriges Tekniska Forskningsinstitut, RISE: SIK Institutet för livsmedel och bioteknik.
- Haaland, C. y C.K. van den Bosch. 2015. Challenges and strategies for urban green-space planning in cities undergoing densification: A review. *Urban Forestry & Urban Greening* 14(4): 760-771.
- Haas, W., F. Krausmann, D. Wiedenhofer, y M. Heinz. 2015. How Circular is the Global Economy?: An Assessment of Material Flows, Waste Production, and Recycling in the European Union and the World in 2005. *Journal of Industrial Ecology* 19(5): n/a-n/a.
- Haberl, H. 2001a. The Energetic Metabolism of Societies: Part I: Accounting Concepts. *Journal of Industrial Ecology* 5(1): 11-33.
- Haberl, H. 2001b. The Energetic Metabolism of Societies. Part II: Empirical Examples. *Journal of Industrial Ecology* 5(2): 71-88.
- Haberl, H., D. Wiedenhofer, S. Pauliuk, F. Krausmann, D.B. Müller, y M. Fischer-Kowalski. 2019. Contributions of sociometabolic research to sustainability science. *Nature Sustainability* 2:3 2(3): 173-184.
- Haberl, H., H. Weisz, C. Amann, A. Bondeau, N. Eisenmenger, K.-H. Erb, M. Fischer-Kowalski, y F. Krausmann. 2006. The Energetic Metabolism of the European Union and the United States. *Journal of Industrial Ecology* 10(4): 151-171.
- Haberl, H., K.-H. Erb, y F. Krausmann. 2014. Human Appropriation of Net Primary Production: Patterns, Trends, and Planetary Boundaries. *Annual Review of Environment and Resources* 39(1): 363-391.
- Haberl, H., M. Fischer-Kowalski, F. Krausmann, H. Weisz, y V. Winiwarter. 2004. Progress towards sustainability? What the conceptual framework of material and energy flow accounting (MEFA) can offer. *Land Use Policy* 21: 199-213.
- Haberl, H., M. Fischer-Kowalski, F. Krausmann, J. Martinez-Alier, y V. Winiwarter. 2011. A socio-metabolic transition towards sustainability? Challenges for another Great Transformation. *Sustainable Development* 19(1): 1-14.
- Hagenaars, A.J.M., M.A. Zaidi, K. de Vos, y Eurostat. 1994. Poverty statistics in the late 1980s : research based on micro-data. Luxembourg: EUROSTAT.
- Hallström, E., A. Carlsson-Kanyama, y P. Börjesson. 2015. Environmental impact of dietary change: a systematic review. *Journal of Cleaner Production* 91: 1-11.
- Hanna, K.L. y P.F. Collins. 2015. Relationship between living alone and food and nutrient intake. *Nutrition Reviews* 73(9): 594-611.
- Hebrok, M. y C. Boks. 2017. Household food waste: Drivers and potential intervention points for design – An extensive review. *Journal of Cleaner Production* 151: 380-392.
- Heinonen, J., J. Ottelin, S. Ala-Mantila, T. Wiedmann, J. Clarke, y S. Junnila. 2020. Spatial consumption-based carbon footprint assessments - A review of recent developments in the field. *Journal of Cleaner Production* 256: 120335.
- Heller, M.C. y G.A. Keoleian. 2015. Greenhouse Gas Emission Estimates of U.S. Dietary Choices and Food Loss. *Journal of Industrial Ecology* 19(3): 391-401.
- Hennig, E.I., T. Soukup, E. Orlitova, C. Schwick, F. Kienast, y J.A.G. Jaeger. 2016. Urban Sprawl in Europe. EEA Report No 11/2016; Joint EEA-FOEN Report; Copenhagen, Denmark.
- Herendeen, R. 1978. Total energy cost of household consumption in Norway, 1973. *Energy* 3(5):

615-630.

- Herendeen, R. y J. Tanaka. 1976. Energy cost of living. *Energy* 1(2): 165-178.
- Herendeen, R.A., C. Ford, y B. Hannon. 1981. Energy cost of living, 1972–1973. *Energy* 6(12): 1433-1450.
- Herrero Velasco, J.M. 2012. Factores condicionantes del consumo de huevos en España. En *Jornadas Profesionales de Avicultura*. Sevilla, Spain: SIAG.
- Hertwich, E.G. 2005a. Life cycle approaches to sustainable consumption: A critical review. *Environmental Science & Technology* 39(13): 4673-4684.
- Hertwich, E.G. 2005b. Consumption and the rebound effect. *Journal of Industrial Ecology* 9(1-2): 85-98.
- Hertwich, E.G. 2011. The life cycle environmental impacts of consumption. *Economic Systems Research* 23(1): 27-47.
- Hertwich, E.G. y G.P. Peters. 2009. Carbon footprint of nations: A global, trade-linked analysis. *Environmental Science & Technology* 43(16): 6414-6420.
- Hinterberger, F. y F. Schmidt-Bleek. 1999. Dematerialization, MIPS and factor 10 physical sustainability indicators as a social device. *Ecological Economics* 29(1): 55-58.
- Hirsch, F. 1976. Los límites sociales al crecimiento. Fondo De Cultura Economica, México.
- Ho, M.W. y R. Ulanowicz. 2005. Sustainable systems as organisms? *Biosystems* 82(1): 39-51.
- Hoekstra, A.Y. 2003. Virtual Water Trade. En *Proceedings of the International Expert Meeting on Virtual Water Trade*. Delft, The Netherlands: Value of Water Research Report Series No 12, UNESCO-IHE, enero 1.
- Hoekstra, A.Y. y M.M. Mekonnen. 2012. The water footprint of humanity. *Proceedings of the National Academy of Science of the United States of America (PNAS)* 109(9): 3232-3237.
- Hoekstra, A.Y., A. Chapagain, M. Martinez-Aldaya, y M. Mekonnen. 2011. *The water footprint assessment manual : setting the global standard*. London, UK: Earthscan.
- Hoekstra, R. 2010. (Towards) a complete database of peer-reviewed articles on environmental extended input–output analysis. En *18th International Input-Output Conference*. Sydney, Australia.
- Hoekstra, R. 2019. *Replacing GDP by 2030: Towards a Common Language for the Well-being and Sustainability Community*. Cambridge, UK: Cambridge University Press.
- Holloway, D. y R. Bunker. 2006. Planning, Housing and Energy Use: A Review. *Urban Policy and Research* 24(1): 115-126.
- Houghton, R.A., J.I. House, J. Pongratz, G.R. van der Werf, R.S. DeFries, M.C. Hansen, C. Le Quéré, y N. Ramankutty. 2012. Carbon emissions from land use and land-cover change. *Biogeosciences* 9(12): 5125-5142.
- Hubacek, K., K. Feng, B. Chen, y S. Kagawa. 2016. Linking Local Consumption to Global Impacts. *Journal of Industrial Ecology* 20(3): 382-386.
- Huebner, G.M., I. Hamilton, Z. Chalabi, D. Shipworth, y T. Oreszczyn. 2015. Explaining domestic energy consumption – The comparative contribution of building factors, socio-demographics, behaviours and attitudes. *Applied Energy* 159: 589-600.
- Huppes, G., A. De Koning, S. Suh, R. Heijungs, L. Van Oers, P. Nielsen, y J.B. Guinée. 2006. Environmental impacts of consumption in the European Union: High-resolution input-output tables with detailed environmental extensions. *Journal of Industrial Ecology* 10(3): 129-146.
- Hyland, J.J., M. Henchion, M. McCarthy, y S.N. McCarthy. 2017. The climatic impact of food

- consumption in a representative sample of Irish adults and implications for food and nutrition policy. *Public Health Nutrition* 20(4): 726-738.
- IDAE. 2011. Análisis del consumo energético del sector residencial en España. Proyecto SEHC-SPAHOUSEC. Madrid.
- IDAE. 2014. Factores de emisión de CO₂ y coeficientes de paso a energía primaria de diferentes fuentes de energía final consumidas en el sector de edificios en España. Madrid, España: Ministerio de Industria, Energía y Turismo.
- IDAE. 2021. Consumo energía final por sectores. Madrid, España.
- IEA y EUROSTAT. 2005. Energy statistics manual. Paris, France: International Energy Agency, OECD.
- IEA. 2018. World energy outlook 2018. Paris, France: International Energy Agency, OECD.
- IEA. 2019. Energy Transitions Indicators. Paris, France: OECD/IEA.
- IEH. 2009. El gran libro del huevo. León, España: Editorial Everest.
- Imhoff, M.L., L. Bounoua, T. Ricketts, C. Loucks, R. Harriss, y W.T. Lawrence. 2004. Global patterns in human consumption of net primary production. *Nature* 429: 870-873.
- Infante-Amate, J., D. Soto, E. Aguilera, R. García-Ruiz, G. Guzmán, A. Cid, y M. González de Molina. 2015. The Spanish Transition to Industrial Metabolism: Long-Term Material Flow Analysis (1860-2010). *Journal of Industrial Ecology* 19(5): 866-876.
- Infante-Amate, J., E. Aguilera, M. González de Molina. 2018. Energy transitions in Agri-food systems. Structural change, drivers and policy implications (Spain, 1960-2010). *Energy Policy* 122: 570-579.
- IPBES. 2019. Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. Ed. E. S. Brondizio, J. Settele, S. Díaz, y H. T. Ngo. Bonn, Germany: IPBES secretariat.
- IPCC. 2006. Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme. Ed. H.S. Eggleston, L. Buendia, K. Miwa, T. Ngara, y K. Tanabe. Hayama (Japan): Institute for Global Environmental Strategies (IGES).
- IPCC. 2018. Climate change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA,: [Stocker, T.F., D. Qin, G. - K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley (eds.)], Cambridge University Press.
- IPCC. 2022. Climate Change 2022: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Ed. H.-O. Pörtner, D.C. Roberts, M. Tignor, E.S. Poloczanska, K. Mintenbeck, A. Alegría, M. Craig, et al. Cambridge, UK: Cambridge University Press.
- Isaksen, E.T. y P.A. Narbel. 2017. A carbon footprint proportional to expenditure - A case for Norway? *Ecological Economics* 131: 152-165.
- Ivanova, D., K. Stadler, K. Steen-Olsen, R. Wood, G. Vita, A. Tukker, y E.G. Hertwich. 2016. Environmental Impact Assessment of Household Consumption. *Journal of Industrial Ecology* 20(3): 526-536.
- Jackson, T. 2005. Live Better by Consuming Less? Is There a «Double Dividend» in Sustainable Consumption? *Journal of Industrial Ecology* 9(1/2): 19-36.
- Jackson, T., W. Jager, y S. Stagl. 2004. Beyond insatiability -needs theory, consumption and

- sustainability. En *The Ecological Economics of Consumption*², editado por Lucia A. Reisch y Inge Ropke. Cheltenham, UK: Edward Elgar.
- Jacobsen, G.D. 2015. Do energy prices influence investment in energy efficiency? Evidence from energy star appliances. *Journal of Environmental Economics and Management* 74: 94-106.
- Jacobson, D., P.M. Mavrikiou, y C. Minas. 2010. Household size, income and expenditure on food: The case of Cyprus. *The Journal of Socio-Economics* 39(2): 319-328.
- Jakob, M., J.C. Steckel, F. Jotzo, B.K. Sovacool, L. Cornelsen, R. Chandra, O. Edenhofer, et al. 2020. The future of coal in a carbon-constrained climate. *Nature Climate Change* 2020 10:8 10(8): 704-707.
- Jensen, C.D., S. McIntyre, M. Munday, y K. Turner. 2013. Responsibility for Regional Waste Generation: A Single-Region Extended Input–Output Analysis for Wales. *Regional Studies* 47(6): 913-933.
- Jensen, J.O. 2008. Measuring consumption in households: Interpretations and strategies. *Ecological Economics* 68(1-2): 353-361.
- Jiménez Romera, C. 2015. Tamaño y densidad urbana. Madrid, España: Tesis Doctoral. Departamento de Urbanística y Ordenación del Territorio. Escuela Técnica Superior de Arquitectura. Universidad Politécnica de Madrid.
- Kapp, K.W. 1950. *The social cost of private enterprise*. Cambridge, MA, USA: Harvard University Press.
- Kapp, K.W. 1976. *The Open-System Character of the Economy and its Implications*. En *Economics in the Future*, editado por Kurt Dopfer. London, UK: Macmillan Education UK.
- Kaza, S., L. Yao, P. Bhada-Tata, y F. Van Woerden. 2018. *What a Waste 2.0: A Global Snapshot of Solid Waste Management to 2050*. Washington D.C., USA.
- Kearney, J. 2010. Food consumption trends and drivers. *Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences* 365(1554): 2793-807.
- Kennedy, C., J. Steinberger, B. Gasson, Y. Hansen, T. Hillman, M. Havránek, D. Pataki, A. Phdungsilp, A. Ramaswami, y G.V. Mendez. 2009. Greenhouse gas emissions from global cities. *Environmental Science & Technology* 43(19): 7297-7302.
- Kerkhof, A.C., S. Nonhebel, y H.C. Moll. 2009. Relating the environmental impact of consumption to household expenditures: An input–output analysis. *Ecological Economics* 68(4): 1160-1170.
- Key, T.J., G.K. Davey, y P.N. Appleby. 1999. Health benefits of a vegetarian diet. *Proceedings of the Nutrition Society* 58(02): 271-275.
- Kim, J.-H. 2002. Changes in consumption patterns and environmental degradation in Korea. *Structural Change and Economic Dynamics* 13(1): 1-48.
- Kissinger, M. y W.E. Rees. 2010. An interregional ecological approach for modelling sustainability in a globalizing world—Reviewing existing approaches and emerging directions. *Ecological Modelling* 221(21): 2615-2623.
- Kissinger, M. y Y. Damari. 2020. Household metabolism: Integrating socio-economic characteristics and lifestyles on individual and national scales as a mean for advancing environmental management. *Journal of Environmental Management* 279: 111526.
- Koide, R., M. Lettenmeier, S. Kojima, V. Toivio, A. Amellina, y L. Akenji. 2019. Carbon Footprints and Consumer Lifestyles: An Analysis of Lifestyle Factors and Gap Analysis by Consumer Segment in Japan. *Sustainability* 11(21): 5983.

