

IL COSTO NASCOSTO DEL CONSUMO DI CARNE IN ITALIA: impatti ambientali e sanitari



AUTORI

Alessandro Arrigoni Demetra Onlus

Guido Scaccabarozzi Demetra Onlus

Caterina Villa Demetra Onlus

Francesca Allievi - Dottore di Ricerca presso la University of Turku (Finlandia),
ricercatrice su tematiche di sostenibilità agroalimentare e docente universitario
(revisione critica)

Giovanni Dotelli - Professore Ordinario presso il Dipartimento di Chimica, Materiali e
Ingegneria Chimica "Giulio Natta" del Politecnico di Milano (revisione critica)

sommario

INTRODUZIONE	7
1. ITALIA	9
1.1. Allevamenti	11
1.2. Macellazioni	12
1.3. Import ed export di carne	14
1.4. Consumi di carne	16
1.5. Emissioni di gas a effetto serra	19
2. METODOLOGIA	21
2.1. Obiettivo e campo di applicazione	23
2.2. Analisi dell'inventario	26
2.3. Valutazione dell'impatto	30
3. RISULTATI	40
3.1. Impatti ambientali	42
3.2. Costi ambientali	56
3.3. Costi sanitari	58
3.4. Costi nascosti totali	62
4. INTERPRETAZIONE	67
4.1. Qualità dei dati	69
4.2. Confronto con letteratura esistente	70
5. DISCUSSIONE	73
BIBLIOGRAFIA	78
APPENDICE	86
A1. Allevamenti	86
A1.1. Bovini	86
A1.2. Maiali	90
A1.3. Polli	92
A2. Macellazione	93
A3. Lavorazione	94
A4. Imballaggio	95
A5. Distribuzione	95
A6. Consumo	96

introduzione

La carne continua ad avere un ruolo di primo piano nell'alimentazione degli Italiani. Nonostante il suo consumo si sia ridotto negli ultimi dieci anni [1], **quasi l'80% della popolazione ha dichiarato nel 2019 di mangiare carne almeno qualche volta alla settimana [2]**. Allo stesso tempo, il numero di persone che dichiara di non mangiare carne è in crescita: dopo essersi mantenuto stabile intorno al 7% della popolazione negli ultimi cinque anni [3], l'ultimo rapporto dell'Istituto di Studi Politici Economici e Sociali (Eurispes) dichiara che vegetariani e vegani hanno raggiunto quasi quota 9% nel 2020 [4]. Tra le ragioni che spingono sempre più persone ad adottare una dieta priva di carne emergono, oltre al rispetto per gli animali, la tutela della propria salute e la volontà di ridurre il proprio impatto ambientale. Carni rosse e lavorate sono state infatti incluse dall'agenzia internazionale per la ricerca sul cancro (IARC) nei gruppi di sostanze rispettivamente probabilmente e sicuramente cancerogene [5].

Allo stesso tempo, l'organizzazione delle Nazioni Unite per l'alimentazione e l'agricoltura (FAO), ha stimato che circa il 14.5% delle emissioni di gas climalteranti responsabili dell'attuale riscaldamento globale sono dovute alla produzione di carne e latticini [6].

Al fine di investigare i potenziali costi e benefici derivanti da una scelta alimentare, è stata condotta un'analisi degli impatti ambientali e sanitari generati dal consumo di carne in Italia.

Si è così stimato il costo nascosto per la società, ovvero il costo generato dal consumo di carne rispetto al benessere del consumatore e della collettività. Al momento questo costo non è internalizzato nel prezzo del prodotto. Ciò significa che chi eventualmente subisce un danno in termini di benessere, causato dal consumo di carne,

attualmente non viene compensato per il danno subito; in egual misura, chi invece ne trae un beneficio, non paga il reale prezzo correlato. In questo lavoro si è quindi provato a quantificare l'effetto che il consumo di carne ha sul benessere del consumatore e del cittadino italiano. **Per fare ciò si è stimato il potenziale impatto ambientale e sanitario generato dal consumo di carne in Italia.** Il potenziale impatto ambientale è stato stimato utilizzando la metodologia

LCA

life cycle assessment

che mira a stimare l'impatto di un'attività o un prodotto in tutto il suo ciclo di vita: dall'estrazione delle materie prime fino allo smaltimento a fine vita.

L'impatto sanitario è invece stato stimato valutando quanti anni di vita vengono potenzialmente persi o guadagnati in Italia a causa del consumo di carne.

I fattori di rischio per le diverse malattie correlati al consumo di carne e gli anni di vita persi in Italia per malattia sono stati reperiti da riviste scientifiche riconosciute internazionalmente.

Gli impatti ambientali e sanitari sono stati quindi convertiti in costi o benefici economici per la società utilizzando gli stessi fattori di conversione che vengono impiegati anche dalla Commissione Europea per la stima dei costi esterni [7]. Si sono così potuti evidenziare i costi complessivi generati dal consumo di carne in Italia e i costi per singola porzione di carne consumata (100 g). Infine, i valori riferiti al consumo di carne sono stati confrontati con gli

impatti ambientali e sanitari medi generati da un'alternativa fonte proteica a base vegetale: i legumi. Lo studio si prefigge di fornire un'informazione chiara e scientifica relativa ai potenziali impatti del consumo di carne in Italia, ad oggi carente nel panorama mediatico nazionale. L'obiettivo del report è quello di rendere i consumatori di carne e i decisori politici più consapevoli dei potenziali costi per la società e, eventualmente, di promuovere l'attuazione di politiche volte a ridurre questi costi.

Il report è strutturato nel seguente modo:

capitolo 1

Nel capitolo 1 viene presentata una fotografia del consumo di carne in Italia, con le quantità, i tipi e l'origine dei diversi tipi di carne consumati. Sulla base di queste informazioni è stata fatta una stima dei consumi di carne pro capite annuali in Italia.

capitolo 2

Nel capitolo 2 viene presentata la metodologia adottata per la stima dei costi nascosti per la società italiana dovuti al consumo di carne.

capitolo 3

Nel capitolo 3 vengono presentati i risultati principali dello studio.

capitolo 4

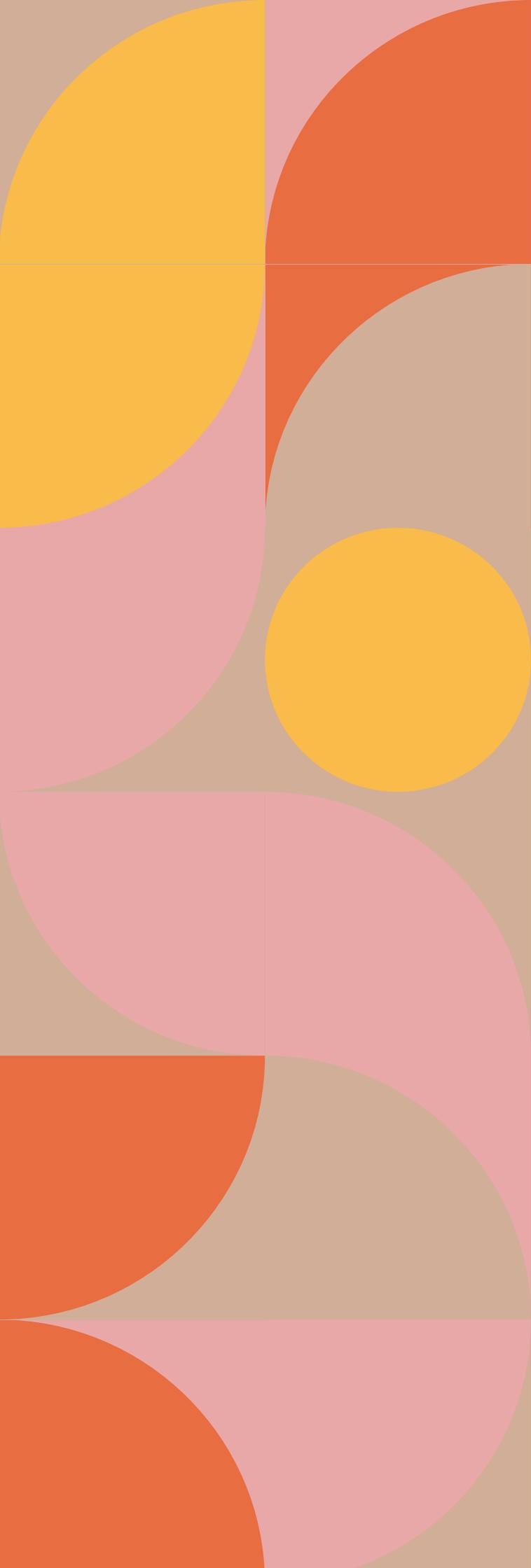
Nel capitolo 4 i risultati sono interpretati comparandoli con quelli disponibili nella letteratura scientifica.

capitolo 5

Nel capitolo 5, infine, i risultati dello studio sono discussi e vengono tratte le conclusioni del lavoro.

italia

capitolo 1



italia

In questo capitolo sono presentate le statistiche relative alla produzione, al commercio e al consumo di carne in Italia. Il consumo pro capite per i differenti tipi di carne è stato quindi stimato.

L'anno di riferimento per tutto lo studio è il 2018, ultimo anno per cui sono disponibili i dati riferiti alla produzione e il commercio di carne in Italia.

Inoltre, alla fine del capitolo sono riassunti i dati delle emissioni di gas a effetto serra derivanti dal settore agricolo presentate nell'inventario annuale a cura dell'Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA).

Il capitolo è strutturato nel seguente modo:

Nel **paragrafo 1.1** viene presentato lo stato degli allevamenti in Italia

Nel **paragrafo 1.2** viene presentato lo stato della produzione di carne fresca macellata in Italia

Nel **paragrafo 1.3** viene presentato il commercio (import ed export) di carne in Italia

Nel **paragrafo 1.4** vengono stimati i consumi dei differenti tipi di carne in Italia

Nel **paragrafo 1.5** infine, vengono presentate i risultati dell'inventario sulle emissioni di gas a effetto serra del settore agricolo italiano

paragrafo 1.1

allevamenti

Le statistiche relative allo stato degli allevamenti in Italia sono state recuperate dal database FAOSTAT, ovvero la banca dati dell'organizzazione delle Nazioni Unite per l'alimentazione e l'agricoltura [1]. In Tabella 1 sono riportate le quantità di animali vivi presenti negli allevamenti italiani al momento del censimento nel 2018.

Complessivamente la popolazione di animali in Italia ammonta a circa 200 milioni, con un rapporto persone animali allevati di circa 1 a 3,3.

L'animale più allevato in Italia è il pollo (73% di tutti gli animali vivi al momento del censimento), seguito da tacchino (12%) e maiale (4%).

