

TESIS DE DOCTORADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

“Efectos de la adopción de dietas saludables sobre la ocupación de la tierra, la emisión de gases de efecto invernadero y el consumo de energía fósil y agua dulce en Argentina”

por

Med. Ezequiel M. Arrieta

Director: Dr. Marcelo R. Cabido

Director Asociado: Dr. Alejandro D. González

Instituto Multidisciplinario de Biología Vegetal (IMBIV - CONICET)

Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales

Universidad Nacional de Córdoba

CONICET



Universidad
Nacional
de Córdoba

I M B I V

COMISIÓN ASESORA

Nombre y Apellido,Lugar de Trabajo.....

Nombre y Apellido,Lugar de Trabajo.....

Nombre y Apellido,Lugar de Trabajo.....

DEFENSA ORAL Y PÚBLICA

Lugar y Fecha:

Calificación:

TRIBUNAL

Firma:

Aclaración:

Firma:

Aclaración:

Firma:

Aclaración:

*A mis viejos, Alicia y Carlos,
porque si he visto más,
es porque tuve el privilegio de pararme sobre hombros de gigantes.*

AGRADECIMIENTOS

A mis directores, Marcelo y Alejandro, por confiar en mí desde el primer momento y darme su apoyo incondicional en todas las etapas del proceso, por otorgarme libertad para darle rienda suelta a la curiosidad y la creatividad (tan necesarias en la investigación científica), y, por sobre todas las cosas, por estar.

Al IMBIV, por abrirle las puertas de su casa a un médico, demostrando que la ciencia no reconoce límites entre disciplinas. Pero especialmente al grupo maravilloso de personas que lo conforman, que me enriquecieron humana y científicamente. Entré buscando cobre y encontré oro.

A la comisión asesora, por compartir generosamente sus conocimientos y contribuir al desarrollo de la Tesis mediante críticas constructivas. Al Doctorado en Ciencias Biológicas de la FCEFYN-UNC, por brindar el marco académico para que florezca la excelencia y la buena predisposición para atender las demandas durante el trayecto. Al CONICET, por apostar a la realización de la presente Tesis.

A un montón de personas que colaboraron en mi aprendizaje, en el desarrollo de la Tesis y en las publicaciones científicas derivadas de ella: Diego Cabrol, Milva Geri, Anibal Cuchiatti, Roberto Fernández, Sebastian Aguiar, Esteban Jobbagy, Carlos González Fischer, Julia Becaria Coquet, María Elisa Zapata y Carlos Matias Scavuzzo.

A Alexandra Elbakyan, por la creación de la herramienta para compartir información científica más poderosa que la humanidad haya conocido.

A mi tribu, por su amor y aguante.

PRESENTACIÓN GENERAL DE LA TESIS

A fines de proveer una visión general al lector sobre la presente Tesis, a continuación se describe brevemente la estructura general del manuscrito, la cual comprende **cinco capítulos**.

En el **Capítulo 1**, correspondiente a la **Introducción**, se realiza una descripción del estado del arte relativo al tema que atraviesa a la presente Tesis: el impacto ambiental de los sistemas alimentarios, las principales estrategias que se han propuesto para alcanzar la meta de alimentar a la población global al mismo tiempo que se conservan los recursos naturales y protege la biodiversidad (así como sus limitaciones), y el potencial que tiene la adopción de dietas saludables para contribuir a dicha meta mientras también mejora la salud de la población. El capítulo finaliza con la presentación del **Objetivo General** y los **Objetivos Específicos**.

Parte de la información contenida en este capítulo ha sido publicada en:

- **Arrieta, E. M.**, González, A. D., & Fernández, R. J. (2021). Dietas saludables y sustentables, ¿Son posibles en la Argentina?. *Ecología Austral*, 31(1), 148-169.

El **Capítulo 2** corresponde a la ejecución del **Objetivo Específico 1**. Debido a que la producción de alimentos de origen animal (carnes, leche y huevos) ha sido identificada como la mayor contribuyente de la huella ambiental de las dietas y a que no se cuentan con datos locales al respecto, en este capítulo se cuantificó la huella ambiental de la producción de los cinco alimentos de origen animal más consumidos en la Argentina (carne vacuna, carne aviar, carne porcina, leche y huevos). La información obtenida aquí fue utilizada como insumo para los objetivos siguientes.

A partir de los hallazgos obtenidos en este capítulo se realizaron las siguientes publicaciones:

- **Arrieta, E. M.**, Aguiar, S., Cuchiatti, A., Fernández, R. J., Cabrol, D. A., González, A. D., & Jobbágy, E. G. (en revisión). Environmental footprints of meat, milk and egg production in Argentina. *Journal of Cleaner Production*, Ms. Ref. No.: JCLEPRO-D-21-08132.

- **Arrieta, E. M.**, Cabrol, D. A., Cuchiatti, A., & González, A. D. (2020). Biomass consumption and environmental footprints of beef cattle production in Argentina. *Agricultural Systems*, 185, 102944.
- **Arrieta, E. M.**, & González, A. D. (2019). Energy and carbon footprints of chicken and pork from intensive production systems in Argentina. *Science of the Total Environment*, 673, 20-28.
- **Arrieta, E. M.**, Cuchiatti, A., Cabrol, D., & González, A. D. (2018). Greenhouse gas emissions and energy efficiencies for soybeans and maize cultivated in different agronomic zones: A case study of Argentina. *Science of The Total Environment*, 625, 199-208.

El **Capítulo 3** corresponde a la ejecución del **Objetivo Específico 2**. Aquí se describe la dieta argentina, tanto su composición y huella ambiental, como también su calidad (indicador de su efecto sobre la salud a largo plazo) y el costo monetario asociado. El análisis fue realizado por decil socio-económico utilizando como base de datos a la Encuesta Nacional de Gastos de los Hogares 2017/18.

A partir de los hallazgos obtenidos en este capítulo se realizaron las siguientes publicaciones:

- **Arrieta, E. M.**, Geri, M., Becaria Coquet, J., Scavuzzo, C. M., Zapata, M. E. & González, A.D. (2021). Quality and environmental footprint of diets by socio-economic status in Argentina. *Science of The Total Environment*, 801, 149686.
- **Arrieta, E. M.** & González, A. D. (2018). Impact of current, National Dietary Guidelines and alternative diets on greenhouse gas emissions in Argentina. *Food Policy*, 79, 58-66.

El **Capítulo 4** corresponde a la ejecución del **Objetivo Específico 3**. Aquí se evalúa la huella ambiental a escala nacional de la dieta promedio, y el efecto derivado de la adopción de diferentes dietas (entre las que se encuentran seis dietas saludables). Al igual que en el objetivo 2, también se analizó la calidad de la dieta y el costo monetario asociado.

A partir de los hallazgos obtenidos en este capítulo se realizaron las siguientes publicaciones:

- **Arrieta, E. M.**, González Fischer, C., Aguiar, S., Geri, M., Fernández, R. J., Becaria Coquet, J., Scavuzzo, C. M., Rieznik, A., León, A., González, A. D., & Jobbágy, E. G. (aceptado). The health, environmental and economic dimensions of dietary transitions in Argentina. *Sustainability Science*, Ms. Ref. No.: SUST-D-20-00774.
- **Arrieta, E. M.** & González, A. D. (2018). Impact of current, National Dietary Guidelines and alternative diets on greenhouse gas emissions in Argentina. *Food Policy*, 79, 58-66.

En el **Capítulo 5**, correspondiente a la **Discusión General y Conclusiones**, se integran todos los resultados obtenidos y se evalúa de manera conjunta las implicancias de los hallazgos para la Argentina. Finalmente, se enumeran las conclusiones generales de esta Tesis.

ÍNDICE

Resumen.....	5
Summary.....	9
CAPÍTULO 1.....	13
1.1 Marco teórico.....	15
1.1.1 Sistemas agroalimentarios global y nacional: sus impactos en el ambiente	18
1.1.2 La eficiencia como camino para reducir el impacto ambiental.....	20
1.1.3 El efecto rebote: ser eficiente puede ser contraproducente.....	22
1.1.4 Somos lo que comemos.....	24
1.1.5 Win-win: salud humana y ambiental.....	30
1.2 Objetivo general y objetivos específicos.....	32
CAPÍTULO 2.....	35
2.1 Introducción.....	37
2.2 Materiales y Métodos.....	38
2.2.2 Inventario del ciclo de vida y modelado de los sistemas ganaderos.....	39
2.2.3 Subsistema del forraje.....	39
2.2.4 Subsistema animal.....	41
2.2.4.1 Carne vacuna.....	41
2.2.4.2 Carne de pollo.....	45
2.2.4.3 Carne porcina.....	46
2.2.4.4 Leche vacuna.....	48
2.2.4.5 Huevos.....	50
2.2.5 Evaluación de la huella ambiental.....	52

2.2.6 Partición de la huella ambiental.....	54
2.3 Resultados y Discusión.....	56
2.3.1 Consumo de biomasa.....	57
2.3.2 Ocupación de la tierra.....	59
2.3.3 Emisión de gases de efecto invernadero.....	61
2.3.4 Uso de energía fósil.....	62
2.3.5 Uso de fertilizantes sintéticos.....	63
2.3.6 Uso de pesticidas sintéticos.....	63
2.3.7 Huella ambiental por kilogramo de proteína.....	64
2.3.8 Algunas consideraciones finales y limitaciones del presente estudio.....	66
2.5 Conclusiones.....	70
CAPÍTULO 3.....	73
3.1 Introducción.....	75
3.2 Materiales y Métodos.....	76
3.2.1 Fuente de datos.....	77
3.2.2 Procesamiento de la fuente de datos.....	78
3.2.3 Análisis de la calidad dietaria.....	79
3.2.4 Huella ambiental de las dietas.....	81
3.3 Resultados y Discusión.....	82
3.3.1 La dieta argentina.....	82
3.3.1.1 Ingesta de alimentos y nutrientes saludables.....	84
3.3.1.2 Ingesta de alimentos y nutrientes no-saludables.....	86
3.3.1.3 Índice de calidad dietaria.....	87
3.3.2 Huella ambiental de la dieta argentina.....	88

3.3.3 Limitaciones.....	91
3.5 Conclusiones.....	92
CAPÍTULO 4.....	95
4.1 Introducción.....	97
4.2 Materiales y Métodos.....	99
4.2.1 Escenarios dietarios.....	99
4.2.2 Evaluación de la calidad dietaria.....	101
4.2.3 Evaluación de la huella ambiental.....	102
4.2.4 Evaluación del costo.....	102
4.3 Resultados y Discusión.....	103
4.3.1 Calidad dietaria.....	103
4.3.2 Huella ambiental.....	106
4.3.3 Costo.....	111
4.3.4 Discusión general.....	113
4.5 Conclusiones.....	114
CAPÍTULO 5.....	117
5.1 Discusión general.....	119
5.2 Conclusiones finales.....	124
Bibliografía.....	127
Material suplementario.....	157

RESUMEN

Ante el gran desafío que implica alimentar a una población que crece, cambia sus dietas y estilos de vida, al mismo tiempo que se conservan los recursos naturales y protege la biodiversidad, se han propuesto múltiples estrategias para lograr la sustentabilidad de los sistemas alimentarios global y nacional. Sin embargo, las estrategias que dominaron los debates académicos y productivos históricamente han sido dos: (1) cambiar la forma de producir los alimentos en el campo con el objetivo de incrementar la eficiencia de los sistemas productivos, y (2) reducir las pérdidas y desperdicios a lo largo de la cadena agro-alimentaria. Pero a pesar de que se construyan modelos productivos capaces de proveer alimentos en cantidad suficiente y calidad adecuada, las elecciones de los consumidores pueden finalmente determinar la demanda de alimentos y, en consecuencia, el uso de los recursos naturales y el deterioro del ambiente. A esto se suma que las elecciones alimentarias también afectan a la salud humana de manera significativa y, junto con el sedentarismo, el tabaquismo y el consumo excesivo de alcohol son, en gran parte, responsables de la elevada prevalencia actual (y creciente) de las Enfermedades Crónicas No Transmisibles (ECNT). De esta manera, se ha propuesto que la adopción de dietas saludables representa una valiosa herramienta para contribuir a la mitigación de las crisis ambiental y de salud pública que estamos enfrentando. Dado que las dos primeras estrategias han sido contempladas en nuestro país y forman parte de la agenda académica, gubernamental y productiva, ésta Tesis se propone explorar la huella ambiental asociada a la adopción de dietas saludables en la Argentina, utilizando cinco indicadores de impacto ambiental: ocupación de total de la tierra, demanda de tierra de cultivos, emisión de gases de efecto invernadero, consumo de energía fósil y uso agua dulce.

Dado el importante rol que tienen los productos animales sobre la huella ambiental de las dietas y los sistemas alimentarios, primero se cuantificó la huella ambiental para producir los cinco principales alimentos de origen animal consumidos en Argentina (carne vacuna, porcina y aviar, leche y huevo) (Objetivo 1). Luego, se calculó la huella ambiental de la dieta argentina mediante un modelo del sistema alimentario nacional que conecta el consumo de alimentos en el hogar con la producción en el campo (Objetivo 2). Finalmente, se desarrollaron diferentes escenarios dietarios para analizar el efecto de la adopción de dietas saludables a nivel nacional sobre los indicadores

mencionados anteriormente (Objetivo 3). Además, se analizó la calidad y el costo de las dietas a fines de enriquecer el análisis.

El patrón alimentario actual en la Argentina es sorprendentemente homogéneo en todos los estratos socio-económicos y se caracteriza por un alto consumo de carnes rojas y procesadas, cereales refinados (particularmente panificados y galletitas), vegetales ricos en almidón, y ultra-procesados (incluyendo bebidas azucaradas), así como por una baja ingesta de frutas, verduras, legumbres, cereales integrales, pescado, frutos secos y semillas. Esto significa que la población argentina está lejos de tener una dieta saludable debido a la gran exposición a factores de riesgo dietarios relacionados con el desarrollo de ECNT. Además, dada la preferencia por los alimentos de origen animal (especialmente carne vacuna) y las particularidades de los sistemas productivos que los proveen, la dieta argentina presenta una muy alta emisión de GEI y ocupación de la tierra (totales y de cultivo), y un muy bajo consumo de energía fósil y agua dulce.

La adopción de dietas saludables en la Argentina tiene el potencial de mejorar significativamente la salud de la población y de reducir algunos aspectos de la huella ambiental de los consumidores y del sistema alimentario nacional. En este sentido, la adopción de dietas saludables tiene el potencial de reducir las emisiones de GEI y la ocupación de la tierra hasta un 79% y un 88% respectivamente, principalmente debido a una disminución en el consumo de alimentos de origen animal (particularmente carne vacuna). Sin embargo, debido principalmente a un incremento en la demanda de verduras, frutas y frutos secos, también pueden aumentar el consumo de agua dulce y de energía fósil hasta un 200% y un 100%, respectivamente. Además, las dietas saludables son más costosas que la dieta promedio en Argentina, lo que implica que una importante proporción de la población no puede afrontar los gastos asociados. Pero, a pesar de esta generalidad, existe una diversidad en el impacto a la salud, la huella ambiental y el costo de las dietas saludables que deben ser considerados.

Indudablemente, la adopción de dietas saludables representa un gran desafío en la Argentina debido a la mala calidad de la dieta actual y al profundo arraigo cultural asociado a la carne en general, y a la vacuna en particular. Sin embargo, dicha acción tiene el potencial de contribuir a mitigar la crisis sanitaria y ambiental que afronta el país. Aún así, sorprendentemente, incluso con una población dispuesta a adoptar una dieta saludable y un gobierno preparado para acompañar el proceso, el sistema alimentario nacional tiene importantes limitaciones a la hora de proporcionar los

alimentos necesarios para toda la población. Por lo tanto, la alineación de las políticas de producción agrícola y ambiental con las de salud humana podría tener importantes beneficios sinérgicos.

SUMMARY

In order to face the great challenge of feeding a growing population that is changing their diets and lifestyles, while conserving natural resources and protecting biodiversity, multiple strategies have been proposed to achieve the sustainability of global and national food systems. However, the strategies that have historically dominated academic and productive debates have been two: (1) changing the way food is produced at the farm in order to increase the efficiency, and (2) reducing losses and waste along the agri-food chain. But despite the generation of agricultural systems that provide food in an adequate quantity and quality, consumer choices determine the food demand and, consequently, the use of natural resources and environmental degradation. In addition, food choices significantly affect human health and, together with sedentary lifestyles, smoking and excessive alcohol consumption, poor quality diets are largely responsible for the current (and growing) prevalence of Non-Communicable Diseases (NCDs). Thus, it has been proposed that the adoption of healthy diets represents a valuable tool to contribute to the mitigation of the environmental and public health crises we are facing. Since the first two strategies have been contemplated in our country and are part of the academic, governmental and productive agenda, this Thesis aims to explore the environmental footprint associated with the adoption of healthy diets at population-level in Argentina, using five environmental impact indicators: total land occupation, crop land demand, greenhouse gas emissions, fossil energy consumption and fresh water use.

Given the important role that animal products have on the environmental footprint of diets and food systems, firstly the environmental footprint for the production of the five main animal foods consumed in Argentina was quantified (beef, pork, poultry, milk and eggs) (Objective 1). Then, the environmental footprint of the Argentine diet was calculated using a model of the national food system that connects food consumption and production (Objective 2). Finally, different dietary scenarios were developed in order to analyze the effect of the adoption of healthy diets at the national level on the indicators mentioned above (Objective 3). In addition, the quality and affordability (monetary cost) of diets were analyzed to enrich the analysis.

The current dietary pattern in Argentina is surprisingly homogeneous across all socioeconomic groups and is characterized by a high consumption of red and processed meats, refined cereals (particularly bakery and cookies), starchy vegetables, and ultra-processed foods (including sugary drinks), as well as a low intake of fruits, vegetables,

legumes, whole grains, fish, nuts and seeds. This means that the Argentine population is far from having a healthy diet due to the high exposure to dietary risk factors related to the development of NCDs. In addition, given the preference for animal products (especially beef), and the particularities of the production systems that provide them, the Argentine diet has a very high GHG emission and land occupation (total and cropland), and a very low consumption of fossil energy and fresh water.

The adoption of healthy diets in Argentina has the potential to significantly improve the health of the population and to reduce some aspects of the environmental footprint of consumers and the national food system. In this sense, the adoption of healthy diets has the potential to reduce GHG emissions and land occupation by up to 79% and 88% respectively, mainly due to a decrease in the consumption of animal products (particularly beef). However, mainly because of an increase in the demand for vegetables, fruits and nuts, healthy diets also increase the freshwater and fossil energy consumption by up to 200% and 100%, respectively. In addition, healthy diets are more expensive than the average diet in Argentina, which implies that a significant proportion of the population cannot afford the associated costs. But, despite this generality, there is a diversity in the health impact, environmental footprint and cost of healthy diets that must be considered.

Undoubtedly, the adoption of healthy diets represents a great challenge in Argentina due to the poor quality of the current diets and the deep cultural roots associated with meat in general, and beef in particular. However, such action has the potential to contribute to mitigating the health and environmental crisis the country is facing. Yet, surprisingly, even with a population willing to adopt a healthy diet and a government prepared to accompany the process, the national food system has significant limitations in providing the necessary food for the entire population. Therefore, aligning agricultural and environmental policies with health and nutrition policies could have important synergistic benefits.

Capítulo

I

Introducción general y Objetivos

“It was the best of times, it was the worst of times, it was the age of wisdom, it was the age of foolishness, it was the epoch of belief, it was the epoch of incredulity, it was the season of light, it was the season of darkness, it was the spring of hope, it was the winter of despair.”

— Charles Dickens, *A Tale of Two Cities*.

1.1 MARCO TEÓRICO

Es probable que no haya existido una mejor época para ser un humano y al mismo tiempo una peor época para el resto de la biósfera que la que estamos viviendo, al menos desde que *Homo sapiens* se aventuró fuera del Valle del Rift hace unos 70.000 años (Harari, 2014). Es que los mismos avances científicos y tecnológicos que sacaron a gran parte de la humanidad de la pobreza extrema, redujeron la mortalidad infantil, incrementaron la esperanza de vida y nos mostraron el ínfimo lugar que ocupamos en el Universo conocido, son los mismos que impulsaron el aumento progresivo y sostenido de la huella ecológica de la humanidad (O’Neill et al., 2018; Berners-Lee, 2021).

A partir de la mitad del siglo XX, la combinación de un rápido crecimiento poblacional y un aumento aún mayor del consumo *per cápita*, impulsó un crecimiento casi exponencial de la producción de todo tipo de bienes y servicios, y de los recursos naturales asociados. Como consecuencia, el impacto que tuvo la humanidad sobre los sistemas naturales presentó la misma tendencia de aceleración. En ese sentido, las actividades humanas han superado la capacidad del planeta para absorber nuestros residuos y proporcionar los recursos que estamos utilizando, generando al mismo tiempo una serie de cambios biofísicos a un ritmo nunca antes presenciado en la historia de la Tierra (Rockström et al., 2009; Steffen et al., 2015). Estos cambios biofísicos se están produciendo en al menos seis dimensiones: (1) alteración del sistema climático global, (2) contaminación generalizada del aire, el agua y los suelos, (3) pérdida acelerada de biodiversidad, (4) reconfiguración de los ciclos biogeoquímicos del carbono, el nitrógeno y el fósforo, (5) cambios en el uso y la cobertura del suelo; (6) agotamiento de los recursos, incluidos el agua dulce y la tierra cultivable. Cada una de estas dimensiones interactúa con las demás de una forma compleja y dinámica,

alterando las condiciones básicas para la salud humana (Myers, 2017): empeora la calidad del aire que respiramos y del agua que bebemos, disminuye la densidad nutricional de los alimentos que producimos, aumenta la exposición a enfermedades infecciosas y a fenómenos naturales como olas de calor, sequías, incendios y tormentas tropicales, entre otros.

Respecto a este último aspecto y al momento de redacción de la presente tesis, la pandemia por Covid-19 contabiliza 5 millones de muertes desde su inicio (unas 637 muertes por millón de habitantes; [Our World in Data, 2021]), y muchas millones más de víctimas sufren secuelas respiratorias, cardiológicas, neurológicas y psiquiátricas (Huang et al., 2021; Nalbandian et al., 2021). Sumado a lo anterior, está ocurriendo una crisis económica globalizada, con una disminución de la confianza en las instituciones democráticas y una profundización de la desigualdad social; todos problemas que requieren necesariamente de abordajes novedosos e integrales, así como de la cooperación internacional para su solución (Harari, 2021). En ese sentido, esta pandemia puso de manifiesto de manera contundente que el bienestar de la humanidad y la degradación del resto de la biosfera no pueden permanecer desconectados durante mucho más tiempo (Steffen et al., 2018; Myers & Frumkin, 2020). Por un lado, la situación actual es una clara señal del desequilibrio que las actividades humanas están generando en el sistema Tierra, con un colapso ecológico tocando las puertas de la humanidad, en donde las formas de producción y consumo de alimentos cumplen un rol significativo (Campbell et al., 2017; O’Callaghan-Gordo & Antó, 2020). Por el otro lado, los datos de morbi-mortalidad por Covid-19 (formas graves de la enfermedad y muertes relacionadas) dicen más sobre el estado de salud de la población general que sobre la letalidad del virus (Clark et al., 2020). De hecho, existe evidencia de que su impacto podría ser reducido de manera significativa mediante el mejoramiento de ciertos aspectos en el estilos de vida de las personas, entre los que se incluye la adopción de dietas saludables (Calder, 2021). Estas estrategias pueden prevenir e incluso modificar el desarrollo de las llamadas Enfermedades Crónicas No-Transmisibles (ECNT), como la obesidad, las enfermedades cardiovasculares, la diabetes tipo 2, las enfermedades pulmonares y renales crónicas, y distintos tipos de cáncer, todas ellas factores de riesgo para morir por Covid-19 (Kluge et al., 2020; Clark et al., 2020).

Ante el gran desafío que implica alimentar a una población que crece, cambia sus dietas y estilos de vida, al mismo tiempo que se conservan los recursos naturales y protege la biodiversidad, se han propuesto múltiples estrategias para lograr la sustentabilidad (Keating et al., 2014; Fraser et al., 2016; Alexander et al., 2019). Sin embargo, las estrategias que dominaron los debates académicos y productivos históricamente han sido dos: (1) cambiar la forma de producir los alimentos en el campo con el objetivo de incrementar la eficiencia de los sistemas productivos, y (2) reducir las pérdidas y desperdicios a lo largo de la cadena agro-alimentaria. Pero a pesar de que se construyan modelos productivos capaces de proveer alimentos en cantidad suficiente y calidad adecuada, las elecciones de los consumidores pueden finalmente determinar la demanda de alimentos a mediano y largo plazo y, en consecuencia, el uso de los recursos naturales y el deterioro del ambiente (Lusk & McCluskey, 2018; Poore & Nemecek, 2018). A esto se suma que las elecciones alimentarias también afectan a la salud humana de manera significativa y, junto con el sedentarismo, el tabaquismo y el consumo excesivo de alcohol son, en gran parte, responsables de la elevada prevalencia actual (y creciente) de las ECNT (Bennett et al., 2018). De esta manera, se ha propuesto que la adopción de dietas saludables representa una valiosa oportunidad para mitigar los problemas ambientales y de salud pública que estamos enfrentando (Chaudhary et al., 2018; Springmann et al., 2018; Willett et al., 2019; Leclère et al., 2020). Debido a que las dos primeras estrategias han sido contempladas en nuestro país y forman parte de la agenda académica, gubernamental y productiva, esta Tesis se propone explorar la huella ambiental de la adopción de dietas saludables en la Argentina.

A continuación, las siguientes secciones pretenden ofrecer una línea de base que justifican la propuesta mencionada previamente. Para ello, primero se presenta información de los impactos ambientales de los sistemas agroalimentarios y las dos primeras estrategias nombradas (aumentar la eficiencia productiva y reducir las pérdidas y desperdicios), utilizadas tradicionalmente para abordarlos. Segundo, se exponen los motivos por los cuales la búsqueda de la eficiencia no debería ser el único camino a seguir debido a las consecuencias (in)esperadas del cada vez mejor conocido “efecto rebote”. Tercero, se analiza la evidencia científica relativa al efecto de la dieta sobre la salud humana. Finalmente, se explora la potencial sinergia entre la salud y el ambiente derivada de la adopción de dietas saludables.

1.1.1 Sistemas agroalimentarios global y nacional: sus impactos en el ambiente

Al mismo tiempo que las hambrunas masivas fueron quedando atrás, la producción agropecuaria se convirtió en una de las actividades humanas con mayor impacto sobre la estructura y el funcionamiento de la biósfera (Campbell et al., 2017; FAO, 2017). Con el objetivo de suministrar alimentos, fibras y bioenergía a una población global en continuo crecimiento, se utiliza casi la mitad de la superficie terrestre libre de hielo (Foley et al., 2011): 3203 millones de hectáreas (Mha) de pasturas, 871 Mha de cultivos para consumo humano directo, 497 Mha de cultivos para consumo animal, 140 Mha de cultivos para biocombustibles, 33 Mha de cultivos para fibra y 16 Mha para otros usos (Alexander et al., 2016). Durante el siglo XX se transformaron cientos de millones de hectáreas de ecosistemas naturales en cultivos de cosecha y forrajeros, incluyendo la mitad de los bosques tropicales y subtropicales, causando una reducción alarmante de la biodiversidad (Díaz et al., 2019). De hecho, se estima que el número de especies de aves, mamíferos, reptiles, anfibios y peces se redujo a la mitad desde 1970 (McLellan et al., 2014). Además, se calcula que el 34% de las emisiones antropogénicas mundiales de gases de efecto invernadero (GEI) actuales provienen del sistema agroalimentario (Crippa et al., 2021). Por su parte, la aplicación masiva de fertilizantes está alterando los ciclos biogeoquímicos del nitrógeno y del fósforo como nunca se ha visto en la historia de la Tierra (Bouwman et al., 2009). De la misma manera, la aplicación excesiva de pesticidas contribuye a contaminar suelos y aguas, a diezmar las poblaciones de polinizadores y otros insectos de los cuales depende parte de la producción agropecuaria, así como a dañar la salud humana y la de los ecosistemas en general (Potts et al., 2016). El uso de agua dulce para la irrigación (que en la actualidad se aplica a 300 millones de hectáreas), causó la salinización de los suelos y el vaciamiento de las reservas hídricas en muchas regiones del mundo (Hoekstra & Mekonnen, 2014). Pero los problemas no se limitan a los ecosistemas terrestres, ya que la explotación de los recursos marinos llevó a saturar o exceder la capacidad de pesca en el 90% de las zonas de pesca del mundo (Pauly & Zeller, 2017).

En cuanto a consecuencias del tipo indirectas, el sistema agroalimentario demanda también recursos al incluir instalaciones y maquinaria (e.g., puertos, barcos, tractores, cosechadoras, alambrados, silos) elaboradas con metales, maderas, plásticos y otros insumos de origen industrial cuya manufactura requiere de combustibles fósiles (Hajer

et al., 2016; Schramski et al., 2020). A lo anterior se suma una gran diversidad de sustancias químicas que incluye a los antibióticos y otras ampliamente utilizadas para promover el crecimiento de los animales domésticos y para tratar y/o prevenir enfermedades cuando se los cría en condiciones de hacinamiento (Tiseo et al., 2020). Más allá de la dimensión ecológica, la esfera social también se ve afectada por conflictos rurales debido a las consecuencias negativas sobre comunidades campesinas, pobladores rurales y pueblos originarios, como el desplazamiento y pérdida de medios de vida (Gras & Cáceres, 2020). Más aún, la reciente pandemia de enfermedad por Covid-19 demostró la fragilidad del sistema alimentario, la tendencia a la urbanización y el predominio de unas pocas cadenas de logística y comercialización de alimentos (Carducci et al., 2021).

El aumento esperado en el tamaño de la población global y los cambios en las dietas (traccionados sobre todo por los mayores ingresos *per cápita* en los países en vías de desarrollo) han determinado (y lo seguirán haciendo) un aumento en la demanda de alimentos tanto en cantidad como en calidad, que puede agravar sensiblemente el impacto ambiental de los sistemas agroalimentarios globales y nacionales si no se actúa en consecuencia (Tilman et al., 2011; FAO, 2018a). Springmann et al. (2018) estimaron que para el año 2050 la producción mundial de alimentos, en un escenario sin mayores cambios (*business as usual*), deberá incrementarse en un 70% respecto a la del año 2010. De ser así, los impactos ambientales serían considerables: la superficie de cultivos debería pasar de 12 a 21 millones de km² (con 100-200 millones de hectáreas adicionales deforestadas en África Subsahariana y Latinoamérica), las emisiones anuales de GEI de 5,2 a 9,9 millones de toneladas de dióxido de carbono equivalente, la extracción anual de agua dulce de 1800 a 2970 km³, mientras que la aplicación de fertilizantes debería ser un 51% y 54% mayor que en el presente para el nitrógeno y el fósforo, respectivamente (157 teragramos de nitrógeno y 28 teragramos de fósforo).

En la Argentina ocurre una particularidad: mientras que muchas prácticas agrícolas son similares a las llevadas a cabo en otros países alcanzados por la *Revolución Verde*, las consecuencias ambientales observadas en las últimas décadas están representadas tanto por los impactos ambientales asociados a la agricultura y ganadería intensivas de los países de altos ingresos (eutrofización y toxicidad química), como a los de la agricultura y ganadería más extensiva de los países de bajos ingresos

(aumento de la superficie agropecuaria y deforestación) (Viglizzo et al., 2011; Pellegrini & Fernández, 2018). De hecho, el avance de la frontera productiva sobre ecosistemas naturales y semi-naturales, con las consecuentes pérdidas de biodiversidad y servicios ecosistémicos, constituye uno de los problemas ambientales más importantes del país (MAyDS, 2020). Además, la aplicación de pesticidas, en frecuencias y dosis crecientes, es una preocupación palpable en la población general y en la comunidad médica y académica (Arrieta et al., 2019). En este sentido, el rol auto-proclamado por la Argentina como “granero” o “supermercado” del mundo, hace que los sucesivos gobiernos formulen las políticas agrarias en torno a las proyecciones de aumento en la demanda planetaria de alimentos y las posibles oportunidades del mercado, con poca (y a veces nula) atención al deterioro ambiental. Esta visión quedó evidenciada en el Plan Estratégico Agroalimentario y Agroindustrial Argentina 2010-2020 (Felcman, 2013), que propuso metas orientadas a mantener los incrementos de producción que se venían dando en función de la demanda global (muchas de las cuales se cumplieron), aunque eso generó impactos ambientales negativos como la reducción de la superficie de bosques nativos y otras áreas naturales, conflictos territoriales y expulsión de comunidades campesinas (Cáceres, 2015; Levers et al., 2021).

1.1.2 La eficiencia como camino para reducir el impacto ambiental

Las soluciones propuestas para reducir el impacto de la producción agropecuaria se han basado tradicionalmente en incrementar la eficiencia a través de cambios tecnológicos y técnicos, principalmente apuntando a reducir el uso de recursos por unidad de producto y generar un desacople entre el crecimiento económico/productivo y el deterioro ambiental (Parrique et al., 2019). Así, la agricultura industrial tal cual la conocemos (hija de la *Revolución Verde*) está evolucionando hacia una versión mejorada de ella misma con el objetivo de resolver los problemas causados por los errores del pasado: la intensificación sustentable (Godfray & Garnett, 2014). Ésta, al mismo tiempo que intenta reducir el impacto ambiental por unidad de producto mediante el uso eficiente y racional de los insumos, busca producir más alimentos sin aumentar la superficie de tierra utilizada (Tilman et al., 2011). Sin embargo, la intensificación sustentable continúa con la tendencia de utilización de máquinas e insumos basados principalmente en el petróleo, y no parece cuestionar el destino que

pueda tener lo que se produce (como materia prima de alimentos ultraprocesados, alimento para animales domésticos, u otros fines como los biocombustibles), particularmente porque hasta el momento los esfuerzos se enfocaron en incrementar la eficiencia productiva de los *commodities* (Fernández et al., 2019). Dado que la agricultura industrial y la industria alimentaria se han moldeado entre sí, el camino ofrecido por la agricultura industrial y la intensificación sustentable está representado por una agricultura altamente especializada y tecnificada, en combinación con sistemas comerciales que funcionan ágilmente y permiten a los consumidores tener acceso a una variedad de alimentos diferentes en casi cualquier lugar del mundo (Aguiar et al., 2020). Como alternativa a la agricultura industrial, y su conversión hacia la intensificación sustentable, se han propuesto a la agroecología y la intensificación ecológica, que de acuerdo a Gliessman (2007) consisten en "[...] *aplicar conceptos y principios ecológicos al diseño y la gestión de sistemas alimentarios sostenibles*", y así reducir la necesidad de utilizar insumos externos en las prácticas agrícolas y ganaderas (Tittonell et al., 2020). De esta manera, las prácticas aplicadas a escala de lote y de paisaje aumentarían la oferta de servicios ecosistémicos además de proveer bienes como alimentos y fibras (Fernández et al., 2019).

Desde la perspectiva productiva, las alternativas a la agricultura industrial se enfocan principalmente en aumentar la eficiencia en la fase de producción o “hasta la tranquera”. Esta aproximación, que si bien es importante, presenta una limitación fundamental: una fracción de lo producido se pierde en el camino hacia la mesa del consumidor (Gustavsson et al., 2011). Esto toma aún más relevancia cuando se nota que, junto a esta pérdida de alimentos, también se pierden y desperdician fertilizantes, agua, combustibles, pesticidas y otros insumos usados para producirlos, aumentando su “huella” (Bajželj et al., 2020). Nuevamente, cabe mencionar que el movimiento agroecológico también propone acortar las cadenas de comercialización para aprovechar ésta y otras ventajas del acercamiento entre productores y consumidores, como el apoyo a la agricultura familiar y el desarrollo rural. Poniendo lo mencionado anteriormente en números se estima que, a escala global, se pierden a lo largo de la cadena agroindustrial y se desperdician en el hogar alrededor del 30% de los alimentos producidos, aunque con proporciones diferentes dependiendo del país, la región y la cadena alimentaria que se trate. En ese sentido, se observa una mayor pérdida en el lote y durante el transporte en los países de bajos y medianos ingresos, mientras que el desperdicio en el hogar y en

los restaurantes es mayor en los países de ingresos altos (Gustavsson et al., 2011; Alexander et al., 2019). La cadena de suministro de frutas y verduras es la que presenta las mayores pérdidas y desperdicios. Uno de los motivos por lo que sucede esto último, es que a veces la mercadería no cumple con los estándares de calidad y estética del mercado, en parte por consumidores desinformados y/o influenciados por una narrativa de cómo deben ser las frutas y verduras, aún a pesar de encontrarse en perfectas condiciones para consumo humano. En la Argentina, el Programa Nacional de Reducción de Pérdidas y Desperdicios desarrolló un análisis con el objetivo de cuantificar pérdidas y desperdicios en cinco cadenas de alimentos (carne vacuna, leche, girasol, trigo, tres hortalizas y manzana), encontrando que durante el año 2017 se perdieron unas 14,5 millones de toneladas y desperdiciaron otras 1,5 millones de toneladas (Schein, 2018). Estos valores representan el 12,5% de la producción total, en contraposición al promedio mundial del 30%. Sin embargo, es altamente probable que la inclusión de los alimentos que presentan una mayor prevalencia de pérdidas en la cadena de suministro eleve dicho número, particularmente de frutas y verduras.

1.1.3 El efecto rebote: ser eficiente puede ser contraproducente

El sentido común puede llevarnos a concluir que aumentar la eficiencia es el mejor camino para reducir el impacto ambiental de las actividades humanas. Pero en muchas ocasiones el supuesto ahorro de recursos naturales se ve contrarrestado por un aumento en el consumo de bienes y servicios por motivos directos e indirectos como, por ejemplo, una reducción de los costos (Freeman et al., 2016). Este fenómeno es conocido como el *Efecto Rebote*, y fue originalmente descrito para la producción de energía a partir de carbón en Inglaterra a mediados del siglo XIX por William Jevons (de ahí que también se lo conozca como la Paradoja de Jevons). Este economista, mostró que las mejoras en la eficiencia de las máquinas a vapor habían causado un aumento en el uso total de carbón en lugar de mantenerlo o reducirlo. Existen ejemplos bien documentados en la industria donde el aumento en la eficiencia tecnológica (cantidad de producto obtenido por unidad de energía u otro insumo o factor limitante) se vio acompañado de un incremento en la oferta del producto y la demanda del insumo o factor en cuestión. Fue el caso de la industria del aluminio y del hierro, en el sector de generación eléctrica, y el transporte aéreo y terrestre (Dahmus, 2014).

La agricultura y la ganadería no han escapado del *Efecto Rebote* causado por las mejoras tecnológicas. Por ejemplo, la duplicación de la eficiencia energética durante la manufactura de los fertilizantes nitrogenados en el último medio siglo se vio acompañada por un aumento de su producción en 9 veces (Arrieta et al., 2021). De la misma manera, el aumento en la productividad animal (tanto en lo que respecta a carne, como leche y huevos), fue seguido de un aumento en la producción total; esto revela que no sólo hemos aprendido a criar animales más productivos, sino que criamos muchos más (Thornton, 2010). El caso de los granos es particularmente relevante: Norman Borlaug, padre de la *Revolución Verde*, predijo que a medida que los rendimientos aumentaran, la superficie agrícola cultivada se reduciría, hipótesis conocida como de *land sparing*. Como el rendimiento agrícola no es otra cosa que la eficiencia en el uso de la tierra, los principales cultivos siguieron la tendencia predicha por el efecto rebote y la superficie ocupada por esos cultivos también se incrementó a escala global (Pellegrini & Fernández, 2018). Aun así, Norman Borlaug no se equivocó del todo. Se estima que el aumento de los rendimientos de los cultivos durante el período 1965-2004 redujo la demanda mundial de tierras agrícolas, en relación a la que hubiese habido por la presión del crecimiento poblacional, en unos 18-27 millones de hectáreas, evitando (entre otras cosas) la deforestación de 2 millones de hectáreas en países en vías de desarrollo (Stevenson et al., 2013).

Aunque el crecimiento poblacional global causó gran parte del aumento de la demanda de alimentos y por lo tanto de los recursos utilizados, las preferencias alimentarias también han jugado un papel destacado en el incremento del uso de recursos naturales y del impacto ambiental (Kastner et al., 2012). Por ejemplo, Alexander et al. (2015) estimaron que, si bien la población aumentó 2,27 veces desde 1961 a 2011, el consumo *per cápita* de alimentos de origen animal se incrementó en 4,12 veces, dominando así el área de producción y siendo responsables del 65% de los cambios en el uso de la tierra durante ese período. Organizaciones como la Agencia Internacional de Energía han ignorado o minimizado este fenómeno durante muchos años, pero durante la última década se han publicado cientos de artículos que refuerzan la idea de que el efecto rebote es más pronunciado de lo que se suponía, demostrando la necesidad de formular estrategias integrales que contemplen la mayor cantidad de aristas posibles (Ruzzenenti et al., 2019; Berners-Lee, 2021).