- Kok, R., H.J. Falkena, R. Benders, H.C. Moll, y K.J. Noorman. 2003. Household metabolism in European countries and cities: comparing and evaluating the results of the cities Fredrikstad (Norway), Groningen (The Netherlands), Guildford (UK), and Stockholm (Sweden): integration report of WP2 (Deliverable no. 9). University of Groningen, IVEM, Center for Energy and Environmental Studies.
- Kok, R., R.M.J. Benders, y H.C. Moll. 2006. Measuring the environmental load of household consumption using some methods based on input–output energy analysis: A comparison of methods and a discussion of results. *Energy Policy* 34(17): 2744-2761.
- Korytarova, K. y K. Hubacek. 2005. CO2 emissions from consumption in a transition economy: The case of Slovakia. En *Sustainable consumption: The contribution of research*, editado por Edgar Hertwich et al., 2005:. Trondheim, Norway: Norwegian University of Science and Technology.
- Kostakis y Ioannis. 2014. The Determinants Of Households' Food Consumption In Greece. *International Journal of Food and Agricultural Economics (IJFAEC)* 2(2): 1-12.
- Kotakorpi, E., S. Lähteenoja, y M. Lettenmeier. 2008. Household MIPS–Natural resource consumption of Finnish households and its reduction. *The Finnish Environment*. Helsinki, Finland: Ministry of the Environment.
- Krausmann, F., C. Lauk, W. Haas, y D. Wiedenhofer. 2018. From resource extraction to outflows of wastes and emissions: The socioeconomic metabolism of the global economy, 1900–2015. *Global Environmental Change* 52: 131-140.
- Krausmann, F., H. Haberl, K.H. Erb, y M. Wackernagel. 2004. Resource flows and land use in Austria 1950–2000: using the MEFA framework to monitor society–nature interaction for sustainability. *Land Use Policy* 21(3): 215-230.
- Krausmann, F., K.-H. Erb, S. Gingrich, C. Lauk, y H. Haberl. 2008. Global patterns of socioeconomic biomass flows in the year 2000: A comprehensive assessment of supply, consumption and constraints. *Ecological Economics* 65(3): 471-487.
- Kunzmann, A.T., H.G. Coleman, W.-Y. Huang, y S.I. Berndt. 2018. The association of lifetime alcohol use with mortality and cancer risk in older adults: A cohort study. Ed. Jurgen Rehm. *PLOS Medicine* 15(6): e1002585.
- Kwok, C.S., S. Umar, P.K. Myint, M.A. Mamas, y Y.K. Loke. 2014. Vegetarian diet, Seventh Day Adventists and risk of cardiovascular mortality: A systematic review and meta-analysis. *International Journal of Cardiology* 176(3): 680-686.
- Labandeira, X., J.M. Labeaga, y X. López-Otero. 2012. Estimation of elasticity price of electricity with incomplete information. *Energy Economics* 34(3): 627-633.
- Laborda, J.L., C. Marín, y J.O. Fernández. 2018. ¿Qué ha sucedido con el consumo y el ahorro en España durante la Gran Recesión?: Un análisis por tipos de hogar. *Estadística española* 60(197): 273-311.
- Labouze, E., V. Monier, y J.B. Puyou. 2003. Study on external environmental effects related to the life cycle of products and services. Paris, France: BIO Intelligence Service and O2 France for the European Commission, Directorate General Environment (Sustainable Development and Policy support).
- Laparra Navarro, M. y B. Pérez Eransus. 2012. Crisis y fractura social en Europa: causas y efectos en España. Barcelona, España: Colección Estudios Sociales, 35; Obra Social La Caixa.
- Leblanc, V., C. Bégin, L. Corneau, S. Dodin, y S. Lemieux. 2015. Gender differences in dietary

- intakes: what is the contribution of motivational variables? *Journal of Human Nutrition and Dietetics* 28(1): 37-46.
- Lee, C.H., P.C. Chen, y H.W. Ma. 2012. Direct and indirect lead-containing waste discharge in the electrical and electronic supply chain. *Resources, Conservation and Recycling* 68: 29-35.
- Lefèvre, B. 2009. Urban Transport Energy Consumption: Determinants and Strategies for its Reduction.. An analysis of the literature. *SAPIENS. Surveys and Perspectives Integrating Environment and Society* 3(3): 1-17.
- Lenzen, M. 1998a. Primary energy and greenhouse gases embodied in Australian final consumption: an input–output analysis. *Energy Policy* 26(6): 495-506.
- Lenzen, M. 1998b. Energy and greenhouse gas cost of living for Australia during 1993/94. *Energy* 23(6): 497-516.
- Lenzen, M. 2000. Errors in Conventional and Input-Output—based Life—Cycle Inventories. *Journal of Industrial Ecology* 4(4): 127-148.
- Lenzen, M. 2011. Aggregation versus disaggregation in input-output analysis of the environment. *Economic Systems Research* 23(1): 73-89.
- Lenzen, M. y C.J. Dey. 2002. Economic, energy and greenhouse emissions impacts of some consumer choice, technology and government outlay options. *Energy Economics* 24(4): 377-403.
- Lenzen, M., C. Dey, y B. Foran. 2004. Energy requirements of Sydney households. *Ecological Economics* 49(3): 375-399.
- Lenzen, M., D. Moran, K. Kanemoto, y A. Geschke. 2013. Building EORA: A global Multi-Regional Input-Output Database at high country and sector resolution. *Economic Systems Research* 25(1): 20-49.
- Lenzen, M., K. Kanemoto, D. Moran, y A. Geschke. 2012. Mapping the structure of the world economy. *Environmental Science and Technology* 46(15): 8374-8381.
- León-Muñoz, L.M., I. Galán, J. Donado-Campos, F. Sánchez-Alonso, E. López-García, J.L. Valencia-Martín, P. Guallar-Castillón, y F. Rodríguez-Artalejo. 2015. Patterns of Alcohol Consumption in the Older Population of Spain, 2008-2010. *Journal of the Academy of Nutrition and Dietetics* 115(2): 213-224.
- Lettenmeier, M., T. Hirvilammi, S. Laakso, S. Lähteenoja, y K. Aalto. 2012. Material footprint of low-income households in Finland—Consequences for the sustainability debate. *Sustainability* 4(7): 1426-1447.
- Liao, M.I., P.C. Chen, H.W. Ma, y S. Nakamura. 2015. Identification of the driving force of waste generation using a high-resolution waste input–output table. *Journal of Cleaner Production* 94: 294-303.
- Liddell, C. 2012. Fuel poverty comes of age: Commemorating 21 years of research and policy. *Energy Policy* 49: 2-5.
- Liddle, B. 2011. Consumption-driven environmental impact and age structure change in OECD countries: A cointegration-STIRPAT analysis. *Demographic Research* 24: 749-770.
- Liddle, B. 2013. Impact of population, age structure, and urbanization on carbon emissions/energy consumption: evidence from macro-level, cross-country analyses. *Population and Environment* 2013 35:3 35(3): 286-304.
- Liddle, B. y S. Lung. 2010. Age-structure, urbanization, and climate change in developed countries: revisiting STIRPAT for disaggregated population and consumption-related

- environmental impacts. *Population and Environment* 2010 31:5 31(5): 317-343.
- Lidfeldt, J., C. Nerbrand, G. Samsioe, y C.-D. Agardh. 2005. Women living alone have an increased risk to develop diabetes, which is explained mainly by lifestyle factors. *Diabetes care* 28(10): 2531-6.
- Liu, H.-T., J.-E. Guo, D. Qian, y Y.-M. Xi. 2009. Comprehensive evaluation of household indirect energy consumption and impacts of alternative energy policies in China by input–output analysis. *Energy Policy* 37(8): 3194-3204.
- Liu, L. y L. Meng. 2020. Patterns of Urban Sprawl from a Global Perspective. *Journal of Urban Planning and Development* 146(2): 04020004.
- London, B. 1932. *Ending the Depression Through Planned Obsolescence*. University of Wisconsin.
- Lorek, S. y J.H. Spangenberg. 2001a. Environmentally sustainable household consumption: From aggregate environmental pressures to indicators for priority fields of action. *Wuppertal Papers*. Wuppertal Institute.
- Lorek, S. y J.H. Spangenberg. 2001b. Indicators for environmentally sustainable household consumption. *International Journal of Sustainable Development* 4(1): 101-120.
- Lorek, S. y P.J. Vergragt. 2015. Sustainable consumption as a systemic challenge: inter-and transdisciplinary research and research questions. En *Handbook of research on sustainable consumption*, editado por Lucia A. Reisch y John Thøgersen. Cheltenham, UK: Edward Elgar.
- Lucon, O., D. Ürge-Vorsatz, A. Zain Ahmed, H. Akbari, P. Bertoldi, L.F. Cabeza, N. Eyre, et al. 2014. Buildings. En *Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, editado por O. Edenhofer et al. Cambridge, UK and New York, USA.: Cambridge University Press.
- Lustig, R.H., L.A. Schmidt, y C.D. Brindis. 2012. The toxic truth about sugar. *Nature* 482(7383): 27-29.
- Madrid López, C. 2014. The water metabolism of socio-ecosystems. *Epistemology, methods and applications*. Universidad Autónoma de Barcelona (UAB).
- Mäenpää, I. 2005. Analysis of environmental impacts of consumption in Finland. En *Sustainable consumption: The contribution of research*, editado por Edgar Hertwich et al. Trondheim, Norway: Norwegian University of Science and Technology.
- MAGRAMA. 2014a. Las pérdidas y el desperdicio alimentario generado por la producción agrícola de alimentos en España. Resumen ejecutivo. Madrid, España.
- MAGRAMA. 2014b. Las pérdidas y el desperdicio alimentario en la industria agroalimentaria española: situación actual y retos de futuro. Madrid.
- MAPA. 2020. Informe del Consumo de Alimentación en España 2019. Madrid, España.
- Marco, I., R. Padró, C. Cattaneo, J. Caravaca, E. Tello. 2018. From vineyards to feedlots: a fund-flow scanning of sociometabolic transitions in the Vallès County (Catalonia) 1860-1956-1999. *Regional Environmental Change* 18: 981-993.
- Marin, G., M. Mazzanti, y A. Montini. 2012. Linking NAMEA and Input output for ‘consumption vs. production perspective’ analyses. *Ecological Economics* 74: 71-84.
- Marino, M., R. Masella, P. Bulzomi, I. Campesi, y W. Malorni. 2011. Nutrition and human health from a sex–gender perspective. *Molecular Aspects of Medicine* 32(1): 1-70.

- Marqués de Ávila, Á. 2017. Aguas envasadas. Mercado en Expansión. Distribución y consumo 27(150): 50-54.
- Martín Cerdeño, V.J. 2014. Consumo de bebidas refrescantes en España. Distribución y consumo 133: 22-35.
- Martín Cerdeño, V.J. 2018. 1987-2017, tres décadas del Panel de Consumo Alimentario: Evolución de la demanda de alimentos y bebidas. Distribución y consumo 28(153): 54-58.
- Martín Cerdeño, V.J. 2019. Consumo de refrescos en España: Evolución de la demanda en hogares y extradoméstico. Distribución y consumo 157: 94-99.
- Martínez Alier, J. 1999. Introducción a la economía ecológica. Rubes Editorial, Barcelona.
- Martínez Alier, J. y K. Schlüpmann. 1987. Ecological Economics: Energy, Environment, and Society. Basil Blackwell Incorporated.
- Martínez Alier, J., G. Munda, y J. O'Neill. 1998. Weak comparability of values as a foundation for ecological economics. Ecological Economics 26: 277-286.
- Martínez Fernández, L.C. y J.M. Delgado Urrecho. 2017. Envejecimiento y desequilibrios poblacionales en las regiones españolas con desafíos demográficos / Ageing and population imbalances in the Spanish regions with demographic challenges. *Ería* 1(1): 21-43.
- Martínez Rodríguez, E. 2005. Errores frecuentes en la interpretación del coeficiente de determinación lineal. Anuario jurídico y económico escurialense 38: 315-331.
- Matilla Prieto, E. 2013. Evolución del precio del gasóleo en España durante el último medio siglo - Dialnet. *Economía Industrial* 387: 171-178.
- Matthews, E., C. Amann, S. Bringezu, M. Fischer-Kowalski, W. Hüttler, R. Kleing, Y. Moriguchi, et al. 2000. The weight of nations: material outflows from industrial economies. Washington D.C., USA.: World Resources Institute.
- Max-Neef, M.A., M. Hopenhayn, y S. Hamrell. 1991. Human Scale Development: Conception, Application and Further Reflections, Volume 1. New York, USA: Apex Press.
- Mazur, A., M. Caroli, I. Radziewicz-Winnicki, P. Nowicka, D. Weghuber, D. Neubauer, Ł. Dembiński, F.P. Crawley, M. White, y A. Hadjipanayis. 2018. Reviewing and addressing the link between mass media and the increase in obesity among European children: The European Academy of Paediatrics (EAP) and The European Childhood Obesity Group (ECOG) consensus statement. *Acta Paediatrica* 107(4): 568-576.
- McLoughlin, F., A. Duffy, y M. Conlon. 2012. Characterising domestic electricity consumption patterns by dwelling and occupant socio-economic variables: An Irish case study. *Energy and Buildings* 48: 240-248.
- Meadows, D.H., D.L. Meadows, J. Randers, y W.W. Behrens III. 1972. The limits to growth. New York, USA: Universe Books.
- Medina Moral, E. y J. Vicens Otero. 2011. Factores determinantes de la demanda eléctrica de los hogares en España: una aproximación mediante regresión cuantílica. *Estudios de Economía Aplicada* 29(2): 515-538.
- Meier, T. y O. Christen. 2013. Environmental Impacts of Dietary Recommendations and Dietary Styles: Germany As an Example. *Environmental Science & Technology* 47(2): 877-888.
- Mekonnen, M.M. y A.Y. Hoekstra. 2012. A Global Assessment of the Water Footprint of Farm Animal Products. *Ecosystems* 15(3): 401-415.
- Mekonnen, M.M. y A.Y. Hoekstra. 2011. The green, blue and grey water footprint of crops and derived crop products. *Hydrology and Earth System Sciences* 15(5): 1577-1600.