Per dare un'idea delle quantità di polli allevati, per ogni persona residente in Italia ci sono all'incirca 2,5 polli vivi (leggermente inferiore alla media mondiale di 3 polli per abitante [8]).

Famiglia	Specie	Animali vivi (migliaia)
Bovini	 Bufali	401
	 Tori e vacche	5.920
	Totale	6.320
Galliformi	 Polli	150.000
	 Tacchini	25.100
	Totale	175.000
Suini	 Maiali	8.490
Altro	 Asini e muli	27,5
	 Capre	986
	 Cavalli	369
	 Conigli	6.280
	 Pecore	7.180
	Totale	14.800

Tabella 1. Animali vivi in Italia al momento del censimento (anno 2018). Le specie allevate sono presentate in tabella in ordine alfabetico della famiglia di appartenenza. Fonte: FAOSTAT [1]

paragrafo 1.2

macellazioni

Come per gli animali vivi, le statistiche riguardanti le produzioni di carne in Italia sono state recuperate dal database FAOSTAT, relativamente all'anno 2018 [1].

I dati si riferiscono al peso dell'animale dissanguato e privo di testa, zampe, interiora e pelle.

I numeri delle carni macellate sono riassunti in Tabella 2, insieme alla resa media dei diversi animali (carne prodotta per capo macellato).

La tipologia di carne maggiormente prodotta in Italia è quella suina: quasi un milione e mezzo di tonnellate di carne di maiale sono state prodotte in Italia nel 2018 (40% del totale), dalla macellazione di più di undici milioni di capi.

A seguire ci sono la carne di pollo (circa 1.000 kt) e la carne di bovini (circa 800 kt). Mentre in ogni momento ci sono circa 2,5 polli vivi per abitante italiano, data la loro breve vita, la quantità di polli macellati nell'arco dell'intero anno è più di 3 volte questa quantità: ogni anno vengono macellati quasi 9 polli a testa in Italia.

Per quanto riguarda i bovini, circa il 22% degli animali macellati sono vacche da latte mentre il 10% sono vitelli con un'età inferiore agli 8 mesi [9].

Il resto è composto principalmente da vitelloni maschi e manzi (41%) e vitellone femmine (26%). Infine, la macellazione di altri animali, come conigli, pecore o cavalli, rappresenta una percentuale minima del totale di carne prodotta in Italia.

I dati relativi alla produzione comprendono tutta la carne macellata in Italia, indipendentemente dall'origine dell'animale. Se, ad esempio, si escludessero dal totale gli import di suini da macello, la produzione italiana di carne suina del 2018 si abbasserebbe del 20%, risultando pari a 1.180 milioni di tonnellate [10].

Famiglia	Specie	Capi macellati (migliaia)	Carne prodotta		Resa (kg/capo)
			kt	%	
Bovini	 Bufali	109	22,3	0,6	204
	 Tori e vacche	2.660	787	21	296
	Totale	2.770	809	22	NA
Galliformi	 Polli	534.000	973	27	1,82
	 Tacchini	27.800	300	8,2	10,8
	Totale	562.000	1.270	35	NA
Suini	 Maiali	11.300	1.470	40	130
Altri	 Capre	128	1,67	0,1	13,1
	 Cavalli	20,5	5,62	0,2	274
	 Conigli	15.900	43,1	1,2	2,72
	 Pecore	2.750	33,9	0,9	12,3
	Altri	ND	30,4	0,8	NA
	Totale	18.800	115	3,1	NA
Totale		595.000	3.670	100	NA

Tabella 2. Animali macellati e carne prodotta in Italia nel 2018. Dati: FAOSTAT [1]

paragrafo 1.3

import ed export di carne

Parte della carne consumata in Italia è importata dall'estero e parte della carne macellata in Italia viene esportata. In Tabella 3 sono riportate le quantità dei diversi tipi di carne importate e i loro paesi di origine, mentre in Tabella 4 sono elencate le quantità di carne esportate dall'Italia nel 2018.

Nel 2018 sono entrate in Italia più di un milione di tonnellate di carne di maiale, rappresentanti circa il 70% delle importazioni (pari a 1,6 milioni di tonnellate). Il paese dal quale l'Italia ha importato più carne di maiale è la Germania (32%), seguita da Spagna (15%) e Olanda (14%).

La quasi totalità delle importazioni di carne di maiale arriva da paesi europei, mentre solo lo 0,5% (circa 500 tonnellate) proviene da paesi extraeuropei.

Maggiori sono le importazioni extraeuropee di carne di bovino: circa cinquanta mila tonnellate (50 kt) sono state importate da altri continenti nel 2018, con il Brasile primo paese esportatore (circa il 9% del totale).

Ciononostante, la maggior parte delle importazioni di carne di bovino avviene comunque da paesi intraeuropei.

Il primo paese dal quale l'Italia ha importato carne di bovino nel 2018 è stata la Polonia (20%), seguita da Francia (19%) e Olanda (14%). In totale, le importazioni di carne di bovino sono state circa un terzo di quelle di maiale.

Per quanto riguarda la carne di pollo, meno di centomila tonnellate sono state importate nel 2018 (5,5% del totale).

Più della metà è importata da due paesi: Germania (37%) e Olanda (22%).

Come per le altre carni, le importazioni da paesi extraeuropei sono la minoranza (3,9%).

Oltre a importare carne già macellata, l'Italia importa anche animali vivi.

Nel 2018 l'Italia ha importato più di 9 milioni di polli (circa il 6% del totale dei polli allevati su suolo italiano), 1,3 milioni di maiali (15% del totale), 1,1 milioni di bovini (17% del totale) e quasi 1 milione di pecore (14% del totale) [1].

Ad esempio, la maggior parte dei bovini importati in Italia sono giovani tori cresciuti in Francia; una volta importati, i tori sono ingrassati in allevamenti intensivi e macellati [11].

Prodotto	Paese	Quantità (kt)	Percentuale sul totale %
 Carne di Maiale	Germania	357	22
	Spagna	166	10
	Olanda	156	9,7
	Francia	107	6,7
	Danimarca	106	6,6
	Polonia	84,4	5,3
	Austria	50,5	3,2
	Ungheria	28,7	1,8
	Belgio	25,5	1,6
	Altro (Europa)	17,3	1,1
	Altro	0,551	0,034
	Totale	1.100	69
 Carne di Bovino	Polonia	69,7	4,4
	Francia	64,8	4,0
	Olanda	47,4	3,0
	Brasile	30,7	1,9
	Germania	27,6	1,7
	Irlanda	21,4	1,3
	Spagna	17,6	1,1
	Altro (Europa)	48,4	3,0
	Altro	19,7	1,2
	Totale	347	22
 Carne di Pollo	Germania	32,6	2,0
	Olanda	19,5	1,2
	Altro (Europa)	33,0	2,1
	Altro	3,43	0,21
	Totale	88,5	5,5
Altra Carne	Europa	63,2	3,9
	Altro	2,39	0,15
	Totale	65,6	4,1
Totale		1.600	100

Tabella 3. Import di carne per consumo umano in Italia nel 2018. I numeri includono carne con ossa, carne disossata, preparati di carne e interiora. Le importazioni sono presentate in ordine decrescente (dalla maggior importazione alla minore); le importazioni inferiori a 16.0 kt, ovvero l'1% del totale, sono escluse. Elaborazione da dati FAOSTAT [1].

Nel 2018 l'Italia ha esportato 629 kt di carne, pari al 39% del totale di carni importate. Il prodotto maggiormente esportato è la carne di maiale (48%), seguita da quella di pollo (28%) e di bovino (22%).

Le altre carni rappresentano meno del 2% del totale (vedi Tabella 4). Rispetto al 2017, le esportazioni di carne verso paesi terzi sono diminuite del 7% [9].

Prodotto	Quantità kt	Percentuale sul totale (%)
 Carne di maiale	302	48
 Carne di pollo	176	28
 Carne di bovino	140	22
Altra carne	10,9	1,7
Totale	629	100

Tabella 4. Export di carne dall'Italia nel 2018. I numeri includono carne con ossa, carne disossata, preparati di carne e interiora. Le importazioni sono presentate in ordine decrescente (dalla maggior importazione alla minore)

paragrafo 1.4

consumi di carne

In questa sezione vengono presentati i consumi di carne in Italia stimati per l'analisi. Nel paragrafo 1.4.1 i consumi sono presentati per tipo di carne (animale), mentre nel paragrafo 1.4.2 per tipo di lavorazione.

1.4.1 - Consumi per tipo di carne

I risultati del consumo stimato in Italia per tipo di carne sono presentati in Tabella 5.

Il consumo apparente è stato stimato sommando alle produzioni italiane le importazioni di carne dall'estero e sottraendo le esportazioni. I numeri si rifanno sempre al database FAOSTAT [1].

Il consumo apparente in Italia è all'incirca 5 kt all'anno, ovvero circa 77 kg a testa considerando una popolazione in Italia di 60,5 milioni nel 2018 [12].

I dati FAOSTAT includono però anche la carne con ossa e gli eventuali scarti tipo il grasso. Il consumo apparente non corrisponde dunque alla quantità di carne effettivamente consumata dagli italiani.

Assumendo che il rapporto di parte commestibile su kilogrammo di carne è di 0,715 per la carne di bovino, 0,68 per la carne di maiale, 0,71 per la carne di pollo e 0,7 per gli altri tipi di carne [13], la quantità di carne commestibile si riduce di circa il 30%. Suddividendo tale quantità equamente su ogni cittadino italiano, risulta un consumo pro capite pari a 53,4 kg.

Questo valore è inferiore rispetto ai consumi apparenti pro capite riportati nel rapporto annuale dell'Associazione Industriali delle Carni e dei Salumi (ASSICA) dove, ad esempio, il consumo pro capite di carne di maiale è stimato in 29 kg/anno [10], superiore del 14% rispetto al valore qui calcolato.

Se dal totale, si escludono anche gli scarti di carne durante la fase di lavorazione e imballaggio (5% in Europa secondo la FAO), distribuzione (4%) e consumo (11%), la quantità totale di carne assunta effettivamente dagli italiani si riduce di un ulteriore 19% rispetto alla quantità di carne commestibile [14].

Il consumo effettivo pro capite, considerando lo stesso consumo per ogni cittadino italiano, risulta dunque pari a circa 43 kg all'anno.

Infine, se dalla media vengono escluse le persone che si dichiarano vegetariane o vegane, pari al 7.1% in Italia nel 2018 [3], il consumo pro capite degli onnivori in Italia risulta pari a circa 130 g al giorno. Questo valore è in linea ad esempio con quanto riportato in un recente studio di Springmann et al. [13].