1.1.4 Somos lo que comemos

A escala global, la Revolución Verde aumentó la disponibilidad de alimentos, medida tanto como oferta de calorías como proteínas por persona, causando una reducción en los precios (otra predicción de Borlaug, que en general sí se cumplió, o por lo menos hasta que los cultivos de grano se empezaron a utilizar como biocombustibles), y facilitando su accesibilidad para la población (Pingali, 2012). Como resultado, la disponibilidad promedio de calorías a escala global pasó de 2.196 kcal/persona/día en el año 1961, a 2.884 kcal/persona/día en el año 2013 (Roser & Ritchie, 2013). Sin embargo, esas calorías se encuentran mal distribuidas, y hoy todavía hay 820 millones de personas con hambre crónica (déficit de calorías) y 2.100 millones de personas con sobrepeso u obesidad (Micha et al., 2020).

El incremento en la disponibilidad de calorías fue determinado por un incremento en la producción de los cultivos, los cuales no fueron los más beneficiosos para la salud, como las frutas y las verduras (ver Tabla 1.1), sino un grupo selecto de cultivos que fueron aprovechados y luego promovidos por la industria para transformarlos en otros alimentos. Dichos cultivos fueron: la caña de azúcar, el maíz, el arroz, el trigo, la soja, el girasol, la palma, la cebada, el centeno, la avena, la papa y la mandioca. Los motivos por los cuales se favorecieron estos cultivos fueron porque la mayoría son relativamente fáciles de almacenar y transportar, y porque sirven para múltiples propósitos, como alimentación humana y de ganado, biocombustibles, producción de alcohol y otros (Borras et al., 2016; Krausmann & Langthaler, 2019). En este sentido, salvo el arroz, la papa y la mandioca, estos cultivos son transformados en otros antes de llegar al consumidor final, ya sea en alimentos fácilmente identificables con la materia prima (como las harinas), en alimentos de origen animal (carnes, leche y huevos), o en componentes de los alimentos ultraprocesados. Estos últimos han sido identificados como uno de los factores más influyentes e incluso “vectores” de la actual pandemia de obesidad y ECNT (Monteiro et al., 2019), y se caracterizan por estar compuestos por una combinación de azúcares, grasas, sal y otros aditivos (como la goma xántica o la lecitina de soja), algunos de los cuales facilitan su almacenamiento prolongado y otros que resultan prácticamente irresistibles para el cerebro del *Homo sapiens*, moldeado evolutivamente por la escasez de ciertos nutrientes (Aguirre, 2017; Small & DiFeliceantonio, 2019).

La rápida urbanización, la reducción en el hábito de consumir comida casera, el aumento en los ingresos promedio por persona y el incremento en la disponibilidad de alimentos poco sanos, baratos y adictivos (Carolan, 2018), empujaron gradualmente a las sociedades hacia dietas hipercalóricas e insalubres conocidas como “dietas occidentales” (una *gastroanomia*, en contraposición a la gastronomía, que sigue las reglas de la cocina de la cultura propia; [Pollan, 2008]). Este patrón alimentario globalizado se caracteriza por presentar una gran proporción de granos refinados (harinas), azúcar, sal y grasas (aceites) agregadas, una importante cantidad de alimentos de origen animal (muchas veces también ultraprocesados), y además una reducción paulatina en el consumo de legumbres, verduras y cereales integrales (IFPRI, 2017; Popkin, 2017). Si bien esta tendencia se observa en toda la población, los más fuertemente afectados son los sectores más empobrecidos (como suele suceder en muchos otros aspectos de la desigualdad [Bauman, 2012]), lo que ha llevado a tener por primera vez en la historia “gordos pobres y flacos ricos”, como lo destaca Aguirre (2017).

Las dietas de tipo occidental han sido asociadas consistentemente con un aumento en el riesgo de padecer diversas ECNT, como infarto de corazón, accidente cerebrovascular, hipertensión arterial, diabetes tipo 2, obesidad y varios tipos de cáncer (Fanzo et al., 2018). Incluso, se las ha relacionado con enfermedades que poco parecen tener que ver con la alimentación, como el Alzheimer, ciertas enfermedades pulmonares (asma y EPOC) y patologías autoinmunes (Willett, 2012). De hecho, se estima que, a escala global, las dietas inadecuadas enferman y matan anualmente a más personas que cualquier otro factor de riesgo, incluso más que el tabaquismo, la violencia y los accidentes viales (Afshin et al., 2019). Esto determina que las dietas tengan un enorme impacto negativo sobre la salud pública, la calidad de vida de las personas, la productividad laboral y los costos sanitarios (Popkin et al., 2012).

Tabla 1.1

Resumen de la evidencia proveniente de meta-análisis de estudios de cohortes que investigaron la asociación dosis-respuesta entre doce grupos de alimentos y el riesgo de las Enfermedades Crónicas No-Transmisibles más prevalentes.

Grupo alimentario	TCM ^b	EC ^c	ACV ^c	IAM ^c	DBT2 ^d	HTA ^e	CC ^f
Verduras	↓	↓	↓	↓	↓	↔	↓
Verduras ricas en almidón	↔	↔	↔	↔	↑	↔	↔
Frutas	↓	↓	↓	↔	↓	↓	↓
Frutos secos	↓	↓	↔	↔	↔	↓	↔
Legumbres	↓	↓	↔	NE	↔	↔	↔
Cereales integrales	↓	↓	↔	↓	↓	↓	↓
Cereales refinados	↔	↔	↔	↔	↔	↔	NE
Huevos	↑	↔	↔	↑	↔	↓	↔
Lácteos	↔	↔	↓	↑	↓	↓	↓
Pescado	↓	↓	↓	↓	↔	↔	↓
Carnes rojas ^a	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑
Carnes procesadas	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑
Gaseosas	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↔

TCM: todas las causas de muerte; EC: enfermedad coronaria; ACV: accidente cerebrovascular; IAM: infarto agudo de miocardio; DBT2: diabetes mellitus tipo 2; HTA: hipertensión arterial; CC: cáncer de colon. ↔ : no hay asociación entre consumo y riesgo; ↑ : asociación positiva entre consumo y riesgo; ↓ : asociación negativa entre consumo y riesgo; NE: no establecido.

^aCarne vacuna, porcina y caprina; para la carne aviar no existe todavía información de calidad comparable. ^bSchwingshackl et al. (2017a). ^cBechthold et al. (2019). ^dSchwingshackl et al. (2017b). ^eSchwingshackl (2017c). ^fSchwingshackl et al., (2018).

La importancia de la alimentación en el mantenimiento y restablecimiento de la salud ha sido ampliamente subestimada por la comunidad médica, pero en las últimas décadas se destacó a la alimentación saludable como una de las herramientas más poderosas y costo-efectivas para promover el bienestar y mejorar la salud pública (Li et al., 2020; Nyberg et al., 2020). Hasta hace algunas décadas, el foco de la ciencia de la nutrición humana estaba en prevenir deficiencias en la dieta y alcanzar la ingesta

recomendada de algunos nutrientes esenciales (con énfasis en las calorías y proteínas), dando lugar a las recomendaciones basadas en los Cuatro Grupos Alimentarios Básicos de una dieta saludable: 1) carnes, 2) lácteos, 3) granos, y 4) frutas y verduras (Mozzafarian et al., 2018). Posteriormente, los estudios epidemiológicos y los ensayos clínicos aleatorizados arrojaron luz sobre cómo los factores de riesgo dietarios afectan la salud a largo plazo, indicando que la reducción o eliminación de los alimentos perjudiciales y el aumento de la ingesta de los alimentos protectores (Tabla 1.1) son capaces de contribuir significativamente en la prevención de la mayoría de las ECNT, así como de reducir las muertes prematuras (Bechthold et al., 2018). En un estudio reciente se estimó que el mejoramiento en la calidad de la dieta podría ser capaz de prevenir el 24% de las muertes prematuras en el mundo, siendo del 29% para la Argentina. En valores absolutos resulta en la prevención de: 3.9 millones de muertes por enfermedades coronarias, 1.6 (en las mismas unidades) por cáncer, 1.7 por enfermedades respiratorias, 1.2 por enfermedades digestivas, 1 por accidentes cerebrovasculares, 0.6 por diabetes tipo 2, 0.5 por enfermedades renales y 0.4 por enfermedades neurodegenerativas (Figura 1.2; Wang et al., 2019). Esto significa que dichas enfermedades no son consecuencias inevitables de la lotería genética y la sociedad moderna, sino de la combinación de inactividad física, tabaquismo, consumo excesivo de alcohol y dietas insalubres (Ezzati & Riboli, 2013).

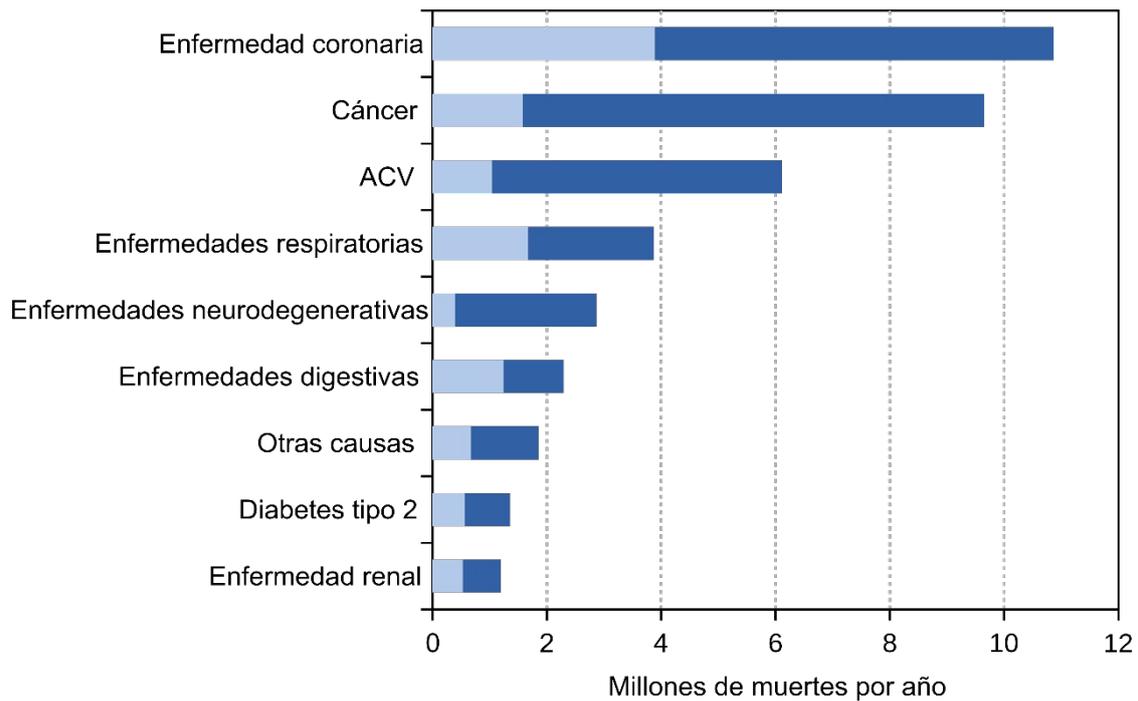


Figura 1.1. Muertes prematuras prevenibles en el mundo durante el 2017 por Enfermedades Crónicas No Transmisibles (ECNT) como resultado de la adopción de dietas saludables (en celeste) en relación a las muertes prematuras totales (en azul). Basada en Wang et al. (2019).

En cuanto al contexto actual de la pandemia, si bien las autopsias forenses revelaron que la causa de muerte inmediata asociada a la infección por Covid-19 estuvo directamente relacionada con un daño en los alvéolos pulmonares, manifestado a través del síndrome respiratorio agudo grave (Elezkurtaj et al., 2021), durante los primeros meses de la pandemia se realizaron múltiples estudios epidemiológicos que indicaron que las formas graves de Covid-19 eran más frecuentes en personas con hipertensión, obesidad, diabetes tipo 2, enfermedad pulmonar crónica, enfermedad renal crónica y enfermedad coronaria (Wang et al., 2020; Richardson et al., 2020; Williamson et al., 2020). Recientemente, la World Obesity Federation (2021) estimó que la mortalidad por Covid-19 fue 10 veces mayor en los países donde más de la mitad de la población adulta presenta sobrepeso. Resulta evidente que la pre-existencia de dichas enfermedades en las víctimas mortales de Covid-19 no es una mera casualidad por dos motivos principales. En primer lugar, la enfermedad por Covid-19 consiste principalmente en un proceso inflamatorio que afecta todo el organismo (Manjili et al., 2020; Popkin et al., 2020). En segundo lugar, en las ECNT existe un estado metabólico complejo caracterizado por inflamación sistémica de bajo grado, desregulación inmunológica y

disfunción endotelial (Buicu et al., 2021). Por lo tanto, la combinación de la reacción inflamatoria particular generada por el Covid-19 con la condición metabólica preexistente, resulta en una “tormenta” inflamatoria que determina un peor pronóstico y mayor mortalidad (Korakas et al., 2020). Así, en un atinado comentario firmado por el Editor en Jefe de la revista *The Lancet*, Richard Horton (2020) sentenció que “*Addressing COVID-19 means addressing hypertension, obesity, diabetes, cardiovascular and chronic respiratory diseases, and cancer*”. Dada la importancia que tiene la alimentación sobre el desarrollo de estas ECNT y la protección de la salud pública, comer de manera saludable es más importante que nunca (Godlee, 2020).

En relación al concepto dieta y salud desarrollado previamente, es importante destacar que la definición de “dieta saludable” evolucionó para enfocarse en la optimización de la salud a largo plazo, considerando tanto los problemas de salud por deficiencias como también por excesos (Cespedes & Hu 2015). Los expertos en salud propusieron cambiar la antigua visión centrada en la ingesta de nutrientes —que Carolan (2018) llama la ideología reduccionista del *nutricionismo*— hacia otra enfocada en incentivar el consumo de grupos alimentarios protectores de la salud y limitar la ingesta de grupos de alimentos insalubres (Tabla 1.1), contemplando al mismo tiempo los hábitos dietarios de las diferentes poblaciones y las enfermedades prevalentes de cada región (Albert 2007). Es así que, paulatinamente, el fomento de dietas saludables se convirtió en una política de estado de muchos países (FAO, 2021). En 1992, la Organización Mundial para la Alimentación y la Agricultura (FAO) y la Organización Mundial de la Salud (OMS) sugirieron que cada país debería desarrollar sus propias recomendaciones dietarias a fines de orientar a la población y a los profesionales de la salud (FAO/WHO 1992), y así nacieron las Guías Alimentarias Basadas en Alimentos (GABA). En líneas generales, se considera que una alimentación saludable es rica en frutas, verduras, legumbres, cereales integrales, frutos secos y semillas, y baja en carnes rojas y procesadas, bebidas azucaradas y alcohólicas, sal y alimentos ultraprocesados (Mozzafarian & Furohui, 2018). Así, las recomendaciones actuales se resumen en una frase expresada por el escritor Michael Pollan: “*Eat food, not too much, mostly plants*” (Pollan, 2008).

En la Argentina, después de un esfuerzo colectivo y coordinado a nivel nacional entre miembros de la Asociación Argentina de Dietistas y Nutricionistas, se publicó hace casi dos décadas la primera Guía Alimentaria para la Población Argentina (GAPA)

con el objetivo de “[...] *combatir hábitos alimentarios perjudiciales y reforzar aquellos adecuados para mantener la salud*” (Silva 2003). Debido a que el perfil nutricional de los argentinos se acerca más al de los países de altos ingresos (dietas occidentales) que al de los países de bajos-medianos ingresos, la última actualización recomienda reducir el consumo de carnes, alimentos ultraprocesados y gaseosas, y de incrementar el consumo de frutas, verduras, granos integrales y frutos secos (Ministerio de Salud, 2016).

1.1.5 Win-win: salud humana y ambiental

Diversos estudios publicados en la última década identificaron que la adopción de dietas saludables no sólo estaría relacionada con una reducción en el riesgo de desarrollar ECNT sino también (en general) con una menor huella ambiental en comparación con la dieta convencional, con reducciones en el consumo de energía fósil, emisión de GEI, demanda de tierras agrícolas, uso de agua dulce y eutrofización, entre otros (Aleksandrowicz et al., 2016; Chai et al., 2019; Willet et al., 2019; Vermeulen et al., 2019; Fanzo et al., 2020). Esto en parte ocurre porque, debido a un principio ecológico básico, se necesita menos energía solar (y por lo tanto menos área total) para producir una caloría de alimentos de origen vegetal que una de origen animal. Así, en general, los segundos demandan más recursos que los primeros para ser producidos (tierra, energía, nutrientes, agua, etc.) y emiten más contaminantes (CO_2 , CH_4 , NO_x , SO_4^{-2} y PO_3^{-3}), tanto si se los compara por unidad de peso como de nutrientes (con diferencias de hasta 20 veces; [González et al., 2011; Clark & Tilman, 2017; Poore & Nemecek, 2018]).

En otras palabras, hay una relación aparentemente virtuosa entre la capacidad protectora para la salud que tiene cada grupo de alimentos y el bajo impacto ambiental asociado a su producción (Figura 1.2). Este hallazgo se refuerza porque, en líneas generales, aquellos alimentos que reducen el riesgo de una ECNT también lo hacen con las otras ECNT (Tabla 1.1), y los que presentan valores más bajos en un indicador de impacto ambiental para su producción también lo hacen en otros indicadores (Clark et al., 2019). Esto significa que la propuesta de incrementar la proporción de frutas, verduras y granos integrales, y de reducir la participación de algunos alimentos de origen animal (carnes rojas y carnes procesadas), le otorgaría a las GABA el título de

dietas tanto saludables como sostenibles (Fischer & Garnett, 2016; Behrens et al., 2017). Aunque actualmente está en discusión de sí las GABA tal cual están planteada en el presente son realmente sustentables a pesar de ser saludables (Springmann et al., 2020). Sobre este último aspecto se profundizará en el Capítulo 4.

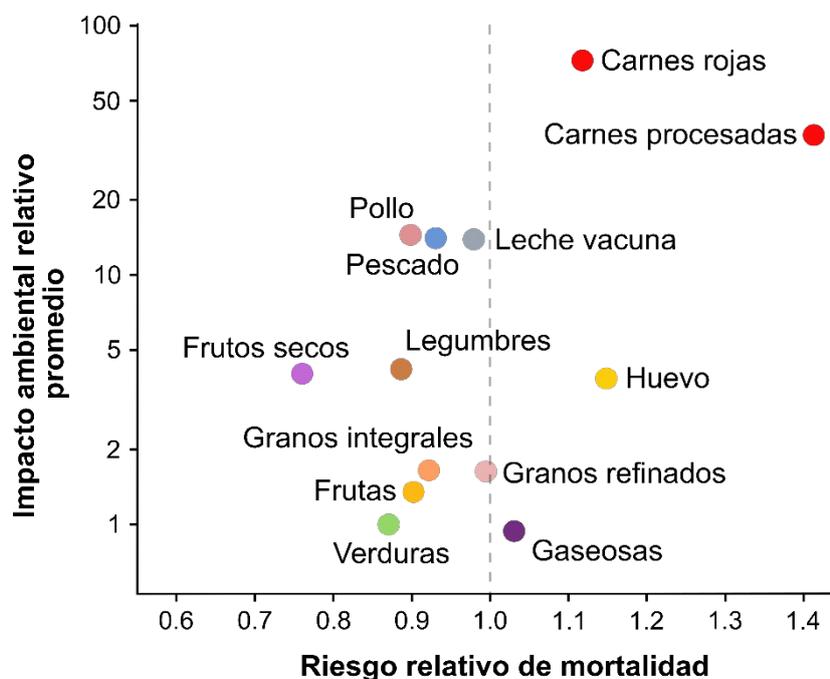


Figura 1.2. Asociación entre el riesgo relativo de mortalidad y el impacto ambiental relativo promedio de 12 grupos de alimentos (datos de Clark et al., 2019; en su mayoría para países desarrollados y áreas húmedas). Cuando el riesgo relativo de mortalidad es >1 indica que el consumo de una porción adicional del grupo alimentario está asociado a un incremento en el riesgo de mortalidad por todas las causas, y cuando es <1 indica una reducción el riesgo. El impacto ambiental relativo promedio expresa el promedio de 5 indicadores de impacto ambiental por kg de producto (consumo de energía fósil, emisiones de GEI, uso de la tierra, potencial de eutrofización y potencial de acidificación), relativizado respecto al impacto de 1 kg de verduras.

Si bien las correlaciones positivas dentro y entre los ejes de la Figura 1.2 permiten una estrategia comunicacional muy simple y contundente, corre los riesgos de toda sobre-simplificación, particularmente porque la información utilizada como insumo para el gráfico de la Figura 1.2 proviene de estudios realizados en países de altos ingresos, con sistemas productivos diferentes a los de Argentina (Morris et al., 2020). De la misma manera, gran parte de los estudios orientados a investigar el impacto ambiental de las dietas fueron llevados a cabo principalmente en Norteamérica y Europa

(Chai et al., 2019), con muy poca representación del hemisferio Sur. Por lo tanto se necesitan más estudios para dilucidar los efectos derivados de la adopción de las dietas saludables en contextos locales (Bené et al., 2020).

Argentina representa un estudio de caso interesante por diversos motivos. En primer lugar, la población local tiene una elevada preferencia por alimentos de origen animal, particularmente por la carne vacuna, la cual ha sido identificada como uno de los principalmente determinantes de la huella ambiental de las dietas. En segundo lugar, porque los sistemas productivos del país son distintos a los de Norteamérica y Europa, por lo que los impactos ambientales asociados los productos obtenidos deberían ser también diferentes. En tercer lugar, porque las sinergias y potenciales conflictos ambientales asociados a las dietas saludables dependen de la línea de base (dieta actual), y hasta la fecha no se han hecho investigaciones al respecto. Si bien el impacto ambiental de la producción agropecuaria ha sido ampliamente estudiado en nuestro país, así como el efecto derivado de la adopción de cambios en el modo de producir en el campo y de la reducción de pérdidas y desperdicios (al punto de que ambas forman parte de la agenda académica, gubernamental y productiva; [Andrade et al., 2017; Vázquez Amabile, 2018; Schein, 2018]), poco se sabe sobre el impacto ambiental asociado al consumo de alimentos y del potencial de mitigación del cambio de dietas dentro del territorio nacional. Por tal motivo, el **objetivo general** de esta Tesis es *analizar la huella ambiental derivada de la adopción de dietas saludables en la Argentina*, para lo cual se utilizaron cinco indicadores: emisión de GEI, ocupación total de la tierra, demanda de tierras de cultivo, consumo de energía fósil y uso de agua dulce.

Dado que se desconoce el impacto ambiental de la dieta actual y que escasean los estudios de análisis de ciclo de vida de los alimentos de origen animal (muy presentes en la dieta nacional), se proponen los siguientes **objetivos específicos**:

(1) Cuantificar la huella ambiental para producir una unidad de alimento de origen animal en Argentina (carne vacuna, porcina y aviar, leche y huevo).

(2) Calcular, según lo obtenido en (1), la huella ambiental asociada a la dieta argentina.

(3) Estimar, según lo obtenido en (2), la huella ambiental derivada de la adopción de dietas saludables en Argentina.

Capítulo

II

Huella ambiental de la producción de carnes, leche y huevos en Argentina

2.1 INTRODUCCIÓN

La producción y consumo de alimentos es uno de los principales motores de uso de recursos naturales y degradación ambiental a escala global (Campbell et al., 2017), siendo el sector ganadero el mayor contribuyente de estos impactos (Herrero et al., 2015; FAO, 2018b). A menos que ocurran cambios significativos en las formas de producción, las proyecciones indican que dicha tendencia se agudizará en las próximas décadas (Röös et al., 2017; Springman et al., 2018). Por lo tanto, la evaluación de las consecuencias ambientales actuales y futuras de la ganadería, bajo diferentes esquemas de producción y en diferentes países, se ha convertido en una importante área de investigación de las ciencias de la sustentabilidad (Poore & Nemecek, 2018).

Al año 2021, Argentina presenta niveles elevados de consumo de carnes para un país de medianos ingresos (88 kg de carne sin hueso por persona y año), particularmente de carne vacuna (37 kg/persona/año), la cual excede la cantidad consumida en los países de altos ingresos (OECD, 2021). Este fenómeno es, probablemente, el resultado de una larga historia de producción ganadera que se remonta a los primeros tiempos coloniales, cuando ciertos productos como el cuero, y más tarde la carne salada (y refrigerada), eran las principales exportaciones, y la carne vacuna representaba un alimento básico de la población local (Salvatore & Baten, 1998; Newland, 1998). Durante el siglo XX, a medida que los cultivos de grano se expandieron sobre los pastizales, la producción ganadera bovina aumentó su dependencia sobre las pasturas sembradas que rotaban con los cultivos de grano (Arelovich et al., 2011). Sin embargo, en las últimas décadas, estas pasturas fueron reemplazadas por sistemas de cultivos anuales continuos en muchas zonas de la región Pampeana y, por lo tanto, la producción ganadera fue desplazada hacia los pastizales de zonas marginales y aumentó su dependencia de la suplementación energética con granos (Viglizzo et al., 2011). En la actualidad, la mayor parte de la carne vacuna producida en Argentina se consume en el país, y junto con la carne de cerdo, de pollo, la leche y el huevo, representan aproximadamente el 64% de las proteínas consumidas (FAOSTAT, 2021).

De acuerdo a la base de datos de la Organización Mundial para la Alimentación y la Agricultura (FAO; [FAOSTAT, 2021]), durante el año 2017 se faenaron 12,6 millones de vacunos, 722 millones de pollos y 6,4 millones de cerdos, para producir unas 2,84 millones de toneladas de carne vacuna (Mt, en peso de carcasa), 2,16 Mt de carne de pollo y 0,565 Mt de carne de cerdo. La mayor parte de dicha producción fue destinada al mercado interno (84%, 85% y 83%, respectivamente), lo cual explica el mencionado elevado consumo anual de carnes en Argentina: 54 kg carcasa/persona de carne vacuna, 42 kg carcasa/persona de carne aviar y 11 kg

carcasa/persona de carne porcina. Asimismo, la producción de leche alcanzó los 10098 millones de litros durante el 2017, de los cuales el 70% fue consumido dentro del país (159 L/persona). De la misma manera, la producción nacional de huevo fue de 813000 t durante 2017 y fue destinada completamente al mercado interno (15,5 kg/persona, o 5 huevos/semana). Estos niveles de consumo de alimentos de origen animal son poco comunes para un país de medianos ingresos y, hasta la fecha, no se han realizado estudios que cuantifiquen el uso de recursos naturales y el impacto ambiental del sector ganadero argentino desde una perspectiva del ciclo de vida. La evaluación de estos impactos es esencial para comprender las implicancias actuales y futuras de los cambios productivos y en los patrones de consumo, así como del esperado aumento de la demanda de alimentos de origen animal a nivel mundial (Alexandrato & Bruisna, 2012; Andrade, 2017).

Entonces, en este capítulo se desarrollará el primer objetivo de esta tesis, cuantificando la huella ambiental del sector ganadero argentino, tanto a escala nacional como por unidad de producto obtenido, mediante un análisis de ciclo de vida desde “la cuna hasta la puerta del establecimiento” (*cradle-to-farm-gate*) de los cinco grupos ganaderos dominantes: bovinos para carne, bovinos para leche, pollos de engorde, gallinas ponedoras y cerdos. Los indicadores estudiados fueron: el consumo de biomasa (comestible y no comestible por el ser humano), la ocupación de la tierra (incluidas las tierras de cultivo), las emisiones de GEI y el uso de energía fósil, fertilizantes sintéticos y pesticidas sintéticos.

2.2 MATERIALES Y MÉTODOS

Para estimar la huella ambiental de la carne vacuna, carne aviar, carne porcina, leche y huevos producidos en Argentina, se desarrolló un análisis de ciclo de vida desde la “cuna a la tranquera del establecimiento” (*cradle-to-farm-gate*) siguiendo el protocolo recomendado por la *Livestock Environmental Assessment and Performance Partnership* (LEAP) de la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO, 2016a, 2016b, 2018e). Primero, se calculó el impacto ambiental por unidad funcional (UF) y modelo productivo, el cual consiste en 1 t de carcasa para las carnes y 1 t para la leche y el huevo. Se consideró para la leche una densidad de 1.032 g/mL. Luego, se integró la información de impacto ambiental con estadísticas de producción para obtener el impacto por UF y total a escala nacional (promedio

ponderado). Asimismo, se obtuvo el impacto ambiental por kilogramo de proteína a fines de realizar una comparación entre los productos dada la diferente naturaleza de los mismos.

Se consideraron todos los procesos y actividades relacionadas a la manufactura de los insumos agrícolas (semillas, fertilizantes, pesticidas, combustible), la producción del forraje y la producción animal durante el año 2016. Se excluyeron las etapas posteriores a la producción de los animales como faena, procesamiento, empaque, distribución, comercialización, almacenamiento, cocción, consumo y disposición final. La producción de medicamentos y vacunas fue excluida del análisis debido a la falta de información.

2.2.2 Inventario del ciclo de vida y modelado de los sistemas ganaderos

Siguiendo el protocolo de las guías LEAP para grandes rumiantes, porcinos y aves de corral (FAO, 2016a, 2016b, 2018e), cada sistema de producción fue dividido en dos subsistemas: subsistema del forraje y subsistema animal. Para la construcción de los modelos se utilizaron diversas fuentes de información que se mencionarán en las secciones específicas y que incluyeron estadísticas e informes de organismos gubernamentales y no-gubernamentales, así como de artículos científicos y contacto con la industria. Los métodos de cálculo se describen en las siguientes secciones.

2.2.3 Subsistema del forraje

También siguiendo el protocolo propuesto por la guía LEAP (FAO, 2016c), se realizó un análisis de ciclo de vida del forraje listo para ser consumido (“desde la cuna hasta la boca del animal”, o *cradle-to-the-animal-mouth*) a fines de obtener los *inputs* y *outputs* para suministrar 46 forrajes: pasturas nativas (8), pasturas sembradas (27), heno (de baja y alta calidad), maíz (grano y silaje), soja (grano, extrusado y harina), sorgo (silaje), girasol (pellet) y trigo (afrechillo). Además, se consideraron 10 suplementos comúnmente utilizados en la cría de aves de corral y cerdos: premix de vitaminas y minerales, conchilla, fosfato monocálcico, enzima fitasa, sal, harina de hueso y carne, coccidinato, DL-metionina, colina y promotor de crecimiento.

La información sobre el rendimiento, el contenido crudo de proteína y la digestibilidad de las pasturas (nativas y sembradas) y el heno fue extraída de la base de datos del Sistema Nacional de Inventario de Gases de Efecto Invernadero de la Argentina del año 2016 (comunicación vía e-

mail; SNI-GEI, 2021), mientras que el uso de insumos agrícolas fue obtenido de la literatura: el consumo de combustible fósil de Picasso et al. (2014), y la tasa de aplicación de fertilizantes (nitrógeno y fósforo) y herbicidas de Tossi (2018).

Para los granos, el contenido crudo de proteína y la digestibilidad también fueron obtenidos de la base de datos del SNI-GEI (2021), pero la información sobre el rendimiento y la utilización de insumos agrícolas fue obtenida de la Bolsa de Cereales de Buenos Aires (2021). Dada la ausencia de datos específicos para el año 2016, se calculó un promedio ponderado a nivel nacional de las campañas agrícolas 2014/2015 y 2016/2017 siguiendo la metodología de Arrieta et al. (2018). Para el silaje de maíz y el silaje de sorgo se utilizó la información de uso de insumos del maíz y el sorgo de grano, pero se consideró un rendimiento de 25 t/ha y 41,6 ton/ha, respectivamente (8,75 y 11,7 t/ha de materia seca, MS). La huella ambiental de los suplementos como el mix de vitaminas y minerales, la enzima fitasa y el fosfato monocálcico fue extraído de la literatura (Nielsen & Wenzel, 2007; Mosnier et al., 2011).

Se consideró que la preparación del alimento para el ganado consiste en comprar los ingredientes por separado y mezclarlos dentro del establecimiento. Por lo tanto, se modeló el procesamiento de la materia prima y el transporte hasta la planta de acopio, la planta procesadora y el establecimiento ganadero. Los diferentes procesamientos considerados fueron los siguientes: (a) para el maíz entero se consideró el secado y triturado con una moladora de 40 HP (uso de combustible obtenido de Donato [2011]), (b) para la soja se consideró el extrusado y la extracción con solvente (consumo de gas y electricidad obtenidos de contactos con la academia y la industria; [Méndez, comunicación personal; Rodríguez, comunicación personal]), (c) para el girasol se consideró solo el peleteado (consumo de electricidad obtenido de Montero [2014]), (d) para el trigo se consideró el secado y la molienda (Carlsson-Kanyama et al., 2000; Donato, 2011). Finalmente, se consideró que el mezclado de los ingredientes se realiza dentro del establecimiento mediante la utilización de una mezcladora de 1,5 kW.

Finalmente y respecto al transporte, debido a que más del 90% de la producción agropecuaria se encuentra localizada dentro de la región Pampeana (Viglizzo et al., 2011), se asumió una distancia de 200 km en camiones de carga con capacidad para 30 t para todos los destinos (2,2 L/t). Para el transporte de los suplementos se asumió una distancia de 200 km en camiones livianos con 5 toneladas de capacidad (15,1 L/t). Las pérdidas no se contabilizaron debido a la falta de datos.

Para más detalles sobre el inventario del subsistema del forraje, ver las Tablas S1 (pasturas) y S2 (cultivos de grano y silaje).

2.2.4 Subsistema animal

De acuerdo a las guías LEAP, se modeló el subsistema animal teniendo en cuenta una población de 100 animales (hembras reproductivas y/o animales de engorde), considerando la mortalidad, las características reproductivas y los parámetros productivos. Para convertir el peso vivo (PV) en peso de carcasa (PC) se consideraron los siguientes coeficientes de conversión: 56% para los vacunos, 85% para los pollos y 82% para los porcinos (Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca, comunicación vía e-mail). Asimismo, se consideró el siguiente contenido proteico de los productos derivados (FAOSTAT, 2021): 18% para la carne vacuna, 12% para la carne aviar, 11% para la carne porcina, 10% para el huevo y 3% para la leche. A continuación se describen los sistemas modelados y la metodología empleada para la elaboración del inventario del establecimiento ganadero. En la Tabla 2.10 se resume el inventario del ciclo de vida para los 5 productos mencionados.

2.2.4.1 Carne vacuna

Debido a la complejidad y heterogeneidad del sector bovino para carnes de Argentina, el análisis de la producción de carne vacuna se realizó en cuatro pasos. En primer lugar, se modelaron 75 sistemas de cría y engorde de manera independiente para 8 zonas ganaderas utilizando como fuente principal la base de datos del SNI-GEI (2021) y una población base de 100 animales (ver detalles más abajo). De acuerdo al SNI-GEI (2021), cada zona ganadera cuenta con 3 sistemas de cría (1 por nivel tecnológico (NT); alto, intermedio y bajo) y de 3 a 9 sistemas de engorde, dando un total de 24 sistemas de cría y 51 sistemas de engorde. Además, el SNI-GEI (2021) reporta diversos índices productivos (como el % de preñez, % de destete, % de reposición y la mortalidad del rodeo), y las características de la dieta de los animales (composición, digestibilidad y contenido de proteína cruda de los forrajes), entre otros parámetros de interés para cada uno de los 75 sistemas de cría y engorde. En segundo lugar, se cruzaron los datos del inventario de ciclo de vida de cada modelo con los datos de stock ganadero del año 2016 (Tablas 2.2, 2.3 y 2.4). En tercer lugar, se modeló la producción de carne vacuna proveniente del sector lechero, considerando como producto a las vacas de descarte, los terneros machos y las terneras

que no pasan a formar parte del plantel reproductivo del rodeo (para más detalles ver la sección 2.2.4.4). Finalmente, el inventario a escala nacional se dividió por la producción nacional de carne vacuna.

Tabla 2.2

Stock nacional de bovinos para carne en Argentina en el 2016 (en millones de animales)
(Fuente: SNI-GEI, 2021).

Regiones ²	Vacas	Vaquillonas	Novillos	Novillitos	Terneros	Terneras	Toros	Total
PN	2,423	0,983	0,581	0,850	1,065	0,848	0,117	6,870
PSE	3,548	0,957	0,175	0,317	1,369	1,208	0,159	7,737
PSO	2,036	0,598	0,177	0,244	0,775	0,721	0,090	4,643
PO	1,888	0,656	0,440	0,550	0,801	0,771	0,087	5,196
NEA	6,212	1,990	0,895	1,126	1,570	1,459	0,310	13,565
NOA	2,444	0,931	0,292	0,538	0,654	0,697	0,146	5,706
SA	1,911	0,493	0,214	0,255	0,505	0,474	0,091	3,946
PAT	0,701	0,173	0,045	0,066	0,219	0,178	0,036	1,421
Total	21,167	6,785	2,824	3,952	6,959	6,361	1,038	49,087

¹ Se excluyó una región y dos categorías de bovinos debido a su baja influencia en el stock nacional: región del conurbano bonaerense (0.02%), bueyes (0.02%) y toritos (0.36%).

² PN: Pampeana Norte. PSE: Pampeana Sudeste. PSO: Pampeana Sudoeste. PO: Pampeana Oeste. NEA: Noreste. NOA: Noroeste. SA: Semi-Árida. PAT: Patagónica.

Cría. la cría comienza con la preñez durante el verano (Enero) y finaliza con la venta de las vacas viejas y los terneros destetados durante el otoño (Marzo-Abril). Sin embargo, aquí se consideró un ciclo de 12 meses que comienza y finaliza con el servicio de las hembras en enero, por lo que el impacto de los terneros lactantes desde este mes del año siguiente hasta su venta, se atribuyeron a los terneros de la siguiente generación. Como se mencionó previamente, se modelaron 24 sistemas de cría teniendo en cuenta todas las categorías de animales del rodeo considerando una población base de 100 vacas, teniendo en cuenta además el porcentaje de vacas que se encuentran en diferentes estados fisiológicos (gestante/no-gestante y lactante/no-lactante). El número de toros se estableció utilizando la proporción de toros cada 100 vacas en cada zona (Tabla 2.2). El número de vaquillonas se representó por el % de reposición. Cuando la edad al primer servicio en el sistema fue mayor a los 16 meses, se incluyó la categoría vaquilloncita, cuyo número de animales fue calculado teniendo en cuenta el número de vaquillonas y

la mortalidad del rodeo. El número de terneros fue determinado con el % de destete, considerándose una misma proporción entre machos y hembras. Se consideró que todos los terneros son vendidos para el engorde, mientras que una fracción de las terneras son retenidas para reponer el stock reproductivo (% de reemplazo). Por lo tanto, la productividad de los sistemas de cría corresponde a la suma del peso vivo de todos los terneros, las terneras que no son retenidas, y las vacas viejas que finalizaron su ciclo productivo (establecido por el % de reposición).

Tabla 2.3

Principales parámetros productivos de los sistemas de cría modelados según el nivel tecnológico (NT). Se presenta la media y entre paréntesis el desvío estándar (Fuente: Feldkamp & Cañadas, 2015; SNI-GEI, 2021; Arrieta et al., 2020).