- Melina, V., W. Craig, y S. Levin. 2016. Position of the Academy of Nutrition and Dietetics: Vegetarian Diets. *Journal of the Academy of Nutrition and Dietetics* 116(12): 1970-1980.
- Mellal, M.A. 2020. Obsolescence – A review of the literature. *Technology in Society* 63: 101347.
- Menal-Puey, S. y I. Marques-Lopes. 2017. Development of a Food Guide for the Vegetarians of Spain. *Journal of the Academy of Nutrition and Dietetics* 117(10): 1509-1516.
- Mendiluce, M. 2012. Los determinantes del consumo energético en España: ¿se ha mejorado la eficiencia energética? *Papeles de Economía española* 134: 196-210.
- Mendiluce, M. y L. Schipper. 2011. Trends in passenger transport and freight energy use in Spain. *Energy Policy* 39(10): 6466-6475.
- Mendiluce, M. y P. del Río. 2010. Energía y transporte. *Cuadernos económicos de ICE(79)*: 213-236.
- Merino Ventosa, M. y R.M.M.M.V.C. Urbanos-Garrido. 2016. Disentangling effects of socioeconomic status on obesity: A cross-sectional study of the Spanish adult population. *Economics and Human Biology* 22: 216-224.
- Messina, V., V. Melina, y A.R. Mangels. 2003. A New Food Guide For North American Vegetarians. *Canadian Journal of Dietetic Practice and Research* 64(2): 82-86.
- Mestre Montserrat, M. y V. Martínez Sánchez. 2017. Desperdicio alimentario, análisis de una problemática poliédrica. *Papeles de relaciones ecosociales y cambio global* 139: 93-103.
- Ministerio de Fomento. 2008. MOVILIA 2006-2007. Resultados. Madrid, España.
- Ministerio de Fomento. 2014. Anuario Estadístico 2013. Madrid, España: D.G.de Programación Económica y Presupuestos; Centro de Publicaciones, Ministerio de Fomento.
- Minx, J.C. y G. Baiocchi. 2009. Time-use and sustainability. En *Handbook of Input-Output Economics in Industrial Ecology*, editado por S. Suh. Dordrecht, The Netherlands: Springer.
- Miret Gamundi, P. 2016. Cambios en los hogares y en la familia: España en el siglo XXI en el contexto europeo. *Panorama social* 23: 91-107.
- MITECO. 2020. Plan nacional integrado de energía y clima (PNIEC) 2021-2030. Madrid, España.
- Modenés Cabrerizo, J.A. y J. López Colás. 2014. Cambio demográfico reciente y vivienda en España ¿Hacia un nuevo sistema residencial? *Revista Española de Investigaciones Sociológicas* 148: 103-134.
- Moliní, F. y M. Salgado. 2012. Los impactos ambientales de la ciudad de baja densidad en relación con los de la ciudad compacta. *Biblio 3W: Revista Bibliográfica de Geografía y Ciencias Sociales*(17): 2.
- Moll, H.C., K.J. Noorman, R. Kok, R. Engstrom, H. Throne-Holst, y C. Clark. 2005. Pursuing more sustainable consumption by analyzing household metabolism in european countries and cities. *Journal of Industrial Ecology* 9(1-2): 259-275.
- Moll, S., J. Acosta, y A. Villanueva. 2004. Environmental implications of resource use – insights from input-output analyses. Copenhagen, Denmark.
- Moll, S., M. Vrgoc, D. Watson, A. Femia, O.G. Pedersen, y A. Villanueva. 2007. Environmental input-output analyses based on NAMEA data: A comparative European study on environmental pressures arising from consumption and production patterns. Vol. 2. Copenhagen, Denmark: European Topic Centre on Resource and Waste Management.
- Molledo, A., N. Troubat, M. Lokshin, y Z. Sajaia. 2014. Analyzing Food Security Using Household Survey Data: Streamlined Analysis with ADePT Software. Washington D.C., USA: The World Bank, abril 22.

- Mora, T. 2018. Acerca de la imposición sobre bebidas alcohólicas en España. *Gaceta Sanitaria* 32(2): 176-180.
- Morán Fagúndez, L.J., A. Rivera Torres, M.E. González Sánchez, M.L. de Torres Aured, M. López-Pardo Martínez, y J.A. Irlés Rocamora. 2015. Historical overview of diet assessment and food consumption surveys in Spain: assessment methods and applications. *Nutricion hospitalaria* 31(3): 22-8.
- Moreno, L.A., A. Sarría, y B.M. Popkin. 2002. The nutrition transition in Spain: a European Mediterranean country. *European Journal of Clinical Nutrition* 56(10): 992-1003.
- Moriarty, P. y D. Honnery. 2016. Global Transport Energy Consumption. En *Alternative Energy and Shale Gas Encyclopedia*, editado por Jay H. Lehr et al. John Wiley & Sons, Ltd.
- Morley, J.E. 2001. Decreased Food Intake With Aging. *The Journals of Gerontology Series A: Biological Sciences and Medical Sciences* 56(Supplement 2): 81-88.
- Msangi, S., M. Kobayashi, M. Batka, S. Vannuccini, M.M. Dey, y J.L. Anderson. 2013. Fish to 2030: prospects for fisheries and aquaculture. World Bank Report. Vol. 83177. Washington D.C., USA: World Bank Publications.
- Munksgaard, J. y K.A. Pedersen. 2001. CO2 accounts for open economies: producer or consumer responsibility? *Energy Policy* 29(4): 327-334.
- Munksgaard, J., K.A. Pedersen, y M. Wien. 2000. Impact of household consumption on CO2 emissions. *Energy Economics* 22(4): 423-440.
- Munksgaard, J., M. Wier, M. Lenzen, y C. Dey. 2005. Using input-output analysis to measure the environmental pressure of consumption at different spatial levels. *Journal of Industrial Ecology* 9(1-2): 169-185.
- Muñoz Sánchez, V.M. y A.M. Pérez Flores. 2015. La alimentación en España en tiempos de crisis: nuevos modelos de valores y consumo. *Revista de Humanidades*(25): 169.
- Muradian, R. y J. Martínez Alier. 2001. Trade and environmental: from a «southern» perspective. *Ecological Economics* 36: 281-297.
- Murray, J. y M. Lenzen. 2013. *The sustainability practitioner's guide to multi-regional input-output analysis*. Champaign, ILL, USA: Common Ground Publishing.
- Myers, S.S., M.R. Smith, S. Guth, C.D. Golden, B. Vaitla, N.D. Mueller, A.D. Dangour, y P. Huybers. 2017. Climate Change and Global Food Systems: Potential Impacts on Food Security and Undernutrition. *Annual Review of Public Health* 38(1): 259-277.
- Nakamura, S. y Y. Kondo. 2002. Input-Output Analysis of Waste Management. *Journal of Industrial Ecology* 6(1): 39-63.
- Nakamura, S. y Y. Kondo. 2009. *Waste input-output analysis: concepts and application to industrial ecology*. Dordrecht, The Netherlands: Springer.
- Naredo, J.M. y A. Valero. 1999. *Desarrollo Económico y Deterioro Ecológico*. Madrid: Fundación Argentaria.
- Nemry, F., K. Thollier, B. Jansen, y J. Jansen. 2002. Identifying key products for the federal product & environment policy—final report. Institut Wallon de Développement Économique et Social et d'Aménagement du Territoire ASBL/Vlaamse Instelling voor Technologisch Onderzoek, Namur/Mol, Belgium.
- Neulinger, A. y J. Simon. 2011. Food consumption patterns and healthy eating across the household life cycle in Hungary. *International Journal of Consumer Studies* 35(5): 538-544.
- Neumayer, E. 2013. Weak versus strong sustainability: exploring the limits of two opposing

- paradigms. 4th editio. Cheltenham, UK: Edward Elgar.
- Ng, K.S. y L.S. To. 2020. A systems thinking approach to stimulating and enhancing resource efficiency and circularity in households. *Journal of Cleaner Production* 275: 123038.
- Nijdam, D.S. y H.C. Wilting. 2003. Environmental load due to private consumption. *Milieudruk consumptie in beeld*. Bilthoven, The Netherlands: Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu RIVM.
- Nijdam, D.S., H.C. Wilting, M.J. Goedkoop, y J. Madsen. 2005. Environmental load from Dutch private consumption: How much damage takes place abroad? *Journal of Industrial Ecology* 9(1/2): 147-168.
- Noorman, K.J. y T.S. Uiterkamp. 1998. *Green Households?: Domestic Consumers, Environment, and Sustainability*. Earthscan Publications Ltd.
- Noorman, K.J., W. Biesiot, y T.S. Uiterkamp. 1998. Household metabolism in the context of sustainability and environmental quality. En *Green Households? Domestic Consumers, Environment, and Sustainability*, editado por K J Noorman y T S Uiterkamp. Earthscan Publications Ltd.
- Norte Navarro, A.I. y R. Ortiz Moncada. 2011. Calidad de la dieta española según el índice de alimentación saludable. *Nutrición Hospitalaria* 26(2): 330-336.
- Notarnicola, B., G. Tassielli, P.A. Renzulli, V. Castellani, y S. Sala. 2017. Environmental impacts of food consumption in Europe. *Journal of Cleaner Production* 140: 753-765.
- Ocaña, G. 2018. ¿Cómo vamos en consumo de pescado? *Distribución y consumo* 28(154): 31-41.
- OCU. 2014. Agua del grifo: mejor de lo que pensamos. *OCU Compra maestra* 397: 24-27.
- Odum, H.T. 1971. *Environment, Power and Society*. New York, USA: Wiley.
- Odum, H.T. 1996. *Environmental Accounting: Energy and Environmental Decision Making*. New York, USA: Wiley.
- OECD. 2002a. *Towards sustainable household consumption? Trends and policies in OECD countries*. Paris, France: OECD Publication Service.
- OECD. 2002b. *Household energy and water consumption and waste generation: trends, environmental impacts and policy response*. Sector Case Studies Series. Paris, France: OECD Publication Service.
- OECD. 2008a. *Measuring material flows and resource productivity. Volume I: The OECD Guide*. Paris, France: OECD Publication Service.
- OECD. 2008b. *Measuring material flows and resource productivity. Volume II: The accounting framework*. Paris, France: OECD Publication Service.
- OECD. 2008c. *Measuring material flows and resource productivity. Volume III: Inventory of country activities*. Paris, France: OECD Publication Service.
- OECD. 2008d. *Growing Unequal?: Income Distribution and Poverty in OECD Countries*. Vol. 9789264044. Paris, France: OECD.
- OECD. 2018. *Rethinking Urban Sprawl: Moving towards sustainable cities*. Paris, France: OECD Publishing.
- Okada, A. 2012. Is an increased elderly population related to decreased CO2 emissions from road transportation? *Energy Policy* 45: 286-292.
- Oki, T. y S. Kanae. 2006. Global Hydrological Cycles and World Water Resources. *Science* 313(5790): 1068-1072.
- OMS. 2015. *Alimentación sana*. Nota Descriptiva 394.

- Ornetzeder, M., E.G. Hertwich, K. Hubacek, K. Korytarova, y W. Haas. 2008. The environmental effect of car-free housing: A case in Vienna. *Ecological Economics* 65(3): 516-530.
- Ortiz-Bevía, M.J., G. Sánchez-López, F.J. Álvarez-García, y A. Ruíz de Elvira. 2012. Evolution of heating and cooling degree-days in Spain: Trends and interannual variability. *Global and Planetary Change* 92-93: 236-247.
- Ostos, J.R. y E. Tello. 2014. A long-term view of water consumption in Barcelona (1860–2011): from deprivation to abundance and eco-efficiency? *Water International* 39(5): 587-605.
- Pachauri, S. 2004. An analysis of cross-sectional variations in total household energy requirements in India using micro survey data. *Energy Policy* 32(15): 1723-1735.
- Pachauri, S. 2007. An energy analysis of household consumption: Changing patterns of direct and indirect use in India. Vol. 13. Alliance for Global Sustainability Book Series. Springer.
- Pachauri, S. y D. Spreng. 2002. Direct and indirect energy requirements of households in India. *Energy Policy* 30(6): 511-523.
- Packard, V. 1960. *The Waste Makers*. New York, USA: David McKay.
- Papa, R., C. Gargiulo, y G. Angiello. 2014. The Factors Influencing Transport Energy Consumption in Urban Areas: a Review. *TeMA - Journal of Land Use, Mobility and Environment* 7(Special Issue): 737-747.
- Park, H.-C. y E. Heo. 2007. The direct and indirect household energy requirements in the Republic of Korea from 1980 to 2000—An input–output analysis. *Energy Policy* 35(5): 2839-2851.
- Pauliuk, S. y E.G. Hertwich. 2015. Socioeconomic metabolism as paradigm for studying the biophysical basis of human societies. *Ecological Economics* 119: 83-93.
- Pauliuk, S., G. Majeau-Bettez, y D.B. Müller. 2015. A General System Structure and Accounting Framework for Socioeconomic Metabolism. *Journal of Industrial Ecology* 19(5): 728-741.
- Pauly, D. y V. Christensen. 1995. Primary production required to sustain global fisheries. *Nature* 374(6519): 255-257.
- Payne, C.L., P. Scarborough, y L. Cobiac. 2016. Do low-carbon-emission diets lead to higher nutritional quality and positive health outcomes? A systematic review of the literature. *Public Health Nutrition* 19(14): 2654-2661.
- Pearce, D.W. y G.D. Atkinson. 1993. Capital theory and the measurement of sustainable development: an indicator of “weak” sustainability. *Ecological Economics* 8(2): 103-108.
- Pearce, D.W. y R.K. Turner. 1989. *Economics of Natural Resources and the Environment*. Baltimore, MD, USA: The Johns Hopkins University Press.
- Peet, N.J., A.J. Carter, y J.T. Baines. 1985. Energy in the New Zealand household, 1974–1980. *Energy* 10(11): 1197-1208.
- Pérez Albarracín, A. y I. Montero García. 2016. De sustentados a sustentadores: El rol de las personas mayores en la familia durante la crisis económica. *ReiDoCrea* 5: 40-55.
- Pérez Martínez, P.J. y A. Monzón de Cáceres. 2008. Consumo de energía por el transporte en España y tendencias de emisión. *Observatorio Medioambiental* 11: 127-147.
- Peters, G.P. y E.G. Hertwich. 2006. The Importance of Imports for Household Environmental Impacts. *Journal of Industrial Ecology* 10(3): 89-109.
- Pimentel, D. y M. Pimentel. 2003. Sustainability of meat-based and plant-based diets and the environment. *The American journal of clinical nutrition* 78(3 Suppl): 660S-663S.
- Pock, M. 2010. Gasoline demand in Europe: New insights. *Energy Economics* 32(1): 54-62.
- Polemis, M.L. 2006. Empirical assessment of the determinants of road energy demand in Greece.