Se si analizzano i consumi dei diversi tipi di carne, la carne maggiormente consumata in Italia è quella di maiale (61 g/gg), di cui circa la metà sono importati. Se si considera che anche parte dei capi macellati in Italia sono importati come animali vivi (15%), la maggior parte della carne di maiale consumata in Italia è nata e/o allevata all'estero. Oltre ai 61 g quotidiani di carne di maiale, l'italiano onnivoro medio ne consuma altrettanti tra carne di pollo (33 g) e di bovino (29 g).

Carne	Produzione (kt)	Export (kt)	Import (kt)	Consumo (apparente)		Consumo (commestibile) kg/pc	Consumo (effettivo) g/(pc*gg)
				kt	kg/pc		
 Bovino	809	140	347	1.020	16,9	12,1	28,9
 Maiale	1.470	302	1.100	2.270	37,5	25,5	61,1
 Pollo	1.270	176	88,5	1.180	19,5	13,8	33,1
Altro	115	10,9	65,6	170	2,81	1,97	4,71
Totale	3.660	629	1.600	4.640	76,7	53,4	128

Tabella 5. Carne consumata in Italia nel 2018 per tipo (ordine alfabetico). Elaborazione su dati FAOSTAT [1]. Popolazione italiana nel 2018: 60,5 milioni [12]. pc: per capita; gg: giorno.

1.4.2 - Consumi per tipo di lavorazione

In Tabella 6 sono riportati i consumi italiani di carne lavorata. I dati relativi ai consumi di carne lavorata sono stati presi dal report annuale di ASSICA riferito all'anno 2018 [10]. In questo report per carne lavorata si intende la quota di carne che non è consumata fresca. La carne lavorata è composta principalmente dai salumi prodotti dalla carne di maiale, come il prosciutto cotto, il prosciutto crudo, la mortadella, il wurstel e il salame. Gli unici tagli di carne di bovino considerati lavorati sono la bresaola e quelli utilizzati per la carne in scatola. Infine, tutta la carne di pollo è considerata carne fresca. Dato il basso contributo al consumo totale (1,6% per la carne bianca e 0,3% per la carne rossa [15]), la carne surgelata è stata esclusa dall'analisi. Dai dati risulta che la maggior parte della carne di maiale consumata in Italia è carne lavorata (59%): più di 1000 kt di carne di maiale lavorata sono consumate ogni giorno in Italia tra prosciutto cotto (27%), prosciutto crudo (22%), mortadella e wurstel (19%), salame (8%) e altri salumi.

Il totale corrisponde a un consumo pro capite giornaliero di circa 45 g. Il prosciutto cotto è la carne lavorata più consumata in Italia, seguita dal prosciutto crudo. Nonostante le produzioni dei due salumi siano comparabili, il prosciutto crudo viene maggiormente esportato.

Come nella tabella riferita ai consumi di carne per tipo (Tabella 5), il consumo totale della carne lavorata presentato in Tabella 6 è stato calcolato sommando alla produzione italiana le importazioni e sottraendo le esportazioni.

Dal consumo totale sono stati poi esclusi gli sprechi in fase di consumo (11%). Il consumo effettivo pro capite è stato quindi calcolato dividendo il risultato per la popolazione onnivora (93%) in Italia.

Come anticipato, la differenza tra i consumi totali (Tabella 5) e i consumi di carne lavorata è considerata essere carne fresca: 96% per la carne di bovino, 33% per la carne di maiale e 100% per la carne di pollo.

Carne		Produzione	Export	Import	Consumo effettivo	
		(kt)	(kt)	(kt)	kt	kg/pc
 Bovino	Bresaola	17,9	3,8	0,30	14,4	0,62
	In scatola	19,2	10,2	5,54	14,5	0,63
	Totale	37,1	14,0	5,84	28,9	1,25
 Maiale	Mortadella e wurstel	226	39,1	12,1	199	8,63
	Prosciutto cotto	289	19,4	7,40	277	12,0
	Prosciutto crudo	289	72,3	11,3	228	9,89
	Salame	112	32,7	3,70	83,0	3,60
	Altri salumi	251	14,6	10,5	247	10,7
	Totale	1.167	178	45,0	1.034	44,9
Totale	1.200	192	50,8	1.060	46,0	

Tabella 6. Carne lavorata consumata in Italia nel 2018 (ordine alfabetico per). "Altri salumi" include ad esempio coppa, pancetta, speck, ecc. Elaborazione su dati ASSICA [10]

paragrafo 1.5

emissioni di gas a effetto serra

Secondo l'ultimo report dell'Agenzia Europea dell'Ambiente, nel 2018, l'agricoltura è stata responsabile per circa il 10% del totale delle emissioni di gas a effetto serra in Europa [16].

Le emissioni dovute all'agricoltura, escluse quelle dovute al consumo e cambio d'uso del suolo, sono state stimate in 436 Mt di anidride carbonica equivalenti (CO₂ eq.).

Quasi la totalità è stata emessa sotto forma di anidride carbonica (240 Mt CO₂ eq.) e metano (186 Mt CO₂ eq.). Il restante 2.4% (10,6 Mt CO₂ eq.) è stato emesso sotto forma di protossido d'azoto (N₂O). Le emissioni di N₂O, attribuibili principalmente all'utilizzo di fertilizzanti, sono in costante decrescita dal 1990 e si sono ridotte di circa 3 Mt solo tra il 2017 e il 2018 [16].

Anche le emissioni di metano, dovute principalmente alla fermentazione enterica dei ruminanti, si è ridotta negli ultimi anni principalmente grazie alla riduzione dei capi di bestiame allevati in Europa [16].

Per quanto riguarda l'Italia, le emissioni dirette di gas a effetto serra dovute all'agricoltura sono monitorate dall'ISPRA e riportate nell'inventario annuale delle emissioni di gas a effetto serra [17]. L'andamento delle emissioni dal 1990 al 2018 è riportato in Tabella 7.

Nel 2018, agricoltura e allevamento hanno contribuito per il 7% alle emissioni totali di gas a effetto serra in Italia. Circa metà delle emissioni sono state causate dalla fermentazione enterica dei ruminanti.

Al secondo posto, con circa il 30% del totale, ci sono invece le emissioni di protossido d'azoto dai terreni. Il rimanente 20% è costituito dalle emissioni generate dalla gestione del letame.

Le emissioni di gas a effetto serra riportate dall'ISPRA includono le emissioni dirette dagli animali e dei campi coltivati. Tuttavia, queste emissioni includono anche le emissioni per le coltivazioni di cibo direttamente consumato dall'uomo (e dunque non per la produzione di carne) e non considerano le emissioni non direttamente generate dal settore agricolo, ma necessarie per la produzione di carne, come ad esempio le emissioni dalla produzione di energia necessaria per coltivare ed allevare.

Per stimare quindi il complessivo impatto ambientale generato dal consumo di carne è necessario stimare le emissioni di gas a effetto serra prodotte durante tutte le fasi del ciclo di vita dell'alimento.

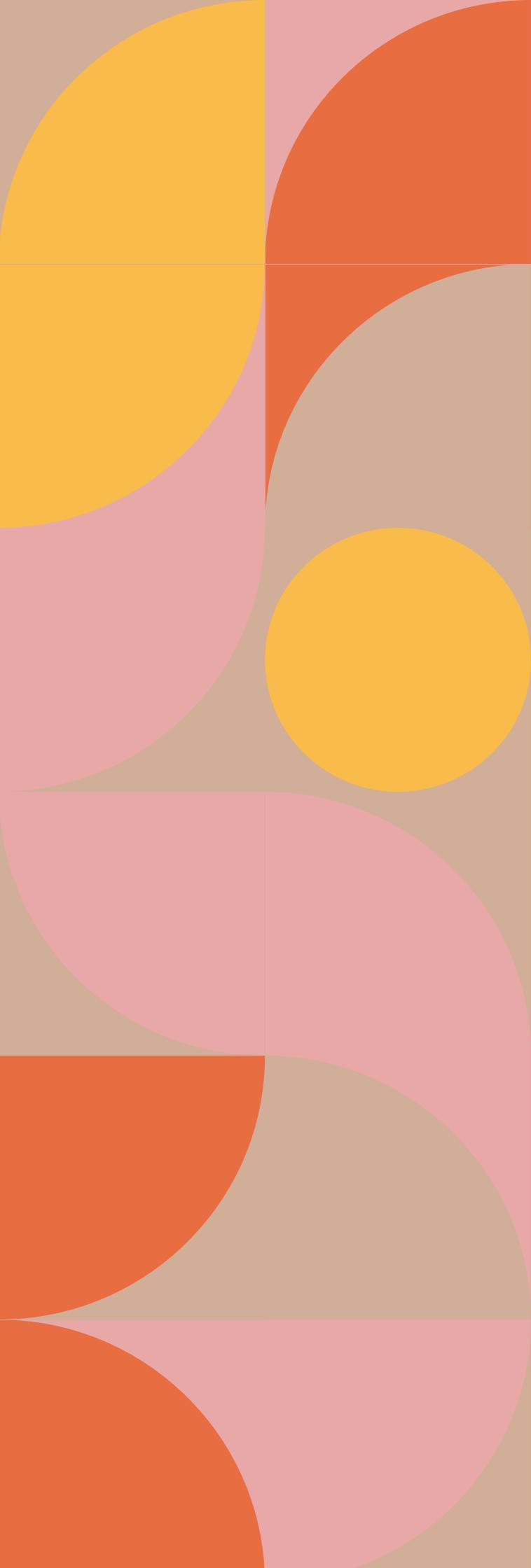
Per questo motivo, in questo studio si è utilizzata la metodologia LCA per la stima degli impatti ambientali, come presentato nel prossimo capitolo.

Categoria		1990 kt CO ₂ eq.	2018 kt CO ₂ eq.	Variazione %	2018 %
Emissioni dal terreno (N ₂ O)	Dirette	8.083	6.710	-17	24
	Indirette	2.002	1.612	-19	5,7
	Totale	10.085	8.322	-17	30
Fermentazione enterica	Bovini	13.164	11.504	-13	41
	Pecore	1.504	1.282	-15	4,5
	Altri	829	1.416	71	5,0
	Totale	15.497	14.202	-8	50
Gestione letame (CH ₄)	Bovini	1.962	1.415	-28	5,0
	Maiali	1.703	1.740	2	6,2
	Altri	283	325	15	1,2
	Totale	3.948	3.480	-12	12
Gestione letame (N ₂ O)	Bovini	1.201	824	-31	2,9
	Maiali	236	236	0	0,8
	Emissioni indirette	1.054	815	-23	1,0
	Altre	326	315	-3	2,9
	Totale	2.817	2.190	-22	7,8
Totale		32.347	28.194	-13	100

Tabella 7. Emissioni di gas a effetto serra del settore agricolo in Italia dal 1990 al 2018 divise per categoria (ordine alfabetico). Elaborazione da dati ISPRA [17]

metodologia

capitolo 2



metodologia

Per stimare il costo nascosto per la società dovuto all'impatto ambientale e sanitario generato dal consumo di carne in Italia è stata condotta un'analisi del ciclo di vita.