	Unidad	NT bajo	NT intermedio	NT alto
Número de sistemas	n	8	8	8
Stock nacional de vacas	%	42,71	35,89	21,40
Lactando y gestando	%	23,04 (5,76)	25,27 (2,13)	20,78 (0,77)
Lactando y no-gestando	%	13,82 (3,45)	18,95 (1,60)	20,78 (0,77)
No-lactando y gestando	%	18,43 (4,61)	31,59 (2,67)	41,56 (1,54)
No-lactando y no-gestando	%	44,71 (13,82)	24,20 (6,40)	16,89 (3,08)
Preñez	%	62,94 (11,45)	82,19 (6,77)	87,88 (3,16)
Destete	%	52,50 (11,95)	73,50 (6,65)	83,00 (2,83)
Edad del ternero al destete	días	240 (0,00)	210 (0,00)	180 (0,00)
Peso del ternero al destete	kg	166,88 (8,84)	166,88 (8,84)	166,88 (8,84)
Reposición	%	14,00 (0,00)	16,80 (0,00)	22,40 (0,00)
Edad al primer servicio	meses	28,88 (4,52)	24,13 (1,36)	18,75 (4,46)
Mortalidad del rodeo	%	3,88 (1,55)	2,88 (0,64)	2,06 (0,42)
Productividad	t PV	13,78 (2,06)	17,96 (1,24)	21,26 (0,79)

Engorde. La fase de engorde comienza con la compra de los terneros destetados en otoño (Marzo-Abril) y finaliza cuando los animales alcanzan el peso de faena, existiendo grandes variaciones en la extensión de tiempo dependiendo del tipo de programa aplicado (desde 5 meses hasta 38 meses). Se modelaron 51 sistemas de engorde tomando como base a una población de 100 animales de la misma edad, raza y

estado fisiológico. El SNI-GEI (2021) clasifica los sistemas de engorde en intensivo, semi-intensivo y extensivo, pero para este estudio se clasificaron en 5 categorías de acuerdo al tipo de forraje consumido según Gerber et al. (2015): (i) sistemas puramente pastoriles (SPP), cuando los animales pastorean durante todo el engorde y más del 90% de la MS está representada por pasto; (ii) sistemas pastoriles con suplementación (SPS), cuando los animales pastorean durante todo el engorde pero menos del 90% de la MS está representada por pasto; (iii) sistemas mixtos predominantemente pastoriles (SMPP), cuando los animales pastorean durante una parte del engorde y son confinados en la otra, pero el pasto representa más del 60% de la MS; (iv) sistemas mixtos predominantemente confinados (SMPC), igual al anterior pero el pasto representa menos del 60% de la MS; (v) sistemas confinados (SC), cuando los animales son engordados en condiciones de confinamiento. La productividad de los sistemas de engorde corresponde a la suma del peso vivo de los animales que finalizan el engorde.

Table 4

Principales parámetros productivos de los sistemas de engorde modelados. Se presenta la media y entre paréntesis el desvío estándar (Fuente: Feldkamp & Cañadas, 2015; SNI-GEI, 2021; Arrieta et al., 2020).

	Unidad	SPP	SPS	SMPP	SMPC	SC
Cantidad de sistemas	n	10	9	10	14	8
Stock nacional ¹	%	13,81	15,39	28,31	28,45	14,04
Pasto en la dieta	%	94,20 (5,03)	84,11 (2,37)	71,19 (2,55)	48,57 (12,62)	5,00 (6,55)
Peso inicial	kg PV	169,50 (8,96)	165,00 (9,68)	168,50 (8,51)	170,00 (8,32)	169,38 (7,76)
Peso final	kg PV	389,00 (0,06)	386,67 (0,06)	389,50 (0,05)	372,86 (0,05)	336,25 (0,01)
Aumento diario de peso	g/día	0,52 (0,12)	0,41 (0,14)	0,51 (0,83)	0,61 (0,09)	0,58 (0,37)
Duración	días	456,00 (255,60)	456,60 (201,60)	441,00 (145,00)	336,30 (95,10)	198,90 (42,30)
Productividad	t PV	21,95 (6,23)	22,17 (6,55)	22,10 (4,72)	20,29 (5,15)	16,69 (1,16)

¹ Vaquillonas, novillos y novillitos.

SPP: Sistemas Pastoriles Puros; SPS: Sistemas Pastoriles con Suplementación; SMPP: Sistemas Mixtos

Predominantemente Pastoriles; SMPC: Sistemas Mixtos Predominantemente Confinados; SC: Sistemas Confinados.

Consumo de forraje. La ingesta diaria de MS para cada categoría animal y en cada estado fisiológico se calculó siguiendo la guía del Panel Intergubernamental del Cambio Climático (IPCC, 2019): Ecuación 10.18 para las vaquillonas y novillos, y Tabla 10.8 para las vacas y toros. La composición de la dieta para cada sistema de cría y engorde fue extraída de la base de datos del SNI-GEI (2021) (expresado como la fracción de la materia seca consumida por ciclo). De acuerdo a Modernel et al. (2013), se asumió un índice de cosecha del 60% para las pasturas nativas, 70% para las pasturas sembradas y 100% para los suplementos (granos, silaje y heno).

Gestión del estiércol. Se tomaron los datos reportados por el SNI-GEI (2021) sobre los sistemas de gestión de estiércol y la participación de cada uno de ellos en los diferentes sistemas (pastura/prado/pradera, distribución diaria y corral de engorde).

La Tabla S3 resume el inventario de las fases de cría y engorde por nivel tecnológico y región, así como del ciclo completo.

2.2.4.2 Carne de pollo

La forma de producir carne de pollo en Argentina es relativamente homogénea y ocurre predominantemente mediante un sistema intensivo y confinado. En este sistema, los pollitos de un día de vida ingresan al establecimiento donde permanecen 49-50 días hasta que alcanzan un peso vivo a faena de 2,86 kg y consumen 5,72 kg de forraje (comunicación vía e-mail; MAGyP, 2018). La Tabla 2.5 presenta las características productivas utilizadas en el análisis.

Consumo de forraje. La dieta de los pollos se compone principalmente de maíz y subproductos de la soja como fuente primaria de macronutrientes, y de suplementos como fuente de micronutrientes, tales como fosfato monocalcico, conchilla de ostra, enzima fitasa, sal y una mezcla estándar de vitaminas y minerales. El consumo de alimento se calculó combinando la composición de la dieta en cada etapa (obtenida a partir del contacto con expertos en nutrición animal; [VetiFarma S.A.]) y la tasa de conversión de forraje (proporcionada por el Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca [MAGyP, 2018]).

Alojamiento. Se asumió que el establecimiento consiste en un galpón de estructura metálica simple y piso de tierra, con una dimensión de 12 x 120 m y una capacidad para alojar hasta 24000 pollos. Debido a la falta de datos locales, el consumo de gas natural y de electricidad fue obtenido

de González-García et al. (2014). No se contabilizó el costo asociado a la construcción del establecimiento.

Gestión del estiércol. El estiércol y los animales muertos son gestionados mediante una cama constituida por una mezcla de cáscara de arroz, girasol o maní, y aserrín o paja, la cual debe ser cambiada cada 5-6 ciclos debido a regulaciones sanitarias (aproximadamente un año productivo) (Maisonnave et al., 2015). No se contabilizó la producción de los insumos para la fabricación de la cama para los pollos, y se considera que la misma es tratada como desperdicio.

Tabla 2.5

Parámetros productivos del modelo de producción de pollos parrilleros en Argentina (Fuente: Arrieta & González, 2019; Vetifarma S.A.)

	Unidad	Sistema intensivo y confinado
Peso inicial	kg	0,18
Peso final	kg	2,86
Tiempo de engorde	días	49,5
Mortalidad	%	6,39
Tasa de conversión del forraje		2,00
Composición de la dieta (ponderada)		
Maíz (grano)	%	52,77
Expeller de soja	%	15,62
Soja entera (vaporizada)	%	28,17
Conchilla	%	1,43
Fosfato monocálcico	%	0,81
Fitasa	%	0,10
Premezcla de micronutrientes	%	1,00
Sal	%	0,09

2.2.4.3 Carne porcina

La carne de cerdo se produce a través de varios modelos productivos, con un aporte similar de los sistemas a campo y en túnel de viento durante el año 2016 (22%), mientras los sistemas confinados aportan más de la mitad de la carne producida a nivel nacional (56%) (MAGyP, 2017).

Se modelaron entonces los 3 sistemas de producción mencionados, considerando que el ciclo comienza con la reproducción de la cerda y finaliza cuando los capones alcanzan un peso vivo de 109 kg (comunicación por e-mail; Asociación Argentina de Productores Porcinos). La Tabla 2.6 presenta un resumen de las características productivas utilizadas en el análisis.

Consumo de forraje. Al igual que los pollos de engorde, la dieta de los cerdos también se compone principalmente de maíz y subproductos de la soja como fuente primaria de macronutrientes, así como de una premezcla de vitaminas y minerales como fuente de micronutrientes. El consumo de alimento se calculó combinando la composición de la dieta en cada etapa (obtenida a partir del contacto con expertos en nutrición animal; Vetifarma S.A.) y la tasa de conversión del forraje de cada sistema productivo (Iglesias & Ghezan, 2013). Se asumió la misma dieta para los tres sistemas.

Alojamiento. Para el sistema de cría a campo se consideró una superficie de 10 m²/cerdo. El establecimiento del sistema de túnel de viento consiste en un galpón de estructura metálica simple cubierta con lona, con los extremos abiertos y una dimensión de 6-8 m x 18-24 m, en el cual caben hasta 120-130 cerdos (1,20 m²/cerdo). El establecimiento del sistema confinado consiste en un galpón con techo y paredes de chapa metálica, con los extremos cerrados y sistemas de ventilación forzada, que presentan una dimensión de 12 x 60 m y una capacidad para alojar 500-700 cerdos (0,75 m²/cerdo). Debido a la falta de datos locales, el consumo de electricidad y gas natural asociado a la distribución del alimento y el agua fue obtenido de Lammers et al. (2012). No se contabilizó el costo de la construcción del establecimiento.

Gestión del estiércol. Para la cría a campo se consideró que el estiércol es removido y distribuido diariamente en el campo. Para el túnel de viento se asumió la utilización del sistema de cama profunda compuesta por paja de trigo y residuos de maíz, la cual es removida y procesada como desperdicio luego de cada ciclo. En confinamiento se consideró un piso tipo *slat* que filtra el estiércol hacia lagunas anaeróbicas situadas a en el exterior del establecimiento.

La Tabla S4 resume el inventario de los tres sistemas de producción analizados.

Tabla 2.6

Parámetros productivos de los sistemas de producción modelados de cerdo a campo, túnel de viento y confinamiento (Fuente: Iglesias & Ghezan, 2013; MAGyP, 2017; Arrieta & González, 2019; Vetifarma S.A.)

	Unidad	A campo	Túnel de viento	Confinamiento
Participación en la faena nacional ^a	%	22	22	56
Participación de los establecimientos ^b	%	68	23	5
Preñez	%	71	83	87
Tiempo de preñez	días	115	115	115
Crías por camada	n	9,4	10,5	11,5
Duración de la lactancia	días	30	24	21
Mortalidad durante la lactancia	%	17	12	10
Duración del engorde	días	180	165	165
Peso de faena	kg PV	109	109	109
Mortalidad durante el engorde	%	4,0	4,0	2,5
Tasa de conversión del forraje durante el engorde		4,0	3,2	3,0
Composición de la dieta (ponderada)				
Maíz	%	66	66	66
Expeller de soja	%	30	30	30
Premezcla de micronutrientes	%	4	4	4

^a 1.3% de la producción total de carne porcina provino de establecimientos que no cumplían con los criterios de inclusión.

^b De los 5178 establecimientos, 3,9% no cumplían con los criterios de inclusión.

2.2.4.4 Leche vacuna

Con 21 regiones lecheras en todo el país y una gran diversidad tecnológica y productiva, el subsector bovino lechero argentino presenta una alta heterogeneidad y complejidad (Lazzarini et al., 2019). Dadas las exigencias agroclimáticas que requieren los tambos con alto desempeño productivo, más del 90% de la leche se produce dentro de la región pampeana (SNI-GEI, 2021). Debido a la falta de datos para cada región y sistema productivo se modeló un sistema representativo de la región pampeana (Feldkamp & Cañadas, 2015; Gastaldi et al., 2018; Lazzarini et al., 2019; SNI-GEI, 2021).

El tambo modelado se trata de un sistema de base pastoril con suplementación de bovinos de la raza Holando Argentino, cuyo ciclo comienza con la inseminación artificial de las vacas y finaliza con la siguiente inseminación a los 13 meses, con una etapa productiva de 10 meses y un descanso de 3 meses. Se incluyeron todas las categorías presentes en el rodeo tomando una población base de 100 vacas. Se consideró la proporción de vacas que se encuentran en diferentes estados fisiológicos (gestante/no-gestante y lactante/no-lactante) (SNI-GEI, 2021), y se asumió una producción individual de 17,5 L/día para las vacas en ordeño (Gastaldi et al., 2018). El número de toros y toritos se estableció utilizando la proporción de toros y toritos cada 100 vacas a escala nacional (Tabla 2.7). El número de vaquillonas preñadas y en recría se obtuvieron de Gastaldi et al. (2018). El número de terneros fue determinado con el % de destete (asumido del 100%) menos la mortalidad (Lazzarini et al., 2019), considerándose una misma proporción entre machos y hembras. Las crías nacen durante todo el año y son destetadas y vendidas a los 4 días del nacimiento, excepto una fracción de las terneras que son retenidas para reponer el stock reproductivo (número de vaquillonas en recría). Se consideraron dos productividades: (1) leche, como la suma de la producción individual de las vacas en ordeño a lo largo de todo el ciclo, y (2) carne, como la suma del peso vivo de las vacas de descarte, terneros y terneras que no se incorporan al plantel reproductivo.

Consumo de forraje. La ingesta diaria de materia seca para cada categoría animal en cada estado fisiológico se calculó siguiendo la guía del IPCC (2019): Ecuación 10.17 para las terneras que permanecen en el rodeo, Ecuación 10.18 para las vaquillonas y toritos, Ecuación 10.18b para las vacas, y Tabla 10.8 para los toros. La composición de la dieta de los animales maduros y en crecimiento fue asumida igual para todas las categorías, siendo 45% pastura de base alfalfa, 26% silaje de maíz y 29% concentrados (granos de maíz y harina de soja) (Lazzarini et al., 2019). Para las terneras que permanecen en el rodeo se asumió que durante los dos primeros meses después del destete consumen leche producida en el mismo tambo, y luego consumen la misma dieta que los demás animales. Se asumió un índice de cosecha del 65% para las pasturas de base alfalfa (Lazzarini et al., 2019) y 100% para el silaje y el concentrado.

Sala de ordeño. El rodeo se ordeña 2 veces por día durante 2,5 horas con máquinas de más de 10 años de antigüedad (Lazzarini et al., 2019). Se asumió un consumo eléctrico de 0,18 kWh/kg de leche (Carlsson-Kanyama et al., 2000).

Gestión del estiércol. Dado que se trata de un sistema mayoritariamente pastoril se asumió que no se realiza manejo del estiércol y se lo deja en el suelo.

Tabla 2.7

Principales parámetros productivos del sistema lechero modelado en Argentina para el año 2016 (Fuente: Feldkamp & Cañadas, 2015; Gastaldi et al., 2018; Lazzarini et al., 2019; SNI-GEI, 2021).

	Unidad	Sistema pastoril con suplementación
Vacas lactando y gestando	%	49
Vacas lactando y no-gestando	%	29
Vacas no-lactando y gestando	%	20
Vacas no-lactando y no-gestando	%	2
Preñez	%	95
Destete	%	100
Edad de los terneros al destete	días	4
Mortalidad de los terneros	%	12
Reemplazo	%	24
Edad al primer servicio	meses	15
Stock nacional	cabezas	
Vacas		1773265
Toros		26211
Toritos		6397
Vaquillonas		750020
Terneros		269474
Terneras		523542

¹ La categoría “búfalo” fue excluida debido a su baja influencia en el stock nacional (0,001%).

2.2.4.5 Huevos

El sistema de producción de huevos predominante en Argentina consiste en un sistema intensivo y confinado dentro de jaulas. En este sistema, las pollitas de dos días ingresan a la granja donde permanecen durante 4 meses hasta alcanzar un peso de 1,3 kg (fases de iniciación, cría y desarrollo), y luego son transferidas a las etapas de pre-postura y postura, donde permanecen otros 16 meses hasta alcanzar un peso de 2,05 kg y una producción de 402 huevos (Lohmann

Tierzucht, 2020). En la Tabla 2.8 se muestran los parámetros productivos de un sistema de producción de huevos tipo jaula promedio en Argentina.

Consumo de forraje. La dieta de las gallinas ponedoras también se compone principalmente de maíz y subproductos de la soja, y de un surtido de ingredientes como suplementos (harina de hueso, conchilla de ostra, afrechillo de trigo, coccidinato, colina, DL-metionina, sal y una premezcla de vitaminas y minerales). El consumo de alimento y la composición de la dieta en cada etapa fue obtenida a través del contacto con expertos en nutrición animal (VetiFarma S.A.), mientras que el consumo total fue obtenido del manual de producción de Lohmann Tierzucht (2020).

Alojamiento. Se asumió que el establecimiento consiste en un galpón con techo a dos aguas y una dimensión de 20 x 160 m, con capacidad para alojar hasta 50000 gallinas ponedoras. Debido a la falta de datos locales, el consumo de gas natural y de electricidad fue obtenido de Carlsson-Kanyama y Faist (2000).

Gestión del estiércol. Se consideró que el estiércol de las ponedoras se apila debajo de las jaulas y permanece dentro del galpón por un tiempo determinado, hasta que finalmente es extraído, procesado y comercializado como fertilizante (Maisonave et al., 2015).

Tabla 2.8

Parámetros productivos del sistema de huevos modelado (Fuente: Lohmann Tierzucht, 2020; VetiFarma S.A.)

	Unidad	Sistema intensivo y confinado en jaulas
Peso inicial	kg	0,75
Peso final	kg	2,05
Comienzo de la postura	días	120
Duración de la postura	días	480
Huevos por gallina	N°	402
Peso promedio de un huevo	gramos	60
Mortalidad	%	10
Tasa de conversión del forraje		2,63
Composición de la dieta (ponderada)		
Maíz	%	55,39
Expeller de soja	%	15,99

Soja entera (vaporizada)	%	7,09
Conchilla de ostra	%	6,72
Afrechillo de trigo	%	7,23
Harina de hueso	%	6,92
DL-metionina	%	0,13
Premezcla de vitaminas y minerales	%	0,30
Sal	%	0,21

2.2.5 Evaluación de la huella ambiental

La huella ambiental se evaluó considerando los siguientes indicadores: consumo de biomasa (comestible y no comestible por humanos), ocupación de la tierra (totales y de cultivo), emisiones de GEI, y uso de energía fósil, fertilizantes sintéticos y pesticidas sintéticos.

El consumo de biomasa está determinado por la capacidad que tienen los animales de transformar el forraje en carne, leche y huevo, y se desglosó en biomasa comestible y no-comestible por humanos a fines de examinar la potencial competencia del sector ganadero para producir alimentos aptos para consumo humano (Muscat et al., 2019). De acuerdo a Mottet et al. (2017), se incluyó dentro de la primera categoría (comestible por humanos) al maíz en grano y los productos de soja, tanto grano entero, como expeller y harina. En la segunda categoría se consideraron los demás ingredientes de la dieta: pasturas, silajes, heno, pellet de girasol, afrechillo de trigo y otros ingredientes con menor peso como la premezcla de vitaminas y minerales, aminoácidos, conchilla, entre otros. El consumo de biomasa se expresa en términos de materia seca (MS).

La ocupación de la tierra representa la superficie total utilizada para la producción de pasturas nativas, pasturas sembradas y cultivos, mientras que la demanda de tierras de cultivo incluyó solo a las tierras destinadas a la producción de maíz (grano y silaje), soja (grano, expeller y harina), sorgo (silaje), girasol (pellet) y trigo (afrechillo). No se consideró la superficie de los establecimientos ganaderos. Tanto la ocupación de la tierra como la demanda de tierras de cultivo se expresan en unidades de superficie (metros cuadrados (m²) y hectáreas (has)).

Las emisiones de GEI cuantificadas incluyeron todas las emisiones relevantes de metano (CH₄), óxido nitroso (N₂O) y dióxido de carbono (CO₂) considerando un Potencial de

Calentamiento Global (PCG) de 1 para 1 kg de CO₂, de 34 para 1 kg de CH₄, y de 298 para 1 kg de N₂O, asumiendo un horizonte de tiempo de 100 años (Myhre et al., 2013). Respecto al PCG del CH₄, el valor de 34 incluye la interacción del metano con otros gases en la atmósfera, como el H₂O, el O₃ y el CO₂. Este fenómeno es conocido como forzamiento radiativo efectivo y no se presenta en el CO₂ ni en el NO₂ (Myhre et al., 2013). Las emisiones de CH₄ y N₂O provenientes de la fermentación entérica y el estiércol del sector bovino para carnes y leche se cuantificaron siguiendo una metodología Tier 2 de acuerdo a la guía del IPCC (2019). Las emisiones de CH₄ y N₂O provenientes de los cerdos y las aves de corral (carne y huevos) se obtuvieron siguiendo una metodología Tier 1, de la misma manera para las emisiones de N₂O de los cultivos extensivos (maíz, soja, sorgo, girasol y trigo). Debido a que no hay evidencia de un secuestro de carbono generalizado en las tierras de pastoreo de Argentina (Álvarez et al., 2020), se asumió que las existencias de carbono en los suelos se mantienen constantes, tal como sugiere el Nivel 1 del IPCC (2019). Las emisiones de CO₂ originadas durante la manufactura de los insumos agrícolas y la combustión de los combustibles fósiles fueron obtenidas de estudios previos aplicando un Tier 1 (Tabla 2.9). Las emisiones asociadas a la generación de electricidad en Argentina fueron estimadas modelando la matriz energética nacional para el año 2016, utilizando datos de la Agencia Internacional de Energía (IEA, 2021; ver Arrieta & González, 2019). Las emisiones de GEI se expresan en términos de carbono equivalente (CO₂-eq).

El consumo de energía fósil comprende toda la energía contenida en los insumos y la electricidad utilizada en todas las etapas analizadas. Los factores de uso de energía por unidad de insumos fueron obtenidos de la literatura (Tabla 2.9), mientras que la energía requerida para obtener 1 unidad de electricidad fue calculada de la misma manera que para obtener las emisiones. El consumo de energía fósil se expresa en Joule (J).

Respecto al uso de fertilizantes y pesticidas sintéticos, estos representan la suma de los fertilizantes N, P y S, y de los ingredientes activos de los herbicidas, insecticidas y fungicidas. Se expresan en términos de unidad de peso de N-P-S e ingrediente activo (i.a.).

Tabla 2.9

Emisión de Gases de efecto invernadero (GEI) y consumo de energía fósil (CEF) por unidad de insumo utilizado.

Insumo	Unidad	GEI (kg CO₂)	CEF (MJ)	Fuentes
Diésel	litro	3	40	<i>IPCC (2019).</i>
Semilla de maíz	kg semillas	3,84	53,36	<i>West & Marland (2002).</i>
Semilla de sorgo	kg semillas	5,13	43,50	<i>West & Marland (2002).</i>
Semilla de girasol	kg semillas	0,66	5,57	<i>Ozkan et al. (2004).</i>
Semilla de soja	kg semillas	0,156	1,23	<i>Arrieta et al. (2018).</i>
Fertilizante N	kg N	3,91	54,8	<i>Camargo et al. (2013).</i>
Fertilizante P	kg P	0,91	10,3	<i>Camargo et al. (2013).</i>
Fertilizante S	kg S	0,35	5,5	<i>Williams et al. (2010).</i>
Herbicidas	kg i.a.	49,9	386	<i>Audsley et al. (2009).</i>
Insecticidas	kg i.a.	18,2	274	<i>Audsley et al. (2009).</i>
Fungicidas	kg i.a.	32,6	423	<i>Audsley et al. (2009).</i>
Electricidad	invertido/obtenido	0,118	2,4	<i>Estimaciones propias basadas en datos de la IEA (2021); ver Arrieta & González (2019).</i>
Gas natural	MJ/m ³	0,056	36	<i>IEA (2018).</i>

2.2.6 Partición de la huella ambiental

Existe un debate en la literatura sobre cuál es el método más conveniente para realizar la partición de la huella ambiental entre diferentes subproductos agropecuarios y todavía no hay consenso si la partición utilizando características físicas (masa o energía) es mejor que la partición económica (Ardente & Cellura, 2012). A pesar de que varios autores tienen preferencia por la utilización de la partición económica, la Norma Internacional 14044 (ISO) para la gestión ambiental y el ciclo de vida de los productos indica que la partición económica solo debe utilizarse

como último recurso cuando la partición física no es posible (Pelletier & Tyedmers, 2011; Matthews et al., 2015). Por lo tanto, se eligió proceder con una partición física utilizando a la masa de los productos para asignar el impacto ambiental a los diferentes subproductos.

Tabla 2.10

Promedio (ponderado) nacional del inventario de ciclo de vida por unidad funcional (UF) para la producción de carne vacuna, carne de pollo, carne de cerdo, leche y huevos en Argentina. La UF es 1 t de carcasa para las carnes y 1 t para la leche y los huevos.

	Unidad	Carne vacuna	Carne de pollo	Carne de cerdo	Leche	Huevo
INPUTS						
<i>Subsistema del forraje</i>						
Pasturas nativas	t MS	34,53	0,00	0,00	0,00	0,00
Pasturas sembradas	t MS	10,44	0,00	0,00	0,79	0,00
Heno	t MS	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00
Maíz	t MS	2,37	1,32	2,11	0,26	1,58
Productos de la soja	t MS	0,03	1,10	0,94	0,26	0,66
Pellets de girasol	t MS	0,74	0,00	0,00	0,00	0,00
Silaje	t MS	0,83	0,00	0,00	0,46	0,00
Otros ingredientes	t MS	0,00	0,09	0,14	0,01	0,61
Combustible	litros	93,52	38,68	49,91	13,59	39,77
Gas natural	m ³	0,55	1,77	1,71	13,59	0,57
Electricidad	kWh	344,61	292,63	331,62	10,89	171,10
Semillas	kg	20,29	30,12	25,37	6,46	20,67
Fertilizante N	kg N	88,91	13,24	19,19	11,79	15,15
Fertilizante P	kg P	13,16	5,80	6,44	5,29	5,01
Fertilizante S	kg S	1,98	2,18	2,13	0,57	1,64
Herbicida	kg i.a.	7,69	5,21	5,79	1,59	4,38
Insecticida	kg i.a.	0,45	0,41	0,38	0,10	0,30
Fungicida	kg i.a.	0,07	0,16	0,15	0,04	0,12
Rastrojo	kg N	33,11	25,52	30,56	4,79	23,34

<i>Subsistema animal</i>						
Forraje	t MS	48,97	2,50	3,19	1,76	2,85
Electricidad	kWh	0,05	126,83	116,61	0,47	13,23
Combustible	litros	0,00	25,24	0,00	0,00	2,63
OUTPUTS						
<i>Subsistema del forraje</i>						
CO ₂	kg CO ₂	1110,12	499,03	596,79	182,84	451,61
N ₂ O	kg N ₂ O	2,12	0,79	1,02	0,35	0,79
<i>Subsistema animal</i>						
CO ₂	kg CO ₂	0,01	90,68	13,76	0,06	1,76
CH ₄	kg CH ₄	922,85	0,08	4,81	22,74	0,01
N ₂ O	kg N ₂ O	7,35	0,01	0,96	0,23	0,00
Excreción de N	kg N	667,45	1,51	55,04	21,54	0,07

2.3 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Durante el año 2016, para producir 2,64 Mt de carne de vacuna, 2,05 Mt de carne aviar, 0,522 Mt de carne de cerdo, 10,6 Mt de leche y 0,802 Mt de huevo, el sector ganadero argentino consumió un total de 157 Mt de biomasa (de las cuales 20,6 Mt eran comestibles por el ser humano), ocupó 66 Mha de tierra (de las cuales 6,86 Mha correspondían a tierras de cultivo) y emitió a la atmósfera 111 Mt de CO₂-eq. Además, utilizó 83 PJ de energía fósil, lo que incluyó la fabricación de 534 kt N-P-S y 60 kt i.a. de pesticidas sintéticos. Para detalles sobre la huella a escala nacional ver la Tabla S5.

Los grupos ganaderos tuvieron una participación diferente en la huella ambiental del sector. La carne vacuna presentó la mayor huella para todos los indicadores analizados y representó al menos la mitad de la huella del sector ganadero en términos de consumo de biomasa, ocupación total de la tierra y de tierras de cultivo, emisiones de GEI y uso de fertilizantes sintéticos (Figura

2.1). En las siguientes secciones se analiza en detalle cada indicador, la contribución relativa de cada producto y los impactos por kilogramo de proteína.

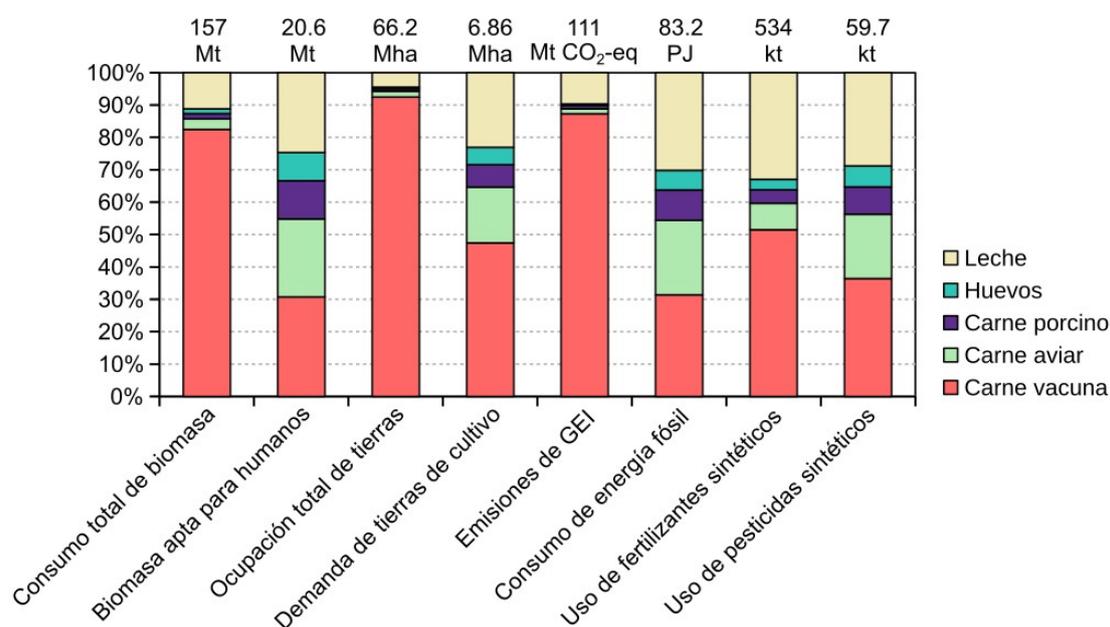


Figura 2.1. Participación relativa de cada grupo ganadero en la huella ambiental del sector ganadero argentino para el año 2016.

2.3.1 Consumo de biomasa

La producción de carne, leche y huevos requirió de 157 Mt de biomasa durante el 2016 (Figura 2.2), de las cuales el 82,4% fue transformada en carne vacuna (129 Mt), el 11,2% en leche (17,6 Mt) y el 6,4% restante en pollo, cerdo y huevos (5,14, 2,55 y 2,28 Mt, respectivamente).

Aproximadamente el 13% de la biomasa consumida era comestible por humanos (20,6 Mt), un valor similar al reportado por Mottet et al. (2017) a escala global (14%). Dicha biomasa correspondió a 14,5 Mt de maíz y 6,14 Mt de productos de soja (1,61 Mt de granos, 2,62 Mt de harina y 1,91 Mt de expeller), representando así el 36,5% del maíz y el 10,5% de la soja producida en Argentina durante la campaña agrícola 2015/2016, y el equivalente al 17% de la producción total de los principales cultivos de granos del país (soja, maíz, trigo, cebada y girasol) durante el mismo período (MAGyP, 2021). Estos hallazgos coinciden con estimaciones realizadas previamente por organismos gubernamentales, en donde se estimó que el sector ganadero demanda anualmente unas 13-16 Mt de maíz y 2,9 Mt de subproductos de soja (Ciani, 2016;

Storti, 2019). Por lo tanto, la fracción de la producción de cultivos utilizada como forraje en Argentina es casi la mitad que la del sistema alimentario mundial (aproximadamente el 30% para los cereales según Mottet et al. [2017]).

De esta manera, casi el 87% de la biomasa consumida por el sector ganadero nacional no era comestible por humanos, siendo la pastura nativa la principal fuente de forraje (91,3 Mt), seguida por las pasturas sembradas (35,5 Mt), los silajes (68,3 Mt) y el pellet de girasol (1,96 Mt). Estos valores reflejan la importancia que tienen los pastos en la alimentación del sector ganadero nacional y la relativamente baja competencia que tiene los alimentos aptos para humanos. Sin embargo, es probable que esta competencia haya aumentado en las dos últimas décadas debido a un aumento de la proporción de carne vacuna que se produce bajo sistemas confinados, en donde las principales fuentes de forraje son el maíz, el girasol, la soja y el sorgo, algunos de los cuales tienen productos o subproductos que también son comestibles por el ser humano.

Aunque el futuro de la competencia por los alimentos en Argentina es incierto, existen diversos factores que pueden determinar cambios significativos, como una continuación de la tendencia de aumento de la producción de carnes producidas en sistemas confinados o cambios en la demanda de carnes o en las preferencias por tipo de carnes (Mottet et al., 2017; Poore y Nemecek, 2018; Sahlin et al., 2020).

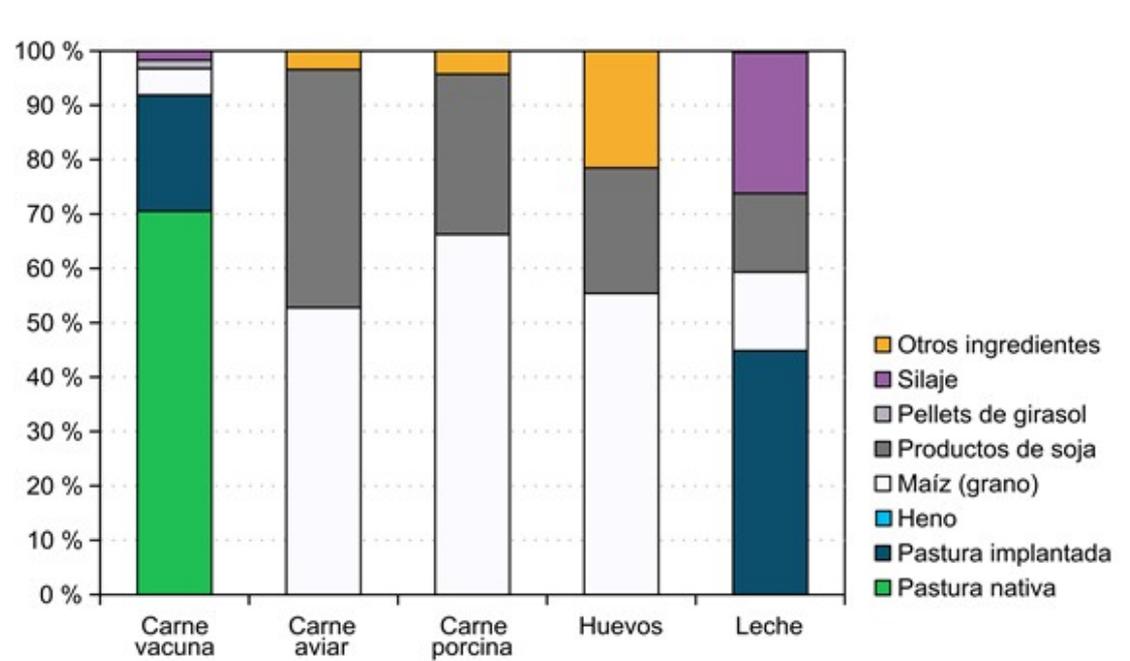


Figura 2.2. Participación relativa de cada fuente de biomasa respecto al total consumido por los 5 grupos ganaderos. Los colores dentro de las barras representan la participación de cada fuente de biomasa.

2.3.2 Ocupación de la tierra

El sector ganadero ocupó unas 66,2 Mha de tierra durante el año 2016, lo que representa aproximadamente 24% de la superficie continental del país (excluyendo la Antártida) y el 43% de la superficie agrícola actual (FAOSTAT, 2021). Sin embargo, si se excluye la región Patagónica, que comprende principalmente pastizales y matorrales naturales secos con ganadería ovina destinada a la producción de lana, el porcentaje de la tierra agrícola ocupada por el sector ganadero se eleva al 79%. Del total de la superficie ocupada por el sector ganadero, 49,5 Mha fueron pasturas nativas (pastizales naturales y seminaturales), 9,83 Mha fueron pasturas sembradas y 7,01 Mha fueron tierras de cultivo (17% de las tierras de cultivo del país en el 2016; FAOSTAT, 2021).

En particular el ganado bovino para carnes, ocupó 61,2 Mha en total, de las cuales el 81% correspondió a pasturas nativas (49,5 Mha), el 14% a pasturas sembradas (8,45 Mha), y el 5% a tierras de cultivo (3,25 Mha). El ganado bovino lechero utilizó 2,96 Mha: el 47% fueron pasturas sembradas (1,38 Mha) y el 53% fueron tierras de cultivo (1,58 Mha). En cambio, los animales monogástricos sólo ocuparon 2,02 Mha de tierras de cultivo (1,18 Mha para los pollos de engorde,

0,47 Mha para los cerdos y 0,37 Mha para las gallinas ponedoras) (Figura 2.3). En este sentido, los bovinos para carne presentaron la mayor ocupación de la tierra con un 92% del total. Reducir la ocupación de la tierra de estos animales requiere de intensificar su producción, lo que podría generar algunos conflictos como aumentar otras huellas ambientales y la competencia por alimentos aptos para humanos si dicha intensificación se lleva a cabo criando más animales en corrales de engorde o si aumenta la suplementación con granos en los sistemas pastoriles. Sin embargo, también es posible intensificar los sistemas pastoriles si se incrementa la intensidad del pastoreo y se reduce la brecha en la tasa de conversión de forraje (Fetzel et al., 2017; Irisarri et al., 2017). Independientemente de la estrategia elegida, los estudios locales sugieren que la asistencia técnica y la extensión son fundamentales para intensificar la producción de carne vacuna, y que se podría aumentar en un 15-74% ocupando la misma superficie sin comprometer la biodiversidad, y simultáneamente aumentar el empleo local (Pacin & Oesterheld, 2015; González-Fischer & Bilenca, 2020).

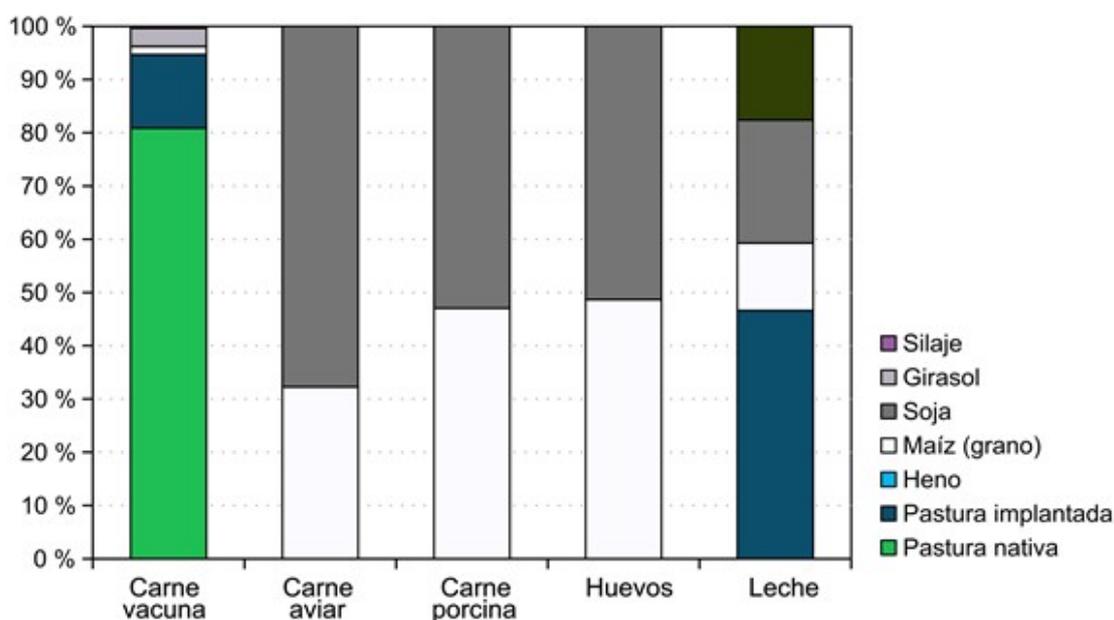


Figure 2.3. Participación relativa de cada tipo de tierra utilizada respecto a la ocupación de tierra total de cada grupo ganadero. Los colores dentro de las barras representan la participación de cada tipo de tierra ocupada.