- Energy Economics 28(3): 385-403.
- Poore, J. y T. Nemecek. 2018. Reducing food's environmental impacts through producers and consumers. *Science* 360(6392): 987-992.
- Poortinga, W., L. Steg, y C. Vlek. 2016. Values, Environmental Concern, and Environmental Behavior: A Study into Household Energy Use. *Environment and behavior* 36(1): 70-93.
- Poruschi, L. y C.L. Ambrey. 2018. Densification, what does it mean for fuel poverty and energy justice? An empirical analysis. *Energy Policy* 117: 208-217.
- Pozo, S. Del, E. Ruiz Moreno, T. Valero Gaspar, P. Rodríguez Alonso, y J.M. Ávila Torres. 2015. Sources of information on food consumption in Spain and Europe. *Nutricion hospitalaria* 31 Suppl 3: 29-37.
- Priya, T. y A. Uteng. 2009. Dynamics of transport and social exclusion: Effects of expensive driver's license. *Transport Policy* 16(3): 130-139.
- Proops, J.L.R., M. Faber, y G. Wagenhals. 1993. Reducing CO2 emissions : a comparative input-output-study for Germany and the UK. Springer-Verlag.
- Prüss-Üstün, A., J. Wolf, C. Corvalán, R. Bos, y M. Neira. 2016. Preventing disease through healthy environments: a global assessment of the burden of disease from environmental risks. Geneva, Switzerland: World Health Organization (WHO).
- Räty, R. y A. Carlsson-Kanyama. 2010. Energy consumption by gender in some European countries. *Energy Policy* 38(1): 646-649.
- Redclift, M. 1996. *Wasted. Counting the costs of global consumption*. London, UK: Earthscan.
- REE. 2021. *El sistema eléctrico español*. 2020. Alcobendas (Madrid).
- Rees, W.E. 1992. Ecological footprints and appropriated carrying capacity: what urban economics leaves out. *Environment and Urbanization* 4(2): 121-130.
- Registradores de España. 2019. *Estadística Registral Inmobiliaria. Anuario 2018*. Madrid, España: Colegio de Registradores de la Propiedad, Bienes Inmuebles y Mercantiles de España.
- Reinders, A.H.M.E., K. Vringer, y K. Blok. 2003. The direct and indirect energy requirement of households in the European Union. *Energy Policy* 31(2): 139-153.
- Reisch, L.A. y J. Thøgersen. 2015. *Handbook of research on sustainable consumption*. Cheltenham, UK: Edward Elgar Publishing.
- Reissig, C.J., E.C. Strain, y R.R. Griffiths. 2009. Caffeinated energy drinks--a growing problem. *Drug and alcohol dependence* 99(1-3): 1-10.
- Rentier, G., H. Lelieveldt, y G.J. Kramer. 2019. Varieties of coal-fired power phase-out across Europe. *Energy Policy* 132: 620-632.
- Reynolds, C., L. Goucher, T. Quested, S. Bromley, S. Gillick, V.K. Wells, D. Evans, et al. 2019. Consumption-stage food waste reduction interventions – What works and how to design better interventions. *Food Policy*. Elsevier Ltd, febrero 1.
- Ricciuto, L., V. Tarasuk, y A. Yatchew. 2006. Socio-demographic influences on food purchasing among Canadian households. *European Journal of Clinical Nutrition* 60(6): 778-790.
- Río, P. Del, D. Romero, M. Jorge, y M. Burguillo. 2012. Territorial differences for transport fuel demand in Spain: an econometric study. En *Green Taxation and Environmental Sustainability*, editado por Larry Kreiser et al. Cheltenham, UK: Edward Elgar.
- Roca, J. y M. Serrano. 2007. Income growth and atmospheric pollution in Spain: An input-output approach. *Ecological Economics* 63(1): 230-242.
- Roca, J., V. Alcántara, I. Arto, E. Padilla, y M. Serrano. 2013. La responsabilidad de la economía

- española en el calentamiento global. Madrid: La Catarata, FUHEM-Ecosocial.
- Rockström, J., W. Steffen, K. Noone, Å. Persson, F.S. Chapin, E.F. Lambin, T.M. Lenton, et al. 2009a. A safe operating space for humanity. *Nature* 461(7263): 472-475.
- Rojstaczer, S., S.M. Sterling, y N.J. Moore. 2001. Human appropriation of photosynthesis products. *Science* 294(5551): 2549-2552.
- Román-Collado, R. y M.J. Colinet. 2018. Are labour productivity and residential living standards drivers of the energy consumption changes? *Energy Economics* 74: 746-756.
- Romero-Jordán, D., C. Peñasco, y P. Del Río. 2014a. Analysing the determinants of household electricity demand in Spain. An econometric study. *International Journal of Electrical Power & Energy Systems* 63: 950-961.
- Romero-Jordán, D., P. Del Rio, y M. Burguillo. 2014b. Modelling fuel demand of passenger cars in Spain: A dynamic panel data analysis using the generalised method of moments. *Journal of Transport Economics and Policy* 48(PART 2): 315-332.
- Roos, E., E. Lahelma, M. Virtanen, R. Prättälä, y P. Pietinen. 1998. Gender, socioeconomic status and family status as determinants of food behaviour. *Social science & medicine* (1982) 46(12): 1519-29.
- Ropke, I. 1999. The dynamics of willingness to consume. *Ecological Economics* 28(3): 399-420.
- Ropke, I. 2001a. The environmental impact of changing consumption patterns: a survey. *International Journal of Environment and Pollution* 15(2): 127-145.
- Ropke, I. 2001b. Is consumption becoming less material? The case of services. *International Journal of Sustainable Development* 4(1): 33-47.
- Ropke, I. 2005. Trends in the development of ecological economics from the late 1980s to the early 2000s. *Ecological Economics* 55: 262-290.
- Ropke, I. y L. Reisch. 2004. *The Ecological Economics of consumption*. Cheltenham, UK: Edward Elgar.
- Rosas-Flores, J.A. y D.M. Gálvez. 2010. What goes up: Recent trends in Mexican residential energy use. *Energy* 35(6): 2596-2602.
- Rothengatter, W. 2011. Economic Crisis and Consequences for the Transport Sector. En *Transport Moving to Climate Intelligence*, editado por Werner Rothengatter et al. Transportation Research, Economics and Policy. Springer.
- Ruiz, E. y G. Varela-Moreiras. 2017. Azúcares totales y añadidos en la dieta media española: Estudio ANIBES. *Nutrición Hospitalaria* 34(4): 45-52.
- Ruiz, E., P. Rodríguez, T. Valero, J. Ávila, J. Aranceta-Bartrina, Á. Gil, M. González-Gross, R. Ortega, L. Serra-Majem, y G. Varela-Moreiras. 2017. Dietary Intake of Individual (Free and Intrinsic) Sugars and Food Sources in the Spanish Population: Findings from the ANIBES Study. *Nutrients* 9(3): 275.
- Ruiz-Huerta, J. y R. Martínez. 1994. La pobreza en España: ¿qué nos muestran las encuestas de presupuestos familiares? *Documentación social* 96: 15-109.
- Ruiz-Peñalver, S.M., M. Rodríguez, y J.A. Camacho. 2019. A waste generation input output analysis: The case of Spain. *Journal of Cleaner Production* 210: 1475-1482.
- Sabates, R., B.W. Gould, y H.J. Villarreal. 2001. Household composition and food expenditures: a cross-country comparison. *Food Policy* 26(6): 571-586.
- Sachs, W., R. Loske, y M. Linz. 1998. *Greening the north a post-industrial blueprint for ecology and equity*. London: Zed.

- Sáez-Almendros, S., B. Obrador, A. Bach-Faig, y L. Serra-Majem. 2013. Environmental footprints of Mediterranean versus Western dietary patterns: beyond the health benefits of the Mediterranean diet. *Environmental Health* 12(1): 118.
- Sala, S. y V. Castellani. 2019. The consumer footprint: Monitoring sustainable development goal 12 with process-based life cycle assessment. *Journal of Cleaner Production* 240: 118050.
- Sala, S., E. Crenna, M. Secchi, y E. Sanyé-Mengual. 2020. Environmental sustainability of European production and consumption assessed against planetary boundaries. *Journal of Environmental Management* 269: 110686.
- Sala, S., L. Benini, A. Beylot, V. Castellani, A. Cerutti, S. Corrado, E. Crenna, et al. 2019. Consumption and Consumer Footprint: methodology and results. Luxembourg: EUR 29441 EN, Publications Office of the European Union.
- Samaniego-Vaesken, M., T. Partearroyo, E. Ruiz, J. Aranceta-Bartrina, Á. Gil, M. González-Gross, R. Ortega, L. Serra-Majem, y G. Varela-Moreiras. 2018. The Influence of Place of Residence, Gender and Age Influence on Food Group Choices in the Spanish Population: Findings from the ANIBES Study. *Nutrients* 10(4): 392.
- Sánchez-Sellero, M.C. y P. Sánchez-Sellero. 2019. Variables determining total and electrical expenditure in Spanish households. *Sustainable Cities and Society* 48: 101535.
- Sans, P. y P. Combris. 2015. World meat consumption patterns: An overview of the last fifty years (1961–2011). *Meat Science* 109: 106-111.
- Sanz Oliva, J., y J. Arana Landa, eds. 2018. Comisión de expertos sobre escenarios de transición energética: Análisis y propuestas para la descarbonización. Madrid, España.
- Sanz, A., P. Vega, y M. Mateos. 2016. Cuentas ecológicas del transporte en España. Volumen 1: Resultados. 2a edición. Madrid: Libros en Acción.
- Sareen, S., H. Thomson, S. Tirado Herrero, J.P. Gouveia, I. Lippert, y A. Lis. 2020. European energy poverty metrics: Scales, prospects and limits. *Global Transitions* 2: 26-36.
- Schaffartzik, A., A. Mayer, S. Gingrich, N. Eisenmenger, C. Loy, y F. Krausmann. 2014. The global metabolic transition: Regional patterns and trends of global material flows, 1950–2010. *Global Environmental Change* 26(1): 87-97.
- Schipper, L. 1995. Determinants of automobile use and energy consumption in OECD countries. *Annual Review of Energy and the Environment* 20(1): 325-386.
- Schipper, L., S. Bartlett, D. Hawk, y E. Vine. 2003. Linking Life-Styles and Energy Use: A Matter of Time? *Annual Review of Energy* 14: 273-320.
- Schor, J.B. 2005. Prices and quantities: Unsustainable consumption and the global economy. *Ecological Economics* 55(3): 309-320.
- Scott, C. y A.M. Johnstone. 2012. Stress and Eating Behaviour: Implications for Obesity. *Obesity Facts* 5(2): 277-287.
- Scott, K.R. 2015. Demand and price uncertainty: Rational habits in international gasoline demand. *Energy* 79(C): 40-49.
- Sempere, J. 2009. Mejor con menos: Necesidades, explosión consumista y crisis ecológica. Editorial Crítica.
- SENC. 2004. Guía de la alimentación saludable. Madrid, España.
- Serrada, R. y G.M. González. 2008. Compendio de selvicultura aplicada en España. Madrid, España: Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria.
- Serra-Majem, L. y I. Castro-Quezada. 2014. La alimentación en tiempos de crisis. *Nutrición*

- Clínica en Medicina 8(2): 35-46.
- Serrano, M. 2008. Economic activity and atmospheric pollution in Spain: an input-output approach. Barcelona, Spain: PhD Thesis, Universitat de Barcelona.
- Shiraki, H., K. Matsumoto, Y. Shigetomi, T. Ehara, Y. Ochi, y Y. Ogawa. 2020. Factors affecting CO₂ emissions from private automobiles in Japan: The impact of vehicle occupancy. *Applied Energy* 259: 114196.
- Sibrian, R. 2008. Deriving food security information from national household budget surveys. Experiencies, achievements and challenges. Rome, Italy: FAO.
- Sinclair, P., E. Papathanasopoulou, W. Mellor, y T. Jackson. 2005. Towards an integrated regional materials flow accounting model. *Journal of Industrial Ecology* 9(1/2): 69-84.
- Singh, S.J., F. Krausmann, S. Gingrich, H. Haberl, K.-H. Erb, P. Lanz, J. Martinez-Alier, y L. Temper. 2012. India's biophysical economy, 1961-2008. Sustainability in a national and global context. *Ecological Economics* 76(0): 60-69.
- Skidelsky, R. y E. Skidelsky. 2012. How much is enough? : money and the good life. Penguin Random House.
- Smeets, E. y R. Weterings. 1999. Environmental indicators: Typology and overview. Technical Report. Copenhagen, Denmark: European Environment Agency.
- Smil, V. 2004. Improving Efficiency and Reducing Waste in Our Food System. *Environmental Sciences* 1(1): 17-26.
- Smith, K.R., H. Frumkin, K. Balakrishnan, C.D. Butler, Z.A. Chafe, I. Fairlie, P. Kinney, et al. 2013. Energy and human health. *Annual Review of Public Health* 34: 159-188.
- Sobrino, N. y A. Monzón De Cáceres. 2014. The impact of the economic crisis and policy actions on GHG emissions from road transport in Spain. *Energy Policy* 74(C): 486-498.
- Solow, R. 1993. An almost practical step toward sustainability. *Resources Policy* 19(3): 162-172.
- Solow, R.M. 1974. The Economics of Resources or the Resources of Economics. *American Economic Review* 64(2): 1-14.
- Song, G., M. Li, H. Musoke Semakula, y S. Zhang. 2015. Food consumption and waste and the embedded carbon, water and ecological footprints of households in China. *Science of The Total Environment* 529: 191-197.
- Soto, D., J. Infante-Amate, G.I. Guzmán, A. Cid, E. Aguilera, R. García, y M. González de Molina. 2016. The social metabolism of biomass in Spain, 1900–2008: From food to feed-oriented changes in the agro-ecosystems. *Ecological Economics* 128: 130-138.
- Sovacool, B.K. 2011. Conceptualizing urban household energy use: Climbing the “Energy Services Ladder”. *Energy Policy* 39(3): 1659-1668.
- Spangenberg, J.H. y S. Lorek. 2002. Environmentally sustainable household consumption: from aggregate environmental pressures to priority fields of action. *Ecological Economics* 43(2-3): 127-140.
- Spash, C.L. 2012. New foundations for ecological economics. *Ecological Economics* 77(0): 36-47.
- Spash, C.L. 2020. A tale of three paradigms: Realising the revolutionary potential of ecological economics. *Ecological Economics* 169: 106518.
- Stadler, K., R. Wood, T. Bulavskaya, C.-J. Södersten, M. Simas, S. Schmidt, A. Usubiaga, et al. 2018. EXIOBASE 3: Developing a Time Series of Detailed Environmentally Extended Multi-Regional Input-Output Tables. *Journal of Industrial Ecology* 22(3): 502-515.