L'analisi del ciclo di vita, o LCA, è uno strumento che permette di stimare i potenziali impatti ambientali, economici o sociali di un prodotto o un'attività nel suo intero ciclo di vita.

La metodologia è normata dagli standard internazionali ISO 14040 [18] e ISO 14044 [19] ed è suddivisa in quattro fasi:

- 1) definizione dell'obiettivo e del campo di applicazione;
- 2) analisi dell'inventario;
- 3) valutazione dell'impatto;
- 4) interpretazione dei risultati.

I primi tre step sono presentati nelle prossime sezioni, rispettivamente nei paragrafi 2.1, 2.2 e 2.3.

L'ultimo step dell'analisi, ovvero l'interpretazione dei risultati, è invece presentato nella discussione finale dell'intero studio (capitoli 4 e 5).

paragrafo 2.1

obiettivo e campo di applicazione

2.1.1 - Obiettivo

L'obiettivo dell'analisi è stimare il potenziale costo nascosto per la società italiana, dovuto agli impatti ambientali e sanitari generati dal consumo di carne.

Per fare ciò, nella prima parte dello studio sono stimati e comparati i potenziali costi per la società dovuti alle diverse tipologie e lavorazioni di carne consumate in Italia.

Nella seconda parte, il costo totale per la società è stato calcolato valutando gli effettivi consumi delle diverse tipologie e lavorazioni di carne.

I risultati dello studio sono poi confrontati con gli impatti medi (ambientali e sanitari) generati dal consumo di un'alternativa vegetale alla carne: i legumi. Lo studio rientra nella categoria degli LCA tradizionali, volti a fare una fotografia degli impatti generati oggi dal consumo di carne.

L'obiettivo principale è quello di informare il pubblico riguardo ai potenziali impatti del consumo di carne in Italia, al fine di rendere i consumatori di carne e i decisori politici più consapevoli dei potenziali costi per la società.

È importante sottolineare che l'obiettivo del presente studio non è quello di stimare la variazione degli impatti ambientali qualora gli italiani decidessero di cambiare dieta, verso un'alimentazione a base di legumi.

Un'analisi di questo tipo, chiamata LCA "conseguenziale", richiederebbe uno studio più approfondito delle implicazioni che il cambio di alimentazione provocherebbe nel mercato agroalimentare e quindi negli impatti globali.

2.1.2 - Sistemi analizzati

I sistemi analizzati comprendono la produzione e il consumo delle quattro principali tipologie di carne consumate in Italia: carne di bovino, carne di maiale, carne di maiale lavorata e carne di pollo.

Nonostante differenze nelle modalità di allevamento e macellazione, il ciclo di vita dei sistemi analizzati può essere schematizzato con le stesse macro-unità di processo: allevamento, macellazione, lavorazione, imballaggio, distribuzione, consumo e trattamento reflui.

Il diagramma dei flussi (flow chart) dei sistemi analizzati è schematizzato in Figura 1.

Le unità di processo corrispondono alle principali attività del ciclo di vita della carne. Oltre alle unità di processo e ai prodotti evidenziati in Figura 1, altre attività sono presenti nel sistema analizzato.

Alcuni esempi di queste altre attività sono la produzione dei fertilizzanti utilizzati per produrre il foraggio, la depurazione dell'acqua consumata negli allevamenti, la produzione del polietilene per imballare la carne, ecc.

Gli impatti causati da queste attività, anche se non evidenziate in Figura 1, sono stati inclusi nello studio.

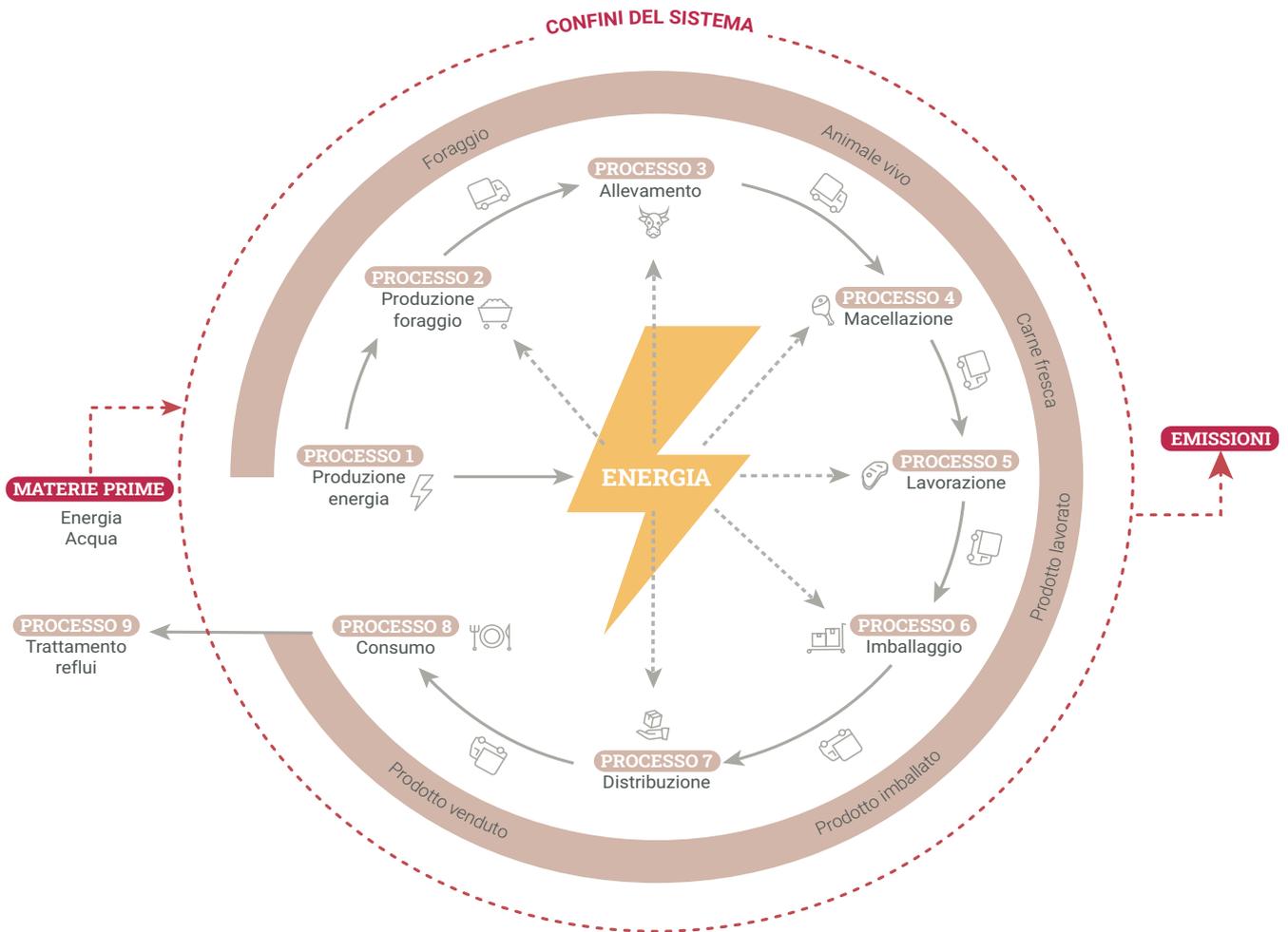


Figura 1. Diagramma dei flussi (Flow chart) del ciclo di vita della carne

2.1.3 - Unità funzionali

L'unità funzionale in un'analisi del ciclo di vita rappresenta l'oggetto di riferimento dello studio, rispetto al quale tutti gli input e output del sistema sono normalizzati. In questo studio, sono state considerate due unità funzionali:

1) nella prima parte dello studio, in cui vengono comparati gli impatti ambientali e sanitari delle diverse tipologie di carne, l'unità funzionale è 100 g di carne consumata. Quattro tipologie di carne sono confrontate: carne di bovino, carne di maiale, carne di maiale lavorata e carne di pollo. La scelta di un'unità funzionale basata sulla massa è stata fatta per rimanere in linea con studi precedenti [20], mentre la quantità (100 g) è stata scelta per approssimare il consumo medio giornaliero in Italia (128 g) a un numero facilmente confrontabile;

2) nella parte finale dello studio, invece, l'unità funzionale è il consumo giornaliero di 128 g di carne per un intero anno (2018) dalla popolazione onnivora italiana. Il risultato in questo caso vuole presentare l'impatto nazionale annuale dato dal consumo di carne.

I 128 g dell'unità funzionale sono ripartiti tra le diverse tipologie e lavorazioni di carne in base ai consumi presentati nel capitolo 1. La ripartizione dell'unità funzionale è riassunta in Tabella 8.

Carne		Consumo		
		kt/y	g/(pc*gg)	%
 Bovino	Fresca	563	27,6	21,6
	Lavorata	28,9	1,25	0,98
 Maiale	Fresca	219	16,2	12,7
	Lavorata	1.034	44,9	35,1
 Pollo	Fresca	680	33,1	25,9
Altro		97	4,37	3,68
Totale		2.620	128	100

Tabella 8. Ripartizione del consumo giornaliero di carne in Italia da parte della popolazione onnivora. I consumi effettivi giornalieri rappresentano l'unità funzionale utilizzata per stimare gli impatti annuali del consumo di carne in Italia.

2.1.4 - Confini del sistema

I confini del sistema determinano quali attività, nel ciclo di vita della carne, sono state incluse nello studio. Come si può notare dalla linea tratteggiata nel diagramma dei flussi in Figura 1, tutti i processi sono stati inclusi nello studio, dall'estrazione delle materie prime usate come input all'allevamento, fino al consumo del prodotto finale presso la propria abitazione. L'approccio dello studio è quindi "dalla culla alla tomba" (from cradle to grave). Sono stati esclusi dallo studio invece i processi a valle del consumo, ovvero il trattamento dei prodotti del metabolismo umano.

2.1.5 - Multifunzionalità

All'interno dello studio si presentano diversi casi di multifunzionalità. La multifunzionalità indica quei processi, come ad esempio la produzione di energia da impianti di cogenerazione, che generano più co-prodotti.