2.3.3 Emisión de gases de efecto invernadero (GEI)

El sector ganadero nacional fue responsable de la emisión de unas 111 Mt CO₂-eq durante el año 2016, de las cuales 101 Mt CO₂-eq se originaron en la fase de producción animal (89,7 Mt CO₂-eq procedentes de la fermentación entérica, más 10,4 Mt CO₂-eq procedentes de la gestión del estiércol), y 9,9 Mt CO₂-eq en la fase de producción de forraje (Figura 2.4). El 97% de las emisiones se originaron en los bovinos (96,9 Mt CO₂-eq de los bovinos para carne y 10,8 Mt CO₂-eq de los bovinos para leche, principalmente como metano en ambos casos), mientras que los monogástricos emitieron el resto: 1,70 Mt CO₂-eq de los pollos, 1,09 Mt CO₂-eq de los cerdos y 0,55 Mt CO₂-eq de las gallinas ponedoras, principalmente como CO₂ para todos los casos (Figura 2.4).

Estas cifras son un 25% más altas que las reportadas por el Inventario Nacional de Gases de Efecto Invernadero de Argentina (2021) para el sector ganadero durante el mismo año (54 Mt CO₂-eq de la fermentación entérica y 27 Mt CO₂-eq de la gestión del estiércol). El principal motivo para dicha diferencia es que aquí se utilizó el potencial de calentamiento global de la última revisión por el IPCC para el metano (34) y el óxido nitroso (298) (Myhre et al., 2013). El SNI-GEI (2021) utilizó el valor de potencial de calentamiento global de 21 para el metano dado por las directrices del IPCC de 1995. Asumiendo potencial de calentamiento global de 21, tal como se utilizó en el SNI-GEI (2021), la presente estimación de emisiones de GEI derivadas de la fermentación entérica pasaría de 89,7 Mt CO₂-eq a 51 Mt CO₂-eq.

Resulta interesante comparar las emisiones de la ganadería con otras fuentes de GEI en Argentina. Durante el 2016, las emisiones asociadas a la producción de energía en el país fueron de 191 Mt CO₂-eq, correspondientes a la generación de electricidad y quema de combustibles fósiles (IEA, 2018). Las emisiones estimadas aquí incluyen a las emisiones derivadas de los combustibles fósiles y la electricidad, y representan tan solo el 6% de las emisiones totales del sector ganadero. Por lo tanto, las emisiones de GEI del sector ganadero argentino son principalmente emisiones de metano y óxido nitroso (Figura 2.4). Por otro lado, el sector industrial nacional emitió 71,6 Mt CO₂-eq, mientras que el sector residencial 58,6 Mt CO₂-eq y el sector del transporte 48,6 Mt CO₂-eq. Dada la importancia de la ganadería en la economía y la cultura del país, no es de extrañar que ocupe el segundo lugar en emisiones de GEI, por encima de todas las demás industrias sumadas, y una suma similar a los sectores de transporte y residencial

juntos. En este sentido, las emisiones per cápita a nivel nacional son muy superiores a la media mundial (11,1 t CO₂-eq/año en Argentina, frente a 6,64 t CO₂-eq/año para el 2016), una cantidad comparable a las de los países de altos ingresos. Sin embargo, las emisiones per cápita combinadas con una población relativamente baja hacen que Argentina sea responsable de sólo el 0.98% de las emisiones mundiales (Climate Watch, 2021).

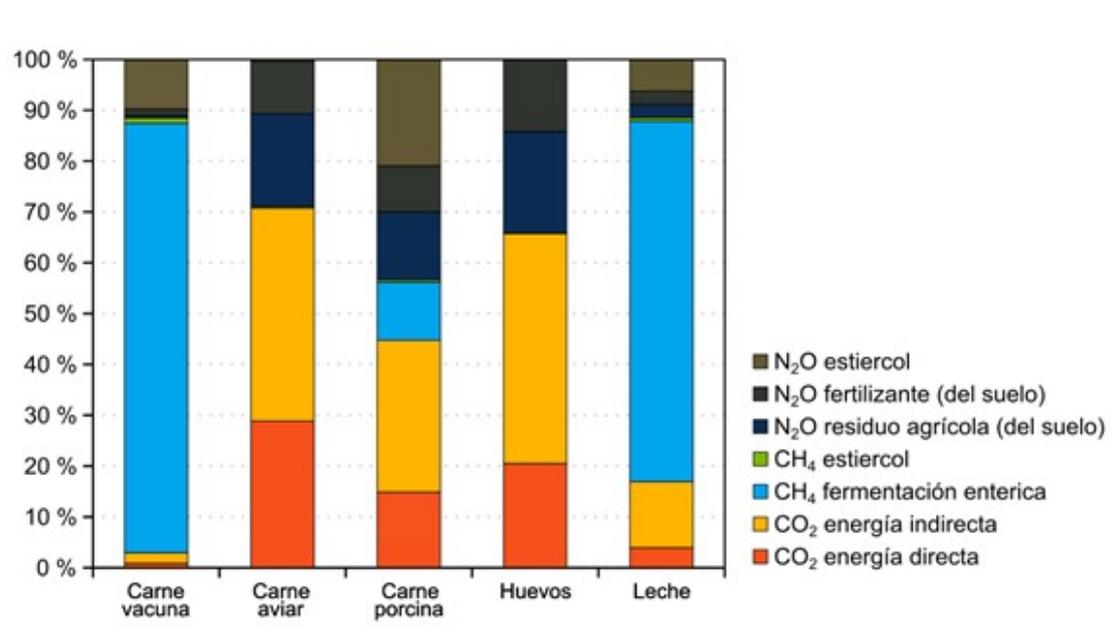


Figura 2.4. Participación relativa de cada fuente de emisión de gases de efecto invernadero (GEI) respecto a las emisiones totales de los 5 grupos ganaderos. Los colores dentro de las barras representan la participación de cada fuente de GEI.

2.3.4 Uso de energía fósil

La producción de carne, leche y huevos requirió de 83 PJ de energía fósil, es decir, de casi 2 millones de toneladas-equivalentes de petróleo (o el 2,3% del suministro de energía primaria en Argentina). El ganado bovino representó el 62% del total, con 26,1 PJ para la producción de carne vacuna y 25,1 PJ para la producción de leche. La producción de pollo, cerdo y huevos utilizó 19,1 PJ, 7,81 PJ y 5,04 PJ, respectivamente. La fabricación de fertilizantes y herbicidas sintéticos requirió del 26% y el 25% de la energía fósil utilizada por el sector ganadero, mientras que el uso de maquinaria agrícola y el transporte utilizó el 20%, y el procesamiento del forraje supuso el 17% del consumo total de energía fósil. Por último, el sector ganadero nacional utilizó 2,07 TWh de

electricidad, lo que representa tan solo el 1,56% de la electricidad producida en el país (IEA, 2018). Queda demostrado así, nuevamente, el predominio de la ganadería de bajos insumos en Argentina (Viglizzo et al., 2011).

2.3.5 Uso de fertilizantes sintéticos

En el año 2016 se utilizaron 534 kt N-P-S para producir forraje destinado al sector ganadero (407 kt N, 109 kt P y 18 kt S), de las cuales el 51% fueron utilizadas por los bovinos para carne, el 33% por los bovinos para leche, el 8,2% por los pollos, el 4,2% por los cerdos y el 3,3% por las gallinas ponedoras. Al comparar estos porcentajes con los de la biomasa, se hace evidente la menor intensidad de fertilización de la biomasa consumida por los vacunos para carne en comparación con el resto del sector (2,1 g frente a 8,5-10 g de N-P-S/kg de biomasa), algo que resulta de la mayor dependencia hacia los granos en la producción de pollo, cerdo y huevos, y de las pasturas fertilizadas en los bovinos para leche.

Sorprendentemente, de acuerdo a estas estimaciones el uso de fertilizantes sintéticos por el sector ganadero nacional representó aproximadamente el 40% del uso total en Argentina durante el 2016 (FAOSTAT, 2021). En términos estequiométricos, la relación N:P de la fertilización que apoya a la producción animal en Argentina está ligeramente más inclinada al N respecto a la fertilización general del país (3,7 frente a 3,4), probablemente como resultado de la mayor contribución del maíz (fertilizado con N) en lugar de la soja (sin fertilización con N) a la alimentación del sector ganadero.

2.3.6 Uso de pesticidas sintéticos

La producción de forraje destinado a la producción de carne, leche y huevos durante el 2016 requirió la aplicación de 60 kt de i.a. (55 kt i.a. de herbicidas, 3,6 kt i.a. de insecticidas y 1,3 kt i.a. de fungicidas). El subsector de bovinos para carne fue el principal contribuyente con el 41% del uso total de plaguicidas, seguido por el subsector de bovinos para leche con el 26%, los pollos con el 19%, los cerdos con el 8% y las gallinas ponedoras con el 6%.

Sin embargo, nuevamente se observa una mayor “dilución” de insumos para la producción de biomasa destinada a los bovinos para carne en comparación con el resto

del sector (0,2 g de i.a. frente a 1-2 g de i.a./kg de biomasa vegetal). El motivo radica en que los pesticidas prácticamente no se utilizan en las pasturas, sino que están destinados principalmente a los cultivos extensivos. En este sentido, una peculiaridad de Argentina es el elevado uso de herbicidas en comparación con el resto de los pesticidas. El predominio del sistema de siembra directa en un clima con estación de crecimiento prolongada se basa en un gran uso de herbicidas, en particular de glifosato, combinado con genotipos de soja y maíz genéticamente modificados resistentes a los herbicidas (Jobbágy et al., 2021).

2.3.7 Huella ambiental por kilogramo de proteína

Las carnes, la leche y los huevos producidos en Argentina durante el 2016 aportaron 1,14 Mt de proteínas (72 g/día por persona), de las cuales el 91% fueron consumidas por el mercado interno: 28 g proteína/d *per capita* de la carne vacuna, 14 g proteína/d *per capita* de la carne de pollo, 3 g proteína/d *per capita* de la carne de cerdo, 16 g proteína/d *per capita* de la leche y 5 g proteína/d *per capita* de los huevos. En promedio, la huella ambiental relacionada con la producción de 1 kg de proteína animal en Argentina fue de 137 kg de biomasa total, de las cuales 18 kg corresponden a biomasa apta para humanos, 578 m² de tierra (60 m² de tierras de cultivo), 97 kg de CO₂-eq, 55 MJ de energía fósil, 466 g N-P-S, 52 g a.i. de pesticida. Sin embargo, hay grandes diferencias según la procedencia de dicha proteína animal (Figura 2.5; para detalles ver la Tabla S6).

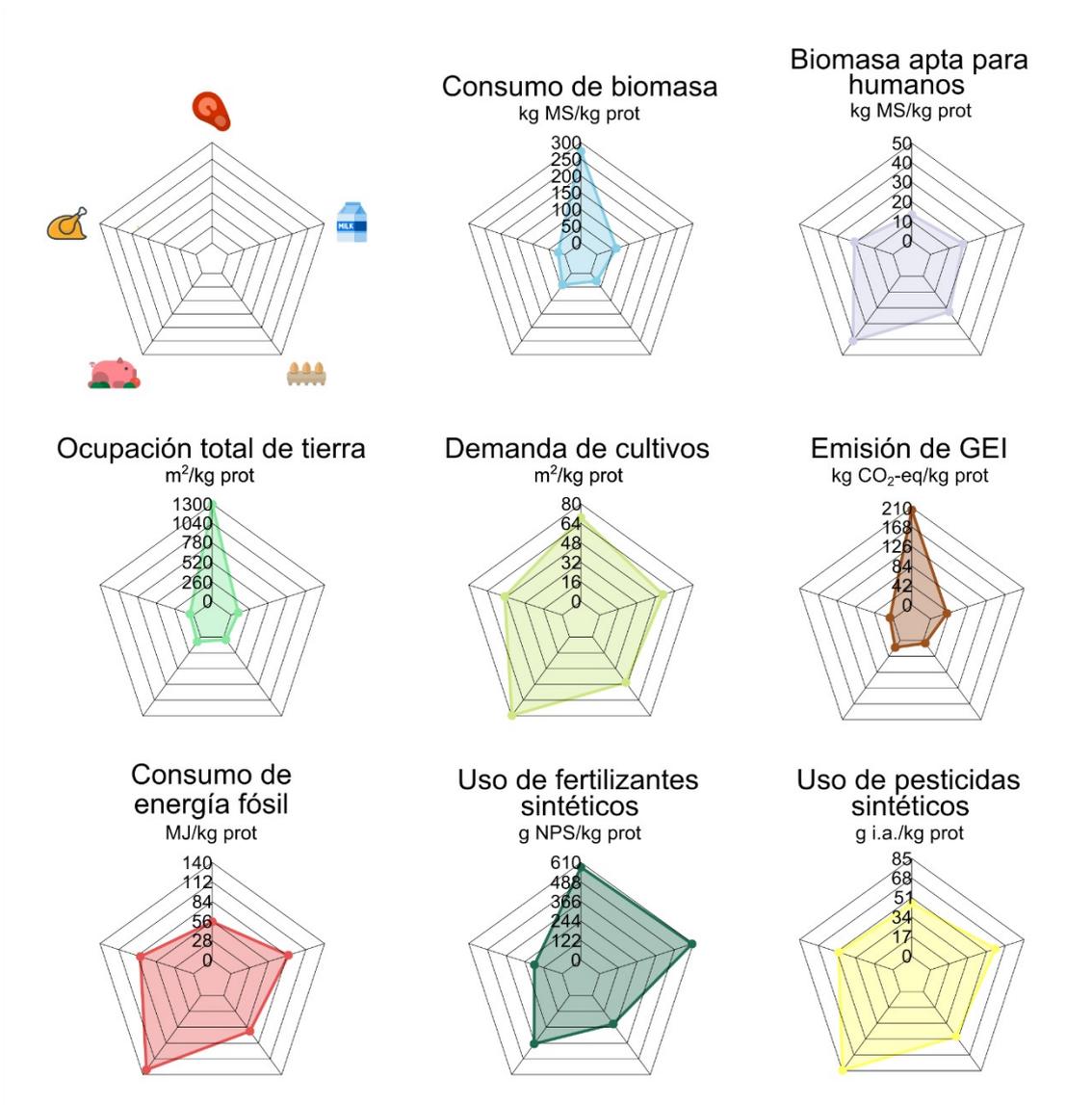


Figura 2.5. Huellas ambientales por kilogramo de proteína para cinco productos ganaderos producidos en Argentina durante el año 2016.

La carne vacuna representa el 41% de la producción de proteínas animales, seguida por la leche y el pollo con el 21%, los huevos con el 7% y el cerdo con el 5%. La carne de cerdo presenta los mayores impactos por kg de proteína en lo que respecta al consumo de biomasa apta para humanos, ocupación de tierras de cultivo, consumo de energía fósil y pesticidas sintéticos (Figura 2.5). La carne vacuna presenta los mayores impactos en el consumo total de biomasa, la ocupación total de la tierra y las emisiones de GEI, mientras que la leche fue el alimento con mayor uso de fertilizantes sintéticos (Figura 2.5).

2.3.8 Algunas consideraciones finales y limitaciones del presente capítulo

No fue el objetivo de este capítulo realizar recomendaciones de manejo ni promover un sistema productivo por sobre otro, sino el de investigar el consumo de biomasa, la ocupación de la tierra (total y de cultivo), la emisión de GEI, el uso de energía fósil y la aplicación de agroquímicos (fertilizantes y pesticidas) asociado a la producción de carnes, huevos y leche en Argentina. Por lo tanto, los resultados presentados aquí deben ser considerados en ese contexto. Aun así, dado que el análisis fue realizado hasta la tranquera del establecimiento ganadero, la huella ambiental asociada a las etapas posteriores no fue considerada. Los mataderos frigoríficos constituyen importantes fuentes de uso y contaminación del agua (Bustillo-Lecompte et al., 2015), especialmente si los residuos son vertidos a los cauces sin tratamiento previo. Por otro lado, la refrigeración de las carnes y la leche es un proceso que puede implicar una importante demanda de energía fósil y emisión de GEI (James & James, 2010). Por lo tanto, se requieren de más investigaciones que contemplen otros puntos críticos de la cadena agroalimentaria como la faena y la refrigeración durante la distribución y almacenamiento (Woods et al., 2010; Djekic & Tomasevic, 2016).

Otra limitación de este estudio, fue el método utilizado para la cuantificación de la huella ambiental y el criterio utilizado para la partición de la misma (usando la masa). Por un lado, el método del Análisis de Ciclo de Vida propuesto las guías LEAP (FAO, 2016a, 2016b, 2018e) consideran que la huella ambiental derivada de la producción de los insumos debe atribuirse al producto al cual están destinada. La utilización de otros enfoques que consideren exclusivamente las emisiones biogénicas del ganado (emisiones entéricas de metano y óxido nitroso por heces y orina), sin cargar las emisiones derivada de la producción de los insumos, el valor de la huella ambiental caería un 8%. Por el otro lado, el uso de otros enfoques biofísicos para la partición de la huella ambiental, como el de la energía bruta, modificaría la huella ambiental de los ingredientes de los forrajes (por ejemplo, los subproductos de la soja) y, por tanto, la huella ambiental de la ganadería (en particular, del ganado monogástrico y lechero). Sin embargo, dado que los pastos fueron las fuentes de alimentación más importantes de la ganadería nacional, la metodología es adecuada a fines de representar los flujos de materia de forma realista (Pelletier & Tyedmers, 2011).

Aunque en el presente capítulo se evaluaron varios indicadores relevantes para investigar la huella ambiental de la producción de carnes, leche y huevos, éstos podrían no ser suficientes para realizar un análisis integral de la sustentabilidad del sector ganadero (Sahlin et al., 2020). Por ejemplo, a partir de los resultados presentados se podría interpretar que los sistemas intensivos y confinados tienen un mejor desempeño ambiental que los sistemas extensivos. Sin embargo, a pesar de que los animales criados en sistemas intensivos y confinados sean más eficientes convirtiendo forraje en alimentos, requieran menos tierra y emitan menos GEI por unidad de productos en comparación con aquellos criados en sistemas extensivos (de Vries & de Ber, 2010), dichos sistemas productivos se asocian a una mayor contaminación del agua y del aire, a un mayor uso de energía fósil, a olores desagradables que pueden ser molestos y peligrosos para la salud de las poblaciones cercanas, a un mayor uso de fertilizantes y pesticidas sintéticos, a incrementar el consumo de alimentos aptos para humanos, a condiciones de bienestar animal reprobables y al desarrollo de resistencia microbiana debido al uso excesivo de antibióticos (Gerber et al., 2015; Herrero et al., 2015; van Boeckel et al., 2019; Gilbert et al., 2021). Además, como demuestra el constante surgimiento de zoonosis de estos sistemas, los sistemas confinados suponen una amenaza para la salud pública al ser entornos propicios para el desarrollo de nuevas cepas de microorganismos con capacidad de generar epidemias y pandemias (Jones et al., 2013; Wallace, 2016; UNEP & ILRI, 2020).

Aun así, es necesario destacar que los sistemas extensivos también presentan importantes conflictos, sobre todo en los países en los que está ocurriendo una expansión de la frontera productiva, contribuyendo a la deforestación, al cambio climático y, por lo tanto, a un aumento del riesgo por enfermedades infecciosas (Jones et al., 2013; Herrero et al., 2015). Por ejemplo, como se mencionó previamente, la carne vacuna en Argentina se produce prácticamente a base de pastos sobre sistemas extensivos (el 92% de la materia seca correspondió a pasturas). Sin embargo, sólo el 29% de la superficie pastoreada se encuentra en la región Pampeana, donde los pastizales representan la comunidad vegetal dominante. La mitad de las tierras pastoreadas por los bovinos para carne se encuentran en las regiones del NEA y el NOA (31% y 24%, respectivamente), que comparten la presencia las ecorregiones del Espinal y el Gran Chaco, este último el ecosistema de bosque seco más extenso de Sudamérica y uno de los ecosistemas con mayores tasas de deforestación del mundo (Kuemmerle et

al., 2017; Fernández et al., 2020). Según Baumann et al. (2017), las tierras de pastoreo representaron el uso de la tierra más común después de la deforestación en el Chaco argentino durante el período 1985-2013, lo que llevó no solo a la fragmentación del hábitat y a la pérdida de biodiversidad, sino también a la emisión de 1162 Mt de CO₂ a la atmósfera durante el período mencionado. Así, la mayor parte de la superficie pastoreada por los bovinos fue probablemente un ecosistema relativamente bien conservado en el pasado reciente. Esta conversión en el uso de la tierra tuvo un impacto negativo, en gran medida no contabilizado, sobre la biodiversidad y los servicios de los ecosistemas (Nanni et al., 2020; Barral et al., 2020). Sin embargo, cabe mencionar que dicho proceso de deforestación y cambio de uso de la tierra fue en parte impulsado indirectamente por la expansión de la soja en la región Pampeana y, en última instancia, por el incremento de la demanda mundial de carnes (Fehlenberg et al., 2017).

Surge entonces, el cuestionamiento de si el sector ganadero argentino es capaz de suministrar carnes, leche y huevos con un menor costo ambiental y suplir la creciente demanda nacional e internacional de alimentos de origen animal de manera sostenible. Una respuesta completa está fuera del alcance de esta Tesis, pero resulta interesante esbozar algunos elementos que sugieren que no existen soluciones directas y generales. Por un lado, la intensificación de la producción ganadera ofrece la posibilidad de reducir las huellas de tierra y de carbono, pero al mismo tiempo aumenta la dependencia hacia cultivos aptos para humanos y sus insumos asociados, incrementando la competencia por la tierra apta para uso agrícola y el alimento entre humanos y ganado. Además, los riesgos sanitarios y ambientales intrínsecos a los sistemas intensivos y confinados son verdaderos motivos de preocupación que deben ser debatidos públicamente y de una manera más profunda (UNEP & ILRI, 2020). Por otra parte, la cría sostenible de animales en sistemas extensivos requiere de grandes superficies de tierra y emite una cantidad considerable de GEI, pero también disminuye la competencia por los alimentos y la tierra de buena calidad, mejora el bienestar de los animales y, en algunos casos, representa una actividad clave para el mantenimiento de paisajes multifuncionales que soportan biodiversidad y proveen valiosos servicios ecosistémicos. Sin embargo, se desconoce la cantidad de carne, leche y huevos que podrían producir estos sistemas en el país. Además, la Argentina constituye un territorio extenso y ecológicamente diverso, y algunas regiones son, en el mejor de los casos, subóptimas para el desarrollo de la agricultura debido a su clima o a sus suelos, lo que las hace aptas solamente para suplir

de forraje a los rumiantes y apenas otras opciones realistas para mantener a las poblaciones rurales (como el ecoturismo y la caza). Si bien la ganadería de subsistencia representa una actividad esencial para la seguridad alimentaria de las poblaciones campesinas e indígenas, resulta un desafío llevar a cabo una producción ganadera a gran escala de manera sostenible en ambientes semi-áridos y áridos (Bedunah et al., 2012). De hecho, es la ganadería comercial el principal motor de deforestación, degradación ambiental y conflictos territoriales en esas eco-regiones (Nanni et al., 2020; Levers et al., 2021). En cuanto a las tierras más productivas, la presencia de animales podría ser esencial para reducir la dependencia a los fertilizantes minerales en sistemas de rotación de cultivos y ganadería (Martin et al., 2016). Finalmente, además de las sinergias y conflictos ambientales relacionados con la producción ganadera, también es válido preguntarse si es realmente necesario dedicar tantos recursos para sostener una alta producción de alimentos que deberían consumirse con moderación para mejorar la salud humana, como es el caso de la carne roja (Afshin et al., 2019). Más allá de las cuestiones sanitarias, este planteo también es importante para la conservación de la naturaleza, sobre todo teniendo en cuenta los nuevos objetivos del Convenio sobre la Diversidad Biológica, que pretenden restaurar las tierras degradadas y aumentar la superficie y la integridad de los ecosistemas naturales a fines de estabilizar o revertir el declive de la naturaleza (Leclère et al., 2020; Díaz et al., 2020).

En este sentido, queda claro que, tal como menciona Halpern et al. (2019), los sistemas de producción animal presentan múltiples conflictos sanitarios, ambientales y económicos que deben ser considerados y evaluados en su totalidad para diseñar e implementar políticas agrícolas y ambientales más sólidas. Por lo tanto, de este estudio surge la necesidad de desarrollar investigaciones que incluyan otras métricas que permitan llevar a cabo un análisis exhaustivo que evalúe el impacto de la actividad sobre indicadores de interés local y regional como el impacto en la biodiversidad, la erosión del suelo, la toxicidad de los pesticidas, entre otros (Picasso et al., 2014; Fischer & Bilenca, 2020). Sin embargo, incluso múltiples indicadores podrían ser insuficientes para desarrollar una evaluación integral de la sostenibilidad mientras no se incluyan algunos aspectos de vital relevancia, como la salud humana, el bienestar animal, el empleo u otras consideraciones ecológicas que no se incluyen en un análisis del ciclo de vida tradicional y que, sin embargo, deberían ser tenidas en cuenta en cualquier proceso de toma de decisiones (Pelletier, 2015).

2.4 CONCLUSIONES

La ganadería representa una importante actividad económica para la Argentina que, además, tiene profundas raíces culturales. Dada la gran preferencia que tiene la población nacional por los alimentos de origen animal, se destina una importante cantidad de recursos a la producción de carnes, leche y huevos con el objetivo de abastecer el mercado interno. Si bien la ganadería nacional consume una proporción relativamente baja de biomasa apta para humanos (13%), dicha fracción representa un volumen considerable de granos (20 t), así como de las tierras de cultivo (7 Mha) asociadas a su producción. Además, la biomasa no apta para humanos implica una apropiación de la productividad primaria de una vasta superficie de tierras (58 Mha), de las cuales una parte fue probablemente un ecosistema bien conservado en el pasado reciente. En ausencia de cambios en las prácticas de gestión y en la demanda de productos animales, es probable que los impactos ambientales del sector ganadero aumenten en las próximas décadas.

Capítulo

III

La dieta Argentina y su huella ambiental

3.1 INTRODUCCIÓN

Tal como se mencionó en el primer capítulo de esta tesis, las elecciones alimentarias son determinantes fundamentales de la salud humana (Satija et al., 2015). Por tal motivo, aquellos países cuya población mantiene una alimentación de mala calidad también presentan una elevada prevalencia de problemas de salud vinculados a la malnutrición, ya sea por déficit o exceso de macronutrientes (desnutrición y sobrepeso/obesidad, respectivamente), o por déficit de micronutrientes (vitaminas y minerales) (Fanzo et al., 2018). De hecho, recientemente se estimó que durante el año 2019 las dietas de mala calidad fueron responsables a nivel global de 8 millones de muertes (23% del total), siendo el alto consumo de sodio y el bajo consumo de cereales integrales, frutas y verduras, los principales factores de riesgo (GBD, 2021). Además, las dietas de mala calidad fueron la causa directa de la pérdida de 188 millones de años de vida ajustados por discapacidad (15% del total), convirtiéndose así en un factor de riesgo tan importante como el tabaquismo (Murray et al., 2020).

Por otro lado, las elecciones alimentarias también generan un impacto sobre el ambiente mediante una influencia directa sobre la demanda de alimentos producidos en los establecimientos agropecuarios (Poore & Nemecek, 2018). En líneas generales, los estudios que analizaron la huella ambiental de la producción de alimentos mediante diversos indicadores coinciden en que los alimentos de origen vegetal (como los granos, las frutas y las verduras) presentan una menor huella ambiental por unidad de peso, por unidad de nutriente o porción que los de alimentos de origen animal (con la excepción de las verduras producidas en invernaderos en zonas frías) (González et al., 2011; Clark & Tilman, 2017). Por lo tanto, las dietas ricas en alimentos de origen animal y escasas en alimentos de origen vegetal tienden a presentar una mayor huella ambiental que las dietas basadas en plantas, particularmente en lo que respecta a las huellas de carbono y de la tierra (Aleksandrowicz et al., 2016; Poore & Nemecek, 2018).

En cuanto a los determinantes de estos patrones alimentarios y, por tanto, de la calidad de las dietas y de la huella ambiental, está bien documentado en la literatura que los principales son la disponibilidad local de alimentos, el precio de los alimentos y el salario (Carolan, 2018). Diferentes estudios han constatado que los hogares de bajos ingresos tienden a comprar menos alimentos saludables (frutas, verduras, frutos secos, pescado) en comparación con los hogares de altos ingresos, y por lo tanto tienen una

menor calidad dietaria (Darmon & Drewnowski, 2015; Pechey & Monsivais, 2016). Sin embargo, en algunas circunstancias, las tradiciones pueden afectar a la elección de alimentos y, por tanto, a la calidad de la dieta (Yau et al., 2020). Además, también se ha demostrado que los ingresos de los hogares se relacionan de forma positiva con las huellas ambientales (como las huellas de carbono, agua y tierra), ya que un mayor salario determina una mayor capacidad de consumo de bienes y servicios (Di Donato et al., 2015; Ivanova et al., 2016). Por lo tanto, la huella ambiental de las dietas también podría ser diferente entre niveles socio-económicos (Pang et al., 2019).

En Argentina, al igual que en el resto de Latinoamérica, se presentan todas las formas de malnutrición (Batis et al., 2020), aunque nuestro país muestra una menor prevalencia de desnutrición y una mayor presencia de sobrepeso, obesidad y otras ECNT (Zapata et al., 2020). Esto se debe a que Argentina se encuentra atravesando un proceso de transición nutricional con una amplia heterogeneidad dentro del territorio nacional, en donde los factores socio-económicos juegan un papel central en la salud de la población (Pou et al., 2017; Tumas et al., 2020). En líneas generales, la cultura culinaria argentina se caracteriza por una alta preferencia por fuentes de proteína animal (terrestre) y un bajo consumo de fuentes de proteína vegetal y otros alimentos de origen vegetal. Dicho patrón de consumo podría representar un desafío para la salud pública y la sostenibilidad ambiental del país (Godfray et al., 2018).

En el presente capítulo se explora la huella ambiental de la dieta argentina, tanto promedio como nivel socio-económico, a través de un análisis de los indicadores de impacto ambiental de la producción de alimentos asociados a su demanda. Además, se evalúa la calidad dietaria de la dieta de cada nivel socio-económico, así como los costos asociados a la compra de alimentos.

3.2 MATERIALES Y MÉTODOS

A fines de conocer la huella ambiental de la dieta argentina promedio y por nivel socio-económico, se construyó un modelo del sistema agroalimentario nacional que conecta el consumo de alimentos en los hogares con la demanda en el campo, y considera cinco indicadores de impacto ambiental: emisiones de GEI, ocupación total de la tierra, demanda de tierras de cultivos, uso de energía fósil y consumo de agua dulce.

Además, dada la estrecha relación entre el consumo de alimentos y la salud humana se investigó la calidad de las dietas y el costo monetario asociado a ellas.

3.2.1 Fuente de datos

Debido a la ausencia de datos derivados de encuestas nutricionales representativas en la población Argentina, para analizar la dieta argentina se utilizó la información recolectada durante la Encuesta Nacional de Ingresos y Gastos de los Hogares (ENGHo) 2017/2018. La ENGHo 2017/2018 fue llevada a cabo por el Instituto Nacional de Estadísticas y Censos (INDEC) desde Noviembre del 2017 a Noviembre del 2018, y comprende una muestra representativa de 21547 hogares localizados dentro de centros urbanos con más de 2000 habitantes (INDEC, 2021). La recolección de datos consistió en que cada hogar registrara los gastos asociados a diferentes esferas de consumo en un cuestionario estructurado y auto-administrado durante 7 días. Una de esas esferas está representada por los alimentos y las bebidas, consumidas tanto dentro como fuera del hogar, contabilizando un total de 376 ítems alimentarios.

A pesar de que la compra de alimentos no represente exactamente su consumo, representa un indicador muy útil para estimar la ingesta de alimentos en la población general cuando se utiliza el método de Adulto Equivalente (AE) para distribuir los alimentos entre los miembros del hogar (Weisell & Dop, 2012). Este método asume que los miembros de un hogar consumen los alimentos comprados de manera equitativa y proporcional a su demanda energética, y determina el número de AE de acuerdo a la composición del hogar. En este trabajo se utilizó la clasificación establecida por el INDEC, donde se define que 1 AE equivale a un adulto varón de 30-60 años de edad con actividad física moderada y una demanda energética de 2700 kcal/día. Así por ejemplo, los alimentos comprados en un hogar compuesto por un niño de 12 años, una niña de 8 años, una mujer adulta de 40 años y un varón adulto de 40 años, se distribuirán entre 3.30 AE (Tabla 3.1).

Tabla 3.1

Adulto equivalente (AE) por edad y sexo (Fuente: INDEC).

Edad		Mujer		Hombre	
		kcal/día	AE	kcal/día	AE
6-9	meses	776	0,28	776	0,28
9-12	meses	952	0,35	952	0,35
1	año	1030	0,37	1030	0,37
2	años	1277	0,46	1277	0,46
3	años	1409	0,51	1409	0,51
4	años	1518	0,55	1518	0,55
5	años	1643	0,60	1643	0,60
6	años	1760	0,64	1760	0,64
7	años	1813	0,66	1813	0,66
8	años	1865	0,68	1865	0,68
9	años	1910	0,69	1910	0,69
10	años	1918	0,70	2192	0,79
11	años	1986	0,72	255	0,82
12	años	2051	0,74	2347	0,85
13	años	2089	0,76	2472	0,90
14	años	2100	0,76	2650	0,96
15	años	2116	0,77	2760	1,00
16	años	2111	0,77	2828	1,03
17	años	2124	0,77	2881	1,04
18-29	años	2106	0,76	2826	1,02
30-45	años	2111	0,77	2758	1,00
46-60	años	2090	0,76	2750	1,00
61-75	años	1860	0,67	2288	0,83
>75	años	1750	0,63	2050	0,74

3.2.2 Procesamiento de la fuente de datos

A fines de analizar la dieta argentina y su variabilidad a través de los estratos socio-económicos, los 21547 hogares fueron clasificados en 10 grupos (de G1 a G10)

mediante la construcción de deciles de acuerdo a los gastos totales por persona (gastos totales dividido el número de miembros del hogar). El promedio nacional también fue calculado. Tres hogares de los G8 y G9 fueron excluidos del análisis debido que reportaron una compra inusualmente alta de carnes procesadas (chorizo y morcilla) y legumbres (milanesas de soja).

Las razones que motivaron la utilización del indicador de “gastos totales” en lugar de “ingresos” para determinar el nivel socio-económico fueron: (i) los gastos realizados por un hogar representan una mejor métrica para evaluar el nivel de vida en comparación con el dato de los ingresos, y (ii) en países con economías en desarrollo, los gastos de los hogares pueden ser cuantificados de manera más precisa y exhaustiva que los ingresos (World Bank, 2000). Además, a fines de validar la metodología elegida para la clasificación socio-económica, se calculó el coeficiente de Engel ya que existe una estrecha relación entre gastos totales, gastos en comida y calidad de vida. De acuerdo a la Ley de Engel, en los hogares con bajos ingresos la fracción del gasto invertida en alimentos es mayor que en los hogares de altos ingresos, por lo que tienen menos oportunidades para invertir dinero en otras esferas como la educación y el bienestar (Chakrabarty & Hildenbrand, 2016). El coeficiente de Engel se calculó entonces, como la relación entre el gasto en alimentos y el gasto total, por lo que un valor alto indica un nivel socio-económico bajo, y viceversa.

Después de clasificar los hogares en los 11 grupos socio-económicos (incluyendo el promedio), se obtuvo la información de compra de alimentos y bebida por AE para cada grupo de la base de microdatos del INDEC (INDEC, 2021). Luego, la compra de los 376 ítems (expresados como kilogramo, litros y unidad por mes), fueron convertidos en gramos y mililitros por día. Finalmente, para estimar la calidad de la dieta y las huellas ambientales, los ítems alimentarios fueron convertidos como “ingesta de alimentos” y “demanda de alimentos” tal como se lo describe en las siguientes secciones.

3.2.3 Análisis de la calidad dietaria

Para analizar la calidad de la dieta se usaron dos métodos diferentes pero complementarios: la ingesta óptima de alimentos y nutrientes, y el Índice Alternativo de

Alimentación Saludable 2010 (AHEI-2010). Aquí, la compra de alimentos por AE/día fue convertida en “ingesta de alimentos” mediante la utilización de factores de conversión que consideran la fracción comestible de los alimentos (Menchú & Méndez, 2007). Luego, se calculó la ingesta de 25 nutrientes multiplicando el consumo de alimentos y bebidas por el contenido nutricional obtenido de la Base de Composición de los Alimentos del Departamento de Agricultura de los Estados Unidos (USDA, 2021). Finalmente, los 376 ítems alimentarios fueron clasificados en 29 grupos de alimentos y bebidas para facilitar el análisis y la interpretación (para más detalles ver Tabla S7).

Por su parte, el indicador de ingesta óptima de alimentos y nutrientes representa el nivel de exposición a 15 factores de riesgo de la dieta que minimizan el riesgo de muerte por todas las causas, y fue desarrollado por el Estudio sobre la Carga Global de las Enfermedades (*Global Burden of Disease Study*) con el objetivo de estimar el impacto de las dietas inadecuadas sobre la morbi-mortalidad por ECNT (Afshin et al., 2019). Resumidamente, dichos factores de riesgo dietarios son: (a) bajo consumo de frutas, verduras, legumbres, cereales integrales, leche, frutos secos y semillas, fibra, calcio, ácidos grasos omega-3 de pescado, ácidos grasos poliinsaturados (PUFA), y (b) elevado consumo de carnes rojas, carnes procesadas, bebidas azucaradas, ácidos grasos *trans* y sodio (para ver los detalles sobre los criterios, ver Tabla S8). Debido a su impacto en la salud pública, también se cuantificó la ingesta de grasas saturadas y de ultraprocesados como fracción de la ingesta calórica total (PAHO, 2019). El sistema de clasificación NOVA, utilizado por la Organización Panamericana de la Salud para identificar a los alimentos y bebidas ultraprocesadas, fue usado para clasificar a los ítems alimentarios (Monteiro et al., 2019; ver Tabla S9 para detalles).

Respecto al AHEI-2010, es un índice elaborado por la Escuela de Salud Pública de Harvard, y ha sido validado como un potente predictor de desarrollo de ECNT, de mortalidad, de marcadores de inflamación y de función endotelial (Chiuve et al., 2012; Sotos-Prieto et al., 2017). El AHEI-2010 no solo ha demostrado ser valioso para analizar la calidad de la dieta en todo el mundo (Morze et al., 2020), sino que además la población argentina sigue un patrón alimentario muy similar al de Estados Unidos, donde el índice fue desarrollado originalmente (Wang et al., 2019). El AHEI-2010 contempla diversos componentes de una alimentación saludable y asigna puntajes de manera lineal de acuerdo a la adherencia a los mismos, siendo 0 el puntaje de nula

adherencia y 100 el puntaje de máxima adherencia (para ver los detalles sobre los criterios, ver Tabla S10).

3.2.4 Huella ambiental de las dietas

Tal como se describió en el Capítulo 1, existen pérdidas a lo largo de la cadena agroindustrial, por lo que el volumen de alimentos demandados y producidos es mayor al volumen de alimentos consumidos en el hogar. Por ejemplo, se estima que la mitad de las frutas y verduras se pierde antes de llegar al consumidor (Gustavsson et al., 2011). Por lo tanto, para evaluar la huella ambiental asociada a las dietas se desarrolló un modelo del sistema alimentario nacional que conecta el consumo de alimentos en el hogar con la producción en el campo. Luego, se estimó la huella ambiental del volumen de alimentos demandado en el campo mediante la utilización de cinco indicadores de impacto ambiental: emisiones de GEI, ocupación total de la tierra, demanda de tierras de cultivos, uso de energía fósil y consumo de agua dulce. Por lo tanto, la huella analizada aquí representa únicamente a la derivada de la producción de alimentos. La huella asociada al procesamiento industrial, distribución, refrigeración, almacenamiento, cocción y disposición final no se tuvieron en cuenta por falta de datos fiables.