- Steenberghen, T. y E. López. 2008. Overcoming barriers to the implementation of alternative fuels for road transport in Europe. *Journal of Cleaner Production* 16(5): 577-590.
- Steen-Olsen, K., J. Weinzettel, G. Cranston, A.E. Ercin, y E.G. Hertwich. 2012. Carbon, land, and water footprint accounts for the European Union: Consumption, production, and displacements through international trade. *Environmental Science and Technology* 46(20): 10883-10891.
- Steen-Olsen, K., R. Wood, y E.G. Hertwich. 2016. The Carbon Footprint of Norwegian Household Consumption 1999–2012. *Journal of Industrial Ecology* 20(3): 582-592.
- Steffen, W., A. Sanderson, P. Tyson, J. Jäger, P. Matson, B. Moore, F. Oldfield, et al. 2005. *Global Change and the Earth System. Global Change — The IGBP Series, 1*. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg.
- Steffen, W., J. Grinevald, P.J. Crutzen, y J. McNeill. 2011. The Anthropocene: conceptual and historical perspectives. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London, A* 369(1938): 842-867.
- Steffen, W., J. Rockström, K. Richardson, T.M. Lenton, C. Folke, D. Liverman, C.P. Summerhayes, et al. 2018. Trajectories of the Earth System in the Anthropocene. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 115(33): 8252-8259.
- Steffen, W., K. Richardson, J. Rockström, S.E. Cornell, I. Fetzer, E.M. Bennett, R. Biggs, et al. 2015b. Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. *Science (New York, N.Y.)* 347(6223): 1259855.
- Steffen, W., W. Broadgate, L. Deutsch, O. Gaffney, y C. Ludwig. 2015a. The trajectory of the Anthropocene: The Great Acceleration. *The Anthropocene Review* 2(1): 81-98.
- Steg, L. y C. Vlek. 2009. Encouraging pro-environmental behaviour: An integrative review and research agenda. *Journal of Environmental Psychology* 29(3): 309-317.
- Steg, L., G. Perlaviciute, y E. van der Werff. 2015. Understanding the human dimensions of a sustainable energy transition. *Frontiers in Psychology* 6: 805.
- Steg, P.G., P.G. Steg, B.M. Scirica, S.C. Smith, E.M. Ohman, K.A. Eagle, S. Goto, J.I. Cho, D.L. Bhatt, y REduction of Atherothrombosis for Continued Health (REACH) Registry Investigators. 2012. Living Alone and Cardiovascular Risk in Outpatients at Risk of or With Atherothrombosis. *Archives of Internal Medicine* 172(14): 1086.
- Stenmarck, Å., C. Jensen, T. Quested, y G. Moates. 2016. Estimates of European food waste levels. Stockholm, Sweden: FUSIONS EU Project: Reducing food waste through social innovation.
- Stuart, T. 2011. *Despilfarro: el escándalo global de la comida*. Madrid, España: Alianza Editorial.
- Suh, S. 2009. *Handbook of Input-Output Economics in Industrial Ecology*. Springer.
- Suh, S., M. Lenzen, G.J. Treloar, H. Hondo, A. Horvath, G. Huppes, O. Jolliet, et al. 2004. System Boundary Selection in Life-Cycle Inventories Using Hybrid Approaches. *Environmental Science & Technology* 38(3): 657-664.
- Sukarno, I., H. Matsumoto, y L. Susanti. 2017. Household lifestyle effect on residential electrical energy consumption in Indonesia: On-site measurement methods. *Urban Climate* 20: 20-32.
- Syrda, J. 2017. The impact of marriage and parenthood on male body mass index: Static and dynamic effects. *Social Science & Medicine* 186: 148-155.
- Takase, K., Y. Kondo, y A. Washizu. 2005. An analysis of sustainable consumption by the waste input-output model. *Journal of Industrial Ecology* 9(1/2): 201-219.
- Tang, Z., S. Wu, y J. Zou. 2020. Consumption substitution and change of household indirect

- energy consumption in China between 1997 and 2012. *PLOS ONE* 15(8): e0221664.
- TEEB. 2010a. *The Economics of Ecosystems and Biodiversity Ecological and Economic Foundations*. London, UK: Earthscan.
- TEEB. 2010b. *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Mainstreaming the Economics of Nature: A Synthesis of the Approach, Conclusions and Recommendations of TEEB*.
- Tello, T., E. Galán, V. Sacristán, G. Cunfer, G.I. Guzmán, M. González de Molina, F. Krausmann, S. Gingrich, R. Padró, I. Marco, D. Moreno-Delgado. 2016. Opening the black box of energy throughputs in farm systems: A decomposition analysis between the energy returns to external inputs, internal biomass reuses and total inputs consumed (the Vallès County, Catalonia, c.1860 and 1999). *Ecological Economics* 121: 160-174.
- Temple, J.L., C. Bernard, S.E. Lipshultz, J.D. Czachor, J.A. Westphal, y M.A. Mestre. 2017. The Safety of Ingested Caffeine: A Comprehensive Review. *Frontiers in psychiatry* 8: 80.
- Thornton, P.K. 2010. Livestock production: recent trends, future prospects. *Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences* 365(1554): 2853-67.
- Throne-Holst, H., E. Stø, R. Kok, y H.C. Moll. 2002. *Household Metabolism in the five cities. Norwegian National Report-Fredrikstad*. Lysaker, Norway: SIFO report. 9. National Institute for Consumer research.
- Tilman, D. y M. Clark. 2014. Global diets link environmental sustainability and human health. *Nature* 515(7528): 518-522.
- Tilman, D. y M. Clark. 2015. *Food, Agriculture and the Environment: Can We Feed the World and Save the Earth?* *Daedalus* 144(4): 8-23.
- Tilman, D., C. Balzer, J. Hill, y B.L. Befort. 2011. Global food demand and the sustainable intensification of agriculture. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 108(50): 20260-4.
- Timmer, M.P., B. Los, R. Stehrer, y G.J. De Vries. 2016. *An anatomy of the global trade slowdown based on the WIOD 2016 release*. GGDC research memorandum number 162, University of Groningen, Groningen, The Netherlands.
- Tirado Herrero, S., L. Jiménez Meneses, y V.M. López Fernández, J.L. Irigoyen Hidalgo. 2018. *La pobreza energética en España 2018. Hacia un sistema de indicadores y una estrategia de acción estatales*. Madrid, España.
- Tisserant, A., S. Pauliuk, S. Merciai, J. Schmidt, J. Fry, R. Wood, y A. Tukker. 2017. Solid Waste and the Circular Economy: A Global Analysis of Waste Treatment and Waste Footprints. *Journal of Industrial Ecology* 21(3): 628-640.
- Tsemekidi Tzeiranaki, S., P. Bertoldi, F. Diluiso, L. Castellazzi, M. Economidou, N. Labanca, T. Ribeiro Serrenho, y P. Zangheri. 2019. Analysis of the EU Residential Energy Consumption: Trends and Determinants. *Energies* 12(6): 1065.
- Tukker, A. y B. Jansen. 2006. Environmental impacts of products: A detailed review of studies. *Journal of Industrial Ecology* 10(3): 159-182.
- Tukker, A. y E. Dietzenbacher. 2013. Global multiregional input-output frameworks: An introduction and outlook. *Economic Systems Research* 25(1): 1-19.
- Tukker, A., G. Huppes, J.B. Guinée, R. Heijungs, A. de Koning, L. van Oers, S. Suh, T. Geerken, van M. Holderbeke, y B. Jansen. 2006. *Environmental impact of products (EIPRO): Analysis of the life cycle environmental impacts related to the final consumption of the EU-25*. Sevilla,

- Spain: European Commission, Joint Research Centre, Institute for Prospective Technological Studies.
- Tukker, A., M.J. Cohen, K. Hubacek, y O. Mont. 2010. Sustainable Consumption and Production. *Journal of Industrial Ecology* 14(1): 1-3.
- Turagabeci, A.R., K. Nakamura, M. Kizuki, y T. Takano. 2007. Family structure and health, how companionship acts as a buffer against ill health. *Health and quality of life outcomes* 5: 61.
- UN. 2009. System of national accounts 2008. New York: United Nations.
- UN. 2014. System of Environmental-Economic Accounting 2012-Central Framework. United Nations Publications.
- UN. 2015. Transforming our world: the 2030 Agenda for Sustainable Development. Resolution. New York, NY, USA.
- UN. 2017. World Population Prospects: The 2017 Revision. New York, USA: Department of Economic and Social Affairs, Population Division.
- UNEP. 2011. Paving the way for sustainable consumption and production: the Marrakech process progress report. Paris, France: UNEP Division of Technology, Industry and Economics (DTIE).
- USDA. 2017. Dietary guidelines for Americans 2015-2020. New York, USA: Skyhorse Publishing Inc.
- Uusitalo, L. 1982. Environmental impact of changes in consumption styles. *Journal of Macromarketing* 2(2): 16-30.
- Valor, E., V. Meneu, y V. Caselles. 2001. Daily air temperature and electricity load in Spain. *Journal of applied Meteorology* 40(8): 1413-1421.
- Van den Bergh, J.C.J.M.. 2008. Environmental regulation of households: An empirical review of economic and psychological factors. *Ecological Economics* 66(4): 559-574.
- Van Dooren, C., M. Marinussen, H. Blonk, H. Aiking, y P. Vellinga. 2014. Exploring dietary guidelines based on ecological and nutritional values: A comparison of six dietary patterns. *Food Policy* 44: 36-46.
- Vance, C. y R. Iovanna. 2007. Gender and the Automobile: Analysis of Nonwork Service Trips. *Transportation Research Record* 2013(1): 54-61.
- Vanham, D., A.Y. Hoekstra, y G. Bidoglio. 2013. Potential water saving through changes in European diets. *Environment International* 61: 45-56.
- Varela-Moreiras, G. 2014. La dieta española, fortalezas y debilidades. *Nutrición Clínica* 8(3-2014): 109-120.
- Varela-Moreiras, G., J.M. Ávila, C. Cuadrado, S. Del Pozo, E. Ruiz, y O. Moreiras. 2010. Evaluation of food consumption and dietary patterns in Spain by the Food Consumption Survey: updated information. *European Journal of Clinical Nutrition* 64(S3): S37.
- Vartanian, L.R., M.B. Schwartz, y K.D. Brownell. 2007. Effects of Soft Drink Consumption on Nutrition and Health: A Systematic Review and Meta-Analysis. *American Journal of Public Health* 97(4): 667-675.
- Venuta, M.L., H.C. Moll, E. Stø, y H. Throne-Holst. 2002. Household Metabolism in Padua. Italian National Report. Padua, Italy: Padua University.
- Vermeulen, S.J., B.M. Campbell, y J.S.I. Ingram. 2012. Climate Change and Food Systems. *Annual Review of Environment and Resources* 37(1): 195-222.
- Viggers, H., M. Keall, K. Wickens, y P. Howden-Chapman. 2017. Increased house size can cancel

- out the effect of improved insulation on overall heating energy requirements. *Energy Policy* 107: 248-257.
- Vilà Trepatal, I. 2019. Informe Alimentación Saludable 2018: Análisis internacional, nacional y autonómico. Estado de la cuestión. EAE Business School, Madrid, España.
- Vita, G., J.R. Lundström, E.G. Hertwich, J. Quist, D. Ivanova, K. Stadler, y R. Wood. 2019. The Environmental Impact of Green Consumption and Sufficiency Lifestyles Scenarios in Europe: Connecting Local Sustainability Visions to Global Consequences. *Ecological Economics* 164: 106322.
- Vitousek, P.M., H.A. Mooney, J. Lubchenco, y J.M. Melillo. 1997. Human domination of Earth's ecosystems. *Science* 277(5325): 494-499.
- Vringer, K. 2005. Analysis of the energy requirement for household consumption. University of Utrecht, The Netherlands.
- Vringer, K. y K. Blok. 1995. The direct and indirect energy requirements of households in the Netherlands. *Energy Policy* 23(10): 893-910.
- VSF. 2019. Carne de cañón. Por qué comemos tanta carne y cómo nos enferma. Barcelona, España: VSF - Justicia Alimentaria.
- Wackernagel, M. y W.E. Rees. 1996. Our ecological footprint: reducing human impact on the earth. Gabriola Island (BC), Canada: New Society Publishers.
- Wackernagel, M., B. Beyers, y K. Rout. 2019. Ecological footprint: managing our biocapacity budget. Gabriola Island (BC), Canada: New Society Publishers.
- Wakimoto, P. y G. Block. 2001. Dietary Intake, Dietary Patterns, and Changes With Age: An Epidemiological Perspective. *The Journals of Gerontology Series A: Biological Sciences and Medical Sciences* 56(Supplement 2): 65-80.
- Wal, J. Van der y K. Noorman. 1998. Analysis of household metabolic flows. En *Green Households? Domestic Consumers, Environment and Sustainability*, editado por Klaas Jan Noorman y Ton Schoot Uiterkamp. Amsterdam, The Netherlands: Earthscan Publications Ltd.
- Wang, H., X. Ou, y X. Zhang. 2017. Mode, technology, energy consumption, and resulting CO2 emissions in China's transport sector up to 2050. *Energy Policy* 109: 719-733.
- Wang, T. y B. Lin. 2019. Fuel consumption in road transport: A comparative study of China and OECD countries. *Journal of Cleaner Production* 206: 156-170.
- Ward, B. y R.J. Dubos. 1972. *Only one Earth: the care and maintenance of a small planet*. New York, USA.: W. W. Norton.
- Wardle, J., A.M. Haase, A. Steptoe, M. Nillapun, K. Jonwutiwes, y F. Bellisie. 2004. Gender differences in food choice: The contribution of health beliefs and dieting. *Annals of Behavioral Medicine* 27(2): 107-116.
- WCED. 1987. *Our common future*. Report of the World Commission on Environment and Development. United Nations.
- Weber, C. y A. Perrels. 2000. Modelling lifestyle effects on energy demand and related emissions. *Energy Policy* 28(8): 549-566.
- Weber, C.L. y H.S. Matthews. 2008. Quantifying the global and distributional aspects of American household carbon footprint. *Ecological Economics* 66(2-3): 379-391.
- Weidema, B.P., A.M. Nielsen, K. Christiansen, G. Norris, P. Notten, S. Suh, y J. Madsen. 2005. Prioritisation within the integrated product policy. Environmental Project. Copenhagen,