Nel caso dell'impianto di cogenerazione, ad esempio, i due co-prodotti principali sono l'energia elettrica e l'energia termica. Per suddividere gli impatti generati dall'attività tra i co-prodotti, è necessario fare una scelta di allocazione. In questo studio è stata scelta un'allocazione di tipo economico. L'allocazione di tipo economico suddivide gli impatti tra i co-prodotti sulla base del loro valore economico. I valori economici dei prodotti agricoli considerati nello studio si rifanno allo studio di Vellinga et al. [21], su cui si basa il database Agri-footprint [22]. Ad esempio, il 92,5% dei flussi dell'allevamento del bovino da carne, come ad esempio le emissioni di metano dalla fermentazione enterica, sono attribuiti alla produzione di carne (nonostante il peso della carne sia di molto inferiore al 92,5% del peso dell'animale) e solo il restante 7,5% dei flussi è attribuito ai sottoprodotti come ossa e grassi.

L'unica eccezione nel metodo applicato per l'allocazione dei flussi nei casi di multifunzionalità riguarda gli allevamenti di vacche da latte. In questo caso, i flussi sono ripartiti tra i co-prodotti (latte e carne) tramite un'allocazione biofisica anziché economica.

L'allocazione per gli allevamenti di bovini da latte risulta essere: 85,95% dei flussi in entrata e uscita sono attribuiti al latte, 12,35% alla carne e 1,70% ai vitelli. La scelta è stata fatta per essere in linea con le raccomandazioni della commissione europea per la stesura della PEF (product environmental footprint) dei bovini [23].

paragrafo 2.2

analisi dell'inventario

L'analisi dell'inventario consiste nella raccolta dei dati relativi ai flussi di materia ed energia in entrata e in uscita dal sistema studiato. In questo studio, le informazioni sono state raccolte da database per studi LCA, statistiche disponibili al pubblico, articoli scientifici e report.

La tipologia del dato è definita quindi secondaria. La mancanza di dati primari (non disponibili al pubblico), come ad esempio gli effettivi consumi ed emissioni degli allevamenti in Italia, riduce inevitabilmente l'accuratezza dello studio (ovvero la vicinanza dei risultati all'obiettivo che si vuole centrare, gli impatti riferiti al contesto italiano).

D'altro canto, l'utilizzo di database riconosciuti internazionalmente aumenta la precisione dello studio,

ovvero l'affidabilità dei risultati in quanto a completezza e riproducibilità. I database consultati per lo studio sono Agri-footprint 4.0 sviluppato da Blonk Consultants (www.agri-footprint.com) [22] e ecoinvent 3.6 [24].

Data la mancanza di inventari relativi alla produzione di carne in Italia, sono stati considerati gli inventari di allevamenti tipici di altri paesi europei (Irlanda e Olanda).

Questi inventari sono stati quindi modificati in modo da ottenere un inventario più rappresentativo del contesto italiano.

L'inventario delle diverse fasi considerate nello studio è presentato nei prossimi paragrafi:

allevamento (2.2.1), macellazione (2.2.2), lavorazione (2.2.3), imballaggio (2.2.4), distribuzione (2.2.5) e consumo (2.2.6).

Gli input e output delle diverse attività sono presentati in Appendice.

2.2.1 - Allevamenti

Dal momento che non sono disponibili dati pubblici completi per gli allevamenti italiani, per costruire gli inventari della fase di allevamento si è utilizzato il database Agri-footprint 4.0 come punto di partenza.

Nel database sono presenti degli inventari medi per l'allevamento di bovino da carne in Irlanda e per l'allevamento di bovino da latte, maiale e pollo in Olanda.

L'inventario è stato quindi leggermente modificato al fine di migliorarne la precisione dello studio, ovvero avvicinare l'inventario al contesto italiano.

Le modifiche principali che sono state fatte riguardano (ordine alfabetico):

Alimentazione capi allevati: sono state modificate la tipologia degli alimenti e la loro provenienza. Ad esempio, l'erba consumata dai bovini al pascolo in Irlanda è stata sostituita con insilato di mais italiano. L'origine di cereali e legumi è stata costruita partendo dai dati FAOSTAT relativi alle produzioni italiane e alle importazioni [1].

Si è ipotizzato che l'origine dei mangimi rifletta la situazione nazionale. Per il quantitativo importato, in presenza di informazioni dettagliate sulla provenienza (e.g. soia [25]), le schede sono state modificate per riflettere la reale origine; altrimenti, è stata utilizzata la stessa provenienza degli alimenti considerati nel database per gli allevamenti olandesi (gli allevamenti olandesi sono stati preferiti a quelli irlandesi per la maggior vicinanza dell'Olanda al contesto italiano, in quanto appartenente anch'essa all'Europa continentale). Per maggiori informazioni su quantitativi e provenienza degli alimenti considerati negli allevamenti, si veda la sezione A1 dell'Appendice.

Bovini: si è assunto che dei 100 g di carne di bovino consumati in Italia, 78 g siano carne di bovino da un allevamento di bovini da carne e 22 g siano carne da un allevamento di bovini da latte, in linea con le statistiche riportate nel capitolo 1.

Consumi energia elettrica: il mix elettrico italiano dal database ELCD, ovvero la banca dati di riferimento sviluppata dalla commissione europea (European Reference Life Cycle Database), è stato considerato per i consumi energetici sia all'interno dell'allevamento che nei processi ancillari, come ad esempio quelli per miscelare i mangimi, poi venduti all'allevatore.

Emissioni: qualora disponibili, le emissioni in aria degli allevamenti sono state modificate per riflettere i

dati riportati nell'inventario annuale delle emissioni di gas a effetto serra dell'Unione Europea [16]. Vedi la sezione A1 dell'Appendice per maggiori informazioni sui dati modificati e le assunzioni fatte per la modifica.

Trasporti: le distanze percorse per trasportare gli alimenti all'allevamento sono state modificate in base all'origine degli alimenti considerati per lo scenario italiano. Per il calcolo delle distanze e le modalità di trasporto si veda la sezione 2.2.2 relativa alla distribuzione della carne.

2.2.2 - Macellazione

Come per gli allevamenti, l'inventario e le allocazioni del database Agri-footprint sono state considerate per la fase di macellazione. I rendimenti della fase di macellazione considerati nella banca dati, dove per rendimento si intende il rapporto tra i kg di carne fresca prodotta e i kg di animale vivo macellato, sono 49% per i bovini, 57% per i maiali e 68% per i polli [26]. I consumi energetici per 100 g di carne macellata e raffreddata sono riportati in Tabella 9.

Nonostante i bovini non richiedano una fase di scottatura nella fase di macellazione (e dunque un minor consumo energetico per la fase di raffreddamento [27]), i consumi energetici risultano superiori per 100 g di carne macellata a causa del minor rendimento del processo (meno carne prodotta per kg macellato). È stato ipotizzato che la macellazione dei bovini da carne e dei bovini da latte richieda gli stessi consumi [26]. Come per gli altri processi considerati nello studio, il mix elettrico italiano è stato considerato per la fornitura di energia elettrica. Per l'energia termica, invece, si è considerato l'utilizzo di un boiler a metano da database ELCD.

Carne	Energia elettrica	Energia termica
 Bovino	79,8	30,6
 Maiale	67,2	42,1
 Pollo	68,5	19,1

Tabella 9. Consumi energetici per la fase di macellazione (kJ/100 g carne macellata). Elaborazione da dati Agri-footprint [26]

2.2.3 - Lavorazione

Come evidenziato nel capitolo 1, la carne lavorata rappresenta una fetta importante dei consumi italiani di carne.

Nello studio sono state considerate tre tipologie di lavorazione:

- 1) carne fresca, che non richiede ulteriori lavorazioni dopo il raffreddamento post-macellazione;
- 2) carne lavorata tipo prosciutto crudo;
- 3) carne lavorata tipo prosciutto cotto.

Le altre tipologie di carne lavorata, come ad esempio la carne in scatola o il salame, sono state considerate appartenenti a una delle tre categorie.

Nella fattispecie, la carne in scatola è stata considerata come una carne lavorata tipo prosciutto cotto, mentre il salame come carne lavorata tipo prosciutto crudo. Per l'inventario della fase di lavorazione, le informazioni sono tratte da libri e articoli disponibili nella letteratura scientifica.

Per la stagionatura della carne tipo prosciutto crudo si è considerato un consumo elettrico medio di 0,379 kWh/100 g [28].

Per i consumi energetici della cottura e lavorazione della carne tipo prosciutto cotto, si è considerato invece un utilizzo di 0,0056 Nm³ metano/100 g [29]. Considerando che un normal metro cubo di metano produce in media 38 MJ, il consumo per lavorare la carne risulta essere circa 0,21 MJ/100 g.

Per la lavorazione del prosciutto crudo si è considerato solamente l'aggiunta di cloruro di sodio (sale da cucina), con un quantitativo di 6,25 g per 100 g di carne lavorata, mediato tra i 6 g/100g del prosciutto di Parma e i 6,5 g/100g del San Daniele [30].

Per il trattamento della carne lavorata tipo prosciutto cotto, invece, è stato considerato l'utilizzo di una salamoia (30 g per 100 g di carne lavorata) con la composizione riportata nella sezione A.3 dell'Appendice, adattata da Bonou e Birkved [29].

2.2.4 - Imballaggio

Si è considerato lo stesso tipo di imballaggio, composto da una vaschetta di polistirolo (3,3 g per 100 g di carne imballata) e un film di polietilene (0,4 g per 100 g) per tutti i tipi di carne considerati nello studio. La composizione dell'imballaggio è stata ricavata dallo studio di Notarnicola et al. [31].

Si è considerato che la carne venga imballata nella stessa struttura dove l'animale viene macellato.

Una volta imballata, la carne viene spedita ai diversi distributori (case-ready). Per i flussi in entrata e uscita nella fase di imballaggio si veda la sezione A4 dell'Appendice.

2.2.5 - Distribuzione

Una volta macellata e imballata, la carne viene trasportata ai vari rivenditori. La distanza media del trasporto al punto di vendita della carne è stata calcolata considerando la distribuzione regionale della produzione di carne in Italia del 2015 [32]. Si è assunto che i rivenditori, qualora essa sia disponibile, comprino la carne italiana allevata nella propria regione; altrimenti, il rivenditore acquista la carne da un'altra regione. Si veda la sezione A5 dell'Appendice per i dati utilizzati per la stima dei trasporti. Per la quota di carne venduta in Italia, ma proveniente dall'estero, si è assunto che le importazioni siano distribuite in Italia proporzionalmente alla popolazione di ciascuna regione. Per i trasporti intraregionali si è considerata una distanza media di 100 km, per i trasporti interregionali di 500 km e per le importazioni dall'estero si sono considerate le distanze dai paesi importatori presentati nel paragrafo 1.3. Le distanze internazionali sono state calcolate assumendo un trasporto su gomma dalla capitale dello stato di origine sino a Roma per i trasporti

intraeuropei; per i trasporti extra europei si è ipotizzato un trasporto su gomma dalla capitale di origine sino al porto più vicino, seguito da un trasporto via nave sino al porto più vicino italiano e un ulteriore trasporto via gomma di 500 km. Le distanze percorse su gomma sono state calcolate da Google Maps (www.google.com/maps) e le distanze marine da Sea Routes (www.searoutes.com). Si è considerato un trasporto su gomma piuttosto che su rotaia per il trasporto intraeuropeo dal momento che più del 95% del trasporto di cibo in Europa avviene su strada [33]. Le distanze medie percorse dalla carne distribuita in Italia e le modalità di trasporto considerate nello studio sono riassunte in Tabella 10. Per il trasporto su strada si è ipotizzato che la carne viaggi su camion frigoriferi, mentre per il trasporto via nave si è considerato un trasporto mediante container refrigerati. Si è infine assunto un consumo elettrico di 0,105 MJ per 100 g di carne, utile a mantenere refrigerata la carne al punto di distribuzione [34]. Come per gli altri consumi elettrici, il mix elettrico italiano è stato considerato come fornitore di energia.