Se consideraron 295 de los 376 ítems alimentarios presentes en la base de datos, los cuales fueron re-clasificados en 18 grupos alimentarios de acuerdo a la disponibilidad de datos sobre los indicadores de impacto ambiental (ver Tabla S11). Se excluyó del análisis a los alimentos ultraprocesados como dulces, golosinas y snacks, a las bebidas (alcohólicas y no-alcohólicas) y otros ítems alimentarios (grasas animales, estimulantes, especias y sal) debido a la falta de datos fiables sobre su huella ambiental (Seferedi et al., 2020). Luego, el volumen de alimentos comprados por AE y grupo socio-económico fue convertido en volumen de alimento demandado en el campo mediante la utilización de coeficientes de pérdidas a nivel de industria, procesamiento y distribución (Gustavsson et al., 2011; Pernollet et al., 2017; Poore & Nemecek, 2018; Tabla S14). Las carnes procesadas fueron distribuidas en las categorías de carne vacuna, carne aviar y carne porcina de acuerdo a sus ingredientes (por ejemplo, se consideró que la composición del salame es 60% carne porcina y 30% carne vacuna, mientras que el

10% restante corresponde a aditivos; más detalles sobre la composición asumida en la Tabla S12). Los lácteos fueron transformados en “leche equivalente” utilizando factores de conversión obtenidos del Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca (por ejemplo, se necesitan 7,25 litros de leche para producir 1 kilogramo de queso mozzarella; detalles sobre los factores de conversión en Tabla S13). Los cereales por su parte, fueron clasificados como “arroz”, “panificados”, “pastas” y “cereales” debido a sus impactos ambientales diferentes (Clark & Tilman, 2017). A pesar de que los “panificados” y las “pastas” corresponden a productos derivados del trigo, al diferir en su contenido de agua y de trigo, sus impactos ambientales son diferentes. Las verduras con alto contenido de almidón fueron incluidas dentro del grupo “verduras” debido a su huella similar (Clark & Tilman, 2017).

Por último, el volumen demandado de cada grupo alimentario fue vinculado con los cinco indicadores de huella ambiental obtenidos de estudios de análisis de ciclo de vida que reportan los impactos “hasta la tranquera” por unidad de volumen (Clark & Tilman, 2017; Pernollet et al., 2017). Debido a la gran relevancia que tienen los alimentos de origen animal en la huella ambiental de las dietas y a las particularidades de los sistemas ganaderos de Argentina, se utilizaron las estimaciones realizadas en el Capítulo 2 respecto a las emisiones de GEI, ocupación total de la tierra, ocupación de tierras de cultivo y uso de energía fósil para la carne vacuna, carne aviar, carne porcina, leche y huevos. Finalmente, la información local sobre el consumo de agua dulce por unidad de alimento fue obtenida de trabajos de Mekonnen y Hoekstra (2011; 2012). En la Tabla S14 se muestran los indicadores utilizados.

3.3 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.3.1 La dieta argentina

Los resultados demuestran que la dieta argentina está caracterizada por un bajo consumo de frutas, verduras, legumbres, cereales integrales, pescado y frutos secos, y al mismo tiempo por un alto consumo de alimentos de carnes rojas y procesadas, cereales refinados (harinas), verduras con alto contenido de almidón y bebidas azucaradas. En la Tabla 3.2 se resumen la ingesta de los 29 grupos de alimentos y bebidas por grupo socio-económico y promedio.

Tabla 3.2

Características e ingesta diaria de alimentos por grupo socio-económico (G1 el grupo más pobre, G10 el grupo más rico) y en promedio (P) por Adulto-Equivalente (AE) en Argentina durante el período 2017/2018.

Ítems	Unidad	P	G1	G2	G3	G4	G5	G6	G7	G8	G9	G10
<i>Características socio-económicas</i>												
Gasto en alimentos	USD/d	2,73	0,95	1,58	2,00	2,31	2,65	3,05	3,52	4,03	4,78	6,50
Coefficiente de Engel	%	28,6	38,2	37,6	35,5	32,9	30,2	28,5	26,2	22,7	19,8	14,8
AE en la muestra	%	100	15,5	13,4	11,7	10,8	10,0	9,33	8,48	7,81	7,14	5,82
AE por hogar	n	2,56	3,97	3,42	2,99	2,76	2,55	2,38	2,17	2,00	1,83	1,49
<i>Ingesta de alimentos</i>												
Energía	kcal/d	2,275	1,212	1,822	2,078	2,160	2,425	2,578	2,707	2,860	3,098	3,595
Carne vacuna	g/d	114	61,4	84,7	103	112	119	132	142	156	149	164
Carne aviar	g/d	68,6	43,0	58,9	65,2	71,8	74,0	77,5	79,9	76,4	92,9	79,3
Carne porcina	g/d	5,50	1,22	2,32	2,92	3,38	4,55	6,34	8,78	8,94	12,2	16,1
Carne de cabra/oveja	g/d	1,21	0,42	0,42	0,80	1,33	0,88	1,56	1,15	1,96	2,76	2,93
Pescado y frutos de mar	g/d	7,06	1,08	3,06	2,84	4,63	5,35	6,24	9,39	11,4	13,0	33,0
Carnes procesadas	g/d	16,5	7,96	11,3	12,0	12,5	15,4	19,1	25,0	22,7	27,7	31,9
Otras carnes	g/d	0,27	0,07	0,00	0,26	0,08	0,07	0,93	0,00	0,97	0,14	0,68
Leche	mL/d	136	40,6	207	240	79,3	101	114	128	146	165	177
Otro lácteos	g/d	53,8	16,0	27,8	33,9	41,0	67,8	56,9	75,2	75,4	100	132
Huevos	g/d	14,9	6,39	11,0	11,7	14,6	16,7	17,4	19,4	19,2	22,7	24,6
Cereales refinados	g/d	231	161	211	231	243	252	260	256	255	258	261
Cereales integrales	g/d	9,59	1,82	3,58	5,27	5,97	6,59	9,09	9,61	10,8	14,9	57,4
Legumbres	g/d	4,12	1,30	2,25	2,62	3,66	4,15	4,34	5,78	6,43	7,00	10,4
Frutos secos y semillas	g/d	0,63	0,03	0,10	0,11	0,16	0,36	0,51	0,44	0,97	2,38	3,63
Frutas	g/d	66,9	16,7	31,3	42,7	57,4	69,4	76,6	92,7	102	133	164
Verduras	g/d	144	65,8	104	159	139	145	167	171	183	199	232
Verduras ricas en almidón	g/d	95,0	59,1	98,9	94,2	105	104	109	109	102	101	89,8
Grasa vegetal	ml/d	24,5	12,0	18,4	21,4	22,7	27,0	29,6	29,0	33,3	33,5	39,8
Grasa animal	g/d	1,03	1,47	1,07	1,18	1,03	1,50	0,64	0,79	0,90	0,69	0,30
Estimulantes	g/d	19,7	6,00	9,00	12,8	13,4	15,4	18,9	21,6	30,5	48,8	61,6
Azúcar, dulces y golosinas	g/d	39,8	18,2	26,8	31,1	36,8	40,5	46,4	48,2	57,0	64,1	72,8
Snacks	g/d	1,57	0,44	0,74	0,87	1,06	1,37	1,57	2,07	2,62	3,51	4,73

Espicias	g/d	0,59	0,21	1,38	0,36	0,43	0,47	0,59	0,56	0,67	0,59	0,66
Sal	g/d	3,92	1,59	3,64	2,99	3,56	4,29	4,88	4,70	5,22	5,12	6,80
Aderezos	g/d	7,75	2,23	4,07	4,7	6,04	7,37	9,16	10,5	12,7	14,3	20,0
Otros alimentos	g/d	2,16	0,47	0,84	1,05	1,35	2,08	1,93	2,91	3,19	3,89	9,36
Agua (*)	ml/d	91,1	13,8	25,7	59,9	62,9	77,7	121	146	158	193	244
Bebidas azucaradas	ml/d	192	73	130	166	181	206	225	237	266	290	368
Bebidas alcohólicas	ml/d	17,4	2,89	6,84	7,64	10,8	16,2	17,1	22,4	31,3	36,6	64,9

(*) Incluye agua embotellada, hielo y soda.

3.3.1.1 Ingesta de alimentos y nutrientes saludables

La ingesta de alimentos y nutrientes saludables fue subóptima en todos los niveles socio-económicos durante el período 2017/2018 (Figura 3.1). En la dieta promedio, los frutos secos y semillas, las legumbres y los cereales integrales presentaron la brecha de consumo más amplia, alcanzando solo el 3%, 7% y 8% del nivel recomendado, respectivamente (0,6 g/d, 4,1 g/d y 9,6 g/d). Dichos alimentos fueron seguidos por las frutas, la leche y las verduras con 27%, 32% y 40% de la ingesta óptima (con niveles de consumo de 67 g/d, 140 mL/d y 144 g/d, respectivamente). En relación a los nutrientes, se observó un patrón más equilibrado pero aún sin alcanzar la ingesta óptima. En la dieta promedio se logró un consumo del 83% de la fibra recomendada (20 g/d), 55% del calcio (693 mg/d), 30% de los ácidos grasos omega 3 (76 mg/día) y 41% de los ácidos grasos poliinsaturados (4,5% de las calorías totales). Para más detalles ver la Tabla S8.

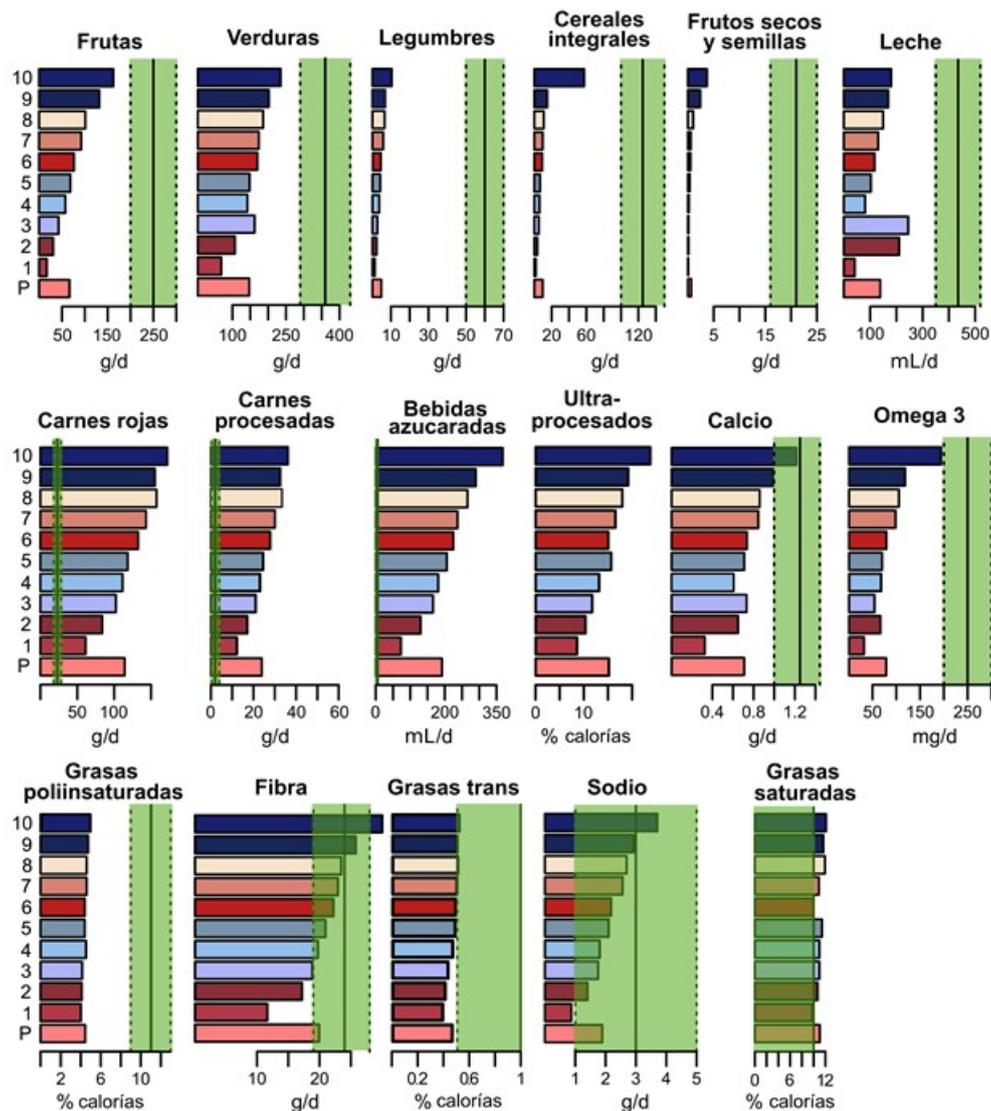


Figura 3.1. Ingesta diaria en Argentina por Adulto-Equivalente (AE) de 17 alimentos y nutrientes por niveles socio-económico (1-10) y en promedio (P) durante el período 2017/2018. La línea continua representa el nivel óptimo de consumo, mientras que la franja de color verde representa el rango óptimo de consumo (*Global Burden of Disease Study*; Afshin et al., 2019). Para los ultraprocesados no se consideró un nivel óptimo de consumo debido a la falta de datos.

De acuerdo al *Global Burden of Disease Study* (GBD, 2021), unas 39371 muertes ocurrieron durante el año 2019 en Argentina debido a la ingesta subóptima de alimentos protectores de la salud (el 61% de las muertes atribuibles a los factores de riesgo dietario), particularmente por bajo consumo de cereales integrales (29%), de legumbres (17%) y de frutos secos y semillas (14%). Asimismo, se estimó que se perdieron 791375 años de vida ajustados por discapacidad. Sin embargo, algunas de las estimaciones de

ingesta de este grupo alimentario realizadas por el GBD (2021) son considerablemente superiores a las encontradas en el presente trabajo, particularmente en lo que respecta a la ingesta de frutas (215 g/d), verduras (150 g/d) y legumbres (11 g/d), alimentos con un gran capacidad de reducir la morbi-mortalidad por ECNT (Fardet & Boirie, 2014; Schwingshackl et al., 2017). Por otro lado, los valores presentados aquí coinciden con una reciente encuesta nutricional realizada por Kovalskys et al. (2019) en 8 países latinoamericanos, quienes reportaron una ingesta de 74 g/d de frutas, 83 g/d de verduras y 4 g/d de legumbres para la Argentina.

3.3.1.2 Ingesta de alimentos y nutrientes no-saludables

La ingesta de alimentos no-saludables también fue inadecuada en todos los niveles socio-económicos, contrario a los nutrientes que se mantuvieron dentro del rango recomendado en la mayoría de los niveles socio-económicos (Figura 3.1). En la dieta promedio, la ingesta de bebidas azucaradas, carnes procesadas y carnes rojas fue sustancialmente mayor a la ingesta recomendada (6416%, 826% y 524%, respectivamente; 192 mL/d, 16,5 g/d y 120 g/d). De igual manera, los ultra-procesados representaron el 15% de las calorías totales. Respecto a los nutrientes, la ingesta de grasas *trans* y de sodio se encontró dentro del rango de ingesta recomendada en (0,48% de la ingesta calórica total y 1,96 g/d, respectivamente). La ingesta de grasas saturadas se encontró por encima del valor recomendado (36 g/d, es decir 11% de la ingesta calórica total). Para más detalles ver la Tabla S8 y S9.

El Global Burden of Disease Study (GBD, 2021) estimó que 25.042 muertes ocurridas durante el año 2019 se debieron a la ingesta inadecuada de este grupo de alimentos (el 39% de las muertes atribuibles a los factores de riesgo dietario), siendo el elevado consumo de carnes rojas el principal factor (44%), seguido por el alto consumo de sodio (29%) y grasas *trans* (9%). Los años de vida perdidos por discapacidad se contabilizaron en 583382. Nuevamente, existen diferencias con las estimaciones de ingesta realizadas por el GBD (2021), aunque en este caso algunas son inferiores a las presentadas aquí, como las carnes rojas (86 g/d) y las grasas *trans* (0,3%), y otras son superiores, como las bebidas azucaradas (243 mL/d) y el sodio (4 g/d). En este caso, los valores reportados por Kovalskys et al. (2019) coinciden con los valores reportados por el GBD (2021): 79 g/d de carnes rojas y 712 mL/d de bebidas azucaradas.

3.3.1.3 Índice de calidad dietaria

El puntaje de AHEI-2010 de la dieta promedio argentina según los datos obtenidos y las estimaciones en esta tesis, fue de 33/100, un valor más bajo que el reportado por Wang et al. (2019), quienes estimaron un puntaje de 43/100. Esta diferencia se explica en parte por las diferencias en la estimación de ingesta de alimentos mencionada en el apartado anterior, es decir, por una menor exposición de los factores de riesgo. En ambos casos, el puntaje de calidad dietaria de Argentina es muy bajo y corresponde al valor más bajo de la región, por debajo de Chile (44) y Uruguay (45), más cerca al de Mongolia (34) y Afganistán (39) que de Brasil (60) y Cuba (64), donde existe un mayor consumo de frutas, verduras, legumbres y pescado (GNR, 2021). Para más detalles ver la Tabla S10.

Contrario a lo reportado en la literatura, en la Argentina no se observó una relación evidente entre calidad dietaria y el nivel socio-económico, alcanzando un puntaje mínimo en el G6 (31) y un máximo en G10 (42) (Figura 3.2A). De hecho, cuando la ingesta calórica se ajusta a 2.000 kcal/d es posible apreciar un fenómeno inverso (Figura 3.2B). Este hallazgo resulta llamativo dado que diversos autores han propuesto que la calidad dietaria aumenta con el nivel socio-económico (Darmon & Drewnowski, 2008) debido a que los alimentos saludables y protectores suelen ser más costosos que los que implican un riesgo para la salud (Story et al., 2008). Sin embargo, dichos estudios fueron realizados en países del Hemisferio Norte, resaltando la importancia de llevar a cabo estudios locales para identificar las particularidades de las diferentes poblaciones. Así, se pone de manifiesto nuevamente la insalubridad general de la dieta local sin importar el nivel socio-económico. Aun así, es altamente probable que la calidad nutricional de los alimentos a los que acceden los diferentes grupos socio-económicos genere diferencias que no son posibles de apreciar con esta metodología, pudiendo contribuir a la brecha de calidad dietaria entre pobres y ricos.

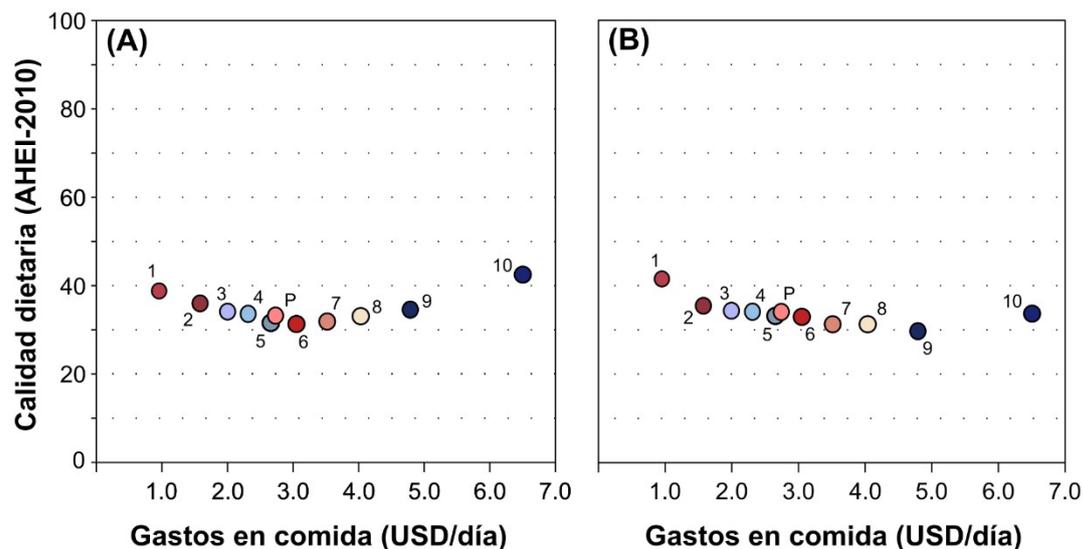


Figura 3.2. Calidad dietaria estimada utilizando el Índice Alternativo de Alimentación Saludable y graficada en función al gasto diario en alimentos por nivel socio-económico, correspondiente al período 2017/2018. La Figura A muestra el puntaje de las dietas tal cual, mientras que la Figura B representa el puntaje de las dietas ajustadas a 2000 kcal/d.

3.3.2 Huella ambiental de la dieta argentina

Las huellas ambientales del patrón alimentario argentino varían de acuerdo al indicador que se analice, evidenciando una alta huella de carbono y de la tierra (total y de cultivo), pero una baja huella hídrica y energética. Como se observa en la Figura 3.3, existen amplias diferencias en las huellas ambientales entre los sectores socio-económicos más pobres y los más ricos, alcanzando un factor de 3 entre G1 y G10. Este fenómeno se debe a que el volumen total de alimentos consumidos aumenta con el nivel socio-económico. Pero cuando las dietas se ajustan a 2000 kcal/d las diferencias en las huellas ambientales desaparecen debido a la homogeneidad en las preferencias alimentarias mencionada previamente (ver Tabla S15). A continuación se describen las huellas ambientales de la dieta promedio para 1 Adulto-Equivalente (AE) por día y por año.

Producir comida para abastecer un AE en Argentina, genera 8,25 kg CO₂-eq/d y 3012 kg CO₂-eq/año, el equivalente a conducir un auto por aproximadamente 15000 km. Los alimentos de origen animal contribuyen con el 93% de las emisiones totales,

siendo la carne vacuna el principal componente de los mismos (87%), seguido de los cultivos oleaginosos (1,8%) y los lácteos (1,7%).

Respecto a la ocupación total de la tierra, un AE promedio demanda 50,3 m²/d y 18353 m² por año, el equivalente 1.83 hectáreas. De manera similar que las emisiones de GEI, la carne vacuna representa el 90% de la demanda de tierras totales, seguido de los cultivos oleaginosos (1,8%) y la carne aviar (1,7%). En cambio, la demanda de tierras de cultivos resulta en valores más bajos: 6,56 m²/d y 2395 m² por año (0,24 hectáreas). Sin embargo, sigue el mismo patrón que la ocupación total de tierras: la carne vacuna es el principal grupo alimentario (37%), seguido de los cultivos oleaginosos (14%) y la carne aviar (13%).

El uso de energía fósil en la dieta promedio para un AE es de 8,53 MJ/d y 3112 MJ/año (el equivalente a 78 litros de diesel). Nuevamente, los alimentos de origen animal son los principales contribuyentes a la huella con 55% del total de la energía fósil (23% la carne vacuna, 19% la carne aviar y 6% la carne porcina), mientras que los cultivos oleaginosos el 18% y las verduras el 9%.

En cuanto al consumo de agua dulce, 190 L/d y 69227 L/año fueron requeridos para producir comida para un AE promedio en Argentina. Aquí, los alimentos de origen vegetal fueron los principales responsables del agua consumida con el 76% del total, siendo las verduras, las frutas y el arroz los grupos más importantes (23,4%, 21,6% y 12,3%, respectivamente).

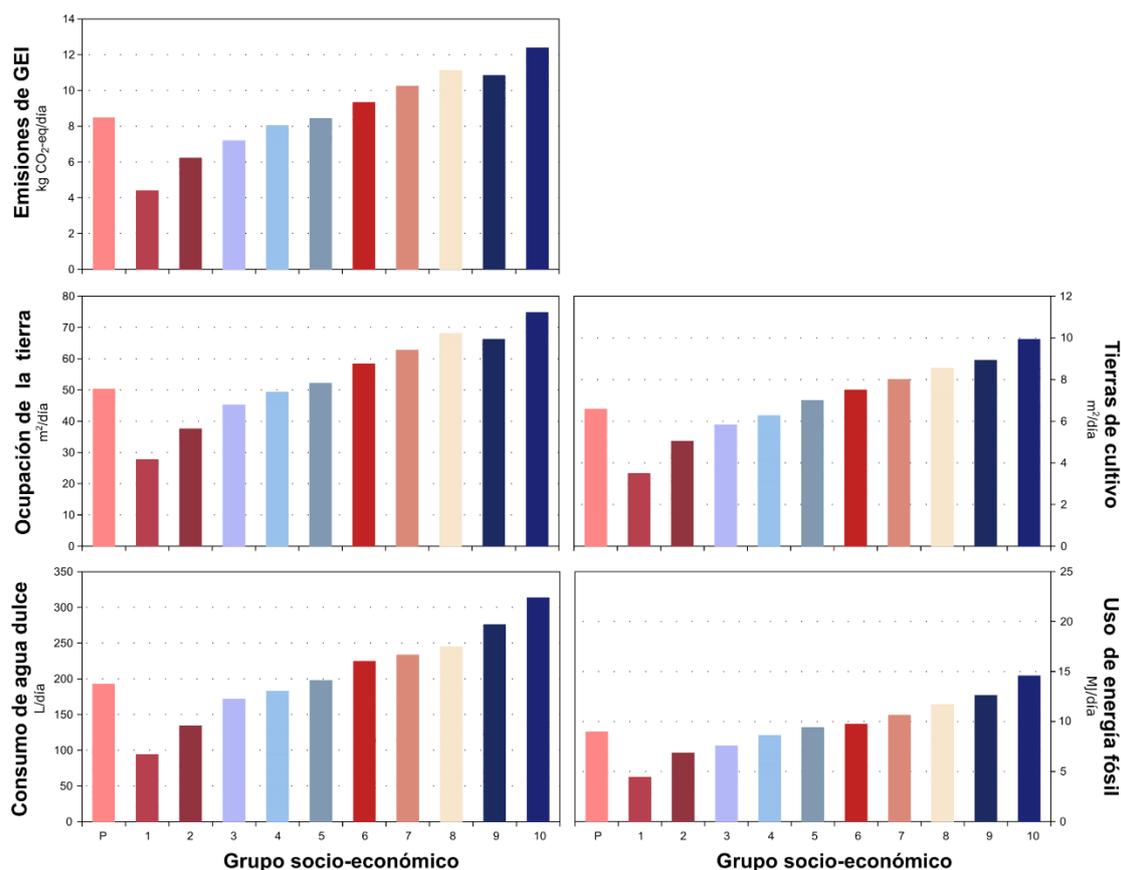


Figura 3.3. Huella ambiental de la dieta argentina por nivel socio-económico (1-10) y en promedio (P) por Adulto-Equivalente durante el año 2017/2018.

Como se mencionó previamente, la huella ambiental de la dieta argentina varía dependiendo el indicador que se analice, siendo las huellas de carbono y de la tierra más altas que las reportadas para países de altos ingresos, pero presentando bajas huellas de agua fresca, de energía y de eutrofización. Por ejemplo, en estudios que utilizaron una metodología similar a la aplicada aquí se encontró una emisión de GEI de aproximadamente la mitad que la estimada en el presente trabajo para los Estados Unidos (4,70 kg CO₂-eq/d; [Heller et al., 2018]), Holanda (4,11kg CO₂-eq/d; [van Dooren et al., 2014]) y Alemania (3,42 kg CO₂-eq/d; [Treu et al., 2017]). En este sentido, la dieta de todos los niveles socio-económicos transgrede entre 2,4 y 6,7 veces los límites planetarios individuales relativos a la emisión de GEI (1,86 kg CO₂-eq/d; [Chen et al., 2019]).

En cuanto a la ocupación de la tierra, un estudio que calculó el uso de la tierra del patrón alimentario de la Unión Europea, reportó valores que oscilan entre 4 m² y 9 m²

por día, mucho menos que las estimaciones para Argentina. En otro trabajo, Kastner et al. (2012) estimaron que la demanda de tierras de cultivo para alimentar a una persona promedio (a nivel mundial) es de 4,65 m²/d. En este caso, la dieta argentina supera entre 1,8 y 5,9 veces los límites planetarios individuales relativos al uso de tierras de cultivo (5,01 m²/d; [Chen et al., 2019]).

Estas grandes diferencias observadas con otros países se deben a dos hechos entrelazados: (a) el gran consumo de carne vacuna, el cual es el alimento con mayores emisiones de GEI y demanda de tierra (Clark & Tilman, 2017), y (b) el predominio de la producción con base pastoril en Argentina emite más GEI y ocupa una mayor superficie de tierra respecto a la producción intensiva (de Vries et al., 2015). Por este motivo Argentina es uno de los 3 países con mayor demanda de tierra para producir comida, y si los ciudadanos del mundo adoptasen la dieta argentina se requeriría triplicar la actual superficie agropecuaria o la producción de alimentos en orden de proveer alimentos (Alexander et al., 2016).

Contrariamente, las otras huellas son relativamente bajas en comparación con otros países, particularmente en lo que respecta a la huella de agua fresca y de energía fósil. El uso de energía fósil encontrado aquí es menor que el reportado para los Estados Unidos (25,2 MJ/d; [Heller et al., 2018]), España (20 MJ/d; [Muñoz et al., 2010]) e Italia (19,5 MJ/d; Pairotti et al., 2015)]. Esta brecha en el uso de energía fósil asociada a la producción de alimentos puede deberse al bajo uso de fertilizantes típica de la agricultura nacional (Viglizzo et al., 2011; Sattari et al., 2016; Jobbagy et al., 2021). En cuanto al consumo de agua azul, en un reciente meta-análisis global Harris et al. (2020) informaron que un consumo por persona promedio de agua azul de 202 L/d para Sudamérica, 382 L/d para Asia, 241 L/d para Europa, 230 L/d para Oceanía y 163 L/d para África. Esto se debe a la escasa dependencia a la irrigación que tiene la agricultura nacional (Viglizzo et al., 2011).

3.3.3 Limitaciones del presente capítulo

Si bien las encuestas nutricionales basadas en el recordatorio de 24 horas es el *gold standard* para el estudio de las dietas (Willet, 2012), las encuestas de consumo y gasto de los hogares (ENGHo) son herramientas cada vez más utilizadas para realizar

inferencias sobre el consumo de alimentos a escala poblacional (FAO, 2018c). Esto se debe a que las ENGHo representan una alternativa más barata y fácil de recolección de información a gran escala en comparación con los métodos individuales, especialmente cuando se utiliza el método del Adulto Equivalente para distribuir los alimentos entre los miembros del hogar (FAO, 2018c). De hecho, los estudios que compararon los datos obtenidos a partir de las encuestas basadas en recordatorios de 24 horas y en las ENGHo encontraron altos niveles de consistencia en la cuantificación de la ingesta calórica total y ciertos macro- y micronutrientes (Sununtnasuk & Fiedler, 2017).

En referencia a las herramientas mencionadas, es importante mencionar que la utilización de estas bases de datos requiere de ciertos supuestos sobre la distribución de los alimentos dentro del hogar que podrían conducir a subestimaciones y/o sobreestimaciones (Weisell & Dop, 2012). Por ejemplo, la ingesta de alimentos que suelen ser adquiridos con baja frecuencia (como el aceite o la sal) tiende a subestimarse. En este sentido, la ingesta media de sal calculada aquí fue la mitad de la reportada por otros estudios hechos en Argentina que utilizaron una técnica específica para medir la ingesta de sal (sodio en orina; Konfino et al., 2013). A pesar de ello, la ENGHo es un instrumento que posee un gran potencial para evaluar el consumo de alimentos y bebidas, principalmente en los países de bajos y medianos ingresos (FAO, 2018c).

La segunda limitación importante está relacionada con la estimación de las huellas ambientales al considerar únicamente la fase de producción en el establecimiento agropecuario y excluir los procesos posteriores a la misma, como la transformación industrial, el envasado, el transporte, el almacenamiento y la preparación y el desperdicio en el hogar. Aunque estas actividades podrían representar una fracción significativa de las huellas ambientales en algunos casos, la fase de producción conlleva la mayor parte de los impactos (Poore & Nemecek, 2018). Aun así, es altamente probable que las huellas calculadas aquí estén subestimadas.

3.4 CONCLUSIONES

En el presente capítulo se reportó que la dieta argentina es poco saludable e insostenible en todos los niveles socio-económicos. Por un lado, el patrón de consumo de alimentos en Argentina es inadecuado por conducir a una alta exposición a factores

de riesgo dietarios relacionados con el desarrollo de ECNT. Mientras que en los niveles socio-económicos más bajos hay una gran carencia de alimentos saludables, en los niveles socio-económicos más altos la ingesta de más alimentos saludables no compensa el alto consumo de los alimentos que deberían limitarse. Por otro lado, la preferencia cultural por la proteína animal sobre la proteína vegetal determina una gran huella ambiental, particularmente en lo que respecta a la huella de carbono y de la tierra (tanto para la ocupación total de la tierra como para la demanda de tierras de cultivo). De hecho, la dieta argentina transgrede los límites planetarios relativos a las emisiones de GEI y de la demanda de tierras de cultivo en todos los niveles socio-económicos.

Capítulo

IV

La huella ambiental de las dietas saludables en Argentina

4.1 INTRODUCCIÓN

Si bien el interés humano por el efecto que tiene el consumo de los alimentos sobre la salud tiene una larga data, no fue hasta hace unos 50 años que se hicieron los primeros intentos de sistematización a través de la recién nacida disciplina “Epidemiología Nutricional” (Boeing, 2013). Valiéndose del conocimiento acumulado en áreas como la fisiología, la toxicología y la medicina, la epidemiología nutricional evolucionó desde una pequeña especialidad hasta constituirse como una gran contribuyente de la ciencia e incidir en la formulación de políticas públicas (Satija et al., 2015).

En relación a lo anterior, en nuestro país las leyes que regulan el contenido de grasas *trans* y sodio en los alimentos industrializados, aprobadas en los años 2010 y 2013 respectivamente, son el fruto de la aplicación de los conocimientos generados por la epidemiología nutricional (Rubinstein et al., 2015; Elorriaga et al., 2018). De hecho, la información respecto al rol que tienen las dietas sobre los procesos de salud-enfermedad está motorizando debates públicos cada vez más frecuentes e importantes, como el actual sobre el etiquetado frontal de los alimentos ultra-procesados y la ley asociada para su implementación en el territorio nacional y en el resto del mundo (Popkin et al., 2021). De la misma manera, la sugerencia realizada por la OMS y FAO en la década de los ‘90 para que cada país desarrolle las Guías Alimentarias Basadas en Alimentos (GABA), con el fin de orientar a la población y a los profesionales de salud hacia un patrón alimentario saludable que optimice la salud a largo plazo, también fue el resultado de la acumulación de evidencia proveniente de la epidemiología nutricional (Schneeman, 2003). Debido al dinamismo y crecimiento exponencial de esta disciplina, las GABA deben actualizarse constantemente a fines de reflejar la mejor evidencia científica disponible (Herforth et al., 2019).

Las GABA representan un valioso instrumento para el diseño de políticas de alcance nacional y son capaces de alterar los patrones de consumo de la población en menor o mayor medida (Smitasiri & Uauy, 2007). Por lo tanto, las GABA también pueden generar cambios significativos en la demanda de alimentos y, por lo tanto, en la huella ambiental de los consumidores y el sistema alimentario (Gonzalez Fischer & Garnet, 2016; Behrens et al., 2017). Sin embargo, dichos cambios van a estar determinados por la línea de base (la dieta actual), el objetivo (la dieta saludable) y los

sistemas productivos que abastecen de alimentos a la población (Halpern et al., 2019). En ese sentido, los cambios en la huella ambiental no serán iguales para todos los países, e incluso podrían generar desafíos productivos y ambientales distintos (Tuomisto et al., 2019).

De la misma manera, debido a que los alimentos con perfiles nutricionales saludables suelen ser más costosos y que los precios de los alimentos y los ingresos de los hogares son los determinantes más importantes de la dieta (Darmon & Drewnowski, 2015; Carolan, 2018), las dietas saludables también tienden a ser más caras (Bai et al., 2021). Por ejemplo, los frutos secos representan un grupo alimentario muy valioso para el mejoramiento de la salud debido a su impacto positivo sobre el metabolismo cardiovascular y su consiguiente efecto en el desarrollo de ECNT (Mayhew et al., 2016). De acuerdo a los modelos epidemiológicos de dosis-respuesta, la ingesta óptima de frutos secos ronda los 20-50 g/día, sin embargo al momento no existe ninguna población del mundo que consuma dicha cantidad y la producción global actual es incapaz de abastecer tal demanda (Vanham et al., 2020). Además, dado que los frutos secos son costosos y sus cultivos tienen requerimientos hídricos y climáticos particulares, incrementar su producción para suplir la ingesta recomendada presenta desafíos productivos, ambientales y económicos (Vanham et al., 2020; Bai et al., 2021). Por lo tanto, identificar los potenciales puntos de conflicto asociados a las dietas saludables es una prioridad científica y política mundial (Clark et al., 2019; Bodirsky et al., 2020).

Hasta la fecha, ningún estudio evaluó la huella ambiental de la GABA desarrollada en Argentina (GAPA; Ministerio de Salud, 2016). Además, recientemente la GAPA ha recibido críticas de la comunidad académica por ser muy costosa y no adecuarse a la mejor evidencia científica disponible sobre alimentación saludable (Herforth et al., 2019; Bai et al., 2021). Por lo tanto, comprender las tres dimensiones de las GABA y de otras dietas saludables, es fundamental para evaluar potenciales sinergias y conflictos a la luz de la nueva evidencia, y así contribuir a la formulación de políticas públicas integrales. En este capítulo entonces, se evaluó la huella ambiental de diferentes dietas saludables en Argentina. Además, se analizó la calidad dietaria y los costos monetarios asociados a cada una de ellas.

4.2. MATERIALES Y MÉTODOS

Tal como se mencionó, a fines de evaluar la *performance* de las dietas saludables, se requiere establecer una línea de base (*baseline*), representada aquí por la dieta actual. Además, para enriquecer el análisis resulta también interesante evaluar un camino alternativo. Por lo tanto, los escenarios alimentarios analizados en el presente capítulo consisten en un escenario actual (*baseline*), un escenario con mayores ingresos (MI) y seis escenarios con dietas saludables (ver más abajo). Primero se analizó la calidad dietaria, luego la huella ambiental y finalmente el costo montario.

4.2.1 Escenarios dietarios

El escenario *baseline* está representado por el patrón alimentario actual en la Argentina, es decir, la dieta promedio calculada en el Capítulo 3.

A fines de explorar el efecto de un aumento deseable y esperado de los ingresos de los hogares, producto de las políticas internacionales orientadas a reducir la pobreza (World Bank, 2021), el escenario de mayores ingresos (MI) está representado por la dieta del grupo de ingresos medios-altos en la Argentina (G8), obtenido en el Capítulo 3.

De los seis escenarios saludables, uno está basado en la GAPA (Ministerio de Salud, 2016) y los otros cinco están basados en las recomendaciones de la Comisión EAT-Lancet sobre Dietas Saludables a partir de Sistemas Alimentarios Sostenibles, con algunas adaptaciones locales (Willet et al., 2019). Se utilizaron dichas recomendaciones como base de estos escenarios saludables alternativos debido a que, para su elaboración, se tuvieron en cuenta criterios alineados con la mejor evidencia científica disponible sobre dieta-salud, y ha demostrado un potencial de reducción del 24% en la mortalidad prematura por todas las causas (Wang et al., 2019). Además, dado que el 44% de la población argentina no realiza suficiente ejercicio (ENFR, 2018) y que el incremento de la actividad física es un objetivo global de salud pública (WHO, 2019), las seis dietas saludables fueron diseñadas para ajustarse al requerimiento energético de un adulto-varón con un nivel de actividad física moderado (2500 kcal/d; WHO, 2020).

Entonces, el escenario GAPA representa la adopción de la dieta recomendada por el Ministerio de Salud (2016). El escenario EL (EAT-Lancet) representa la adopción de la dieta EAT-Lancet. El escenario EL-ARG corresponde a una adaptación de la dieta EL a la población argentina con gran preferencia por las carnes: semanalmente se incluyeron 1 comida generosa de carne vacuna (“el asado del domingo”, 600 g/semana) y otras 3 comidas de carne de pollo, cerdo y pescado en igual proporción (200 g/semana cada una). El escenario EL-SCR (sin carne de rumiante) representa la misma dieta que EL-ARG, pero sustituyendo la carne de rumiante por pollo, cerdo y pescado en iguales proporciones (400 g/semana cada una). El escenario EL-OLV representa una dieta ovo-lácteo vegetariana, sin ningún tipo de carne y con una mayor cantidad de legumbres, cereales integrales, lácteos y huevos. Por último, el escenario EL-VEG representa una dieta vegana o vegetariana estricta, en la cual se sustituye todos los alimentos de origen animal por legumbres, cereales integrales, frutos secos y semillas. La Tabla 4.1 muestra la composición de cada escenario dietario.

Tabla 4.1

Composición (en gramos/día) de la dieta de los ocho escenarios modelados.