- Denmark: Danish Environmental Protection Agency.
- Weisz, H. y J.K. Steinberger. 2010. Reducing energy and material flows in cities. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 2(3): 185-192.
- Westhoek, H., J.P. Lesschen, T. Rood, S. Wagner, A. De Marco, D. Murphy-Bokern, A. Leip, H. van Grinsven, M.A. Sutton, y O. Oenema. 2014. Food choices, health and environment: Effects of cutting Europe's meat and dairy intake. *Global Environmental Change* 26: 196-205.
- White, T. 2000. Diet and the distribution of environmental impact. *Ecological Economics* 34(1): 145-153.
- Wiedenhofer, D., D. Guan, Z. Liu, J. Meng, N. Zhang, y Y.M. Wei. 2016. Unequal household carbon footprints in China. *Nature Climate Change* 2017 7:1 7(1): 75-80.
- Wiedenhofer, D., M. Lenzen, y J.K. Steinberger. 2013. Energy requirements of consumption: Urban form, climatic and socio-economic factors, rebounds and their policy implications. *Energy Policy* 63: 696-707.
- Wiedmann, T. 2009. A review of recent multi-region input-output models used for consumption-based emission and resource accounting. *Ecological Economics* 69(2): 211-222.
- Wiedmann, T. y M. Lenzen. 2018. Environmental and social footprints of international trade. *Nature Geoscience* 2018 11:5 11(5): 314-321.
- Wiedmann, T., H.C. Wilting, M. Lenzen, S. Lutter, y V. Palm. 2011. Quo Vadis MRIO? Methodological, data and institutional requirements for multi-region input-output analysis. *Ecological Economics* 70(11): 1937-1945.
- Wiedmann, T., M. Lenzen, K. Turner, y J. Barrett. 2007. Examining the global environmental impact of regional consumption activities — Part 2: Review of input-output models for the assessment of environmental impacts embodied in trade. *Ecological Economics* 61(1): 15-26.
- Wiedmann, T.O., H. Schandl, M. Lenzen, D. Moran, S. Suh, J. West, y K. Kanemoto. 2013. The material footprint of nations. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*: 1220362110-.
- Wier, M., M. Lenzen, J. Munksgaard, y S. Smed. 2001. Effects of household consumption patterns on CO2 requirements. *Economic Systems Research* 13(3): 259-274.
- Wilk, R. 2004a. Morals and metaphors: The meaning of consumption. En *Elusive consumption*, editado por Karin M. Ekström y Helene Brembeck. London, UK: Routledge.
- Wilk, R. 2004b. Questionable assumptions about sustainable consumption. En *The Ecological Economics of Consumption*, editado por Lucia A. Reisch y Inge Ropke. Cheltenham, UK: Edward Elgar.
- Willett, W.C., F. Sacks, A. Trichopoulou, G. Drescher, A. Ferro-Luzzi, E. Helsing, y D. Trichopoulos. 1995. Mediterranean diet pyramid: a cultural model for healthy eating. *The American journal of clinical nutrition* 61(6 Suppl): 1402S-1406S.
- Wilting, H.C. y W. Biesiot. 1998. Household energy requirements. En *Green Households? Domestic Consumers, Environment and Sustainability*, editado por Klaas Jan Noorman y Ton Schoot Uiterkamp. Amsterdam, The Netherlands: Earthscan Publications Ltd.
- Wilting, H.C., R.M.J. Benders, R. Kok, W. Biesiot, y H.C. Moll. 2004. Energy Analysis Program EAP a manual for version 3.5. The Netherlands.
- Wilting, H.C., W. Biesiot, y H.C. Moll. 1995. Energy Analysis Program (EAP): a manual for version 2.0. The Netherlands.

- Wilting, H.C., W. Biesiot, y H.C. Moll. 1998. An input-output based methodology for the evaluation of technological and demand-side energy conservation options. En Proceedings of the Twelfth International Conference in Input-Output Techniques. New York, USA: Center for Energy and Environmental Studies, mayo.
- Withanage, S.V., G.M. Dias, y K. Habib. 2021. Review of household food waste quantification methods: Focus on composition analysis. *Journal of Cleaner Production* 279: 123722.
- Wolk, A. 2017. Potential health hazards of eating red meat. *Journal of Internal Medicine* 281(2): 106-122.
- Woo, K., T. Kwok, y D. Celermajer. 2014. Vegan Diet, Subnormal Vitamin B-12 Status and Cardiovascular Health. *Nutrients* 6(8): 3259-3273.
- Wood, A.M., S. Kaptoge, A.S. Butterworth, P. Willeit, S. Warnakula, T. Bolton, E. Paige, et al. 2018. Risk thresholds for alcohol consumption: combined analysis of individual-participant data for 599 912 current drinkers in 83 prospective studies. *Lancet (London, England)* 391(10129): 1513-1523.
- Wright, L.A., S. Kemp, y I. Williams. 2011. 'Carbon footprinting': towards a universally accepted definition. *Carbon Management* 2(1): 61-72.
- Yu, M., T. Wiedmann, y S. Langdon. 2021. Assessing the greenhouse gas mitigation potential of urban precincts with hybrid life cycle assessment. *Journal of Cleaner Production* 279: 123731.
- Zacarias-Farah, A. y E. Geyer-Allély. 2003. Household consumption patterns in OECD countries: trends and figures. *Journal of Cleaner Production* 11(8): 819-827.
- Zalasiewicz, J., M. Williams, A. Smith, T.L. Barry, A.L. Coe, P.R. Bown, P. Brenchley, D. Cantrill, A. Gale, y P. Gibbard. 2008. Are we now living in the Anthropocene? *Gsa Today* 18(2): 4.
- Zhang, Y., Z. Yang, y X. Yu. 2015. Urban Metabolism: A Review of Current Knowledge and Directions for Future Study. *Environmental Science and Technology* 49(19): 11247-11263.
- Zhang, Y.J., X.J. Bian, W. Tan, y J. Song. 2017. The indirect energy consumption and CO₂ emission caused by household consumption in China: an analysis based on the input-output method. *Journal of Cleaner Production* 163: 69-83.

ANEXO I

EL METABOLISMO ECONÓMICO DE LOS HOGARES EN ESPAÑA. UN ANÁLISIS REGIONAL DE LOS FLUJOS FÍSICOS Y EL IMPACTO AMBIENTAL DE LOS MODELOS DE CONSUMO.

Tabla A1. Coeficientes usados para transformar unidades de vectores energéticos en energía final

Fuente energética	Coeficiente	Unidades
Electricidad	0,0000036	TJ/kWh
Combustibles sólidos	0,0000273	TJ/kg
Gas licuado	0,00004615	TJ/kg
Combustibles líquidos (media entre gasolina y gasóleo)	0,00003477	TJ/L
Gas ciudad y Natural	0,000033939	TJ/m ³

Fuente: A partir de coeficientes del Anexo 3 del Manual de Estadísticas Energéticas de la Agencia Internacional de la Energía (IEA y EUROSTAT 2005).

Tabla A2 Coeficientes usados para la estimación del consumo de cada equipamiento en las CCAA, según su pertenencia a una determinada zona climática.

EQUIPAMIENTO	Zona Atlántica	Zona Continental	Zona Mediterránea	TOTAL
Calefacción	92,8 %	95,1 %	86,2 %	90,0 %
ACS	99,9 %	99,7 %	99,9 %	99,8 %
Cocina	100 %	100 %	100 %	100 %
Refrigeración	1,1 %	39,3 %	66,7 %	48,9 %
Iluminación	100 %	100 %	100 %	100 %
Frigoríficos	99,9 %	99,8 %	99,4 %	99,6 %
Congeladores	30,1 %	22,5 %	22 %	23,2 %
Lavadoras	91,9 %	94,1 %	92,5 %	92,9 %
Lavavajillas	41,9 %	55,9 %	54,1 %	53,1 %
Secadora	19,1 %	21,4 %	34,9 %	28,3 %
Horno	82,5 %	75,4 %	77,1 %	77,1 %
Televisión	100 %	100 %	100 %	100 %
Ordenador	41 %	44,7 %	48,9 %	46,5 %
Modo en espera	100 %	100 %	100 %	100 %
Resto	100 %	100 %	100 %	100 %

Fuente: Elaboración propia a partir de IDAE (2011), pág. 45.

Tabla A3 Coeficientes usados para la estimación de las emisiones directas de Gases de Efecto Invernadero a partir del consumo de las distintas fuentes de energía (kgCO₂-eq/TJ)

Carburante transporte (promedio de Gasolina y Diésel)	73.291
Derivados petróleo para el hogar (Gasóleo y GLP)	69.322
Combustibles sólidos (media carbón, carbón vegetal, leña y ramas, otra biomasa)	129.368
Gas Natural	56.546

Fuente: Panel Intergubernamental de Cambio Climático de Naciones Unidas (IPCC 2006).

Tabla A4 Coeficientes usados para la estimación de las emisiones indirectas de Gases de Efecto Invernadero del transporte a partir del consumo (kgCO₂-eq/kg carburante)

Gasolina	0,90495
Diésel	0,59077
Promedio (coeficiente tomado)	0,74786

Fuente: Base de Datos ELCD del de la UE (ELCD 2013) explotada con OpenLCA.

Tabla A5. Agregación de las categorías COICOP/HBS usadas en este trabajo.

COICOP/HBS (4 dígitos)	COICOP/HBS (5 dígitos) Categorías agregadas
0111 Pan y cereales	01111 Arroz.
	01112 Pan.
	01113 Otros productos de panadería.
	01114 Pastas alimenticias.
	01115 Productos de pastelería y masas cocinadas.
	01116 Sandwich.
	01117 Otros productos elaborados con cereales, no recogidos anteriormente.
0112 Carne	01121 Carne de bovino (fresca, refrigerada, congelada).
	01122 Carne de cerdo (fresca, refrigerada, congelada).
	01123 Carne de ovino y caprino (fresca, refrigerada, congelada).
	01124 Carne de ave (fresca, refrigerada, congelada).
	01125 Charcutería y carne seca, salada o ahumada.
	01126 Carnes preparadas y otros productos conteniendo carne.
	01127 Otras carnes comestibles (frescas y congeladas).
	01128 Despojos, menudillos y casquería.
0113 Pescado	01131 Pescados frescos o refrigerados.
	01132 Pescados congelados.
	01133 Crustáceos y moluscos frescos, refrigerados o congelados.
	01134 Pescados y mariscos secos, ahumados o salados.
	01135 Otros pescados y mariscos procesados, conservados y preparados.
0114 Leche, derivados y huevos	01141 Leche entera.
	01142 Leche semidescremada y descremada.
	01143 Leche conservada.
	01144 Yogures y leches fermentadas.
	01145 Queso y requesón.
	01146 Otros productos a base de leche.
	01147 Huevos.
0115 Aceites y grasas	01151 Mantequilla.
	01152 Margarina y otras grasas vegetales.
	01153 Aceite de oliva.
	01154 Otros aceites comestibles.
	01155 Otras grasas animales.
0116 Frutas	01161 Cítricos (frescos, refrigerados o congelados).
	01162 Plátanos (frescos, refrigerados o congelados).
	01163 Manzanas (frescos, refrigerados o congelados).
	01164 Peras (frescos, refrigerados o congelados).
	01165 Frutas con hueso (frescos, refrigerados o congelados).
	01166 Aceitunas.
	01167 Bayas (frescos, refrigerados o congelados).
	01168 Otras frutas (frescos, refrigerados o congelados).
	01169 Frutos secos.
	01160 Frutas preparadas y en conserva.
0117 Hortalizas, legumbres y tubérculos	01171 Hortalizas de hoja o de tallo (frescas o refrigeradas).
	01172 Coles (frescas o refrigeradas).
	01173 Hortalizas cultivadas por su fruto (frescas o refrigeradas).
	01174 Hortalizas con raíz o bulbo y setas (frescas o refrigeradas).
	01175 Legumbres y hortalizas secas.
	01176 Verduras congeladas.
	01177 Legumbres y hortalizas en conserva o preparadas, y otros productos a base de legumbres y hortalizas
	01178 Patatas.
	01179 Productos derivados de las patatas, mandioca y otros tubérculos.

Tabla A5. Agregación de las categorías COICOP/HBS usadas en este trabajo (continuación).

COICOP/HBS (4 dígitos)	COICOP/HBS (5 dígitos) Categorías agregadas	
0118 Azúcar y dulces	01181	Azúcar.
	01182	Confitura, mermelada y miel.
	01183	Chocolate en barra o en tableta.
	01184	Confitería.
	01185	Helados.
	01186	Otros productos a base de azúcar.
0121 Café, té y cacao	01211	Café.
	01212	Té e infusiones.
	01213	Cacao.
0122 Agua mineral, refrescos y zumos	01221	Agua mineral.
	01222	Bebidas refrescantes con o sin gas.
	01223	Zumos de frutas.
	01224	Zumos de vegetales.
0211 Espirituosos y licores	02111	Espirituosos y licores.
0212 Vino	02121	Vino de uvas y otras frutas fermentadas.
	02122	Otros vinos.
0213 Cerveza	02131	Cerveza.

Tabla A6. Coeficientes para la transformación de volúmenes y unidades de alimentos en unidades de masa (kg)

Producto	Densidad	Referencia (página)
Leche		
Leche entera	1,03 kg/L	(Charrondiere et al. 2012) (pág. 10)
Leche semidesnatada o desnatada	1,03 kg/L	(Charrondiere et al. 2012) (pág. 10)
Aceites		
Aceite oliva	0,92 kg/L	(Charrondiere et al. 2012) (pág. 11)
Otros aceites	0,92 kg/L	(Charrondiere et al. 2012) (pág. 11)
Aguas minerales, bebidas refrescantes y zumos		
Agua mineral	1,00 kg/L	(Charrondiere et al. 2012) (pág. 6)
Bebidas refrescantes con o sin gas	1,01 kg/L	(Charrondiere et al. 2012) (pág. 6)
Zumos de frutas	1,06 kg/L	(Charrondiere et al. 2012) (pág. 5)
Zumos de vegetales	1,08 kg/L	(Charrondiere et al. 2012) (pág. 6)
Bebidas isotónicas y energéticas	1,03 kg/L	(Charrondiere et al. 2012) (pág. 6)
Espirituosos y licores	0,98 kg/L	(Charrondiere et al. 2012) (pág. 8)
Vinos		
Vinos de uva y otras frutas fermentadas	1,01 kg/L	(Charrondiere et al. 2012) (pág. 9)
Otros vinos	1,01 kg/L	(Charrondiere et al. 2012) (pág. 9)
Cerveza	1,00 kg/L	(Charrondiere et al. 2012) (pág. 7)
Peso de cada tamaño de huevo		
Categoría XL	> 73 g/udad.	(IEH 2009)
Categoría L	63-73 g/udad.	(IEH 2009)
Categoría M	53-63 g/udad.	(IEH 2009)
Categoría S	< 53 g/udad.	(IEH 2009)
Participación de los distintos tamaños de huevos en el consumo total del país (en negrita los pesos reponderados para alcanzar el 100 %):		
Categoría XL	21,3 % (22,1 %)	(Herrero Velasco 2012)
Categoría L	42,1 % (43,7 %)	(Herrero Velasco 2012)
Categoría M	30,5 % (31,6 %)	(Herrero Velasco 2012)
Categoría S	2,5 % (2,6 %)	(Herrero Velasco 2012)
Huevos (media ponderada)	65,9 g/udad.	