Carne	Origine		Media pesata	Modalità	
	Italiana	Importata		Gomme	Nave
 Bovino	210	2.800	650	430	220
 Maiale	290	1.600	500	500	0
 Pollo	280	1.600	400	400	0

Tabella 10. Distanze medie e modalità di trasporto della carne distribuita in Italia (km)

2.2.6 - Consumo

Per l'ultima fase del ciclo di vita della carne analizzata, il consumo domestico, si sono considerati gli impatti generati dal trasporto del prodotto dal rivenditore al punto di consumo (tragitto casa-rivenditore) e l'eventuale preparazione.

Si è ipotizzato che quando si fa la spesa vengano acquistati in media trenta pezzi, e che la carne sia uno di questi trenta pezzi.

Si è considerato dunque che i cento grammi di carne siano responsabili per un trentesimo degli impatti generati dal viaggio casa-rivenditore [31]. Una distanza media di 2 km è stata considerata tra la casa e il rivenditore [31].

Infine, si è considerato che la carne lavorata non necessiti di ulteriore preparazione, mentre si è ipotizzato che vengano consumati 0,85 MJ per cucinare 100 grammi di carne fresca [31].

paragrafo 2.3

valutazione dell'impatto

In questa sezione viene presentata la metodologia utilizzata per stimare gli impatti ambientali (paragrafo 2.3.1) e sanitari (paragrafo 2.3.2) del consumo di carne.

2.3.1 - Impatto ambientale

Sono state prese in considerazione nello studio undici categorie di impatto ambientale:

- 1) cambiamenti climatici;
- 2) riduzione dello strato di ozono;
- 3) acidificazione terrestre;
- 4) eutrofizzazione (divisa in acqua dolce e marina);
- 5) tossicità umana;
- 6) formazione di smog fotochimico;
- 7) formazione di particolato;
- 8) eco-tossicità (divisa tra terrestre, acqua dolce e marina);
- 9) radiazione ionizzante;
- 10) occupazione di suolo;
- 11) consumo d'acqua.

Queste categorie sono le stesse suggerite dalla commissione europea per studi LCA [35], per le quali esistono modelli scientifici accreditati (peer reviewed), che mettono in correlazione una certa emissione all'impatto prodotto sull'ambiente e/o sull'uomo. I modelli causa-effetto del metodo ReCiPe [36,37], sviluppato da una collaborazione tra l'istituto nazionale olandese per la salute pubblica e l'ambiente (www.rivm.nl), l'università Radboud di Nimega, l'università di Leiden e la società di consulenza ambientale PRé Sustainability (www.pre-sustainability.com) [37], sono stati utilizzati per stimare

l'impatto ambientale.

Per l'analisi è stata utilizzata la versione 9.1 del software SimaPro [38].

Gli impatti finali sull'uomo e gli ecosistemi sono stati stimati attraverso un ulteriore step: dopo aver calcolato l'effetto intermedio per una determinata categoria ambientale (impatto midpoint), questo è stato convertito in un impatto finale sull'uomo, gli ecosistemi e gli edifici (impatto endpoint).

L'impatto endpoint è stato stimato in questo studio in termini di costo monetario per la società, generato dai vari impatti ambientali midpoint come, ad esempio, i cambiamenti climatici o l'acidificazione. Diversi approcci possono essere utilizzati per dare un valore economico a un impatto ambientale (esternalità) [39].

Si può usare ad esempio il suo prezzo di mercato se il prodotto è commerciabile, come lo è ad esempio l'anidride carbonica nei meccanismi di scambio delle emissioni (carbon trading). Oppure, si può determinare attraverso mercati surrogati, come le variazioni di prezzo di un prodotto la cui disponibilità dipende dalla categoria ambientale a rischio. Un altro metodo per attribuire un costo all'impatto ambientale è attraverso sondaggi, domandando la disponibilità a pagare in mercati ipotetici.

Ad esempio: "quanto saresti disposto a pagare per una vita più lunga in piena salute?" Un altro metodo ancora è attraverso una stima del costo necessario per eliminare o sostituire l'attività che genera l'impatto ambientale. In questo studio, il costo indica la perdita di benessere per la società dovuto all'emissione addizionale di un kilogrammo di inquinante in ambiente, calcolato dal centro di ricerca CE Delft nel manuale dei prezzi ambientali (Environmental Prices Handbook) [40].

I costi sono considerati rappresentativi per il contesto europeo (EU15) e i costi futuri, come ad esempio i costi per le generazioni future dovuti ai cambiamenti climatici, sono scontati del 3% all'anno [40]. I fattori di conversione emissione-costo considerati in questo studio sono gli stessi utilizzati dalla Commissione Europea per la stima dei costi esterni [7] e sono gli stessi che sono stati utilizzati, ad esempio, nella recente analisi costi-benefici relativa al nuovo collegamento ferroviario Torino-Lione [41].

Diversi approcci sono stati utilizzati dal centro di ricerca CE Delft per la stima dei costi relativi ai diversi impatti ambientali. In Tabella 11 sono riportati i costi monetari utilizzati nello studio per le diverse categorie di impatto ambientale, riferiti all'unità di riferimento (indicatore) della categoria.

Nei prossimi paragrafi i costi per la società relativi alle categorie di impatto ambientale più rilevanti per il nostro caso di studio sono presentati più nel dettaglio: cambiamenti climatici (2.3.1.1), acidificazione (2.3.1.2), eutrofizzazione (2.3.1.3), formazione di particolato (2.3.1.4), ecotossicità (2.3.1.5), occupazione di suolo (2.3.1.6) e consumo d'acqua (2.3.1.7). Si rimanda invece alla descrizione del modello ReCiPe [36,37] e al manuale dei prezzi ambientali [40] e per una descrizione più dettagliata dei meccanismi considerati per la stima degli impatti e dei prezzi ambientali. Per aumentare la robustezza dei risultati è stata eseguita un'analisi di sensitività sui prezzi, considerando l'intervallo proposto nel manuale dei prezzi ambientali.

I valori estremi inferiori e superiori degli intervalli di costo utilizzato per l'analisi di sensitività sono riportati in Tabella 11. I costi relativi ad impatti ambientali dovuti al consumo italiano di carne che si verificano al di fuori dei confini nazionali (e.g., gli impatti della deforestazione

in Sudamerica per coltivare la soia consumata negli allevamenti italiani), sono stati attribuiti nel testo alla società italiana, considerando il principio comunitario di "chi inquina paga". Secondo questo principio, l'Italia è in debito verso i paesi nei quali si verifica l'impatto ambientale.

Inoltre, i danni ambientali che si verificano all'estero influiscono indirettamente anche sul benessere degli italiani. Ad esempio, la perdita di biodiversità e le emissioni di gas a effetto serra a causa della deforestazione in Sudamerica causano una perdita di benessere per tutto il mondo.

Categoria di impatto	Indicatore	Costo monetario		
		Medio	Inferiore	Superiore
Cambiamenti climatici	kg CO ₂ eq.	0.0566	0.0218	0.0944
Riduzione dello strato di ozono	kg CFC-11 eq.	30.4	22.1	45.7
Acidificazione terrestre	kg SO ₂ eq.	4.97	0.526	5.66
Eutrofizzazione acqua dolce	kg P eq.	1.86	0.25	2.11
Eutrofizzazione marina	kg N eq.	3.11	3.11	3.11
Tossicità umana	kg 1,4-DB eq.	0.0991	0.0725	0.153
Formazione di smog fotochimico	kg NMVOC	1.15	0.84	1.84
Formazione di particolato	kg PM ₁₀ eq.	39.2	28.0	60.4
Eco-tossicità terrestre	kg 1,4-DB eq.	8.69	1.17	9.85
Eco-tossicità acqua dolce	kg 1,4-DB eq.	0.0361	0.00485	0.0409
Eco-tossicità marina	kg 1,4-DB eq.	0.00739	0.000992	0.00837
Radiazione ionizzante	kBq U235 eq.	0.0461	0.0297	0.0598
Occupazione di suolo agricolo	m ² a	0.0845	0.0255	0.685
Consumo d'acqua	m ³	0	0	0

Tabella 11. Costo monetario espresso in euro (2015) per unità dell'indicatore di categoria di impatto ambientale, tipicamente per kg di inquinante (e.g. per i cambiamenti climatici il costo equivale a 0,0566 per kg di CO₂ equivalente). "Inferiore" e "superiore" per il costo monetario indicano i valori minimi e massimi utilizzati per l'analisi di sensitività. Fonte: Environmental Prices Handbook [40].

2.3.1.1 - Cambiamenti climatici

La categoria dei cambiamenti climatici si riferisce all'alterazione delle condizioni climatiche, ed in generale al progressivo riscaldamento del pianeta dovuto alle emissioni antropiche di gas a effetto serra.

L'accumularsi di questi gas in atmosfera, soprattutto di anidride carbonica (CO₂), metano (CH₄) e protossido d'azoto (N₂O), altera l'equilibrio radiativo dell'atmosfera, intrappolando il calore uscente.

Il conseguente riscaldamento del pianeta altera il clima e le condizioni meteorologiche, aumentando ad esempio il verificarsi di eventi estremi [42]. L'indicatore per questa categoria è la CO₂, il principale responsabile dell'attuale riscaldamento del pianeta.

Per il potenziale contributo delle altre emissioni di gas a effetto serra nel riscaldare il pianeta rispetto alla CO₂, sono stati utilizzati i valori proposti dal gruppo intergovernativo sul cambiamento climatico delle Nazioni Unite (IPCC) nel rapporto del 2014 [43], con la correzione proposta da Muñoz e Schmidt per le emissioni di metano [44].