	Baseline	MI	GAPA	EL	EL-ARG	EL-SCR	EL-OLV	EL-VEG
Carne vacuna	113,72	156,18	35,00	15,00	85,71	0,00	0,00	0,00
Carne aviar	68,56	76,41	24,00	30,00	28,57	57,14	0,00	0,00
Carne porcina	5,50	8,93	35,00	15,00	28,57	57,14	0,00	0,00
Carne de cabra/oveja	1,21	1,96	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Pescado y frutos de mar	7,06	11,39	47,00	40,00	28,57	57,14	0,00	0,00
Carnes procesadas	21,53	60,14	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Otras carnes	0,27	0,97	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Leche	135,73	146,32	600,00	300,00	350,00	350,00	400,00	0,00
Otro lácteos	53,81	75,58	35,00	30,00	35,00	35,00	40,00	0,00
Huevos	14,89	19,13	32,00	30,00	25,00	25,00	55,00	0,00
Cereales refinados	231,35	255,28	120,00	58,80	80,80	68,80	50,00	60,50
Cereales integrales	9,60	10,86	147,00	270,00	170,00	170,00	260,00	300,00
Legumbres	5,06	6,52	100,00	100,00	100,00	100,00	150,00	150,00
Frutos secos y semillas	0,63	0,97	7,50	30,00	30,00	40,00	30,00	55,00

Frutas	66,97	102,41	375,00	250,00	250,00	250,00	250,00	250,00
Verduras	144,33	183,40	500,00	350,00	250,00	350,00	350,00	350,00
Verduras ricas en almidón	94,97	101,74	67,00	50,00	100,00	70,00	50,00	100,00
Grasa vegetal	24,55	33,81	30,00	45,00	45,00	45,00	45,00	55,00
Grasa animal	1,03	0,90	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Estimulantes	19,68	30,93	0,00	20,00	20,00	20,00	20,00	20,00
Azúcar, dulces y golosinas	39,80	57,54	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Snacks	1,57	2,62	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Especias	0,59	0,67	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
Sal	3,92	5,22	5,00	5,00	5,00	5,00	5,00	5,00
Aderezos	7,75	12,66	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Otros alimentos	2,16	3,19	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Agua (*)	91,08	158,10	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Bebidas azucaradas	192,47	265,69	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Bebidas alcohólicas	42,15	72,31	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

(*) Incluye agua embotellada, hielo y soda.

4.2.2 Evaluación de la calidad dietaria

La calidad dietaria se evaluó en este caso mediante la estimación de la adecuación de nutrientes y la calidad de la dieta.

La adecuación de los nutrientes se calculó para cada dieta teniendo en cuenta la ingesta de nutrientes y comparando sus valores con las recomendaciones internacionales. Primero se obtuvo la densidad nutricional de 25 nutrientes para los 376 ítems alimentarios utilizando la Base de Composición de Alimentos del Departamento de Agricultura de los Estados Unidos (USDA, 2021). Segundo, se calculó la densidad nutricional (cada 100 g o mL) para los 29 grupos alimentarios de la dieta promedio. Tercero, se combinaron los datos de densidad nutricional de los 29 grupos alimentarios con la ingesta propuesta en los escenarios (Tabla S16). De esta manera, la densidad nutricional de los grupos alimentarios no representa a un alimento específico, sino al promedio de las preferencias alimentarias en Argentina. Finalmente, se comparó el contenido de nutrientes calculado en cada escenario dietario con las recomendaciones de ingesta de nutrientes para hombres adultos del Instituto de Medicina de los Estados

Unidos (USDA, 2017).

Vale aclarar que, la calidad de la dieta se estimó aplicando el Índice Alternativo de Alimentación Saludable 2010 (AHEI-2010) de la misma manera que en el Capítulo 3.

4.2.3 Evaluación de la huella ambiental

La huella ambiental de cada escenario dietario fue estimada mediante la metodología expuesta en el Capítulo 3. Se desarrolló para ello un modelo del sistema alimentario nacional que conecta el consumo de alimentos en el hogar con la producción en el campo. Luego, se estimó la huella ambiental del volumen de alimentos demandado en el campo mediante la utilización de cinco indicadores de impacto ambiental: emisiones de GEI, ocupación total de la tierra, demanda de tierras de cultivos, uso de energía fósil y consumo de agua dulce. La evaluación de la huella ambiental se realizó a escala nacional, por lo que consideró la población actual de 40.370.737 personas (o 32.368.554 Adultos Equivalentes; INDEC, 2021). En la Tabla S14 se muestran los factores de pérdida y desperdicio y los indicadores de impacto ambiental utilizados, mientras que en la Tabla S17 se muestra la demanda de alimentos a escala nacional para cada escenario.

Además, se asumió que en los escenarios dietarios se mantienen las tecnologías y prácticas agrícolas actuales, así como los índices de pérdidas y el desperdicio de alimentos. Por lo tanto, los efectos obtenidos se deben únicamente a cambios dietarios, los cuales se asumen homogéneos en toda la población.

4.2.4 Evaluación del costo

A fin de obtener una estimación del costo diario de las dietas se procedió de manera similar a la realizada para la adecuación de los nutrientes. A partir del gasto diario en los 376 ítems de alimentos y bebidas de un AE promedio obtenido del Capítulo 3, se estimó el precio (en dólares americanos 2018: AR\$27,7) por cada 100 g o mL de alimento y bebida. Luego de agrupar los 376 ítems en los 29 grupos de alimentos y bebidas, se calculó el precio por cada 100 g o mL de grupo alimentario (ver Tabla S18 para más

detalles). Finalmente, se combinó el precio de los alimentos con los datos de composición de las dietas para obtener el gasto diario en alimentos.

4.3 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.3.1 Calidad dietaria

Como se comentó en el capítulo 3 de esta Tesis, la dieta argentina se caracteriza por un alto consumo de carnes rojas y procesadas, cereales refinados (particularmente panificados y galletitas), vegetales ricos en almidón, y ultra-procesados (incluyendo bebidas azucaradas), así como por una baja ingesta de frutas, verduras, legumbres, cereales integrales, pescado, frutos secos y semillas. Este patrón alimentario conduce a una ingesta inadecuada de varios minerales y vitaminas que sólo se encuentran en las plantas (Figura 4.1), lo que explica la baja calidad dietaria de este patrón (33 sobre 100). En el escenario MI, el puntaje de calidad dietaria es similar al del escenario *baseline* (32/100). Esto se debe a que, a pesar de presentar una mayor ingesta de frutas y verduras, en este escenario también hay un mayor consumo de carnes rojas y procesadas y de bebidas azucaradas. Como resultado, la disponibilidad de nutrientes mejora, pero no lo suficiente como para cumplir las recomendaciones para la mayoría de ellos (Tabla 4.2).

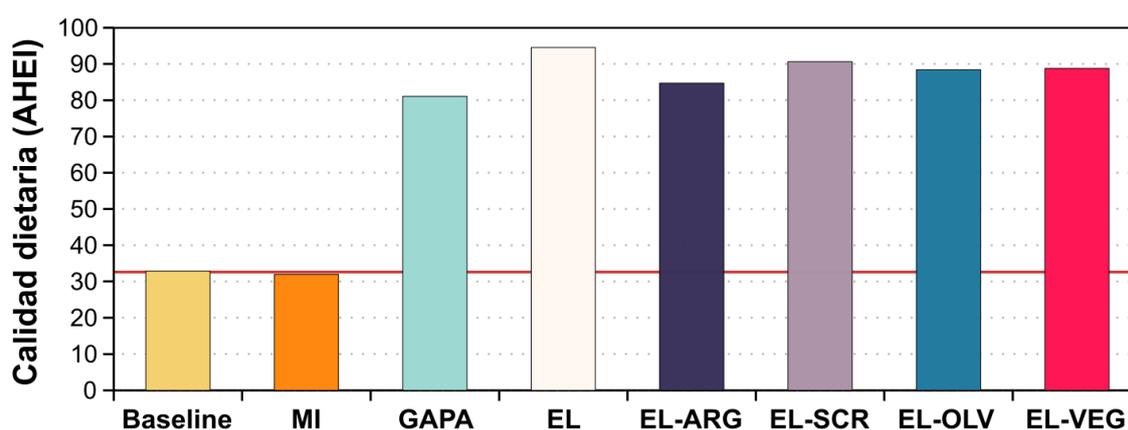


Figura 4.1. Calidad dietaria de cada dieta medida con el Índice Alternativo de Alimentación Saludable. MI: mejores ingresos. GAPA: Guía Alimentaria para la Población Argentina. EL: EAT-Lancet. EL-ARG: EAT-Lancet adaptada a la cultura Argentina. EL-SCR: igual que EL-ARG pero reemplazando la carne de rumiantes con carne de pollo, cerdo y pescado. EL-OLV:

EAT-Lancet ovo-lácteo vegetariana. EL-VEG: EAT-Lancet vegana. La línea roja representa la situación actual (baseline).

En cambio, debido al mayor consumo de alimentos saludables y a la disminución en la ingesta de alimentos a limitar, la adopción de cualquiera de las dietas saludables modeladas mejora la adecuación nutricional en casi todos los nutrientes analizados y aumenta la calidad dietaria de manera similar (81-95 sobre 100; Tabla 4.2 y Figura 4.1, respectivamente). Sin embargo, de acuerdo al AHEI-2010 la dieta propuesta por la GAPA demostró ser de inferior calidad que las demás dietas saludables analizadas (81/100), siendo la dieta de la Comisión EAT-Lancet la que presentó el mayor puntaje (95/100). Si bien la dieta propuesta por la GAPA es más saludable que la actual y, por lo tanto, representa una opción superadora (32 vs. 81), queda evidenciado que aún hay espacio para mejorar ciertos aspectos. El AHEI-2010 es un potente predictor de la mortalidad prematura por ECNT, particularmente por enfermedades cardiovasculares, las cuales representan la principal causa de muerte y discapacidad en la Argentina (Díaz & Tajer, 2019). Por lo tanto, acercar las recomendaciones dietarias de la GAPA al mejor puntaje posible significa mejorar también la calidad de vida de las personas y reducir la carga económica atribuible a las ECNT (Schulze et al., 2018; Morze et al., 2020).

Aun así, existen algunos puntos a considerar respecto a la adecuación de nutrientes en algunas de las dietas analizadas. En los escenarios EL, EL-ARG y EL-SCR la ingesta de calcio está justo por debajo del nivel recomendado, mientras que en el escenario EL-VEG la ingesta es la mitad de la cantidad diaria recomendada (Tabla 4.2), lo que sumado a una baja ingesta de vitamina D en este último escenario podría tener efectos perjudiciales para la salud ósea. Sin embargo, la ingesta de calcio podría mejorarse añadiendo a la dieta verduras, legumbres, lácteos y/o alimentos enriquecidos con calcio. Además, la salud ósea no depende solo de la ingesta de calcio y de vitamina D, sino también del ejercicio físico y una adecuada exposición al Sol (Olmedillas et al., 2012). De la misma manera, el escenario EL-VEG también carece de vitamina B₁₂, que sólo se encuentra en los productos animales, pero se puede obtener fácilmente a través de alimentos fortificados y/o suplementos seguros y de bajo costo.

Tabla 4.2

Suministro y adecuación de nutrientes por escenario dietario. Los valores en negrita muestran los que están por debajo de las recomendaciones mínimas o por encima de las recomendaciones máximas.

Nutriente	Unidad	Recomendación	Base line	MI	GAPA	EL	EL-ARG	EL-SCR	EL-OLV	EL-VEG
Energía	kcal	2200	2177	2843	2500	2500	2500	2500	2500	2500
Proteína	g	56	86	112	113	101	107	109	94	80
Grasa total	% kcal	20-35	38%	41%	33%	36%	40%	40%	35%	35%
Grasa saturada	% kcal	<10%	11%	12%	9%	8%	10%	9%	8%	4%
Grasa monoinsaturada	% kcal	>15%	18%	20%	16%	21%	22%	23%	20%	23%
Grasa poliinsaturada	% kcal	>5%	4,50%	4,60%	4,10%	5,10%	4,90%	5,50%	5,00%	5,70%
Carbohidratos	% kcal	40-55	46%	43%	52%	50%	45%	45%	53%	56%
Fibra	g	30.8	19,91	23,7	47,52	49	42,49	44,12	53,15	59,37
Calcio	mg	1000	710	861	1318	957	962	988	1094	565
Hierro	mg	8	14	18	24	28	24	24	29	31
Magnesio	mg	420	288	350	521	561	501	532	564	613
Fósforo	mg	700	1284	1623	2035	1847	1828	1898	1853	1535
Potasio	mg	4.7	2,5	3,2	5	4,1	4,1	4,3	4,2	4,0
Sodio	mg	<2.3	1,9	2,7	1,8	1,6	1,5	1,6	1,5	1,2
Zinc	mg	11	12	17	15	14	16	14	14	13
Vitamina A	mcg	900	614	780	1323	920	875	938	986	708
Tiamina	mg	1.2	1,6	2	3	3	2,7	2,9	3,1	3,4
Riboflavina	mg	1.3	1,2	1,5	2,7	2	2,1	2,2	2,7	2
Niacina	mg	16	15	17	25	30	23	24	30	34
Vitamina B-6	mg	1.3	1,3	1,5	2,6	2,3	2,1	2,3	2,3	2,4
Folato	mcg	400	383	452	757	707	662	666	845	858
Vitamina B-12	mg	2.4	6,1	8,1	5,7	3	6	3,7	2,5	0
Vitamina C	mcg	90	63	80	190	134	128	138	139	147
Vitamina D	mcg	5	2,7	3,6	9,4	5,4	5,8	6,5	6,1	0,0
Vitamina E	mcg	15	16	21	22	28	27	28	28	32
Vitamina K	mcg	120	92	128	249	194	153	194	200	208

Queda evidenciado con lo expuesto que, una vez más, la adopción de una dieta saludable es capaz de mejorar considerablemente la adecuación nutricional y la calidad dietaria de la población Argentina, y por extensión, la salud pública. Dado que las

ECNT matan a 279.801 personas al año en Argentina (81% de las muertes totales), y que las dietas inadecuadas cumplen un rol tan importante como el tabaquismo en las mismas (GBD, 2021), resulta evidente la necesidad de promover dietas saludables como un imperativo sanitario.

Respecto a dicha necesidad y en un contexto global, la Organización de las Naciones Unidas estableció como uno de los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS 3.4) alcanzar una reducción de un tercio en la mortalidad prematura por ECNT para el año 2030 (Bennet et al., 2018). Sin embargo, el ritmo actual de cambio es demasiado lento para alcanzar dicha meta en la mayoría de los países, incluida la Argentina (Bennet et al., 2020). En un reciente análisis se estimó que la mejora de las dietas globales podría prevenir casi el 24% del total de muertes prematuras en todo el mundo (28% en la Argentina) (Wang et al., 2019). Sin lugar a dudas, las dietas saludables se posicionan como una herramienta valiosa para el mejoramiento de la salud pública (Godlee, 2020). De hecho, Afshin et al. (2019) estimaron que una de cada 5 muertes se podría evitar si mejorara la dieta. La promoción de una alimentación saludable se vuelve aún más importante en una población en la que sólo un tercio reconoce seguir una dieta poco saludable pero sólo el 6% consume la cantidad recomendada de frutas y verduras (ENFR, 2018), demostrando que los argentinos no solo comen mal, sino que no lo saben. No obstante, la promoción de las dietas saludables debe realizarse junto a la actividad física y la disuasión del consumo de tabaco y alcohol para aumentar el bienestar y reducir al máximo la morbi-mortalidad por ECNT (Li et al., 2020).

Finalmente, teniendo en cuenta el contexto actual de pandemia por COVID-19, la fragilidad de los sistemas sanitarios y el precario estado de salud de la población general (Chang et al., 2020; Clark et al., 2020), resulta más que evidente la promoción de las dietas saludables debería ocupar un lugar estratégico en la agenda política-sanitaria de aquí en adelante (IATF, 2020).

4.3.2 Huella ambiental

La huella ambiental asociada a la provisión de alimentos destinados a la población argentina durante el año 2018 fue la siguiente: 98,9 Mt de CO₂-eq, 59,8 Mha de tierra (incluyendo 8,24 Mha de tierras de cultivo), 106 PJ de energía fósil y 2.29 km³ de agua

dulce, (Figura 4.2). La producción de carne vacuna dominó casi todos los indicadores analizados, excepto en el consumo de agua dulce, en el que tuvieron mayor participación las verduras y las frutas (23% y 21%, respectivamente). Respecto a la ocupación de la tierra, la producción de carne vacuna representó el 89% del total (53,2 Mha), abarcando 43 Mha de pasturas nativas, 7,3 Mha de pasturas sembradas y 2,8 Mha de tierras de cultivo, correspondiente al 34% de la demanda total de tierras de cultivo. Asimismo, el 85% de las emisiones de GEI provinieron de la producción de carne vacuna, con gran diferencia en segundo lugar la producción de leche (4%). En cuanto al uso de energía fósil, la producción de carne vacuna contabilizó el 21% del total, seguida por los cultivos oleaginosos (17%) y la carne aviar (15%). Los detalles se pueden encontrar en la Tabla S19.

En el escenario MI, la huella ambiental de la dieta aumentó en un 33-38% en todos los indicadores analizados en comparación con la dieta actual: 136 Mton de CO₂-eq, 82,1 Mha de tierra y 11,1 Mha de tierras de cultivo, 146 PJ de energía fósil y 3,07 km³ de agua dulce. Este incremento en la huella ambiental se debe principalmente a un aumento en el consumo de alimentos de origen animal (ver Tabla S19). Diversos estudios realizados en países de bajos y medianos ingresos muestran que a medida que aumenta la capacidad de compra de la población, ocurre un desplazamiento de la proteína vegetal por proteína animal (Kearney, 2010). Si bien también se ha mostrado que en países de altos ingresos está ocurriendo un estancamiento o una reducción en el consumo de carnes (Vranken et al., 2014), en el Capítulo 3 se identificó que, en la Argentina, a mayor nivel socio-económico hay un mayor consumo de carnes (y de alimentos en general). Por lo tanto, en concordancia con estudios previos, es altamente probable que el aumento de los ingresos en la Argentina, sin que ocurra ningún tipo de intervención, genere un incremento de la huella ambiental relacionada a las dietas (Tilman & Clark, 2014; Gill et al., 2015).

Estos resultados sugieren que la dieta actual y la de mayores ingresos poseen una huella ambiental considerable debido al elevado consumo de alimentos de origen animal, particularmente por la gran preferencia de la población argentina por la carne vacuna. Sin embargo, cabe aclarar que, a pesar de que la carne vacuna tenga la huella ambiental más alta entre los grupos alimentarios (Clark & Tilman, 2017), la ganadería bovina puede tener algunos efectos positivos en algunos procesos ecosistémicos cuando

la actividad es realizada bajo ciertos sistemas productivos (o al menos, en relación a los cultivos extensivos; [Herrero et al., 2015]). Por ejemplo, los bovinos producidos bajo esquemas pastoriles en cargas sustentables en pastizales naturales pueden ayudar a mantener estos paisajes que proveen valiosos servicios ecosistémicos, como la preservación de la biodiversidad, la regulación del ciclo hidrológico y el secuestro de carbono (Bengtsson et al., 2019).

En este sentido, la Argentina cuenta con abundantes tierras de pastoreo y una tradición histórica en el manejo de la ganadería bovina bajo sistemas extensivos (Alerovich et al., 2011). De hecho, estudios recientes sugieren que, mediante mejoras en el manejo, el sector bovino nacional podría producir más carne sin aumentar su impacto ambiental (Pacín & Oesterheld, 2015; González Fischer & Bilenca 2020). Sin embargo, tal como se identificó en el Capítulo 2, el sector bovino presenta una huella ambiental considerable en la actualidad. Más de la mitad de las tierras dedicadas a la producción de carne vacuna se encuentran en las regiones del norte del país (Arrieta et al., 2020; Fernández et al., 2020), dentro de las cuales se encuentra el Gran Chaco, un punto caliente de deforestación debido a la conversión de la vegetación nativa en pastos y cultivos anuales destinados a la alimentación animal, como la soja y el maíz (Baumann et al., 2017). Aunque no se ha tenido en cuenta en este análisis, la sustitución de los bosques y matorrales por pastos o cultivos consumidos por los animales, incrementa la huella ambiental de la ganadería (De Sy et al., 2015; Hoang & Kanemoto, 2021). Así, la producción de carne vacuna presenta importantes puntos de conflictos que requieren de un análisis en mayor profundidad y de multiplicidad de enfoques (Sahlin et al. 2020).

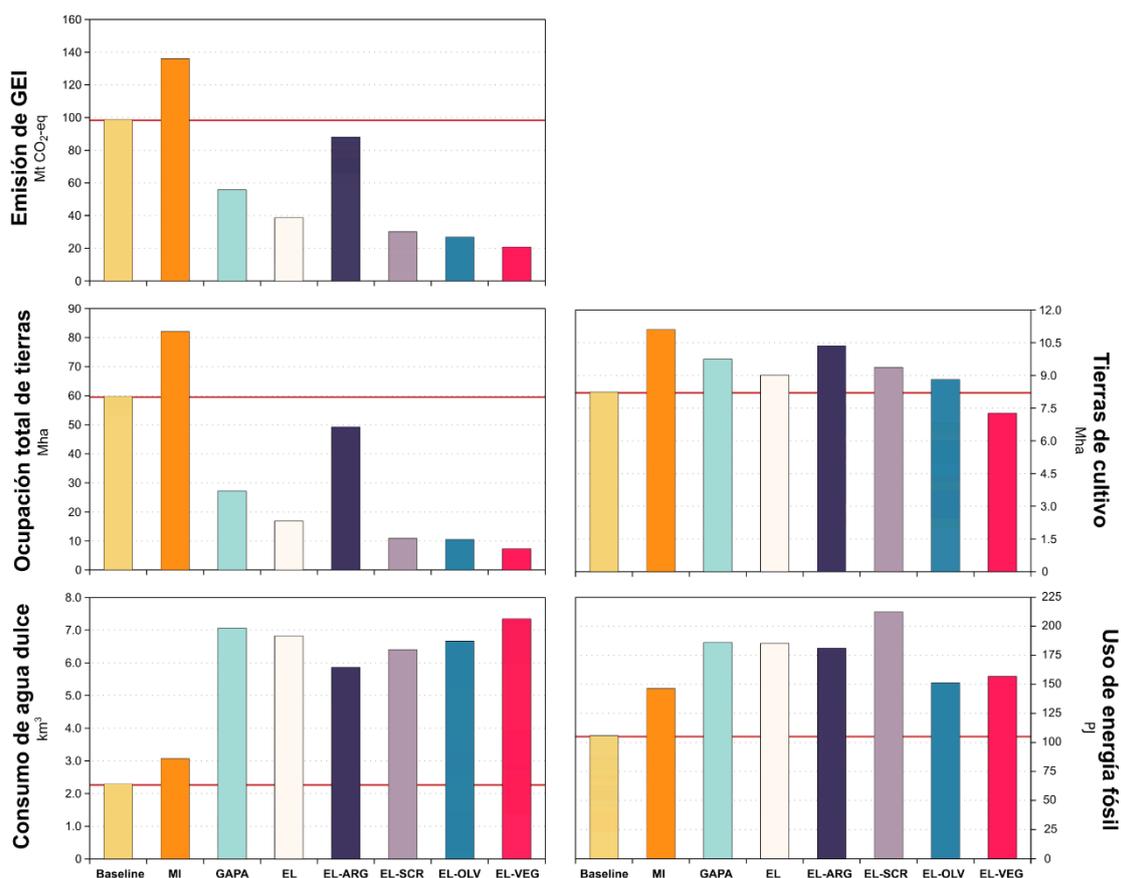


Figura 4.2. Huellas ambientales asociadas a la producción de alimentos para cada escenario. MI: mejores ingresos. GAPA: Guía Alimentaria para la Población Argentina. EL: EAT-Lancet. EL-ARG: EAT-Lancet adaptada a la cultura Argentina. EL-SCR: igual que EL-ARG pero reemplazando la carne de rumiantes con carne de pollo, cerdo y pescado. EL-OLV: EAT-Lancet ovolácteo vegetariana. EL-VEG: EAT-Lancet vegana. La línea roja representa la situación actual (baseline).

Por otro lado, la adopción de dietas saludables tiene el potencial de reducir algunas huellas ambientales, siendo las dietas más basadas en plantas las que mostraron la mayor reducción (Aleksandrowicz et al., 2016; Chai et al., 2019). Sin embargo, todas las dietas saludables analizadas también son capaces de aumentar la huella de otros indicadores (Figura 4.2). En comparación con la dieta actual, la adopción de dietas saludables podría reducir las emisiones de GEI entre un 11% y un 79%, y la ocupación de tierras entre un 18% y un 88% (Figura 4.2). La mayor disminución se observó en los escenarios con menor contenido de alimentos de origen animal, y particularmente en aquellos con menor contenido de carne vacuna. Sin embargo, la demanda de tierras de cultivo aumentaría un 18% y un 26% en los escenarios GAPA y EL-ARG, pero sólo

entre un 7% y un 13% en EL-SCR, EL y EL-OLV. Sólo en el escenario EL-VEG la demanda de tierras de cultivo disminuye (en un 12%). Por su parte, el uso de energía fósil y el consumo de agua dulce aumentarían en un 43-101% y entre un 156-220% en este mismo escenario, respectivamente. Esto se debe principalmente a un aumento en el consumo de frutas, verduras, pescado, leche y frutos secos. Para más detalles ver Tabla S19.

Al igual que en otros países que presentan una economía centrada en las actividades agropecuarias y con una frontera productiva en expansión, los problemas ambientales más importantes que enfrenta el país son aquellos relacionados con la deforestación y el cambio en el uso de la tierra (Nanni et al., 2020; MAyDS, 2020). Dado que la adopción de una dieta saludable en Argentina reduce la demanda de superficie de tierra, éstas tienen el potencial de aliviar la presión sobre los ecosistemas naturales y semi-naturales al reducir en hasta 6 veces la ocupación de la tierra destinada a la producción de alimentos sin aumentar significativamente la superficie de cultivo. Esta situación podría ayudar a prevenir que ocurran más pérdidas de biodiversidad terrestre y de servicios ecosistémicos, así como liberar tierras para realizar restauración ecológica (Leclère et al., 2020; Díaz et al., 2020). En este sentido, cabe preguntarse si vale la pena destinar tanto espacio a la producción de alimentos que son consumidos en exceso.

A pesar de esto, a menos que se produzca una reducción en la demanda mundial de carnes, es poco probable que la disminución de la demanda interna se traduzca directamente en un alivio de la presión sobre la tierra, ya que la producción doméstica podría destinarse a la exportación (Fehlenberg et al., 2017; Piquer-Rodríguez et al., 2018). Además, independientemente de los cambios en la dieta, se necesitan otras estrategias para asegurar la sustentabilidad del sistema alimentario nacional. Tal como se mencionó en el Capítulo 1, las mejoras técnicas y tecnológicas en la producción de alimentos, así como la reducción de las pérdidas y el desperdicio de alimentos, son valiosas estrategias que deben complementarse y no excluirse ya que ninguna medida por sí misma es lo suficientemente abarcativa (Springman et al., 2018; Alexander et al., 2019; Gerten et al., 2020).

Además, la adopción de dietas saludables plantea desafíos productivos y ambientales. Por ejemplo, la mayor demanda de agua dulce para abastecer la producción

de frutas, verduras y frutos secos podría ser un motivo de preocupación. A pesar de tener condiciones ecológicas extraordinarias para la producción agrícola, Argentina no produce suficiente cantidad de estos alimentos para satisfacer la demanda interna (Mason-D'Croz et al., 2019). Por lo tanto, aumentar la disponibilidad de frutas, verduras y frutos secos para alcanzar las recomendaciones nutricionales requiere también de aumentar la superficie de tierra destinada a su producción, así como del abastecimiento de agua dulce. Actualmente, una gran fracción de la producción de estos alimentos ocurre en oasis irrigados ubicados en el sector norte de la Patagonia y en Cuyo, y mientras en algunos de ellos el agua dulce es abundante (por ejemplo, el valle de Río Negro y el oasis de San Rafael), en otros (como los oasis de Mendoza y San Juan) el derretimiento de los glaciares plantea un importante desafío para satisfacer el incremento en la demanda de estos alimentos (Schwank et al., 2014). Sin embargo, dicho desafío podría convertirse en una oportunidad. Es así que, para satisfacer la demanda de alimentos causada por una adopción de dietas saludables, se podrían desarrollar estrategias para incrementar la diversidad y distribución espacial de los cultivos (Davis et al., 2017; Aguiar et al., 2020). Lo anterior podría promoverse aumentando la superficie destinada a la producción de frutas, verduras y frutos secos alrededor de los cinturones urbanos de las zonas húmedas del país mediante un enfoque agroecológico y, con una adecuada participación comunitaria en el proceso de ordenamiento territorial, esto también podría reducir los conflictos por uso de pesticidas en muchas zonas suburbanas y rurales del país (Russo et al., 2014; MacLoughlin et al., 2017).

4.3.3 Costo

Sin tener en cuenta los dulces, los aperitivos y las bebidas (azucaradas, alcohólicas y no alcohólicas), el gasto diario en alimentos de la dieta actual es de 2,24 USD (2,78 USD/d incluyéndolos). Estos gastos están representados principalmente por la compra de carne vacuna (26%), cereales refinados (19%), productos lácteos (13%) y pollo (10%). En la dieta de mayores ingresos el gasto aumentó a 3,07 USD/d (3,83 USD incluyendo dulces, aperitivos y bebidas) debido a una mayor ingesta de carne vacuna, carnes procesadas y lácteos (Tabla S18).

En consonancia con estudios previos, se encontró que todas las dietas saludables modeladas tienden a ser más caras que la dieta actual (Bai et al., 2021), siendo las frutas, las verduras y los cereales integrales las fuentes de gastos comunes en todos los escenarios, mientras que la leche y el pescado están presentes en el presupuesto de los escenarios con más alimentos de origen animal (incluyendo a la GAPA). Sin embargo, se identificaron diferencias sustanciales entre los distintos escenarios (Figura 4.3). La GAPA resultó ser la dieta saludable más cara (3,54 USD/d), lo cual es llamativo dado que fue formulada por un organismo gubernamental. Esto demuestra la necesidad de incorporar la dimensión económica en formulación de la GAPA. La segunda dieta más costosa fue la EL-SCR (3,35 USD/d), seguida por la EL-ARG (3,21 USD/d), ambas con alto contenido de carnes. Por otro lado, la dieta de la Comisión EAT-Lancet costó 3,09 USD/d, un valor un poco más alto que el estimado por Hirvonen et al. (2020) a escala global (2,84 USD/d), pero un poco más barato que el costo estimado para América Latina y el Caribe (3,42 USD/d).

Finalmente, las dietas más basadas en plantas fueron las menos costosas (ver Tabla S18). La dieta EL-OLV costó casi lo mismo que la dieta del escenario *baseline* (2,86 USD/d), y la dieta del escenario EL-VEG resultó en un menor gasto (2,63 USD/d). Dado que los precios de los alimentos y los ingresos de los hogares son principales determinantes para la compra de alimentos (Muhammad et al., 2017), es altamente probable que, en general, al menos la mitad de la población de Argentina no pueda afrontar los gastos asociados a la adopción de una dieta saludable (aunque esta cifra puede ser mayor después del impacto económico de la pandemia; [CEPAL, 2021]).

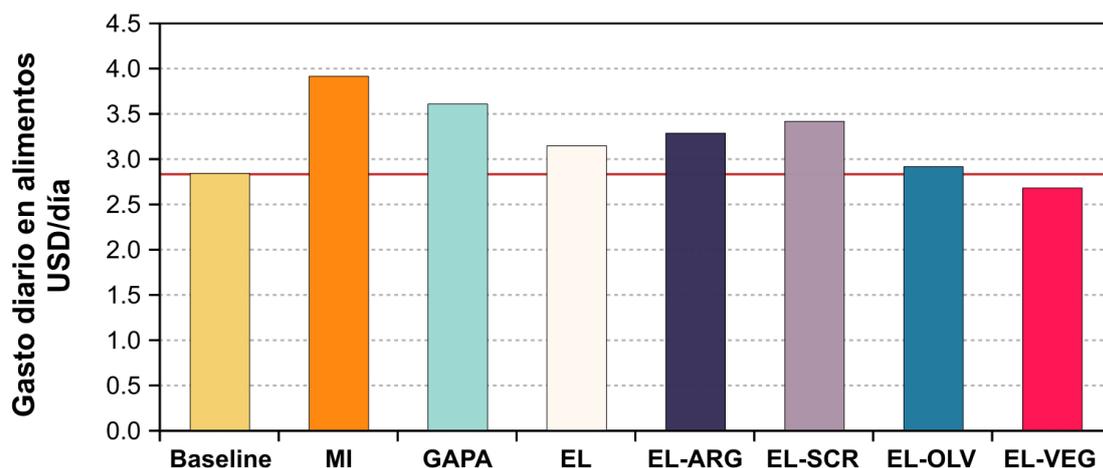


Figura 4.3. Gasto diario en alimentos de cada escenario dietario. MI: mejores ingresos. GAPA: Guía Alimentaria para la Población Argentina. EL: EAT-Lancet. EL-ARG: EAT-Lancet adaptada a la cultura Argentina. EL-SCR: igual que EL-ARG pero reemplazando la carne de rumiantes con carne de pollo, cerdo y pescado. EL-OLV: EAT-Lancet ovolácteo vegetariana. EL-VEG: EAT-Lancet vegana. La línea roja representa la situación actual (baseline).

4.3.4 Discusión general

Argentina, al igual que muchos otros países, se enfrenta a una crisis sanitaria y ambiental sin precedentes que requiere de una profunda innovación en las estrategias implementadas, lejos de los enfoques tradicionales y sectorizados que han dominado la discusión (FAO, 2018d). Para la resolución de los problemas complejos que enfrenta el país y la región, es necesario el desarrollo de un marco conceptual amplio que abarque la totalidad de los sistemas alimentarios y sus impactos en las diferentes esferas sanitaria, productiva, ambiental y económica, así como también que contemple la interconexión con otros sectores (FAO, IFAD, UNICEF, WFP & WHO, 2020). Esta aproximación aumentaría la capacidad de identificar aquellas estrategias que minimicen los puntos de conflicto, mejoren la eficiencia en el uso de los recursos y al mismo tiempo contemplen los impactos sociales, ambientales y sanitarios relacionados con la producción y el consumo de alimentos (Bortolletti & Lomax, 2018).

Tal como se describió en esta tesis, el patrón de consumo de alimentos en Argentina tiene una huella ambiental considerable y un significativo impacto negativo sobre la salud de la población, y que sin que ocurra algún tipo de intervención, el aumento de los ingresos podría empeorar la situación. Por lo tanto, resulta clave incorporar nuevos enfoques que incluyan a la educación alimentaria y los incentivos

necesarios para efectivizar la adopción de dietas saludables, y así lograr un beneficio a largo plazo tanto para las personas como para la naturaleza.

La GAPA, además de orientar a los individuos y los profesionales de la salud sobre lo que conviene comer para mejorar los indicadores de salud pública, también establece una visión dietaria oficial de país a partir de la cual se formulan e implementan diversas políticas públicas. En el presente Capítulo, se ha demostrado que la adopción de la GAPA no es la dieta con menor huella ambiental ni la más saludable. También se demostró que la GAPA es la dieta más cara entre las analizadas, poniendo de manifiesto la necesidad de actualizarla para reflejar las últimas evidencias nutricionales, centrándose en la prevención de ECNT incluyendo criterios de sostenibilidad y asequibilidad (Springmann et al., 2020).

4.4 CONCLUSIÓN

La adopción de dietas saludables en Argentina tiene el potencial de mejorar significativamente la salud de la población y de reducir la huella de carbono y de la tierra del sistema alimentario nacional. Sin embargo, el incremento en la demanda de frutas, verduras y frutos secos podría aumentar la huella hídrica y energética. Además, las dietas saludables son más costosas que una dieta promedio en Argentina, lo que implica que una importante proporción de la población no pueda afrontar los gastos asociados. A pesar de esta generalidad, existe una diversidad en el impacto a la salud, la huella ambiental y el costo de las dietas saludables. Según lo hallado aquí, la GAPA no representa la dieta saludable más eficiente en ninguna de las dimensiones analizadas. Por lo tanto, existe espacio para la actualización de la misma según última evidencia científica sobre alimentación saludable y se incluyan criterios de sustentabilidad y asequibilidad.

Capítulo

V

Discusión general y Conclusiones

5.1 DISCUSIÓN GENERAL

El tiempo que transcurrió desde principios del siglo XX fue testigo de un incremento global sin precedentes en el bienestar humano (Joerg et al., 2014; Hills et al., 2019). Gracias a los enormes avances técnicos y tecnológicos, particularmente en el área del sanitarismo y la agricultura, la esperanza de vida promedio a nivel mundial pasó desde los 29 años a los 73 años en los últimos 200 años (Roser et al., 2013). Si bien parte de ese incremento se debió a una caída de la mortalidad infantil, también ocurrió por un incremento en el tiempo vivido durante la adultez debido a la reducción en la mortalidad general en todos los grupos etarios. Es decir, hoy no solo sobrevivimos a la infancia, sino que además vivimos más años. Sin embargo, como consecuencia de nuestra biología, el incremento en la esperanza de vida se vio acompañado de un aumento progresivo y sostenido en la prevalencia de ECNT, al punto de representar el 70% de las muertes a nivel mundial en la actualidad (Murray et al., 2020). Esto significa que a la fecha es más probable morir por un infarto del corazón, un accidente cerebrovascular o una enfermedad pulmonar obstructiva, que por una infección o un accidente (WHO, 2020).

A diferencia de una infección o un accidente, la muerte por una ECNT suele ser lenta, invalidante, costosa y con mucho sufrimiento asociado. Pero afortunadamente las ECNT no son consecuencias inevitables de la lotería genética y la sociedad moderna, sino de la combinación de ciertos aspectos de los estilos de vida que dañan nuestra biología: la inactividad física, el tabaquismo, el consumo excesivo de alcohol, el estrés crónico y las dietas insalubres (Ezzati & Riboli, 2013). Al igual que ocurrió con el tabaquismo durante la segunda mitad del siglo XX, la acumulación progresiva de la evidencia científica que demostró el impacto de las elecciones alimentarias sobre la salud humana está generando debates acalorados en el sector académico, político y en el público general (Fanzo et al., 2015; Mozzafarian et al., 2018). El incremento de la morbi-mortalidad por Covid-19 asociado a las ECNT puso de manifiesto la necesidad urgente de generar consensos internacionales sobre las estrategias que deberían implementarse para mejorar la salud pública y proteger a la sociedad de las pandemias latentes de sobrepeso, obesidad y ECNT (Bennet et al., 2020; Clemmensen et al., 2020). En ese sentido, promover la adopción de dietas saludables y otros componentes de estilos de vida saludable, se está situando como unos de los pilares de la salud pública

en el futuro cercano (Popkin et al., 2021; IFPRI, 2021).

Más allá de las implicancias sanitarias, las dietas saludables demostraron tener un llamativo potencial para reducir la huella ambiental de los consumidores y del sistema alimentario, generando un doble beneficio para las personas y la naturaleza (Willet et al., 2019; FAO & WHO, 2019; Herrero et al., 2021). En esta tesis se demostró que para la Argentina la adopción de dietas saludables pueden reducir las emisiones de GEI y la ocupación de la tierra hasta un 79% y un 88% respectivamente, principalmente debido a un reemplazo de fuentes de proteína animal (particularmente carne vacuna) por fuentes de proteína vegetal. Al mismo tiempo, las dietas saludables pueden aumentar el consumo de agua dulce y de energía fósil hasta un 200% y un 100% respectivamente, principalmente debido a un incremento en la demanda de verduras, frutas y frutos secos. Sin embargo, cabe mencionar que los valores expuestos presentan un rango de incerteza que no fue considerado en esta Tesis, por lo que las cifras podrían ser superiores o inferiores a las estimadas.

A diferencia de los alimentos de origen animal (con excepción del pescado), la producción y/o disponibilidad en el mercado interno de alimentos de origen vegetal como verduras, frutas, legumbres y frutos secos no alcanza para suplir la demanda si la población adoptase las recomendaciones dietarias del Ministerio de Salud. Esto quiere decir que, aun asumiendo una población dispuesta a cambiar su dieta y un gobierno preparado para acompañar el proceso, el sistema alimentario nacional es incapaz de atender la demanda interna (Arrieta et al., 2021). De lo anterior surge que un obstáculo para la adopción de una dieta saludable en Argentina es la baja disponibilidad de algunos grupos alimentos, sobre todo de aquellos que deben aumentar su participación en la dieta nacional. Ante esta situación, un camino podría ser la generación de incentivos a medianos y grandes productores dado que ya disponen del capital para abastecer dicha demanda. Pero debido a que la mayor proporción de estos alimentos es producida por la agricultura familiar y campesina (excepto el pescado), incrementar la disponibilidad de los alimentos saludables brinda también una oportunidad para el desarrollo del sector mediante la formulación e implementación de políticas públicas como la “Ley de Reparación Histórica de la Agricultura Familiar” (Ley N.º 27.118) y la “Ley de Presupuestos Mínimos de Protección y Fortalecimiento de los Territorios Periurbanos Productivos” (presentada en la Cámara de Diputados de la Nación a fines

de Junio del 2020) (Goites et al., 2020). Sin embargo, surgen algunas preguntas al pensar en un incremento de la producción de estos alimentos: ¿cómo se afrontará el aumento de la demanda de tierras para la producción fruti-hortícola? ¿se fomentará la creación de cinturones fruti-hortícolas periurbanos o la presión caerá sobre las zonas ecológicamente más aptas? ¿se apostará al desarrollo de la producción agroecológica o se mantendrán los sistemas productivos tal cual están en el presente? ¿se utilizarán las reservas de agua subterránea (finitas) a la producción de frutos secos en la región de Cuyo? ¿se habilitarán más permisos de pesca o se fomentará la acuicultura? ¿ésta será regulada para evitar la contaminación de los cuerpos de agua? ¿cuál será la política de precios y otras que aseguren una oferta interna accesible en relación con las demandas del sector exportador? ¿la sociedad aceptará la inclusión de estos alimentos en sus comidas?