Tabla A7. Parámetros de frecuencia y peso de las raciones recomendadas diarias, así como estimación de la ingesta anual resultante para la dieta de la SENC

Alimento	Peso ración (crudo y neto)	Frecuencia recomendada	Ingesta anual usada (kg/persona/año)	Notas
Pasta	60-80 g		12,8	Media ración diaria 70 g
Pan	40-60 g	Entre 4-6 raciones diarias	65,7	3 raciones 60 g
Arroz	60-80 g		12,8	Media ración 70 g
Patatas	150-200 g		73,0	Una ración 200 g
Verduras y hortalizas	150-200 g	≥ 2 raciones diarias	146	400 g/día (2 raciones)
Frutas	120-200 g	≥ 3 raciones diarias	175,2	Se asumen 40 g/día (3 raciones de 160 g/día)
Aceite de oliva	10 mL	Entre 3-6 raciones diarias	13,4	4 raciones diarias (Densidad = 0,92 g/mL (Charrondiere et al. 2012)) Se asume una ración diaria 200 mL (Densidad = 1,03 g/mL (Charrondiere et al. 2012))
Leche	200-250 mL	Entre 2-4 raciones diarias	75,2	
Yogurt	200-250 g		73,0	Se asume una ración al día 200 g
Queso curado	40-60 g		6,0	Se asumen 0,33 raciones de 50 g
Queso fresco	80-125 g		24,7	Se asumen 0,66 raciones de 102 g
Pescado	125-150 g	3-4 por semana	28,6	Se asumen 4 raciones semanales de 137 g
Carne magra y de aves	100-125 g	3-4 de cada por semana	26,0	Se asumen 4 raciones semanales de 125 g
Huevo	53-63 g		6,0	Se asumen 2 raciones semanales
Embutido y carne grasa	< 50-60 g	Ocasional y moderado	2,6	Se asumen 4 raciones al mes
Legumbres	60-80 g	2-4 por semana	10,9	Se asumen 3 raciones por semana
Frutos secos	20-30 g	3-7 por semana	6,5	Se asumen 5 raciones por semana

Fuente: Peso ración y frecuencia recomendada (SENC 2004); raciones asumidas e ingesta anual resultante (elaboración propia)

Tabla A8. Parámetros de frecuencia y peso de las raciones recomendadas diarias, así como ingesta anual resultante para la dieta OLV

Alimento	Peso ración (crudo y neto)	Frecuencia recomendada	Ingesta anual usada (kg/persona/año)	Notas
Pasta	40 g	Entre 5-8 raciones diarias, incluyendo legumbres	7,3	Media ración diaria
Pan	60 g		65,7	3 raciones diarias
Arroz	40 g		7,3	Media ración diaria
Patatas	200 g		73,0	Una ración diaria (200 g)
Verduras y hortalizas	200 g	≥ 2 raciones diarias	146	Se asumen 2 raciones
Frutas	200 g	≥ 3 raciones diarias	219	Se asumen 3 raciones diarias
Aceite de oliva	10 mL	Entre 3-6 raciones diarias	13,4	4 raciones diarias (Densidad = 0,92 g/mL (Charrondiere et al. 2012)) Se asume una ración diaria 200 mL (Densidad = 1,03 g/mL (Charrondiere et al. 2012))
Leche	200 mL	2 raciones diarias	75,2	
Yogurt	125 g		22,8	Se asume media ración diaria
Queso	40-60 g		6,0	Se asume media ración diaria
Huevo	53-63 g	3 raciones por semana	4,5	
Legumbres	60	2 raciones diarias	6,2	
Frutos secos	20-30 g	3-7 por semana	5,2	Se asumen 4 raciones por semana

Fuente: Peso ración y frecuencia recomendada (Menal-Puey y Marques-Lopes 2017); raciones asumidas e ingesta anual resultante (elaboración propia).

Tabla A9. Coeficientes para el cálculo de la huella de carbono, adaptados a la clasificación COICOP/HBS utilizada en la EPF

COICOP 5 dígitos	Coefficiente (kg CO₂-eq/kg)	Referencia	Notas
01111	2,75	(BCFN 2016)	Referencia 20 (Italia)
01112	0,93	(BCFN 2016)	Referencia 7 (Dinamarca)
01113	2,25	(BCFN 2016)	Referencia 357 (Reino Unido)
01114	0,85	(BCFN 2016)	Referencia 1264 (Italia)
01115	2,61	(BCFN 2016)	Referencia 160 (Reino Unido)
01116	0,55	(BCFN 2016)	Referencia 1235 (Francia)
01117	0,47	(BCFN 2016)	Referencia 1064 (Suecia)
01121	22,35	(BCFN 2016)	Referencias 1349, 1350 (Italia)
01122	8,70	(BCFN 2016)	Referencia 1433 (España)
01123	34,03	(BCFN 2016)	Referencia 1187 (Francia)
01124	2,46	(BCFN 2016)	Referencia 1324 (Portugal)
01125	10,70	(BCFN 2016)	Referencia 1432 (España)
01126	17,80	(BCFN 2016)	Referencia 1456 (España)
01127	4,70	(Clune et al. 2017)	Francia
01128	17,80	(BCFN 2016)	Referencia 1456 (España)
01131	6,88	(Iribarren et al. 2010)	Pág. 1610 (Media para diferentes artes y lugares)
01132	9,57	(BCFN 2016)	Referencia 1004 (España)
01133	8,00	(BCFN 2016)	Referencia 1034, 1035 (media)
01134	4,11	(Heller y Keoleian 2015)	EEUU
01135	6,06	(EWG 2011)	EEUU
01141	1,50	(BCFN 2016)	Referencia 1427 (Italia)
01142	0,98	(BCFN 2016)	Referencia 278 (España)
01143	3,20	(Heller y Keoleian 2015)	EEUU
01144	2,02	(Heller y Keoleian 2015)	EEUU
01145	7,49	(BCFN 2016)	Referencia 58 (Suecia)
01146	8,30	(BCFN 2016)	Referencia 1351 (Italia)
01147	2,27	(BCFN 2016)	Referencia 877 (Holanda)
01151	7,20	(BCFN 2016)	Referencia 251 (Francia)
01152	1,66	(BCFN 2016)	Referencia 154 (Francia)
01153	1,20	(BCFN 2016)	Referencia 155 (España)
01154	0,80	(BCFN 2016)	Referencia 1084 (Portugal)
01155	11,92	(Heller y Keoleian 2015)	EEUU
01161	1,00	(BCFN 2016)	Referencia 1068 (Italia)
01162	1,25	(BCFN 2016)	Referencia 1281 (Ecuador)
01163	0,20	(BCFN 2016)	Referencia 1396 (Italia)
01164	0,29	(Heller y Keoleian 2015)	EEUU
01165	0,36	(Heller y Keoleian 2015)	EEUU
01166	0,63	(BCFN 2016)	Referencia 404 (Italy)
01167	0,35	(Heller y Keoleian 2015)	EEUU
01168	1,58	(BCFN 2016)	Referencia 634 (Italia)
01169	1,17	(Heller y Keoleian 2015)	EEUU
01160	1,08	(Heller y Keoleian 2015)	EEUU
01171	0,45	(BCFN 2016)	Referencia 34 (España)
01172	0,28	(BCFN 2016)	Referencia 785 (Holanda)
01173	1,43	(BCFN 2016)	Referencia 232, 346 (España) – Media del cultivo en huerto e invernadero.
01174	0,17	(BCFN 2016)	Referencia 802 (Reino Unido)
01175	0,78	(Heller y Keoleian 2015)	EEUU
01176	1,44	(Heller y Keoleian 2015)	EEUU
01177	1,08	(Heller y Keoleian 2015)	EEUU
01178	0,24	(BCFN 2016)	Referencia 1402 (Italia)

Tabla A9. Coeficientes para el cálculo de la huella de carbono, adaptados a la clasificación COICOP/HBS utilizada en la EPF (continuación)

COICOP 5 dígitos	Coeficiente (kg CO ₂ -eq/kg)	Referencia	COICOP 5 dígitos
01179	1,44	(Heller y Keoleian 2015)	EEUU
01181	0,20	(BCFN 2016)	Referencia 16 (Brasil) and 373 (Alemania)
01182	2,50	(BCFN 2016)	Referencia 1454 (Argentina)
01183	3,60	(BCFN 2016)	Referencia 604
01184	0,20	(BCFN 2016)	Referencia 16 (Brasil) and 373 (Alemania)
01185	2,14	(Zheng 2010)	Helado Unilever
01186	0,20	(BCFN 2016)	Referencia 16 (Brasil) y 373 (Alemania)
01211	1,20	(Wernet et al. 2016)	Referencia “Coffee green bean production - arabica (CO ₂ land transformation and fossil)”
01212	0,84	(Wernet et al. 2016)	Referencia “Tea production, dried”
01213	4,98	(Mena Soto 2015)	Nicaragua
01221	0,32	(Jungbluth 2006)	Agua sin gas
01222	0,17	(BIER 2012a)	Bebida carbonatada 1 L (1,03 g/mL)
01223	0,90	(BCFN 2016)	Referencia 596 (Italia)
01224	0,57	(Karakaya y Özilgen 2011)	Turquía
02111	3,91	(BIER 2012b)	Whiskey (EEUU). Botella 75 cl (Densidad = 0,939 g/mL)
02121	1,83	(Mattila et al. 2012)	Finlandia
02122	2,09	(Club Asturiano de Calidad et al. 2013)	Botella 0,75 cl (Densidad = 0,99 g/mL)
02131	0,94	(Mattila et al. 2012)	Finlandia

El metabolismo económico de los hogares en España. Un análisis regional de los flujos físicos y el impactos ambiental de los modelos de consumo

Table A10. Coeficientes para el cálculo de la huella hídrica, adaptados a la clasificación COICOP/HBS utilizada en la EPF por región y categoría de alimento (L/kg).

Código	AND	AR	AS	IBAL	ICAN	CAN	CyL	CLM	CAT	CVA	EXT	GAL	CAM	RMU	NAV	PVA	LR	Referencias	
01111	2219	1968	2064	2064	2064	2064	2064	2002	1882	1905	2248	2064	2064	2039	1847	2064	1757	(Mekonnen y Hoekstra 2011) 110314	
01112	1226	1700	1143	1655	1514	1119	1456	1776	1635	1874	1976	1214	1734	1277	1479	1230	1414	(Mekonnen y Hoekstra 2011) 110100a	
01113	2395	2461	2126	2390	2396	2133	2352	2521	2391	2493	2626	2187	2507	2352	2357	2189	2304	(Mekonnen y Hoekstra 2011) Media harina, huevos, leche condensada, azúcar y mantequilla.	
01114	1410	1955	1315	1903	1741	1287	1675	2042	1880	2155	2272	1396	1994	1468	1700	1414	1626	(Mekonnen y Hoekstra 2011)110100b	
01115	7118	7159	6289	6956	6998	6307	6885	7315	6947	7222	7565	6457	7267	6977	6902	6456	6762	(Mekonnen y Hoekstra 2011) Media harina, azúcar y mantequilla.	
01116	967	967	967	967	967	967	967	967	967	967	967	967	967	967	967	967	967	(BCFN 2016) 1235 (Francia)	
01117	1208	1436	976	1356	1339	984	1276	1517	1368	1499	1685	1046	1511	1181	1278	1057	1208	(Mekonnen y Hoekstra 2011) 110220 y 110100 (media)	
01121	19885	19885	19885	19885	19885	19885	19885	19885	19885	19885	19885	19885	19885	19885	19885	19885	19885	19885	(BCFN 2016) 1349, 1350 (Italia)
01122	7184	7184	7184	7184	7184	7184	7184	7184	7184	7184	7184	7184	7184	7184	7184	7184	7184	7184	(Mekonnen y Hoekstra 2012) 020319 (España)
01123	9217	9217	9217	9217	9217	9217	9217	9217	9217	9217	9217	9217	9217	9217	9217	9217	9217	9217	(Mekonnen y Hoekstra 2012) 020422, 020423 y 020450 (media) (España)
01124	4435	4435	4435	4435	4435	4435	4435	4435	4435	4435	4435	4435	4435	4435	4435	4435	4435	4435	(Mekonnen y Hoekstra 2012) 160239 (España)
01125	6955	6955	6955	6955	6955	6955	6955	6955	6955	6955	6955	6955	6955	6955	6955	6955	6955	6955	(Mekonnen y Hoekstra 2012) 021011 (España)
01126	15600	15600	15600	15600	15600	15600	15600	15600	15600	15600	15600	15600	15600	15600	15600	15600	15600	15600	(BCFN 2016) 1456 (España)
01127	4435	4435	4435	4435	4435	4435	4435	4435	4435	4435	4435	4435	4435	4435	4435	4435	4435	4435	(Mekonnen y Hoekstra 2012) 160239 (España)
01128	15600	15600	15600	15600	15600	15600	15600	15600	15600	15600	15600	15600	15600	15600	15600	15600	15600	15600	(BCFN 2016) 1456 (España)
01131	904	904	904	904	904	904	904	904	904	904	904	904	904	904	904	904	904	904	(Vanham et al. 2016) Holanda
01132	904	904	904	904	904	904	904	904	904	904	904	904	904	904	904	904	904	904	(Vanham et al. 2016) Holanda
01133	904	904	904	904	904	904	904	904	904	904	904	904	904	904	904	904	904	904	(Vanham et al. 2016) Holanda
01134	904	904	904	904	904	904	904	904	904	904	904	904	904	904	904	904	904	904	(Vanham et al. 2016) Holanda
01135	904	904	904	904	904	904	904	904	904	904	904	904	904	904	904	904	904	904	(Vanham et al. 2016) Holanda
01141	3324	3324	3324	3324	3324	3324	3324	3324	3324	3324	3324	3324	3324	3324	3324	3324	3324	3324	(Mekonnen y Hoekstra 2012) 040130
01142	1787	1787	1787	1787	1787	1787	1787	1787	1787	1787	1787	1787	1787	1787	1787	1787	1787	1787	(Mekonnen y Hoekstra 2012) 040110
01143	8309	8309	8309	8309	8309	8309	8309	8309	8309	8309	8309	8309	8309	8309	8309	8309	8309	8309	(Mekonnen y Hoekstra 2012) 040221 y 040229 (media)
01144	2077	2077	2077	2077	2077	2077	2077	2077	2077	2077	2077	2077	2077	2077	2077	2077	2077	2077	(Mekonnen y Hoekstra 2012) 040310
01145	9725	9725	9725	9725	9725	9725	9725	9725	9725	9725	9725	9725	9725	9725	9725	9725	9725	9725	(Mekonnen y Hoekstra 2012) 040510 (España)
01146	3329	3329	3329	3329	3329	3329	3329	3329	3329	3329	3329	3329	3329	3329	3329	3329	3329	3329	(Mekonnen y Hoekstra 2012) 040299
01147	3674	3674	3674	3674	3674	3674	3674	3674	3674	3674	3674	3674	3674	3674	3674	3674	3674	3674	(Mekonnen y Hoekstra 2012) 040700 (media)
01151	9725	9725	9725	9725	9725	9725	9725	9725	9725	9725	9725	9725	9725	9725	9725	9725	9725	9725	(Mekonnen y Hoekstra 2011) 040510
01152	1324	1324	1324	1324	1324	1324	1324	1324	1324	1324	1324	1324	1324	1324	1324	1324	1324	1324	(Jefferies et al. 2012) Pág. 161 (Global)
01153	14000	11977	13324	11031	13324	8820	10863	12588	11296	12358	14026	13324	12216	13078	11269	9275	10571	10571	(Mekonnen y Hoekstra 2011) 150910 y 150990 (media)
01154	7447	6589	7007	5994	7007	7007	6150	7000	6149	6352	7644	7007	6794	6870	6039	5066	5921	5921	(Mekonnen y Hoekstra 2011) 151211 y 151219 (media)

Table A10. Coeficientes para el cálculo de la huella hídrica, adaptados a la clasificación COICOP/HBS utilizada en la EPF por región y categoría de alimento (L/kg).