I valori per i principali gas a effetto serra rilevanti per questo studio sono riportati in Tabella 12 e sono riferiti all'effetto sul riscaldamento globale nei 100 anni successivi all'emissione (GWP100). Per il metano sono riportati due valori: uno per le emissioni di metano fossile, ovvero originate dall'estrazione o combustione di combustibili fossili, e uno per le emissioni biogeniche, come ad esempio quelle derivanti dalla fermentazione enterica dei bovini.

La differenza tra i due gas è che il carbonio emesso dal bovino è stato recentemente in atmosfera (assorbito dalla pianta che il bovino ha mangiato),

mentre il carbonio emesso bruciando combustibili fossili non entrava in atmosfera da milioni di anni.

Il ruolo che queste molecole giocano nell'alterare gli equilibri climatici è quindi differente [43].

C'è un ampio dibattito in corso su quale metrica debba essere utilizzata per stimare in maniera più accurata il ruolo che il metano biogenico abbia sul riscaldamento globale [45,46].

In questo studio si è utilizzata la metrica ad oggi utilizzata dall'IPCC, il GWP100 [43].

GAS	GWP100 (kg CO ₂ eq./kg emissione)
CO ₂	1
CH ₄ fossile	30,5
CH ₄ biogenico	27,75
N ₂ O	265

Tabella 12. Potenziale di riscaldamento globale per cento anni (GWP100) dei diversi gas a effetto serra relativi alla CO₂ [43,44].

Alcuni dei costi per la società dovuti ai cambiamenti climatici sono dovuti a:

- Innalzamento del livello dei mari, con conseguenti migrazioni della popolazione che vive sulle coste o che dipende dai terreni che finiranno sott'acqua;
- Maggiori costi sanitari e perdita di anni di vita dovuti alla diffusione di malattie, come la malaria, fino ad oggi limitate ai tropici o a temperature estive più alte (bilanciate in alcuni casi dai benefici per la salute di inverni meno rigidi);
- Riduzione della disponibilità d'acqua e di cibo per il minor rendimento dei campi in alcune aree, con importanti conseguenze socioeconomiche;
- Perdita di biodiversità e perturbazione degli ecosistemi.

Attribuire un costo ai danni e ai benefici causati dalle emissioni di gas a effetto serra non è semplice. In letteratura si trovano valori che spaziano da meno di un euro a tonnellata di CO₂ emessa fino a oltre 500 euro a tonnellata [47].

Se, invece, il prezzo della CO₂ fosse stimato considerando i costi necessari per abbattere le emissioni e rispettare l'accordo di Parigi (e dunque rimanere sotto l'innalzamento della temperatura rispetto all'era pre-industriale di 2 gradi centigradi [48]), allora il prezzo della CO₂ dovrebbe già essere tra i 100 e i 500 euro alla tonnellata nel 2030 e potrebbe raggiungere anche i 1.000 euro alla tonnellata nel 2050 [40]. In questo studio, è stata usata la metodologia proposta nell'Environmental Prices Handbook [40], che tiene in conto sia dei danni causati dai cambiamenti climatici che dal costo di abbattimento delle emissioni. Per il costo medio usato nello studio (57 euro per tonnellata di

CO₂ eq. emessa), è stato considerato il costo di abbattimento per raggiungere una riduzione delle emissioni del 40% al 2030 (rispetto al 1990) e assumendo una riduzione lineare delle emissioni, arrivando a una riduzione del 65% nel 2050.

Considerando il nuovo impegno della commissione europea di arrivare ad almeno una riduzione delle emissioni del 55% al 2030 e di raggiungere la neutralità climatica al 2050 [49], il prezzo adottato in questo studio è evidentemente una sottostima.

Nell'analisi di sensitività, i valori estremi rappresentano il valore mediano ottenuto per la stima dei danni causati dai cambiamenti climatici ottenuto dal modello del 2016 proposto da Bijgaart et al. [40] e il valore più alto ottenuto dallo studio di Kuik et al. per i costi di abbattimento delle emissioni nel caso ci si impegni a rispettare l'accordo di Parigi [47].

2.3.1.2 - Acidificazione terrestre

La categoria acidificazione terrestre si riferisce agli impatti causati dalle emissioni che in atmosfera si convertono in acido solforico e acido nitrico e che si depositano sui terreni o sulla vegetazione, tramite ad esempio le piogge acide. I gas principali che causano acidificazione sono l'ammoniaca (NH₃), l'anidride solforosa (SO₂) e gli ossidi di azoto (NO_x).

L'indicatore di categoria è l'anidride solforosa e i fattori di caratterizzazione per gli altri gas (kg SO₂ eq. per kg di gas emesso) sono ottenuti considerando la quantità di acido che può essere formato rispetto a quanto ne viene formato dall'anidride solforosa.

I fattori sono stati estratti dal modello ReCiPe [36]: 1 kg di NH₃ è considerato equivalente a 2,45 kg di SO₂ e 1 kg di NO_x a 0,56 kg di SO₂.

L'acidificazione genera costi per l'ambiente e la società umana sotto diverse forme:

- Danno per la salute umana dovuto al contatto dell'anidride solforosa o di alte concentrazioni di ammoniaca con la membrana mucosa nella bocca, nel naso e nei polmoni, causando bronchiti. Siccome le concentrazioni medie in atmosfera si sono molto ridotte rispetto al passato, a meno di un contatto diretto prolungato come può succedere negli allevamenti, il danno per la salute umana è probabilmente trascurabile.
- Danni agli ecosistemi: l'acidificazione dei terreni riduce la crescita delle piante, favorisce lo svilupparsi di malattie, impatta negativamente gli organismi che vivono nel terreno, riduce la disponibilità di minerali come il calcio che è lisciviato in terreni acidi. La perturbazione di questi sistemi causa perdite in agricoltura (e.g., minor aerazione e miscelazione senza i lombrichi) e biodiversità (e.g., minor disponibilità di calcio per lumache o uccelli) [50].
- Danni agli edifici: emissioni di gas acidificanti possono accelerare il deterioramento di edifici e monumenti, in particolare quelli costruiti con materiali ricchi di calcio (e.g., calcestruzzo, rocce calcaree).

In questo studio i costi per unità di emissione acidificante si basano sui costi stimati all'interno del progetto NEEDS, finanziato dalla commissione europea [51]. I costi sono relativi agli impatti negativi sulle produzioni agricole, la biodiversità e gli edifici, mentre i rischi per la salute umana sono esclusi.

2.3.1.3 - Eutrofizzazione marina

La categoria relativa all'eutrofizzazione marina si riferisce all'eccessivo arricchimento in nutrienti (azoto, fosforo e potassio) di suolo, acqua e aria, disturbando i processi ecologici naturali.

Diverse concentrazioni di nutrienti portano a variazioni nella presenza di particolari specie presenti nell'ecosistema (e.g., proliferazioni algali) che possono portare a zone ecologicamente morte per mancanza di ossigeno. In regioni a clima temperato come l'Europa, l'elemento critico per la proliferazione algale nelle acque dolci è il fosforo mentre in mare è l'azoto.

La stima del danno in questo caso si riferisce esclusivamente all'impatto sugli ecosistemi, espresso in frazione delle specie presenti in un metro quadro che sono potenzialmente danneggiate dall'emissione (PDF: potentially disappeared fraction) in un anno.

Il costo per quanto riguarda le emissioni di fosforo e azoto utilizzate qui sono state stimate nell'Environmental Prices Handbook considerando il costo di abbattimento delle emissioni sulla base delle tasse pagate in Olanda per emettere l'inquinante [40].

2.3.1.4 - Formazione di particolato

La categoria "formazione di particolato" si riferisce a quel mix di particelle, solide o liquide, di varie dimensioni emesse come conseguenza dalle attività antropiche.

Queste particelle includono ad esempio la fuliggine o il fumo emessi durante la combustione, particelle che si formano in atmosfera in seguito a reazioni chimiche con gas emessi dall'uomo come l'ammoniaca (particolato secondario), oppure particelle di terra o pneumatici portate in atmosfera dal vento o dalle macchine stesse. Il settore agroalimentare contribuisce alla

formazione di particolato secondario soprattutto attraverso le emissioni di ammoniaca dallo stoccaggio e lo spargimento del letame [52,53].

Il ruolo giocato dal settore agroalimentare nell'inquinamento da particolato si è potuto chiaramente osservare nel Nord Italia durante il recente lockdown a causa del Covid-19, che ha indotto una forte riduzione delle altre fonti di particolato come il trasporto su strada e le produzioni industriali [54].

Gli impatti principali del particolato riguardano la salute umana, gli edifici e la visibilità. Minore la dimensione delle particelle, maggiore la profondità a cui riescono accedere nel corpo umano, sino ad arrivare agli alveoli polmonari. Il particolato di dimensione inferiore ai 2,5 micron (PM_{2,5}) è quindi più dannoso per la salute umana del PM₁₀. Tra le malattie causate o aggravate dal particolato si annoverano l'asma, la broncopneumopatia cronica ostruttiva, malattie cardiovascolari causate da infiammazioni e arteriosclerosi, aritmie e arresti cardiaci.

Inoltre, studi tossicologici hanno dimostrato che il particolato può anche causare alterazioni genetiche e reazioni allergiche. Ridotte concentrazioni di particolato sono state associate a una riduzione di morti premature. Relativamente agli edifici, il particolato danneggia le facciate; inoltre, le emissioni di fuliggine richiedono pulizie più frequenti di edifici e strade.

Per l'impatto midpoint, l'indicatore di categoria è il PM₁₀ e i fattori di caratterizzazione utilizzati nello studio sono quelli del modello ReCiPe [36]. Nel modello, nonostante i danni maggiori sulla salute causati da particelle più piccole di 10 micron, non sono considerati fattori di caratterizzazione diversi.

Per l'impatto endpoint, e dunque il costo per la società dovuto alle emissioni di particolato, è stato considerato il modello sviluppato all'interno del progetto europeo NEEDS [51]. Nel modello viene utilizzata la percentuale media di PM_{2,5} emesso per kg di PM₁₀ (circa due terzi) al fine di stimare il danno sulla salute umana dalle emissioni di particolato. I danni agli edifici sono esclusi dai calcoli.

2.3.1.5 - Ecotossicità terrestre

La categoria eco-tossicità si riferisce all'impatto di tutte quelle sostanze tossiche per organismi non-umani che non sono state considerate in altre categorie, come ad esempio l'eutrofizzazione.

Gli agenti principali dell'impatto sono i pesticidi usati in agricoltura, creati apposta per uccidere organismi che rappresentano una minaccia per il campo o gli animali allevati.

Tra i pesticidi usati in agricoltura ci sono ad esempio insetticidi, erbicidi, fungicidi, battericidi, molluschiocidi, ecc. Poiché l'uso di questi pesticidi si disperde nell'ambiente, l'impatto del loro uso si estende ben oltre il luogo dove vengono applicati.