Sin embargo, debido al profundo arraigo cultural asociado a la carne en general y a la carne vacuna en particular, la transición culinaria hacia una dieta con menos carnes es probablemente uno de los aspectos más desafiantes hacia el logro de una dieta saludable en la población argentina. De acuerdo al modelo de transición epidemiológica, la Argentina se encuentra en la fase 4, en la cual la principal causa de muerte y discapacidad se deben a las enfermedades degenerativas asociadas al estilo de vida moderno. La siguiente fase (5) del modelo establece que la incidencia de ECNT disminuye por cambios en la cultura, incluyendo el estilo de vida y las dietas. Dado que las personas eligen los alimentos y bebidas de acuerdo al contexto (i.e.: disponibilidad local), las limitaciones (i.e.: precio e ingresos) y sus concepciones culturales (i.e.: gustos y preferencias), la generación de entornos y condiciones que promuevan la adopción de dietas saludables es fundamental para lograr dicho cambio (FAO, IFAD, UNICEF, WFP & WHO, 2020). Por lo tanto, las elecciones alimentarias son influenciadas por el entorno alimentario y, en última instancia, por el sistema alimentario. En ese sentido, las elecciones alimentarias pueden ser modificadas y habitadas (Blake et al., 2021). Afortunadamente, las iniciativas implementadas para reducir el consumo de tabaco, alcohol y sal, así como de otras estrategias sanitarias para abordar la hipertensión, la diabetes y el cáncer, representan valiosas experiencias para su abordaje (Bennet et al., 2020). Por ejemplo, al momento de redactar la presente Tesis se aprobó en el Congreso Nacional un proyecto de ley para implementar el etiquetado frontal de los alimentos y bebidas ultra-procesadas, una medida importante y necesaria para ayudar a los

consumidores durante el proceso de elección de alimentos (Shangguan et al., 2019). No obstante, las medidas fiscales, como la aplicación de impuestos y subsidios a los alimentos y bebidas, parecen ser una de las políticas más prometedoras para mejorar la calidad de la dieta y prevenir las ECNT (Thow et al., 2018). Un reciente meta-análisis encontró que una diferencia del 10% en el precio puede reducir significativamente la exposición a los factores de riesgo dietario (Afshin et al., 2017). Aun así, existe una fuerte oposición ante esta propuesta. Un argumento común, utilizado por la industria del tabaco en el pasado, contra el etiquetado frontal y el impuesto a los alimentos es que estas iniciativas podrían afectar desproporcionadamente a los más pobres. Sin embargo, la evidencia muestra que son, justamente, los sectores más vulnerables los que mueren y sufren más a causa de las ECNT (Bukhman et al., 2020).

Para el caso de Argentina, es necesario que cualquier medida orientada a mejorar la calidad de las dietas contemple las iniciativas actuales que perpetúan las dietas poco saludables que predominan en el país. Por ejemplo, una medida importante debido a su extenso alcance, es el Programa Precios Cuidados. Se trata de una política basada en un acuerdo voluntario entre el gobierno, los fabricantes, los distribuidores, los supermercados y los mayoristas, que consiste en estandarizar el precio de los productos de mayor consumo. El problema radica en que los productos “protegidos” son los que representan el patrón de consumo de alimentos de los hogares de bajos ingresos. La lista incluye 203 artículos alimentarios, de los cuales 80 son alimentos ultra-procesados. De los 123 alimentos restantes, 12 son bebidas alcohólicas, 11 son bebidas azucaradas, 3 son carne vacuna y 6 son carnes procesadas. Es decir que sólo 13 de los 203 artículos listados en el programa son alimentos saludables: manzana, cebolla, lechuga, calabaza, harina de maíz (2), garbanzos (en conserva) y leche (5 son leche fresca, 4 son leche de larga duración y 4 son leche en polvo). Otro ejemplo, es el caso de la carne vacuna: el Impuesto al Valor Agregado sobre la carne vacuna es inferior a la mitad en comparación con otras carnes (9,5% vs. 21%; Decreto 280/97), y el gobierno creó en 2001 el Instituto de Promoción de la Carne Vacuna Argentina para aumentar el consumo de carne vacuna (IPCVA; Ley N° 25.507). El problema no solo radica en el consumo excesivo de este alimento y otras carnes, sino también en el efecto de desplazamiento que tiene sobre las fuentes de proteínas vegetales, como las legumbres, y su consiguiente impacto sobre la salud (Huan et al., 2020).

A pesar de que la reducción en el consumo de carnes rojas genere potenciales beneficios a la salud pública y una reducción de la huella ambiental de los consumidores, no existen garantías de que ocurra una disminución en la huella ambiental del sistema alimentario nacional. Por ejemplo, una cuestión poco debatida es hasta qué punto la producción nacional de carne vacuna retrocederá espontáneamente o se orientará hacia la exportación, y si esta última debe desalentarse en favor del ambiente o si es de interés nacional como fuente adicional de divisas y mano de obra. Si se opta por la vía económica, el impacto ambiental de la producción de carne vacuna estará determinado por la demanda mundial de carne, la normativa de los países importadores y los modelos de producción vigentes, ya que no será lo mismo si la producción de carne vacuna ocurre en sistemas de engorde a corral o en sistemas pastoriles con poca o nula suplementación, y buen manejo del rodeo (González-Fisher & Bilenca, 2020).

Si bien es poco probable que la demanda mundial de carne vacuna disminuya en un futuro próximo, el gobierno chino, principal comprador de la carne vacuna argentina hasta el momento, anunció recientemente la implementación de políticas orientadas a reducir el consumo de carnes a la mitad para el 2030 con el fin de reducir su huella ambiental y combatir las ECNT (Lei & Shimokawa, 2020; Campbell, 2021). Además, el creciente interés en relación a los temas éticos vinculados a la producción y consumo de carnes, junto con los ambientales y sanitarios, podría cambiar el escenario global de oferta y demanda de estos alimentos de manera significativa en las próximas décadas (Godfray et al., 2018). Este fenómeno se está manifestando por el aumento en la prevalencia de la población vegana, vegetariana y flexitariana, así como por el aumento mundial en el número de empresas dedicadas a la producción de carne *in-vitro* y de sustitutos de la carne elaborados a base de materias primas vegetales como *Impossible Food* y *Beyond Burguer* (Gerhardt et al., 2019). De hecho, el nicho de consumidores de sustitutos de la carne crece cada año también en la Argentina, siendo The Not Company® la empresa más importante del país en la actualidad. Además, en Argentina se encuentra la primera empresa latinoamericana que desarrolla carne *in vitro* (Cell Farm®). Cabe mencionar que estos productos no son necesariamente más saludables que la carne roja, y su efecto sobre la salud aún están siendo estudiados (Hu et al., 2019).

Los desafíos de adoptar una dieta saludable y sostenible en Argentina exceden a los tratados en esta Tesis y requieren de una aproximación desde múltiples disciplinas, particularmente de las ciencias sociales, la economía y la psicología. Sin embargo, a partir de los resultados de ésta Tesis, un próximo paso en esa dirección es la actualización de la Guía Alimentaria para la Población Argentina, mediante la utilización de un enfoque integral que fomente la vinculación de las políticas sanitarias, agrícolas y ambientales (FAO, IFAD, UNICEF, WFP & WHO, 2020).

5.2 CONCLUSIONES FINALES

Indudablemente, la adopción de dietas saludables representa un gran desafío en la Argentina debido a la mala calidad de la dieta actual y al profundo arraigo cultural asociado a la carne en general, y a la vacuna en particular. Sin embargo, dicha acción tiene el potencial de contribuir a mitigar los problemas sanitarios y ambientales que afronta el país.

Mejorar la dieta argentina significa reducir el consumo de carnes rojas y procesadas, alimentos ultra-procesados y bebidas azucaradas y alcohólicas, y aumentar la ingesta de frutas, verduras, cereales integrales, legumbres, pescado, frutos secos y semillas. Si bien esta transición puede interpretarse como un proceso de homogeneización con las dietas globales y una pérdida de la cultura e identidad locales, las recomendaciones internacionales sobre dietas saludables proporcionan un sentido de dirección hacia un ideal que cada sociedad debe adaptar a sus propias circunstancias. Por lo tanto, esta transición debe verse como una oportunidad para la valoración de los productos locales y los alimentos tradicionales, así como para la integración de combinaciones novedosas que se inspiren en la naturaleza multicultural del país. Además, la reducción del consumo de carne no debe implicar necesariamente el abandono de las prácticas culinarias tradicionales, sino la modificación progresiva de algunas de ellas, como limitar el consumo de carne vacuna a ocasiones especiales (como el asado de fin de semana) y la inclusión de más alimentos vegetales en las preparaciones tradicionales.

Sorprendentemente, incluso con una población dispuesta a adoptar una dieta saludable, el sistema alimentario nacional tiene importantes limitaciones a la hora de

proporcionar los alimentos saludables necesarios para todos. Afortunadamente, las condiciones ecológicas del país ofrecen una gran oportunidad para satisfacer esta demanda y contribuir al suministro de alimentos saludables a los mercados nacionales y extranjeros. En este sentido, la alineación de las políticas de producción agrícola y ambiental con las de salud humana podría tener importantes beneficios sinérgicos. Sin embargo, la consecución de estos objetivos requiere un enfoque más holístico y coordinado que los intentos tradicionales centrados en un sector. Un marco que reconozca la totalidad de los sistemas alimentarios y considere todos sus elementos en forma de red es crucial para entender cómo minimizar los conflictos, mejorar la eficiencia en el uso de los recursos e internalizar los impactos sanitarios, ambientales y sociales relacionados con la producción y el consumo de alimentos.

BIBLIOGRAFÍA

- Afshin, A., Peñalvo, J. L., Del Gobbo, L., Silva, J., Michaelson, M., O'Flaherty, M., ... & Mozaffarian, D. (2017). The prospective impact of food pricing on improving dietary consumption: a systematic review and meta-analysis. *PloS One*, *12*(3), e0172277.
- Afshin, A., Sur, P. J., Fay, K. A., Cornaby, L., Ferrara, G., Salama, J. S., ... & Murray, C. J. (2019). Health effects of dietary risks in 195 countries, 1990–2017: a systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2017. *The Lancet*, *393*(10184), 1958-1972.
- Aguilar, S., Texeira, M., Garibaldi, L. A., & Jobbágy, E. G. (2020). Global changes in crop diversity: Trade rather than production enriches supply. *Global Food Security*, *26*, 100385.
- Aguirre, P. (2017). Una Historia Social de la Comida. Buenos Aires, Argentina.
- Albert, J. (2007). Global patterns and country experiences with the formulation and implementation of food-based dietary guidelines. *Annals of Nutrition and Metabolism*, *51*, 2-7.
- Aleksandrowicz, L., Green, R., Joy, E. J., Smith, P., & Haines, A. (2016). The impacts of dietary change on greenhouse gas emissions, land use, water use, and health: a systematic review. *PloS one*, *11*(11), e0165797.
- Alexander, P., Rounsevell, M. D., Dislich, C., Dodson, J. R., Engström, K., & Moran, D. (2015). Drivers for global agricultural land use change: The nexus of diet, population, yield and bioenergy. *Global Environmental Change*, *35*, 138-147.
- Alexander, P., Brown, C., Arneith, A., Finnigan, J., & Rounsevell, M. D. (2016). Human appropriation of land for food: The role of diet. *Global Environmental Change*, *41*, 88-98.
- Alexander, P., Reddy, A., Brown, C., Henry, R. C., & Rounsevell, M. D. (2019). Transforming agricultural land use through marginal gains in the food system. *Global Environmental Change*, *57*, 101932.
- Alexandratos, N., & Bruinsma, J. (2012). *World agriculture towards 2030/2050: the 2012 revision*. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome, Italy.
- Alvarez, R., Berhongaray, G., & Gimenez, A. (2020). Are grassland soils of the pampas sequestering carbon?. *Science of The Total Environment*, 142978.

- Andersson, D., Linscott, R., & Nässén, J. (2019). Estimating car use rebound effects from Swedish microdata. *Energy Efficiency*, 12(8), 2215-2225.
- Andrade, F. H., Taboada, M. A., Lema, R. D., Maceira, N. O., Echeverria, H. E., Posse Beaulieu, G., ... & Gamundi, J. C. (2017). *Los desafíos de la agricultura argentina: satisfacer las futuras demandas y reducir el impacto ambiental*. Buenos Aires: Ediciones INTA.
- Ardente, F., & Cellura, M. (2012). Economic allocation in life cycle assessment: the state of the art and discussion of examples. *Journal of Industrial Ecology*, 16(3), 387-398.
- Arelovich, H. M., Bravo, R. D., & Martínez, M. F. (2011). Development, characteristics, and trends for beef cattle production in Argentina. *Animal Frontiers*, 1(2), 37-45.
- Arrieta, E. M., Cuchiatti, A., Cabrol, D., & González, A. D. (2018). Greenhouse gas emissions and energy efficiencies for soybeans and maize cultivated in different agronomic zones: A case study of Argentina. *Science of The Total Environment*, 625, 199-208.
- Arrieta, E. M., Guerrieri, F. J., & Pizarro, H. (2019). Glifosanto. El Gato y La Caja. Disponible online en: <<https://elgatoylacaja.com.ar/glifosanto/>> (última fecha de acceso: 30 de Julio del 2021).
- Arrieta, E. M., & González, A. D. (2019). Energy and carbon footprints of chicken and pork from intensive production systems in Argentina. *Science of the Total Environment*, 673, 20-28.
- Arrieta, E. M., Cabrol, D. A., Cuchiatti, A., & González, A. D. (2020). Biomass consumption and environmental footprints of beef cattle production in Argentina. *Agricultural Systems*, 185, 102944.
- Arrieta, E. M., González, A. D., & Fernández, R. J. (2021). Dietas saludables y sustentables: ¿Son posibles en la Argentina?. *Ecología Austral*, 31(1), 148-169.
- Audsley, E., Stacey, K.F., Parsons, D.J., Williams, A.G. (2009). *Estimation of the Greenhouse Gas Emissions from Agricultural Pesticide Manufacture and Use*. Cranfield University, Cranfield, UK.
- Bai, Y., Alemu, R., Block, S. A., Headey, D., & Masters, W. A. (2021). Cost and affordability of nutritious diets at retail prices: Evidence from 177 countries. *Food Policy*, 99, 101983.
- Bajželj, B., Quested, T. E., Rööös, E., & Swannell, R. P. (2020). The role of reducing food waste for resilient food systems. *Ecosystem Services*, 45, 101140.

- Barral, M. P., Villarino, S., Levers, C., Baumann, M., Kuemmerle, T., & Mastrangelo, M. (2020). Widespread and major losses in multiple ecosystem services as a result of agricultural expansion in the Argentine Chaco. *Journal of Applied Ecology*, *57*(12), 2485-2498.
- Batis, C., Mazariegos, M., Martorell, R., Gil, A., & Rivera, J. A. (2020). Malnutrition in all its forms by wealth, education and ethnicity in Latin America: who are more affected?. *Public Health Nutrition*, *23*(S1), s1-s12.
- Bauman, Z. (2012). Daños colaterales: desigualdades sociales en la era global. Fondo de Cultura Económica.
- Baumann, M., Gasparri, I., Piquer-Rodríguez, M., Gavier Pizarro, G., Griffiths, P., Hostert, P., & Kuemmerle, T. (2017). Carbon emissions from agricultural expansion and intensification in the Chaco. *Global Change Biology*, *23*(5), 1902-1916.
- Bechthold, A., Boeing, H., Schwedhelm, C., Hoffmann, G., Knüppel, S., Iqbal, K., ... & Schwingshackl, L. (2019). Food groups and risk of coronary heart disease, stroke and heart failure: a systematic review and dose-response meta-analysis of prospective studies. *Critical Reviews in Food Science and Nutrition*, *59*(7), 1071-1090.
- Bechthold, A., Boeing, H., Tetens, I., Schwingshackl, L., & Nöthlings, U. (2018). Perspective: food-based dietary guidelines in Europe—scientific concepts, current status, and perspectives. *Advances in Nutrition*, *9*(5), 544-560.
- Bedunah, D. J., & Angerer, J. P. (2012). Rangeland degradation, poverty, and conflict: how can rangeland scientists contribute to effective responses and solutions?. *Rangeland Ecology & Management*, *65*(6), 606-612.
- Behrens, P., Kiefte-de Jong, J. C., Bosker, T., Rodrigues, J. F., De Koning, A., & Tukker, A. (2017). Evaluating the environmental impacts of dietary recommendations. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *114*(51), 13412-13417.
- Béné, C., Fanzo, J., Haddad, L., Hawkes, C., Caron, P., Vermeulen, S., ... & Oosterveer, P. (2020). Five priorities to operationalize the EAT–Lancet Commission report. *Nature Food*, *1*(8), 457-459.
- Bengtsson, J., Bullock, J. M., Egoh, B., Everson, C., Everson, T., O'Connor, T., ... & Lindborg, R. (2019). Grasslands—more important for ecosystem services than you might think. *Ecosphere*, *10*(2), e02582.
- Bennett, J. E., Stevens, G. A., Mathers, C. D., Bonita, R., Rehm, J., Kruk, M. E., ... & Ezzati, M. (2018). NCD Countdown 2030: worldwide trends in non-communicable

- disease mortality and progress towards Sustainable Development Goal target 3.4. *The Lancet*, 392(10152), 1072-1088.
- Bennett, J. E., Kontis, V., Mathers, C. D., Guillot, M., Rehm, J., ... & Ezzati, M. (2020). NCD Countdown 2030: pathways to achieving Sustainable Development Goal target 3.4. *The Lancet*, 396(10255), 918-934.
- Berners-Lee, M. (2021). *There Is No Planet B: A Handbook for the Make or Break Years Updated Edition*. Cambridge University Press.
- Blake, C. E., Frongillo, E. A., Warren, A. M., Constantinides, S. V., Rampalli, K. K., & Bhandari, S. (2021). Elaborating the science of food choice for rapidly changing food systems in low-and middle-income countries. *Global Food Security*, 28, 100503.
- Bodirsky, B. L., Dietrich, J. P., Martinelli, E., Stenstad, A., Pradhan, P., Gabrysch, S., ... & Popp, A. (2020). The ongoing nutrition transition thwarts long-term targets for food security, public health and environmental protection. *Scientific Reports*, 10(1), 1-14.
- Boeing, H. (2013). Nutritional epidemiology: New perspectives for understanding the diet-disease relationship?. *European Journal of Clinical Nutrition*, 67(5), 424-429.
- Bolsa de Cereales (2021). Informes y Datos. Disponible en: <<https://www.bolsadecereales.com/tecnologia-informes>> (última fecha de acceso: 30 de Julio del 2021).
- Borras Jr, S. M., Franco, J. C., Isakson, S. R., Levidow, L., & Vervest, P. (2016). The rise of flex crops and commodities: implications for research. *The Journal of Peasant Studies*, 43(1), 93-115.
- Bortolleti, M., & Lomax, J. (2018). Collaborative Framework for Food Systems Transformation. United Nations Environment Programme.
- Bouwman, A. F., Beusen, A. H., & Billen, G. (2009). Human alteration of the global nitrogen and phosphorus soil balances for the period 1970–2050. *Global Biogeochemical Cycles*, 23(4).
- Buicu, A. L., Cernea, S., Benedek, I., Buicu, C. F., & Benedek, T. (2021). Systemic Inflammation and COVID-19 Mortality in Patients with Major Noncommunicable Diseases: Chronic Coronary Syndromes, Diabetes and Obesity. *Journal of Clinical Medicine*, 10(8), 1545.
- Bukhman, G., Mocumbi, A. O., Atun, R., Becker, A. E., Bhutta, Z., Binagwaho, A., ... & Wroe, E. B. (2020). The Lancet NCDI Poverty Commission: bridging a gap in

- universal health coverage for the poorest billion. *The Lancet*, 396(10256), 991-1044.
- Bustillo-Lecompte, C. F., & Mehrvar, M. (2015). Slaughterhouse wastewater characteristics, treatment, and management in the meat processing industry: A review on trends and advances. *Journal of Environmental Management*, 161, 287-302.
- Cáceres, D. M. (2015). Accumulation by Dispossession and Socio-Environmental Conflicts Caused by the Expansion of Agribusiness in Argentina. *Journal of Agrarian Change*, 15(1), 116-147.
- Calder, P. C. (2021). Nutrition and immunity: lessons for COVID-19. *European Journal of Clinical Nutrition*, DOI: 10.1038/s41430-021-00949-8.
- Camargo, G. G., Ryan, M. R., & Richard, T. L. (2013). Energy use and greenhouse gas emissions from crop production using the farm energy analysis tool. *BioScience*, 63(4), 263-273.
- Campbell, B. M., Beare, D. J., Bennett, E. M., Hall-Spencer, J. M., Ingram, J. S., Jaramillo, F., ... & Shindell, D. (2017). Agriculture production as a major driver of the Earth system exceeding planetary boundaries. *Ecology and Society*, 22(4).
- Campbell, C. (2021). How China Could Change the World by Taking Meat Off the Menu. The Time Magazine. Disponible en: <<https://time.com/5930095/china-plant-based-meat/>> (última fecha de acceso: 30 de Julio del 2021).
- Carducci, B., Keats, E. C., Ruel, M., Haddad, L., Osendarp, S. J. M., & Bhutta, Z. A. (2021). Food systems, diets and nutrition in the wake of COVID-19. *Nature Food*, 2(2), 68-70.
- Carlsson-Kanyama, A., & Faist, M. (2000). *Energy use in the food sector: a data survey*. Stockholm, Sweden: Swedish Environmental Protection Agency.
- Carolan, M. (2018). *The Real Cost of Cheap Food*. Routledge.
- CEPAL (2021). *Panorama Social Latinoamericano 2020ce*. Comisión Económica para América Latina y el Caribe. Santiago de Chile, Chile.
- Cespedes, E. M., & Hu, F. B. (2015). Dietary patterns: from nutritional epidemiologic analysis to national guidelines. *American Journal of Clinical Nutrition*, 101, 899-900.
- Chai, B. C., van der Voort, J. R., Grofelnik, K., Eliasdottir, H. G., Klöss, I., & Perez-Cueto, F. J. (2019). Which diet has the least environmental impact on our planet? A systematic review of vegan, vegetarian and omnivorous diets. *Sustainability*, 11(15), 4110.

- Chakrabarty, M., & Hildenbrand, W. (2016). How should Engel's law be formulated?. *The European Journal of the History of Economic Thought*, 23(5), 743-763.
- Chang, A. Y., Cullen, M. R., Harrington, R. A., & Barry, M. (2021). The impact of novel coronavirus COVID-19 on noncommunicable disease patients and health systems: a review. *Journal of Internal Medicine*, 289(4), 450-462.
- Chaudhary, A., Gustafson, D., & Mathys, A. (2018). Multi-indicator sustainability assessment of global food systems. *Nature communications*, 9(1), 1-13.
- Chiuve, S. E., Fung, T. T., Rimm, E. B., Hu, F. B., McCullough, M. L., Wang, M., ... & Willett, W. C. (2012). Alternative dietary indices both strongly predict risk of chronic disease. *The Journal of Nutrition*, 142(6), 1009-1018.
- Ciani, R. L. (2016). *Cálculo de consumo interno de de maíz en Argentina*. Subsecretaría de Mercados Agropecuarios. Buenos Aires, Argentina.
- Ciornei, R. T. (2020). Prevention of severe coronavirus disease 2019 outcomes by reducing low-grade inflammation in high-risk categories. *Frontiers in Immunology*, 11, 1762.
- Clark, A., Jit, M., Warren-Gash, C., Guthrie, B., Wang, H. H., Mercer, S. W., ... & Jarvis, C. I. (2020). Global, regional, and national estimates of the population at increased risk of severe COVID-19 due to underlying health conditions in 2020: a modelling study. *The Lancet Global Health*, 8(8), e1003-e1017.
- Clark, M., & Tilman, D. (2017). Comparative analysis of environmental impacts of agricultural production systems, agricultural input efficiency, and food choice. *Environmental Research Letters*, 12(6), 064016.
- Clark, M. A., Springmann, M., Hill, J., & Tilman, D. (2019). Multiple health and environmental impacts of foods. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 116(46), 23357-23362.
- Clemmensen, C., Petersen, M. B., & Sørensen, T. I. (2020). Will the COVID-19 pandemic worsen the obesity epidemic?. *Nature Reviews Endocrinology*, 16(9), 469-470.
- Climate Watch (2020). *Historical GHG emissions*. Disponible en: <https://www.climatewatchdata.org/ghg-emissions> (última fecha de acceso: 30 de Julio del 2021).

- Crippa, M., Solazzo, E., Guizzardi, D., Monforti-Ferrario, F., Tubiello, F. N., & Leip, A. (2021). Food systems are responsible for a third of global anthropogenic GHG emissions. *Nature Food*, 1-12.
- Dahmus, J. B. (2014). Can efficiency improvements reduce resource consumption? A historical analysis of ten activities. *Journal of Industrial Ecology*, 18(6), 883-897.
- Darmon, N., & Drewnowski, A. (2008). Does social class predict diet quality?. *The American Journal of Clinical Nutrition*, 87(5), 1107-1117.
- Darmon, N., & Drewnowski, A. (2015). Contribution of food prices and diet cost to socioeconomic disparities in diet quality and health: a systematic review and analysis. *Nutrition Reviews*, 73(10), 643-660.
- Davis, K. F., Rulli, M. C., Seveso, A., & D'Odorico, P. (2017). Increased food production and reduced water use through optimized crop distribution. *Nature Geoscience*, 10(12), 919-924.
- de Ruiter, H., Kastner, T., & Nonhebel, S. (2014). European dietary patterns and their associated land use: Variation between and within countries. *Food Policy*, 44, 158-166.
- De Sy, V., Herold, M., Achard, F., Beuchle, R., Clevers, J. G. P. W., Lindquist, E., & Verhot, L. (2015). Land use patterns and related carbon losses following deforestation in South America. *Environmental Research Letters*, 10(12), 124004.
- de Vries, M. D., Van Middelaar, C. E., & De Boer, I. J. M. (2015). Comparing environmental impacts of beef production systems: A review of life cycle assessments. *Livestock Science*, 178, 279-288.
- de Vries, M., & de Boer, I. J. (2010). Comparing environmental impacts for livestock products: A review of life cycle assessments. *Livestock Science*, 128(1-3), 1-11.
- 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.
- Diaz, R., & Tajer, C. (2019). Current status and future strategies for cardiovascular disease in Argentina. *Circulation*, 140(14), 1137-1139.
- Díaz, S., Settele, J., Brondízio, E. S., Ngo, H. T., Agard, J., Arneth, A., ... & Zayas, C. N. (2019). Pervasive human-driven decline of life on Earth points to the need for transformative change. *Science*, 366(6471).

- Díaz, S., Zafra-Calvo, N., Purvis, A., Verburg, P. H., Obura, D., Leadley, P., ... & Zanne, A. E. (2020). Set ambitious goals for biodiversity and sustainability. *Science*, 370(6515), 411-413.
- Djekic, I., & Tomasevic, I. (2016). Environmental impacts of the meat chain—Current status and future perspectives. *Trends in Food Science & Technology*, 54, 94-102.
- Donato, L. B., (2011). Estimation of the potential consumption of diesel for agricultural tasks, transportation and grains drying in the agricultural sector (in Spanish). Disponible en: <http://inta.gob.ar/sites/default/files/script-tmp-consumo3.pdf> (accedido el 22 de Abril del 2021).
- Elezkurtaj, S., Greuel, S., Ihlow, J., Michaelis, E. G., Bischoff, P., Kunze, C. A., ... & Horst, D. (2021). Causes of death and comorbidities in hospitalized patients with COVID-19. *Scientific Reports*, 11(1), 1-9.
- Elorriaga, N., Gutierrez, L., Romero, I. B., Moyano, D. L., Poggio, R., Calandrelli, M., ... & Irazola, V. (2017). Collecting evidence to inform salt reduction policies in Argentina: identifying sources of sodium intake in adults from a population-based sample. *Nutrients*, 9(9), 964.
- ENFR (2018). 4º Encuesta Nacional de Factores de Riesgo. Instituto Nacional de Estadísticas y Censos. Buenos Aires, Argentina.
- Ezzati, M., & Riboli, E. (2013). Behavioral and dietary risk factors for noncommunicable diseases. *New England Journal of Medicine*, 369(10), 954-964.
- Fanzo, J. (2015). Ethical issues for human nutrition in the context of global food security and sustainable development. *Global Food Security*, 7, 15-23.
- Fanzo, J., Hawkes, C., Udomkesmalee, E., Afshin, A., Allemandi, L., Assery, O., ... & Corvalan, C. (2018). Global Nutrition Report: Shining a light to spur action on nutrition. Bristol, UK: Development Initiatives.
- Fanzo, J., Drewnowski, A., Blumberg, J., Miller, G., Kraemer, K., & Kennedy, E. (2020). Nutrients, foods, diets, people: promoting healthy eating. *Current Developments in Nutrition*, 4(6), nzaa069.
- FAO (2016a). *Environmental performance of large ruminant supply chains: Guidelines for assessment. Livestock Environmental Assessment and Performance Partnership.* Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome, Italy.
- FAO (2016b). *Greenhouse gas emissions and fossil energy use from poultry supply chains: Guidelines for assessment. Livestock Environmental Assessment and*

- Performance Partnership*. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome, Italy.
- FAO (2016c). *Environmental performance of animal feeds supply chains: Guidelines for assessment*. *Livestock Environmental Assessment and Performance Partnership*. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome, Italy.
- FAO (2017). *The future of food and agriculture—Trends and challenges*. Food and Agriculture Organization. Rome. Italy.
- FAO (2018a). *The future of food and agriculture – Alternative pathways to 2050*. Food and Agriculture Organization. Rome. Italy.
- FAO (2018b). *World Livestock: Transforming the livestock sector through the Sustainable Development Goals*. Food and Agriculture Organization. Rome, Italy.
- FAO (2018c). *Dietary Assessment: A resource guide to method selection and application in low resource settings*. FAO: Rome, Italy.
- FAO (2018d). *Sustainable food systems: concept and framework*. Food and Agriculture Organization. Rome, Italy.
- FAO (2018e). *Environmental performance of pig supply chains: Guidelines for assessment (Version 1)*. *Livestock Environmental Assessment and Performance Partnership*. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome, Italy.
- FAO (2019). *The State of Food Security and Nutrition in the World 2019: Safeguarding against economic slowdowns and downturns*. Food and Agriculture Organization. Rome, Italy.
- FAO (2021). *Food-based dietary guidelines*. Disponible en: <http://www.fao.org/nutrition/education/food-dietary-guidelines/en/> (última fecha de acceso: 30 de Julio del 2021).
- FAO/WHO (1992). *International conference on nutrition: World Declaration and Plan of Action for Nutrition*. FAO/WHO. Rome, Italy.
- FAO & WHO (2019). *Sustainable healthy diets – Guiding principles*. Rome, Italy.
- FAO, IFAD, UNICEF, WFP & WHO (2020). *The State of Food Security and Nutrition in the World 2020. Transforming food systems for affordable healthy diets*. Rome, Italy.
- FAOSTAT (2021). *Statistical databases*. Food and Agriculture Organization. Disponible en: <http://www.fao.org/faostat/en/> (última fecha de acceso: 30 de Julio del 2021).

- Fardet, A., & Boirie, Y. (2014). Associations between food and beverage groups and major diet-related chronic diseases: an exhaustive review of pooled/meta-analyses and systematic reviews. *Nutrition Reviews*, 72(12), 741-762.
- Fehlenberg, V., Baumann, M., Gasparri, N. I., Piquer-Rodriguez, M., Gavier-Pizarro, G., & Kuemmerle, T. (2017). The role of soybean production as an underlying driver of deforestation in the South American Chaco. *Global Environmental Change*, 45, 24-34.
- Felcman, I. L. (2013). Plan Estratégico Agroalimentario y Agroindustrial Participativo y Federal. 2010-2020 (PEA²). Ministerio de Agricultura. Ganadería y Pesca. Buenos Aires. Argentina.
- Feldkamp, C., & Cañada, P. (2015). Livestock. In Volume 3 - *Agriculture, Livestock, and Change of Land Use and Forestry. National Inventory of Greenhouse Gases of Argentina - Year 2012*. Buenos Aires, Argentina.
- Fernández, P. D., Kuemmerle, T., Baumann, M., Grau, H. R., Nasca, J. A., Radrizzani, A., & Gasparri, N. I. (2020). Understanding the distribution of cattle production systems in the South American Chaco. *Journal of Land Use Science*, 15(1), 52-68.
- Fernández, R. (2015). Las verdades más incómodas del cambio climático no son climáticas. *Ecología Austral*, 25(2), 149-157.
- Fernández, R. J., Rush, P., & Plencovich, M. C. (2019). Agroecología y agricultura industrial: ¿dos culturas irreconciliables?. *Agronomía & Ambiente*, 39(2): 68-94.
- Foley, J. A., Ramankutty, N., Brauman, K. A., Cassidy, E. S., Gerber, J. S., Johnston, M., ... & Zaks, D. P. (2011). Solutions for a cultivated planet. *Nature*, 478(7369), 337-342.
- Fraser, E., Legwegoh, A., Krishna, K. C., CoDyre, M., Dias, G., Hazen, S., ... & Yada, R. (2016). Biotechnology or organic? Extensive or intensive? Global or local? A critical review of potential pathways to resolve the global food crisis. *Trends in Food Science & Technology*, 48, 78-87.
- Freeman, R., Yearworth, M., & Preist, C. (2016). Revisiting Jevons' paradox with system dynamics: Systemic causes and potential cures. *Journal of Industrial Ecology*, 20(2), 341-353.
- Gakidou, E., Afshin, A., Abajobir, A. A., Abate, K. H., Abbafati, C., Abbas, K. M., ... & Abu-Raddad, L. J. (2017). Global, regional, and national comparative risk assessment of 84 behavioural, environmental and occupational, and metabolic risks

- or clusters of risks, 1990–2016: a systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2016. *The Lancet*, 390(10100), 1345-1422.
- Gastaldi, L., Centeno, A., Litwin, G., Maekawa, M., Moretto, M., & Cuatrin, A. (2018). *Lechería Pampeana: resultados productivos 2016/2017*. INTA Ediciones. Buenos Aires, Argentina.
- GBD (2021). GBD Compare Tool. Institute for Health Metrics and Evaluation. University of Washington. Washington D.C., USA. Disponible en: <<https://vizhub.healthdata.org/gbd-compare/>> (última fecha de acceso: 30 de Julio del 2021).
- Gerber, P. J., Mottet, A., Opio, C. I., Falcucci, A., & Teillard, F. (2015). Environmental impacts of beef production: Review of challenges and perspectives for durability. *Meat Science*, 109, 2-12.
- Gerhardt, C., Suhlmann, G. Ziemßen, F., Donnan, D., Warschun, M., & Kühnle, H. (2019). How Will Cultured Meat and Meat Alternatives Disrupt the Agricultural and Food Industry? ATKearney. Disponible online en: <<https://www.atkearney.com/retail/article/?/a/how-will-cultured-meat-and-meat-alternatives-disrupt-the-agricultural-and-food-industry>> (última fecha de acceso: 30 de Julio del 2021).
- Gerten, D., Heck, V., Jägermeyr, J., Bodirsky, B. L., Fetzer, I., Jalava, M., ... & Schellnhuber, H. J. (2020). Feeding ten billion people is possible within four terrestrial planetary boundaries. *Nature Sustainability*, 3(3), 200-208.
- Gilbert, W., Thomas, L., Coyne, L., & Rushton, J. (2021). Mitigating the risks posed by intensification in livestock production: the examples of antimicrobial resistance and zoonoses. *Animal*, 15(2), 100123.
- Gill, M., Feliciano, D., Macdiarmid, J., & Smith, P. (2015). The environmental impact of nutrition transition in three case study countries. *Food Security*, 7(3), 493-504.
- Gliessman, S. R. (2007). *Agroecology: The Ecology of Sustainable Food Systems*. CRC Press.
- GNR (2021). Contry Nutrition Profiles. Global Nutrition Report. Development Initiatives. Disponible en: <<https://globalnutritionreport.org/resources/nutrition-profiles/>> (última fecha de acceso: 30 de Julio del 2021).
- Godfray, H. C. J., & Garnett, T. (2014). Food security and sustainable intensification. *Philosophical transactions of the Royal Society B: biological sciences*, 369(1639), 20120273.

- Godfray, H. C. J., Aveyard, P., Garnett, T., Hall, J. W., Key, T. J., Lorimer, J., ... & Jebb, S. A. (2018). Meat consumption, health, and the environment. *Science*, *361*(6399).
- Godlee, F. (2020). COVID-19: What we eat matters all the more now. *BMJ*, *370*, m2840.
- Goites, E., Tito, G. M., Nugent, P., Patrouilleau, M. M., Vitale Gutierrez, J. A., Perez, M. A., ... & Dalmaso, C. (2020). *Espacios agrícolas periurbanos: oportunidades y desafíos para la planificación y gestión territorial en Argentina*. Ediciones INTA.
- González Fischer, C., & Garnett, T. (2016). Plates, pyramids, and planets: developments in national healthy and sustainable dietary guidelines: a state of play assessment. Food and Agriculture Organization of the United Nations and the Food Climate Research Network (University of Oxford).
- Gonzalez Fischer, C., & Bilenca, D. (2020). Can we produce more beef without increasing its environmental impact? Argentina as a case study. *Perspectives in Ecology and Conservation*, *18*(1), 1-11.
- González-García, S., Belo, S., Dias, A. C., Rodrigues, J. V., da Costa, R. R., Ferreira, A., ... & Arroja, L. (2015). Life cycle assessment of pigmeat production: Portuguese case study and proposal of improvement options. *Journal of Cleaner Production*, *100*, 126-139.
- González, A. D., Frostell, B., & Carlsson-Kanyama, A. (2011). Protein efficiency per unit energy and per unit greenhouse gas emissions: potential contribution of diet choices to climate change mitigation. *Food Policy*, *36*(5), 562-570.
- Gras, C., & Cáceres, D. M. (2020). Technology, nature's appropriation and capital accumulation in modern agriculture. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, *45*, 1-9.
- Gustavsson, J., Cederberg, C., Sonesson, U., Van Otterdijk, R., & Meybeck, A. (2011). Global food losses and food waste. Food and Agriculture Organization. Rome, Italy.
- Hajer, M. A., Westhoek, H., Ingram, J., Van Berkum, S., & Özay, L. (2016). *Food systems and natural resources*. United Nations Environmental Programme.
- Halpern, B. S., Cottrell, R. S., Blanchard, J. L., Bouwman, L., Froehlich, H. E., Gephart, J. A., ... & Williams, D. R. (2019). Opinion: Putting all foods on the same table: Achieving sustainable food systems requires full accounting. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *116*(37), 18152-18156.
- Harari, Y. N. (2014). *Sapiens: A brief history of humankind*. Random House.