Código	AND	AR	AS	IBAL	ICAN	CAN	CyL	CLM	CAT	CVA	EXT	GAL	CAM	RMU	NAV	PVA	LR	Referencias
01155	4435	4435	4435	4435	4435	4435	4435	4435	4435	4435	4435	4435	4435	4435	4435	4435	4435	(Mekonnen y Hoekstra 2011) 020900
01161	487	424	313	400	437	316	387	444	406	438	487	329	432	458	396	338	379	(Mekonnen y Hoekstra 2011) 080510
01162	274	274	178	249	270	189	272	277	239	245	290	188	263	254	257	201	227	(Mekonnen y Hoekstra 2011) 080300
01163	578	506	363	468	536	369	470	538	477	509	585	379	519	537	469	396	448	(Mekonnen y Hoekstra 2011) 080810
01164	590	516	370	478	547	377	479	549	487	520	597	387	530	548	479	404	457	(Mekonnen y Hoekstra 2011) 080820
01165	690	604	432	560	641	441	559	643	572	610	694	457	620	646	563	472	535	(Mekonnen y Hoekstra 2011) 080930
01166	2895	2477	2755	2281	2755	1824	2246	2603	2336	2555	2900	2755	2526	2704	2330	1918	2186	(Mekonnen y Hoekstra 2011) 070990aa
01167	210	187	138	170	209	139	172	194	178	188	211	142	189	198	172	148	167	(Mekonnen y Hoekstra 2011) 081010
01168	217	181	129	170	190	134	176	203	170	170	213	138	203	181	169	141	161	(Mekonnen y Hoekstra 2011) 080719
01169	4904	4196	2945	3842	4420	2965	3781	4414	3999	4317	4889	3106	4281	4555	3856	3218	3694	(Mekonnen y Hoekstra 2011) 080231 y 080232 (media)
01160	690	604	432	560	641	441	559	643	572	610	694	457	620	646	563	472	535	(Mekonnen y Hoekstra 2011) 080930
01171	202	171	130	169	179	138	170	191	163	161	195	139	194	169	161	139	154	(Mekonnen y Hoekstra 2011) 070511
01172	293	250	188	245	261	198	247	278	238	236	285	202	282	248	235	202	225	(Mekonnen y Hoekstra 2011) 070410
01173	90	83	66	79	83	63	75	82	81	86	89	69	81	88	77	69	75	(Mekonnen y Hoekstra 2011) 070200
01174	321	266	199	284	283	218	273	309	254	250	306	216	328	260	248	215	236	(Mekonnen y Hoekstra 2011) 071220
01175	3481	3011	2044	2669	3075	2031	2662	3117	2859	3098	3482	2139	3041	3302	2695	2226	2592	(Mekonnen y Hoekstra 2011) 071320
01176	513	412	316	433	444	340	421	477	393	390	481	337	500	405	385	338	369	(Mekonnen y Hoekstra 2011) 070820
01177	3074	2717	1997	2497	2882	2025	2486	2841	2607	2735	3063	2130	2756	2864	2568	2153	2414	(Mekonnen y Hoekstra 2011) 070920
01178	248	203	149	216	214	162	222	239	198	198	237	168	254	202	192	168	185	(Mekonnen y Hoekstra 2011) 070190
01179	925	925	925	925	925	925	925	925	925	925	925	925	925	925	925	925	925	(Hoekstra y Chapagain 2006) Patatas fritas (200 g)
01181	1509	1316	897	1192	1251	907	1200	1393	1169	1316	1477	998	1350	1391	1215	985	1143	(Mekonnen y Hoekstra 2011) 170111 y 170191 (media)
01182	2725	2725	2725	2725	2725	2725	2725	2725	2725	2725	2725	2725	2725	2725	2725	2725	2725	(Water Footprint Network 2017)
01183	17190	17190	17190	17190	17190	17190	17190	17190	17190	17190	17190	17190	17190	17190	17190	17190	17190	(Mekonnen y Hoekstra 2011) 180500 (media global)
01184	1509	1316	897	1192	1251	907	1200	1393	1169	1316	1477	998	1350	1391	1215	985	1143	(Mekonnen y Hoekstra 2011) 170111 y 170191 (media)
01185	1903	1903	1903	1903	1903	1903	1903	1903	1903	1903	1903	1903	1903	1903	1903	1903	1903	(Water Footprint Network 2017)
01186	1509	1316	897	1192	1251	907	1200	1393	1169	1316	1477	998	1350	1391	1215	985	1143	(Mekonnen y Hoekstra 2011) 170111 y 170191 (media)
01211	17411	17411	17411	17411	17411	17411	17411	17411	17411	17411	17411	17411	17411	17411	17411	17411	17411	(Mekonnen y Hoekstra 2011) 090111, 090112, 090121 y 090122 (media)
01212	8856	8856	8856	8856	8856	8856	8856	8856	8856	8856	8856	8856	8856	8856	8856	8856	8856	(Mekonnen y Hoekstra 2011) 0902
01213	15636	15636	15636	15636	15636	15636	15636	15636	15636	15636	15636	15636	15636	15636	15636	15636	15636	(Mekonnen y Hoekstra 2011) 180310 y 180500 (media)
01221	1,39	1,39	1,39	1,39	1,39	1,39	1,39	1,39	1,39	1,39	1,39	1,39	1,39	1,39	1,39	1,39	1,39	(IBWA 2013)

Table A10. Coeficientes para el cálculo de la huella hídrica, adaptados a la clasificación COICOP/HBS utilizada en la EPF por región y categoría de alimento (L/kg).

Código	AND	AR	AS	IBAL	ICAN	CAN	CyL	CLM	CAT	CVA	EXT	GAL	CAM	RMU	NAV	PVA	LR	Referencias
01222	478	478	478	478	478	478	478	478	478	478	478	478	478	478	478	478	478	(Ercin et al. 2011) Bebida carbonatada (169-309 L/0.5 L)
01223	954	835	616	779	835	625	770	878	794	850	961	642	854	893	779	666	748	(Mekonnen y Hoekstra 2011) 080510, 080540, 080590, 200930, 080810, 080610, 080430 (media)
01224	280	259	206	246	259	197	233	257	253	268	277	216	254	275	241	217	235	(Mekonnen y Hoekstra 2011) 070200 (Zumo de tomate)
02111	1957	1725	1281	1587	1561	1318	1622	1822	1628	1720	1987	1317	1781	1818	1615	1388	1567	(Mekonnen y Hoekstra 2011) 220410
02121	1714	1511	1122	1390	1368	1154	1421	1596	1426	1506	1741	1153	1560	1592	1415	1216	1373	(Mekonnen y Hoekstra 2011) 080610
02122	1957	1725	1281	1587	1561	1318	1622	1822	1628	1720	1987	1317	1781	1818	1615	1388	1567	(Mekonnen y Hoekstra 2011) 080610, espumoso
02131	324	272	277	257	277	193	261	304	251	268	338	198	296	292	244	204	238	(Mekonnen y Hoekstra 2011) 110710

Notas: AND= Andalucía; AR=Aragón; AS= Asturias; IBAL=Islas Baleares; ICAN= Islas Canarias; CAN=Cantabria; CyL=Castilla y León; CLM = Castilla-La Mancha; CAT= Cataluña; CVA= Comunidad Valenciana; EXT = Extremadura; GAL= Galicia; CAM=Comunidad de Madrid; RM=Región de Murcia; NAV=Navarra; PVA=País Vasco; LR =La Rioja

Tabla A11. Coeficientes usados para el cálculo de pérdidas y residuos asociados al consumo de las principales categorías de alimentos.

	Consumo	Distribución	Procesado y Empaquetado	Gestión pos-cosecha	Producción agraria
G1	25,00%	2,00%	5,00%	4,00%	2,00%
G2	11,00%	4,00%	5,00%	0,70%	3,10%
G3	11,00%	9,00%	6,00%	0,50%	9,40%
G4	7,00%	0,50%	1,20%	0,50%	3,50%
G5	4,00%	1,00%	5,00%	1,00%	10,00%
G6	19,00%	10,00%	2,00%	5,00%	20,00%
G7	13,33%	6,00%	7,33%	5,00%	16,67%

Fuente: Adaptación de los coeficientes de FAO (2011) a las categorías de la EPF (Anexo 4, página 26). No hay coeficientes disponibles para las categorías 8-13 (se ha adoptado la asunción conservadora de ausencia de pérdidas y residuos asociados).

Referencias bibliográficas Anexo I

- BCFN. 2016. *Double Pyramid 2016 - A more sustainable future depend on us. Technical Database*. Parma, Italy: BCFN.
- BIER. 2012a. *Research on the Carbon Footprint of Carbonated Soft Drinks*. St. Paul (MN), USA.
- BIER. 2012b. *Research on the Carbon Footprint of Spirits*. St. Paul (MN), USA.
- Charrondiere, R., D. Haytowitz, y B. Stadlmayr. 2012. FAO/INFOODS density database Version 2.0. 2012. En *Food and Agriculture Organization of the United Nations technical workshop report*. Roma, Italia: FAO.
- Club Asturiano de Calidad, CITAGRO, y CETIEX. 2013. *Sectores del Vino y la Sidra. Informe final*. Llanera (Asturias), España.
- Clune, S., E. Crossin, y K. Verghese. 2017. Systematic review of greenhouse gas emissions for different fresh food categories. *Journal of Cleaner Production* 140(2): 766-783.
- ELCD. 2013. European reference Life Cycle Database (ELCD).
- Ercin, A.E., M.M. Aldaya, y A.Y. Hoekstra. 2011. Corporate Water Footprint Accounting and Impact Assessment: The Case of the Water Footprint of a Sugar-Containing Carbonated Beverage. *Water Resources Management* 25(2): 721-741.
- EWG. 2011. *Meat eater's guide to climate change and health*. Washington D.C., USA.
- Heller, M.C. y G.A. Keoleian. 2015. Greenhouse Gas Emission Estimates of U.S. Dietary Choices and Food Loss. *Journal of Industrial Ecology* 19(3): 391-401.
- Herrero Velasco, J.M. 2012. Factores condicionantes del consumo de huevos en España. En *Jornadas Profesionales de Avicultura*. Sevilla, Spain: SIAG.
- Hoekstra, A.Y. y A.K. Chapagain. 2006. Water footprints of nations: Water use by people as a function of their consumption pattern. En *Water Resources Management*, 21:.. Springer, enero 27.
- IBWA. 2013. *Water Use Benchmarking Study: Executive Summary*. Alexandria (VI), USA.
- IDAE. 2011. *Análisis del consumo energético del sector residencial en España. Proyecto SEHC-SPAHOUSEC*. Madrid.
- IEA y EUROSTAT. 2005. *Energy statistics manual*. Paris, France: International Energy Agency, OECD.
- IEH. 2009. *El gran libro del huevo*. León, España: Editorial Everest.
- IPCC. 2006. *Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme*. Ed. H.S. Eggleston, L. Buendia, K. Miwa, T. Ngara, y K. Tanabe. Hayama (Japan): Institute for Global Environmental Strategies (IGES).
- Iribarren, D., I. Vázquez-Rowe, A. Hospido, M.T. Moreira, y G. Feijoo. 2010. Estimation of the carbon footprint of the Galician fishing activity (NW Spain). *Science of the Total Environment* 408(22): 5284-5294.
- Jefferies, D., I. Muñoz, J. Hodges, V.J. King, M. Aldaya, A.E. Ercin, L. Milà i Canals, y A.Y. Hoekstra. 2012. Water Footprint and Life Cycle Assessment as approaches to assess potential impacts of products on water consumption. Key learning points from pilot studies on tea and margarine. *Journal of Cleaner Production* 33: 155-166.
- Jungbluth, N. 2006. *Comparison of the environmental impact of drinking water vs. bottled mineral water. Manuscript for the SGWA information bulletin and gwa (Gas Water Sewage)*. Uster, Switzerland.
- Karakaya, A. y M. Özilgen. 2011. Energy utilization and carbon dioxide emission in the fresh, paste,

- whole-peeled, diced, and juiced tomato production processes. *Energy* 36(8): 5101-5110.
- Mattila, T., P. Leskinen, S. Soimakallio, y S. Sironen. 2012. Uncertainty in environmentally conscious decision making: beer or wine? *The International Journal of Life Cycle Assessment* 17(6): 696-705.
- Mekonnen, M. y A. Hoekstra. 2012. A Global Assessment of the Water Footprint of Farm Animal Products. *Ecosystems* 15(3): 401-415.
- Mekonnen, M.M. y A.Y. Hoekstra. 2011. The green, blue and grey water footprint of crops and derived crop products. *Hydrology and Earth System Sciences* 15(5): 1577-1600.
- Mena Soto, K. 2015. *Compendio de experiencias en la mitigación de Gas de Efecto Invernadero (GEI) para la agricultura y ganadería*. San José, Costa Rica.: Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura (IICA).
- Vanham, D., T.N. Mak, y B.M. Gawlik. 2016. Urban food consumption and associated water resources: The example of Dutch cities. *Science of The Total Environment* 565: 232-239.
- Water Footprint Network. 2017. Product Gallery.
- Wernet, G., C. Bauer, B. Steubing, J. Reinhard, E. Moreno-Ruiz, y B. Weidema. 2016. The ecoinvent database version 3 (part I): overview and methodology. *International Journal of Life Cycle Assessment* 21(9): 1218-1230.
- Zheng, W. 2010. *The carbon footprint of ice cream and its mitigating options for Unilever in China*. Groningen, the Netherlands.

ANEXO II

EL METABOLISMO ECONÓMICO DE LOS HOGARES EN ESPAÑA. UN ANÁLISIS REGIONAL DE LOS FLUJOS FÍSICOS Y EL IMPACTO AMBIENTAL DE LOS MODELOS DE CONSUMO.

La información contenida en este anexo puede consultarse solicitando el acceso a través del siguiente correo electrónico: monicadidonato@libero.it