- Harari, Y. N. (2021). Yuval Noah Harari: Lessons from a year of Covid. Free to Read. Disponible en: <<https://www.ft.com/content/f1b30f2c-84aa-4595-84f2-7816796d6841>> (última fecha de acceso: 30 de Julio del 2021).
- Harris, F., Moss, C., Joy, E. J., et al. (2020). The Water Footprint of Diets: A Global Systematic Review and Meta-analysis. *Advances in Nutrition*, 11(2), 375-386.
- Heller, M. C., Willits-Smith, A., Meyer, R., Keoleian, G. A., & Rose, D. (2018). Greenhouse gas emissions and energy use associated with production of individual self-selected US diets. *Environmental Research Letters*, 13(4), 044004.
- Herforth, A., Arimond, M., Álvarez-Sánchez, C., Coates, J., Christianson, K., & Muehlhoff, E. (2019). A global review of food-based dietary guidelines. *Advances in Nutrition*, 10(4), 590-605.
- Herrero, M., Wirsenius, S., Henderson, B., Rigolot, C., Thornton, P., Havlík, P., ... & Gerber, P. J. (2015). Livestock and the environment: what have we learned in the past decade?. *Annual Review of Environment and Resources*, 40, 177-202.
- Herrero, M., Hugas, M., Lele, U., Wira, A., & Torero, M. (2021). Shift to Healthy and Sustainable Consumption Patterns. Scientific Group for the UN Food Systems Summit.
- Hills, T. T., Proto, E., Sgroi, D., & Seresinhe, C. I. (2019). Historical analysis of national subjective wellbeing using millions of digitized books. *Nature Human Behaviour*, 3(12), 1271-1275.
- Hirvonen, K., Bai, Y., Headey, D., & Masters, W. A. (2020). Affordability of the EAT–Lancet reference diet: a global analysis. *The Lancet Global Health*, 8(1), e59-e66.
- Hoang, N. T., & Kanemoto, K. (2021). Mapping the deforestation footprint of nations reveals growing threat to tropical forests. *Nature Ecology & Evolution*, 1-9.
- Hoekstra, A. Y., & Wiedmann, T. O. (2014). Humanity’s unsustainable environmental footprint. *Science*, 344(6188), 1114-1117.
- Horton, R. (2020). Offline: COVID-19 is not a pandemic. *The Lancet*, 396(10255), 874.
- Hu, F. B., Otis, B. O., & McCarthy, G. (2019). Can plant-based meat alternatives be part of a healthy and sustainable diet?. *JAMA*, 322(16), 1547-1548.
- Huang, C., Huang, L., Wang, Y., Li, X., Ren, L., Gu, X., ... & Cao, B. (2021). 6-month consequences of COVID-19 in patients discharged from hospital: a cohort study. *The Lancet*, 397(10270), 220-232.
- Huang, J., Liao, L. M., Weinstein, S. J., Sinha, R., Graubard, B. I., & Albanes, D.

- (2020). Association between plant and animal protein intake and overall and cause-specific mortality. *JAMA Internal Medicine*, 180(9), 1173-1184.
- IATF (2020). Joint statement on noncommunicable diseases and COVID-19. Inter-American Task Force on Noncommunicable Diseases. Pan American Health Organization. Washington, D.C., United States.
- IEA (2018). *Key World Energy Statistics 2018*. International Energy Agency. OECD Publishing.
- IEA (2021). Data and statistics: Argentina. International Energy Agency. Disponible en <<https://www.iea.org/data-and-statistics>> (última fecha de acceso: 30 de Julio del 2021).
- IFPRI (2017). Global food policy report. International Food Policy Research Institute. Washington. DC, USA.
- IFPRI (2021). Global food policy report: Transforming food systems after COVID-19. International Food Policy Research Institute. Washington DC., USA.
- Iglesias, D.H., Ghezan, G. (2013). *Análisis de la cadena de carne porcina*. Estudios Socioeconómicos de los Sistemas Agroalimentarios y Agroindustriales, N°12. Ediciones INTA. 1852-4605.
- INDEC (2021). Gastos de los hogares. Instituto Nacional de Estadísticas y Censos. Disponible en: <<https://www.indec.gov.ar/indec/web/Nivel4-Tema-4-45-151>> (última fecha de acceso: 30 de Julio del 2021).
- IPCC (2019). *Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*. Intergovernmental Panel on Climate Change. National Greenhouse Gas Inventories Program, IGES, Japan.
- Ivanova, D., & Wood, R. (2020). The unequal distribution of household carbon footprints in Europe and its link to sustainability. *Global Sustainability*, 3, E18.
- James, S. J., & James, C. (2010). The food cold-chain and climate change. *Food Research International*, 43(7), 1944-1956.
- Jobbágy, E. G., Aguiar, S., Garibaldi, L. A., Piñeiro, G. (2021). Impronta ambiental de la agricultura de granos en Argentina: Revisando desafíos propios y ajenos. *Ciencia Hoy*, 29(173), 35-44.
- Joerg, B., Marco, M. D. E., & Auke, R. (2014). *How Was Life? Global Well-being since 1820: Global Well-being since 1820*. OECD publishing.
- Jones, B. A., Grace, D., Kock, R., Alonso, S., Rushton, J., Said, M. Y., ... & Pfeiffer, D. U. (2013). Zoonosis emergence linked to agricultural intensification and

- environmental change. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110(21), 8399-8404.
- Kastner, T., Rivas, M. J. I., Koch, W., et al. (2012). Global changes in diets and the consequences for land requirements for food. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109(18), 6868-6872.
- Kearney, J. (2010). Food consumption trends and drivers. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 365(1554), 2793-2807.
- Keating, B. A., Herrero, M., Carberry, P. S., Gardner, J., & Cole, M. B. (2014). Food wedges: framing the global food demand and supply challenge towards 2050. *Global Food Security*, 3(3-4), 125-132.
- Kluge, H. H. P., Wickramasinghe, K., Rippin, H. L., Mendes, R., Peters, D. H., Kontsevaya, A., & Breda, J. (2020). Prevention and control of non-communicable diseases in the COVID-19 response. *The Lancet*, 395(10238), 1678-1680.
- Konfino, J., Mekonnen, T. A., Coxson, P. G., Ferrante, D., & Bibbins-Domingo, K. (2013). Projected impact of a sodium consumption reduction initiative in Argentina: an analysis from the CVD policy model—Argentina. *PLoS One*, 8(9), e73824.
- Korakas, E., Ikonomidis, I., Kousathana, F., Balampanis, K., Kountouri, A., Raptis, A., ... & Lambadiari, V. (2020). Obesity and COVID-19: immune and metabolic derangement as a possible link to adverse clinical outcomes. *American Journal of Physiology-Endocrinology and Metabolism*, 319(1), E105-E109.
- Kovalskys, I., Rigotti, A., Koletzko, B., et al. (2019). Latin American consumption of major food groups: Results from the ELANS study. *Plos One*, 14(12), e0225101.
- Krausmann, F., & Langthaler, E. (2019). Food regimes and their trade links: A socio-ecological perspective. *Ecological Economics*, 160, 87-95.
- Kuemmerle, T., Altrichter, M., Baldi, G., Cabido, M., Camino, M., Cuellar, E., ... & Gavier-Pizarro, G. (2017). Forest conservation: remember Gran Chaco. *Science*, 355(6324), 465-465.
- Lammers, P. J., Kenealy, M. D., Kliebenstein, J. B., Harmon, J. D., Helmers, M. J., & Honeyman, M. S. (2012). Energy use in pig production: An examination of current Iowa systems. *Journal of Animal Science*, 90(3), 1056-1068.
- Lazzarini, B., Baudracco, J., Tuñón, G., Gastaldi, L., Lyons, N., Quattrochi, H., & Lopez-Villalobos, N. (2019). Milk production from dairy cows in Argentina: Current state and perspectives for the future. *Applied Animal Science*, 35(4), 426-432.

- Leclère, D., Obersteiner, M., Barrett, M., Butchart, S. H., Chaudhary, A., De Palma, A., ... & Young, L. (2020). Bending the curve of terrestrial biodiversity needs an integrated strategy. *Nature*, 585(7826), 551-556.
- Lei, L., & Shimokawa, S. (2020). Promoting dietary guidelines and environmental sustainability in China. *China Economic Review*, 59, 101087.
- Levers, C., Romero-Muñoz, A., Baumann, M., De Marzo, T., Fernández, P. D., Gasparri, N. I., ... & Kuemmerle, T. (2021). Agricultural expansion and the ecological marginalization of forest-dependent people. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 118(44).
- Li, Y., Schoufour, J., Wang, D. D., Dhana, K., Pan, A., Liu, X., ... & Hu, F. B. (2020). Healthy lifestyle and life expectancy free of cancer, cardiovascular disease, and type 2 diabetes: prospective cohort study. *BMJ*, 368:l6669.
- Lohmann Tierzucht (2020). Management guide for cage housing. Disponible en: http://www.ltz.de/en/e-guide/new_e-guide/HTML/ (última fecha de acceso: 30 de Julio del 2021).
- Lusk, J. L., & McCluskey, J. (2018). Understanding the impacts of food consumer choice and food policy outcomes. *Applied Economic Perspectives and Policy*, 40(1), 5-21.
- Mac Loughlin, T. M., Peluso, L., & Marino, D. J. (2017). Pesticide impact study in the peri-urban horticultural area of Gran La Plata, Argentina. *Science of the Total Environment*, 598, 572-580.
- MAGyP (2017). *Anuario de porcinos 2017*. Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca. Buenos Aires, Argentina.
- MAGyP (2018). *Avimetría: cuadro anual global*. Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca. Buenos Aires, Argentina.
- MAGyP (2021). *Estimaciones agrícolas*. Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca. Buenos Aires, Argentina. Disponible en <http://datosestimaciones.magyp.gob.ar/> (última fecha de acceso: 30 de Julio del 2021).
- Maisonnave, R., Lamelas, K., & Mair, G. (2015). *Buenas prácticas de manejo y utilización de cama de pollo y guano*. Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca. Buenos Aires, Argentina.
- Manjili, R. H., Zarei, M., Habibi, M., & Manjili, M. H. (2020). COVID-19 as an acute inflammatory disease. *The Journal of Immunology*, 205(1), 12-19.

- Martin, G., Moraine, M., Ryschawy, J., Magne, M. A., Asai, M., Sarthou, J. P., ... & Therond, O. (2016). Crop–livestock integration beyond the farm level: a review. *Agronomy for Sustainable Development*, 36(3), 1-21.
- Mason-D'Croz, D., Bogard, J. R., Sulser, T. B., Cenacchi, N., Dunston, S., Herrero, M., & Wiebe, K. (2019). Gaps between fruit and vegetable production, demand, and recommended consumption at global and national levels: an integrated modelling study. *The Lancet Planetary Health*, 3(7), e318-e329.
- Matthews, H.S., Hendrickson, C.T., Matthews, D.H. (2015). *Life cycle assessment: quantitative approaches for decisions that matter*. Disponible en: <<https://www.lcatextbook.com/>>(última fecha de acceso: 30 de Julio del 2021).
- MAyDS (2020). Informe sobre el estado del ambiente 2019. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. Buenos Aires, Argentina.
- Mayhew, A. J., de Souza, R. J., Meyre, D., Anand, S. S., & Mente, A. (2016). A systematic review and meta-analysis of nut consumption and incident risk of CVD and all-cause mortality. *British Journal of Nutrition*, 115(2), 212-225.
- McLellan, R., Iyengar, L., Jeffries, B., & Oerlemans, N. (2014). *Living planet report 2014: species and spaces, people and places*. WWF International.
- Mekonnen, M. M., & Hoekstra, A. Y. (2011). The green, blue and grey water footprint of crops and derived crop products. *Hydrology and Earth System Sciences*, 15(5), 1577-1600.
- Mekonnen, M. M., & Hoekstra, A. Y. (2012). A global assessment of the water footprint of farm animal products. *Ecosystems*, 15(3), 401-415.
- Menchú, M., & Mendez, H. (2007). Central American Food Composition Table. Instituto de Nutrición de Centro América y Panamá.
- Micha, R., Mannar, V., Afshin, A., Allemandi, L., Baker, P., & Battersby, J. (2020). *Global nutrition report: action on equity to end malnutrition 2020*. Bristol, UK: Development Initiatives.
- Ministerio de Salud (2016). Guías Alimentarias para la Población Argentina. Buenos Aires. Argentina.
- Modernel, P., Astigarraga, L., & Picasso, V. (2013). Global versus local environmental impacts of grazing and confined beef production systems. *Environmental Research Letters*, 8(3), 035052.

- Monteiro, C. A., Cannon, G., Levy, R. B., Moubarac, J. C., Louzada, M. L., Rauber, F., ... & Jaime, P. C. (2019). Ultra-processed foods: what they are and how to identify them. *Public Health Nutrition*, 22(5), 936-941.
- Montero, G. (2014). *Cadena del girasol*. En E. F. Viglizzo (Ed.). *La huella de carbono en la agroindustria*. Buenos Aires: Ediciones INTA.
- Morris, M., Sebastian, A. R., & Perego, V. M. E. (2020). Future Foodscapes: Re-imagining agriculture in Latin America and the Caribbean. International Bank for Reconstruction and Development, The World Bank.
- Morze, J., Danielewicz, A., Hoffmann, G., & Schwingshackl, L. (2020). Diet Quality as Assessed by the Healthy Eating Index, Alternate Healthy Eating Index, Dietary Approaches to Stop Hypertension Score, and Health Outcomes: A Second Update of a Systematic Review and Meta-Analysis of Cohort Studies. *Journal of the Academy of Nutrition and Dietetics*, 120, 1998-2031.
- Moshiri, S., & Aliyev, K. (2017). Rebound effect of efficiency improvement in passenger cars on gasoline consumption in Canada. *Ecological Economics*, 131, 330-341.
- Mosnier, E., Van der Werf, H. M. G., Boissy, J., & Dourmad, J. Y. (2011). Evaluation of the environmental implications of the incorporation of feed-use amino acids in the manufacturing of pig and broiler feeds using Life Cycle Assessment. *Animal*, 5(12), 1972-1983.
- Mottet, A., de Haan, C., Falcucci, A., Tempio, G., Opio, C., & Gerber, P. (2017). Livestock: On our plates or eating at our table? A new analysis of the feed/food debate. *Global Food Security*, 14, 1-8.
- Mozaffarian, D., & Forouhi, N. G. (2018). Dietary guidelines and health—is nutrition science up to the task?. *BMJ*, 360, k822.
- Mozaffarian, D., Angell, S. Y., Lang, T., & Rivera, J. A. (2018). Role of government policy in nutrition—barriers to and opportunities for healthier eating. *BMJ*, 361, k2426.
- Mozaffarian, D., Rosenberg, I., & Uauy, R. (2018). History of modern nutrition science—implications for current research, dietary guidelines, and food policy. *BMJ*, 361, k2392.
- Muhammad, A., D'Souza, A., Meade, B., Micha, R., & Mozaffarian, D. (2017). How income and food prices influence global dietary intakes by age and sex: evidence from 164 countries. *BMJ Global Health*, 2(3).

- Muñoz, I., i Canals, L. M., & Fernández-Alba, A. R. (2010). Life cycle assessment of the average Spanish diet including human excretion. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 15(8), 794-805.
- Murray, C. J., Aravkin, A. Y., Zheng, P., Abbafati, C., Abbas, K. M., Abbasi-Kangevari, M., ... & Borzouei, S. (2020). Global burden of 87 risk factors in 204 countries and territories, 1990–2019: a systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2019. *The Lancet*, 396(10258), 1223-1249.
- Muscat, A., de Olde, E. M., de Boer, I. J., & Ripoll-Bosch, R. (2019). The battle for biomass: A systematic review of food-feed-fuel competition. *Global Food Security*, 100330.
- Myers, S. S. (2017). Planetary health: protecting human health on a rapidly changing planet. *The Lancet*, 390(10114), 2860-2868.
- Myers, S. S. and Frumkin, H. (2020). Planetary Health: protecting nature to protect ourselves. Washington D.C.: Island Press.
- Myhre, G., Shindell, D., Bréon, F. M., Collins, W., Fuglestedt, J., Huang, J., ... & Nakajima, T. (2013). Anthropogenic and natural radiative forcing. Climate change 2013: The physical science basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, 659–740.
- Naghshi, S., Sadeghi, O., Willett, W. C., & Esmailzadeh, A. (2020). Dietary intake of total, animal, and plant proteins and risk of all cause, cardiovascular, and cancer mortality: Systematic review and dose-response meta-analysis of prospective cohort studies. *BMJ*, 370, m2412.
- Nalbandian, A., Sehgal, K., Gupta, A., Madhavan, M. V., McGroder, C., Stevens, J. S., ... & Wan, E. Y. (2021). Post-acute COVID-19 syndrome. *Nature Medicine*, 1-15.
- Nanni, A. S., Rodríguez, M. P., Rodríguez, D., Regueiro, M. N., Periago, M. E., Aguiar, S., ... & Gasparri, N. I. (2020). Presiones sobre la conservación asociadas al uso de la tierra en las ecorregiones terrestres de la Argentina. *Ecología Austral*, 30(2), 304-320.
- Newland, C. (1998). Exports and terms of trade in Argentina, 1811–1870. *Bulletin of Latin American Research*, 17(3), 409-416.
- Nielsen, P. H., & Wenzel, H. (2007). Environmental assessment of Ronozyme® P5000 CT phytase as an alternative to inorganic phosphate supplementation to pig feed used in intensive pig production. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 12(7), 514.

- Nyberg, S. T., Singh-Manoux, A., Pentti, J., Madsen, I. E., Sabia, S., Alfredsson, L., ... & Kivimäki, M. (2020). Association of healthy lifestyle with years lived without major chronic diseases. *JAMA Internal Medicine*, *180*(5), 760-768.
- O'Callaghan-Gordo, C., & Antó, J. M. (2020). COVID-19: The disease of the anthropocene. *Environmental Research*, *187*: 109683.
- O'Neill, D. W., Fanning, A. L., Lamb, W. F., & Steinberger, J. K. (2018). A good life for all within planetary boundaries. *Nature Sustainability*, *1*(2), 88-95.
- OECD (2021). Meat consumption (indicator). doi: 10.1787/fa290fd0-en (última fecha de acceso: 30 de Julio del 2021).
- Olmedillas, H., González-Agüero, A., Moreno, L. A., Casajus, J. A., & Vicente-Rodríguez, G. (2012). Cycling and bone health: a systematic review. *BMC Medicine*, *10*(1), 1-10.
- Our World in Data (2021). Cumulative confirmed Covid-19 deaths. Disponible en: <<https://ourworldindata.org/grapher/cumulative-covid-deaths-region>> (última fecha de acceso: 30 de Julio del 2021).
- Ozkan, B., Akcaoz, H., & Fert, C. (2004). Energy input–output analysis in Turkish agriculture. *Renewable Energy*, *29*(1), 39-51.
- Pacín, F., & Oesterheld, M. (2015). Closing the technological gap of animal and crop production through technical assistance. *Agricultural Systems*, *137*, 101-107.
- PAHO (2019). Ultra-processed food and drink products in Latin America: Sales. sources. nutrient profiles. and policy implications. Pan American Health Organization. Washington. D.C.: PAHO.
- Pairotti, M. B., Cerutti, A. K., Martini, F., Vesce, E., Padovan, D., & Beltramo, R. (2015). Energy consumption and GHG emission of the Mediterranean diet: a systemic assessment using a hybrid LCA-IO method. *Journal of Cleaner Production*, *103*, 507-516.
- Pang, M., Meirelles, J., Moreau, V., & Binder, C. (2019). Urban carbon footprints: a consumption-based approach for Swiss households. *Environmental Research Communications*, *2*(1), 011003.
- Parrique T., Barth J., Briens F., C. Kerschner, Kraus-Polk A., Kuokkanen A., & Spangenberg J.H. (2019). Decoupling debunked: Evidence and arguments against green growth as a sole strategy for sustainability. European Environmental Bureau.

- Pauly, D., & Zeller, D. (2017). Comments on FAOs state of world fisheries and aquaculture (SOFIA 2016). *Marine Policy*, 77, 176-181.
- Pechey, R., & Monsivais, P. (2016). Socioeconomic inequalities in the healthiness of food choices: Exploring the contributions of food expenditures. *Preventive Medicine*, 88, 203-209.
- Pellegrini, P., & Fernández, R. J. (2018). Crop intensification, land use, and on-farm energy-use efficiency during the worldwide spread of the green revolution. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 115(10), 2335-2340.
- Pelletier, N. (2015). Life cycle thinking, measurement and management for food system sustainability. *Environment Science and Technology*, 49(13): 7515-7519.
- Pelletier, N., & Tyedmers, P. (2011). An ecological economic critique of the use of market information in life cycle assessment research. *Journal of Industrial Ecology*, 15(3), 342-354.
- Pernollet, F., Coelho, C. R., & van der Werf, H. M. (2017). Methods to simplify diet and food life cycle inventories: accuracy versus data-collection resources. *Journal of Cleaner Production*, 140, 410-420.
- Picasso, V. D., Modernel, P. D., Becoña, G., Salvo, L., Gutiérrez, L., & Astigarraga, L. (2014). Sustainability of meat production beyond carbon footprint: a synthesis of case studies from grazing systems in Uruguay. *Meat Science*, 98(3), 346-354.
- Pingali, P. L. (2012). Green revolution: impacts, limits, and the path ahead. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109(31), 12302-12308.
- Piquer-Rodríguez, M., Butsic, V., Gärtner, P., Macchi, L., Baumann, M., Pizarro, G. G., ... & Kuemmerle, T. (2018). Drivers of agricultural land-use change in the Argentine Pampas and Chaco regions. *Applied Geography*, 91, 111-122.
- Pollan, M. (2008). In defense of food: An eater's manifesto. Penguin.
- Poore, J., & Nemecek, T. (2018). Reducing food's environmental impacts through producers and consumers. *Science*, 360(6392), 987-992.
- Popkin, B. M., Adair, L. S., & Ng, S. W. (2012). Global nutrition transition and the pandemic of obesity in developing countries. *Nutrition Reviews*, 70(1), 3-21.
- Popkin, B. M. (2017). Relationship between shifts in food system dynamics and acceleration of the global nutrition transition. *Nutrition Reviews*, 75(2), 73-82.
- Popkin, B. M., Du, S., Green, W. D., Beck, M. A., Algaith, T., Herbst, C. H., ... & Shekar, M. (2020). Individuals with obesity and COVID-19: A global perspective on the epidemiology and biological relationships. *Obesity Reviews*, 21(11), e13128.

- Popkin, B. M., Barquera, S., Corvalan, C., Hofman, K. J., Monteiro, C., Ng, S. W., ... & Taillie, L. S. (2021). Towards unified and impactful policies to reduce ultra-processed food consumption and promote healthier eating. *The Lancet Diabetes & Endocrinology*, [https://doi.org/10.1016/S2213-8587\(21\)00078-4](https://doi.org/10.1016/S2213-8587(21)00078-4).
- Potts, S. G., Imperatriz-Fonseca, V., Ngo, H. T., Aizen, M. A., Biesmeijer, J. C., Breeze, T. D., ... & Vanbergen, A. J. (2016). Safeguarding pollinators and their values to human well-being. *Nature*, *540*(7632), 220-229.
- Pou, S. A., Tumas, N., Soria, D. S., Ortiz, P., & del Pilar Díaz, M. (2017). Large-scale societal factors and noncommunicable diseases: Urbanization, poverty and mortality spatial patterns in Argentina. *Applied Geography*, *86*, 32-40.
- Rao, M., Afshin, A., Singh, G., & Mozaffarian, D. (2013). Do healthier foods and diet patterns cost more than less healthy options? A systematic review and meta-analysis. *BMJ Open*, *3*(12), e004277.
- Richardson, S., Hirsch, J. S., Narasimhan, M., Crawford, J. M., McGinn, T., Davidson, K. W., ... & Zanos, T. P. (2020). Presenting characteristics, comorbidities, and outcomes among 5700 patients hospitalized with COVID-19 in the New York City area. *JAMA*, *323*(20), 2052-2059.
- Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, Å., Chapin, F. S., Lambin, E. F., ... & Foley, J. A. (2009). A safe operating space for humanity. *Nature*, *461*(7263), 472-475.
- Röös, E., Bajželj, B., Smith, P., Patel, M., Little, D., & Garnett, T. (2017). Greedy or needy? Land use and climate impacts of food in 2050 under different livestock futures. *Global Environmental Change*, *47*, 1-12.
- Roser, M., & Richie, H. (2013). Food supply. Our World in Data. Disponible en: <https://ourworldindata.org/food-supply> (última fecha de acceso: 30 de Julio del 2021).
- Roser, M., Ortiz-Ospina, E., & Ritchie, H. (2013). Life Expectancy. Our World In Data. Disponible en: <https://ourworldindata.org/life-expectancy> (fecha de acceso el...)
- Rubinstein, A., Elorriaga, N., Garay, O. U., Poggio, R., Caporale, J., Matta, M. G., ... & Mozaffarian, D. (2015). Eliminating artificial trans fatty acids in Argentina: estimated effects on the burden of coronary heart disease and costs. *Bulletin of the World Health Organization*, *93*, 614-622.

- Russo, P., Tomaselli, G., & Pappalardo, G. (2014). Marginal periurban agricultural areas: A support method for landscape planning. *Land Use Policy*, *41*, 97-109.
- Ruzzenenti, F., Font Vivanco, D., Galvin, R., Sorrell, S., Wagner, A., & Walnum, H. J. (2019). the rebound effect and the Jevons' paradox: beyond the conventional wisdom. *Frontiers in Energy Research*, *7*, 90.
- Sahlin, K. R., Rööös, E., & Gordon, L. J. (2020). 'Less but better' meat is a sustainability message in need of clarity. *Nature Food*, *1*(9), 520-522.
- Salvatore, R., & Baten, J. (1998). Heights and welfare in late-colonial and post-independence Argentina. *The biological standard of living in comparative perspective. Stuttgart: Franz Steiner Verlag*, 97-121.
- Sattari, S. Z., Bouwman, A. F., Rodríguez, R. M., Beusen, A. H. W., & Van Ittersum, M. K. (2016). Negative global phosphorus budgets challenge sustainable intensification of grasslands. *Nature Communications*, *7*(1), 1-12.
- Satija, A., Yu, E., Willett, W. C., & Hu, F. B. (2015). Understanding nutritional epidemiology and its role in policy. *Advances in Nutrition*, *6*(1), 5-18.
- Schein, L. (2018). Argentina: Estudio Pérdidas y desperdicios de alimentos vinculado al Objetivo Desarrollo Sostenible para garantizar producción y consumo responsable (ODS 12). Secretaría de Agroindustria. Ministerio de Producción y Trabajo de la Nación. Buenos Aires. Argentina.
- Schneeman, B. O. (2003). Evolution of dietary guidelines. *Journal of the American Dietetic Association*, *103*(12), 5-9.
- Schramski, J. R., Woodson, C. B., & Brown, J. H. (2020). Energy use and the sustainability of intensifying food production. *Nature Sustainability*, *3*(4), 257-259.
- Schulze, M. B., Martínez-González, M. A., Fung, T. T., Lichtenstein, A. H., & Forouhi, N. G. (2018). Food based dietary patterns and chronic disease prevention. *Bmj*, *361*.
- Schwank, J., Escobar, R., Girón, G. H., & Morán-Tejeda, E. (2014). Modeling of the Mendoza river watershed as a tool to study climate change impacts on water availability. *Environmental Science & Policy*, *43*, 91-97.
- Schwingshackl, L., Schwedhelm, C., Hoffmann, G., Lampousi, A. M., Knüppel, S., Iqbal, K., ... & Boeing, H. (2017a). Food groups and risk of all-cause mortality: a systematic review and meta-analysis of prospective studies. *American Journal of Clinical Nutrition*, *105*(6), 1462-1473.

- Schwingshackl, L., Hoffmann, G., Lampousi, A. M., Knüppel, S., Iqbal, K., Schwedhelm, C., ... & Boeing, H. (2017b). Food groups and risk of type 2 diabetes mellitus: a systematic review and meta-analysis of prospective studies.
- Schwingshackl, L., Schwedhelm, C., Hoffmann, G., Knüppel, S., Iqbal, K., Andriolo, V., ... & Boeing, H. (2017c). Food groups and risk of hypertension: a systematic review and dose-response meta-analysis of prospective studies. *Advances in Nutrition*, 8(6), 793-803.
- Schwingshackl, L., Bogensberger, B., & Hoffmann, G. (2018). Diet quality as assessed by the healthy eating index, alternate healthy eating index, dietary approaches to stop hypertension score, and health outcomes: an updated systematic review and meta-analysis of cohort studies. *Journal of the Academy of Nutrition and Dietetics*, 118(1), 74-100.
- Schwingshackl, L., Schwedhelm, C., Hoffmann, G., Knüppel, S., Laure Preterre, A., Iqbal, K., ... & Boeing, H. (2018). Food groups and risk of colorectal cancer. *International Journal of Cancer*, 142(9), 1748-1758.
- Seferidi, P., Scrinis, G., Huybrechts, I., Woods, J., Vineis, P., & Millett, C. (2020). The neglected environmental impacts of ultra-processed foods. *The Lancet Planetary Health*, 4(10), e437-e438.
- Semper-Pascual, A., Macchi, L., Sabatini, F. M., Decarre, J., Baumann, M., Blendinger, P. G., ... & Kuemmerle, T. (2018). Mapping extinction debt highlights conservation opportunities for birds and mammals in the South American Chaco. *Journal of Applied Ecology*, 55(3), 1218-1229.
- Shangguan, S., Afshin, A., Shulkin, M., Ma, W., Marsden, D., Smith, J., ... & PRICE, F. (2019). A meta-analysis of food labeling effects on consumer diet behaviors and industry practices. *American Journal of Preventive Medicine*, 56(2), 300-314.
- Small, D. M., & DiFeliceantonio, A. G. (2019). Processed foods and food reward. *Science*, 363(6425), 346-347.
- Smitasiri, S., & Uauy, R. (2007). Beyond recommendations: implementing food-based dietary guidelines for healthier populations. *Food and Nutrition Bulletin*, 28, S141-S151.
- Smith, P., Clark, H., Dong, H., Elsiddig, E.A., Haberl, H., Harper, R., House, J., Jafari, M., et al. (2014). *Chapter 11 - Agriculture, forestry and other land use (AFOLU)*. In:

- Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change. IPCC Working Group III Contribution to AR5.* Cambridge University Press.
- SNI-GEI (2021). Sistema Nacional de Inventario de Gases de Efecto Invernadero de la Argentina. Dirección de Cambio Climático. Ministerio de Ambiente y Desarrollos Sustentable. Buenos Aires, Argentina.
- Song, M., Fung, T. T., Hu, F. B., Willett, W. C., Longo, V. D., Chan, A. T., & Giovannucci, E. L. (2016). Association of animal and plant protein intake with all-cause and cause-specific mortality. *JAMA Internal Medicine*, *176*(10), 1453-1463.
- Sotos-Prieto, M., Bhupathiraju, S. N., Mattei, J., Fung, T. T., Li, Y., Pan, A., ... & Hu, F. B. (2017). Association of changes in diet quality with total and cause-specific mortality. *New England Journal of Medicine*, *377*(2), 143-153.
- Springmann, M., Clark, M., Mason-D'Croz, D., Wiebe, K., Bodirsky, B. L., Lassaletta, L., ... & Willett, W. (2018). Options for keeping the food system within environmental limits. *Nature*, *562*(7728), 519-525.
- Springmann, M., Spajic, L., Clark, M. A., Poore, J., Herforth, A., Webb, P., ... & Scarborough, P. (2020). The healthiness and sustainability of national and global food based dietary guidelines: modelling study. *BMJ*, *370*, m2322.
- Steffen, W., Richardson, K., Rockström, J., Cornell, S. E., Fetzer, I., Bennett, E. M., ... & Sörlin, S. (2015). Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. *Science*, *347*(6223), 1259855.
- Steffen, W., Rockström, J., Richardson, K., Lenton, T. M., Folke, C., Liverman, D., ... & Schellnhuber, H. J. (2018). Trajectories of the Earth System in the Anthropocene. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *115*(33), 8252-8259.
- Stevenson, J. R., Villoria, N., Byerlee, D., Kelley, T., & Maredia, M. (2013). Green Revolution research saved an estimated 18 to 27 million hectares from being brought into agricultural production. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *110*(21), 8363-8368.
- Storti, L. (2019). *Maíz. Informes de cadena de valor*. Año 4, N.º 41. Ministerio de Hacienda. Buenos Aires, Argentina.
- Story, M., Kaphingst, K. M., Robinson-O'Brien, R., & Glanz, K. (2008). Creating healthy food and eating environments: policy and environmental approaches. *Annual Review in Public Health*, *29*, 253-272.

- Sununtnasuk, C., & Fiedler, J. L. (2017). Can household-based food consumption surveys be used to make inferences about nutrient intakes and inadequacies? A Bangladesh case study. *Food Policy*, 72, 121-131.
- Thornton, P. K. (2010). Livestock production: recent trends, future prospects. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 365(1554), 2853-2867.
- Thow, A. M., Downs, S. M., Mayes, C., Trevena, H., Waqanivalu, T., & Cawley, J. (2018). Fiscal policy to improve diets and prevent noncommunicable diseases: from recommendations to action. *Bulletin of the World Health Organization*, 96(3), 201.
- Tilman, D., & Clark, M. (2014). Global diets link environmental sustainability and human health. *Nature*, 515(7528), 518-522.
- Tilman, D., Balzer, C., Hill, J., & Befort, B. L. (2011). Global food demand and the sustainable intensification of agriculture. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 108(50), 20260-20264.
- Tiseo, K., Huber, L., Gilbert, M., Robinson, T. P., & Van Boeckel, T. P. (2020). Global trends in antimicrobial use in food animals from 2017 to 2030. *Antibiotics*, 9(12), 918.
- Tittonell, P., Piñeiro, G., Garibaldi, L. A., Dogliotti, S., Olf, H., & Jobbagy, E. G. (2020). Agroecology in Large Scale Farming—A Research Agenda. *Frontiers in Sustainable Food Systems*, 4, 214.
- Tossi, J. C. (2018). *Costos de implantación de pasturas y verdesos*. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria.
- Treu, H., Nordborg, M., Cederberg, C., Heuer, T., Claupein, E., Hoffmann, H., & Berndes, G. (2017). Carbon footprints and land use of conventional and organic diets in Germany. *Journal of Cleaner Production*, 161, 127-142.
- Tumas, N., Junyent, C. R., Aballay, L. R., Scruzzi, G. F., & Pou, S. A. (2019). Nutrition transition profiles and obesity burden in Argentina. *Public Health Nutrition*, 22(12), 2237-2247.
- Tuomisto, H. L. (2019). The complexity of sustainable diets. *Nature Ecology & Evolution*, 3(5), 720-721.
- UNEP & ILRI (2020). Preventing the next pandemic: zoonotic diseases and how to break the chain of transmission. United Nations Environment Programme and International Livestock Research Institute. Nairobi, Kenya.

- USDA (2017). Appendix 7: Nutritional Goals for Age-Sex Groups Based on Dietary Reference Intakes and Dietary Guidelines Recommendations. In *Dietary guidelines for Americans 2015-2020*. Skyhorse Publishing Inc.
- USDA (2021). Food Data Central. Disponible en: < <https://fdc.nal.usda.gov/>> (última fecha de acceso: 30 de Julio del 2021).
- van Boeckel, T. P., Pires, J., Silvester, R., Zhao, C., Song, J., Criscuolo, N. G., ... & Laxminarayan, R. (2019). Global trends in antimicrobial resistance in animals in low-and middle-income countries. *Science*, 365(6459), eaaw1944.
- van Dooren, C., Marinussen, M., Blonk, H., Aiking, H., & Vellinga, P. (2014). Exploring dietary guidelines based on ecological and nutritional values: a comparison of six dietary patterns. *Food Policy*, 44, 36-46.
- Vanham, D., Mekonnen, M. M., & Hoekstra, A. Y. (2020). Treenuts and groundnuts in the EAT-Lancet reference diet: concerns regarding sustainable water use. *Global Food Security*, 24, 100357.
- Vázquez Amabile, G. (2018). *Gestión ambiental: desafíos para una producción sostenible*. Buenos Aires, Argentina: AACREA.
- Vermeulen, S., Park, T., Khoury, C. K., Mockshell, J., Béné, C., Thi, H. T., ... and Wilson, B. (2019). Changing diets and transforming food systems. Working paper N° 282. CGIAR Research Program on Climate Change, Agriculture and Food Security (CCAFS).
- Viglizzo, E. F., Frank, F. C., Carreño, L. V., Jobbagy, E. G., Pereyra, H., Clatt, J., ... & Ricard, M. F. (2011). Ecological and environmental footprint of 50 years of agricultural expansion in Argentina. *Global Change Biology*, 17(2), 959-973.
- Villarino, S. H., Pinto, P., Della Chiesa, T., Jobbágy, E. G., Studdert, G. A., Bazzoni, B., ... & Bayer, C. (2020). The role of South American grazing lands in mitigating greenhouse gas emissions. A reply to: " Reassessing the role of grazing lands in carbon-balance estimations: Meta-analysis and review", by Viglizzo et al., (2019). *Science of the Total Environment*, 740, 140108.
- Vranken, L., Avermaete, T., Petalios, D., & Mathijs, E. (2014). Curbing global meat consumption: Emerging evidence of a second nutrition transition. *Environmental Science & Policy*, 39, 95-106.
- Wallace, R. (2016). *Big farms make big flu: dispatches on influenza, agribusiness, and the nature of science*. NYU Press.

- Wang, D. D., Li, Y., Afshin, A., Springmann, M., Mozaffarian, D., Stampfer, M. J., ... & Willett, W. C. (2019). Global improvement in dietary quality could lead to substantial reduction in premature death. *The Journal of Nutrition*, *149*(6), 1065-1074.
- Wang, D., Hu, B., Hu, C., Zhu, F., Liu, X., Zhang, J., ... & Peng, Z. (2020). Clinical characteristics of 138 hospitalized patients with 2019 novel coronavirus–infected pneumonia in Wuhan, China. *JAMA*, *323*(11), 1061-1069.
- Weisell, R., & Dop, M. C. (2012). The adult male equivalent concept and its application to Household Consumption and Expenditures Surveys (HCES). *Food and nutrition bulletin*, *33*(3_suppl2), S157-S162.
- West, T. O., & Marland, G. (2002). A synthesis of carbon sequestration, carbon emissions, and net carbon flux in agriculture: comparing tillage practices in the United States. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, *91*(1-3), 217-232.
- WHO (2019). Global action plan on physical activity 2018-2030: more active people for a healthier world. World Health Organization. Geneva, Switzerland.
- WHO (2020a) Guidelines on physical activity and sedentary behaviour. World Health Organization. Geneva, Switzerland.
- WHO (2020b). The top-10 causes of death. World Health Organization. Disponible en: <<https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/the-top-10-causes-of-death>> (última fecha de acceso: 30 de Julio del 2021).
- Willett, W. (2012). *Nutritional Epidemiology*. New York: Oxford University Press. 3rd Edition.
- Willett, W. C., & Stampfer, M. J. (2013). Current evidence on healthy eating. *Annual Review of Public Health*, *34*, 77-95.
- Willett, W., Rockström, J., Loken, B., Springmann, M., Lang, T., Vermeulen, S., ... & Murray, C. J. (2019). Food in the Anthropocene: the EAT–Lancet Commission on healthy diets from sustainable food systems. *The Lancet*, *393*(10170), 447-492.
- Williams, A. G., Audsley, E., & Sandars, D. L. (2010). Environmental burdens of producing bread wheat, oilseed rape and potatoes in England and Wales using simulation and system modelling. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, *15*(8), 855-868.
- Williamson, E. J., Walker, A. J., Bhaskaran, K., Bacon, S., Bates, C., Morton, C. E., ... & Goldacre, B. (2020). Factors associated with COVID-19-related death using OpenSAFELY. *Nature*, *584*(7821), 430-436.

- WOF, World Obesity Federation (2021). Covid-19 and obesity: the 2021 ATLAS. Disponible en: <<https://www.worldobesity.org/resources/resource-library/covid-19-and-obesity-the-2021-atlas>> (última fecha de acceso: 30 de Julio del 2021).
- Woods, J., Williams, A., Hughes, J. K., Black, M., & Murphy, R. (2010). Energy and the food system. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 365(1554), 2991-3006.
- World Bank (2000). Designing household survey questionnaires for developing countries: Lessons from 15 years of the living standards measurement study. The World Bank, Washington DC, 2000.
- World Bank (2021). Country profile: Argentina. Disponible en: <<https://www.worldbank.org/en/country/argentina/>> (última fecha de acceso: 30 de Julio del 2021).
- Yau, A., Adams, J., White, M., & Nicolaou, M. (2020). Differences in diet quality and socioeconomic patterning of diet quality across ethnic groups: Cross-sectional data from the HELIUS Dietary Patterns study. *European Journal of Clinical Nutrition*, 74(3), 387-396.
- Zapata, M. E., Soruco, A. I., & Carmuega, E. (2020). Malnutrition in all its forms and socio-economic indicators in Argentina. *Public Health Nutrition*, 23(S1), s13-s20.

MATERIAL SUPLEMENTARIO

El material suplementario de la presente tesis se encuentra disponible en los Repositorios Digitales de la Universidad Nacional de Córdoba (RDU-UNC) bajo Licencia Creative Commons International 4.0 Atribución-No Comercial-Compartir Igual.