Uno studio ha dimostrato che l'80% degli erbicidi utilizzati non raggiunge il target [40]. Le tossine possono anche bioaccumularsi negli animali mangiati dall'uomo, creando possibili danni anche per la salute umana.

Per gli invertebrati, che non sono il target del pesticida, come ad esempio gli insetti impollinatori, l'esposizione ai pesticidi può portare a un'aspettativa di vita minore, può impattare la fertilità, il loro comportamento e la distribuzione dei sessi.

Anche nei vertebrati, i pesticidi possono portare a squilibri ormonali e addirittura

alla morte.

Nel modello midpoint utilizzato nello studio (ReCiPe) più di mille sostanze chimiche disperse in aria, acqua e suolo sono state incluse. L'indicatore di categoria è l'1,4-diclorobenzene disperso in ambiente marino.

Questa sostanza si degrada difficilmente e dunque si accumula nell'ambiente, con impatti soprattutto sulla vita acquatica.

L'impatto delle altre sostanze chimiche disperse in natura è quindi valutato rispetto all'impatto generato dall'1,4-diclorobenzene.

Il prezzo per la società utilizzato nello studio è stimato in base al valore economico dato alla biodiversità [40]. I costi delle categorie di tossicità sono quelle che presentano l'incertezza maggiore. Il costo stimato per la frazione di specie (PDF) che ha un'alta probabilità di scomparire in una regione a causa delle condizioni ambientali sfavorevoli (in questo caso la presenza del pesticida) è 0,083 euro/(PDF*m²*anno) con un intervallo di stima che va da 0,024 a 0,649 euro.

2.3.1.6 - Occupazione di suolo

La categoria "occupazione di suolo" si riferisce in questo studio all'occupazione per fini agricoli, data la rilevanza per l'oggetto dell'investigazione.

La categoria si riferisce dunque all'impatto che l'agricoltura genera sulla natura e sugli ecosistemi. Il modello ReCiPe è stato utilizzato per calcolare l'impatto, considerando 18 diversi fattori di caratterizzazione per i differenti utilizzi del suolo [36].

La conversione del consumo di suolo in un costo economico risulta particolarmente problematica per questa categoria data la difficoltà nel dare un valore monetario ai

servizi ecosistemici della natura, come l'approvvigionamento di cibo e acqua, la regolazione del clima, la depurazione delle acque o l'impollinazione.

Il valore economico utilizzato in questo studio è stimato in base al valore attribuito alla perdita di biodiversità, già presentato per la categoria ecotossicità.

2.3.1.7 - Consumo d'acqua

Come per le altre categorie d'impatto ambientale, i potenziali consumi idrici relativi al consumo di carne sono stati stimati utilizzando la metodologia ReCiPe [36]. I modelli di riferimento per la stima dell'impatto sono lo studio di Döll e Siebert per i consumi idrici in agricoltura [55] e lo studio di Hoekstra e Mekonnen per i consumi domestici e industriali [56]. L'indicatore midpoint stima il quantitativo effettivo di acqua consumata, escludendo dal conto l'acqua piovana persa per evapotraspirazione (frazione "verde" del consumo di acqua secondo la nomenclatura di Hoekstra e Mekonnen [56]) e l'acqua necessaria per diluire il volume di acqua inquinato (frazione "grigia" [56]). I consumi idrici non sono considerati in relazione alla disponibilità idrica locale [57], ma stimano semplicemente il quantitativo di acqua dolce prelevata e consumata dall'uomo nell'intero ciclo di vita della carne. In sintesi, la stima non indica l'effettivo impatto che il consumo d'acqua genera sull'ambiente: ad esempio, un metro cubo d'acqua dolce prelevato in Sicilia non genera lo stesso stress sulle risorse idriche locali di un metro cubo d'acqua consumato in Lombardia [57,58].

Di conseguenza, non è stato associato al consumo d'acqua un costo per la società in termini monetari (Tabella 11). Sebbene il consumo di risorse idriche possa indiscutibilmente generare costi per la società, le nostre informazioni non ci permettono di effettuare una stima accurata del potenziale costo. Il

Il consumo di risorse idriche genera costi in termini, ad esempio, di maggiori investimenti nell'estrazione per gli utenti futuri, di spese sanitarie dovute a carenza d'acqua ad uso igienico sanitario o nutritivo, di perdite agricole e di danni per gli ecosistemi [40,57,59–62].

Sebbene alcuni di questi costi, come quelli di estrazione, siano già internalizzati nel prezzo del prodotto [40] e alcuni, come la malnutrizione e la scarsa igiene, non rappresentino un danno reale nel contesto italiano [62], è necessario uno studio più approfondito delle conseguenze che il consumo d'acqua genera sulle disuguaglianze sociali (non catturate in questo studio) e sugli ecosistemi per poter valutare il reale costo che i prelievi di acqua dolce nel ciclo di vita della carne generano sulla società.

È bene ricordare che, in un'ottica di ciclo di vita, il danno economico e sociale generato dai prelievi d'acqua per il consumo di carne in Italia non è limitato al costo per la società italiana, ma riguarda anche paesi dai quali, ad esempio, vengono importati i mangimi [62].

2.3.2 - Impatto sanitario

Come anticipato nell'introduzione, il consumo di carne aumenta il rischio di contrarre determinate malattie.

In linea con studi precedenti [13,63] e supportati da revisioni sistematiche di studi scientifici di coorte [64–66], si è considerato un rapporto casuale tra il consumo di carne e il rischio di contrarre quattro malattie:

- 1) carcinoma del colon-retto;
- 2) diabete di tipo 2;
- 3) ictus;
- 4) malattie cardiovascolari.

Il rapporto casuale è stato trovato solo tra il consumo di carni rosse e il consumo di carni lavorate, mentre

non ci sono abbastanza dati nella letteratura scientifica che dimostrino una relazione chiara tra il consumo di carne bianca (pollo) e lo sviluppo delle malattie considerate [13].

Carni rosse e carni lavorate sono state considerate come fattori di rischio separati [63]. Altre malattie, per cui studi hanno dimostrato la maggior incidenza a causa del consumo di carne come la resistenza agli antibiotici [67] o l'obesità [68], non sono state incluse nello studio per mancanza di una letteratura robusta scientifica a riguardo.

Sulla base delle curve di rischio relativo in funzione del consumo giornaliero di carne rossa e lavorata, si è quindi stimata la variazione del rischio di contrarre le malattie sopracitate per un consumatore di carne medio italiano. Per i consumi medi ci si è rifatti alle stime presentate nel paragrafo 1.4. Si è quindi considerato un consumo medio per gli onnivori italiani di 43,8 g al giorno di carne rossa e di 46,0 g di carne lavorata.

Una volta stimato il rischio relativo per i consumatori di carne di contrarre una determinata malattia, si è calcolato quanti anni di vita vengono persi o guadagnati in Italia per il consumo di carne, relativamente alle quattro malattie considerate.

Il totale degli anni di vita persi per ciascuna malattia è stato preso dallo studio del 2017, coordinato dall'Institute for Health Metrics and Evaluation sull'impatto globale delle malattie (Global Burden of Disease) [69].

In particolare, gli anni di vita persi o guadagnati sono stati considerati in termini di DALY (Disability-Adjusted Life Year) che, oltre agli anni di vita persi o guadagnati per morte prematura, considera anche gli anni persi con disabilità o guadagnati senza. La variazione del rischio di contrarre una determinata malattia ottenuto negli studi di letteratura è stato ipotizzato corrispondere alla variazione in DALY/pro capite.

Le equazioni riportate di seguito sono state utilizzate per stimare i DALY persi o guadagnati a causa del consumo di carne:

- Nell'equazione 1, P indica la popolazione italiana nel 2018 (60,5 milioni), V indica la quantità di persone in Italia che non consuma carne (4,3 milioni) e O indica la quantità di persone che in Italia consuma carne (56,2 milioni). Si è assunto che tutte le persone che consumano carne consumano sia carne rossa (43,8 g/gg) che carne lavorata (46,0 g/gg);

- Nell'equazione 2, R_{Vi} indica il rischio attuale per la popolazione italiana che non consuma carne di perdere anni di vita per la malattia i , espresso in DALY pro capite R_{Vi} corrisponde dunque al rischio base per la popolazione italiana (senza il fattore di rischio della carne) di perdere anni di vita per la malattia i ;

- Nell'equazione 3, j indica il fattore di rischio, che nel nostro caso sono due: il consumo di carne rossa e il consumo di carne lavorata. $R_{0i,j}$ indica il rischio (DALY pro capite) per la popolazione onnivora di perdere anni di vita per la malattia i con una dieta comprendente il fattore di rischio j . $\Delta R_{0i,j}$ indica la variazione del rischio di perdere anni di vita per la malattia i dovuta al fattore di rischio j ($R_{0i,j} - R_{Vi}$). $\Delta R_{0i,j}$ corrisponde quindi al rischio relativo estratto dagli studi di coorte;

- Nell'equazione 4, $DALY_{0i,j}$ indica gli anni di vita persi attribuibili al fattore di rischio j ;

- Infine, l'equazione 5 verifica che la somma degli anni di vita persi dovuti ai fattori di rischio preesistenti per la popolazione italiana ($P \cdot R_{Vi}$) e gli anni di vita persi dovuti ai fattori di rischio j sia uguale agli anni di vita persi totali per la malattia riportati nello studio sull'impatto globale delle malattie [69].

Si è quindi assunto che i due fattori di rischio siano indipendenti ed addizionabili.

$$1 \quad P = V + O$$

$$2 \quad R_{Vi} = \frac{DALY_{Vi}}{V}$$

$$3 \quad R_{0i,j} = R_{Vi} \cdot (\Delta R_{0i,j})$$

$$4 \quad DALY_{0i,j} = O \cdot (R_{0i,j} - R_{Vi})$$

$$5 \quad DALY_{Pi} = P \cdot R_{Vi} + \sum_j DALY_{0i,j}$$

Per la stima dei DALY relativi al diabete di tipo 2, si è considerato che il 90% dei casi di diabete in Italia è di tipo 2 [70]. Infine, per calcolare l'impatto economico del consumo di carne dovuto al rischio maggiore di contrarre determinate malattie, i DALY sono stati moltiplicati per il costo per la società dovuto agli anni di vita persi dai consumatori di carne.

Il costo è lo stesso considerato per i DALY persi nel caso degli impatti ambientali: 55.000 euro per DALY [40]. Il valore del DALY è formulato partendo dalla disponibilità a pagare di un cittadino medio europeo per un anno di vita in più in salute. Il valore è strettamente correlato al reddito.

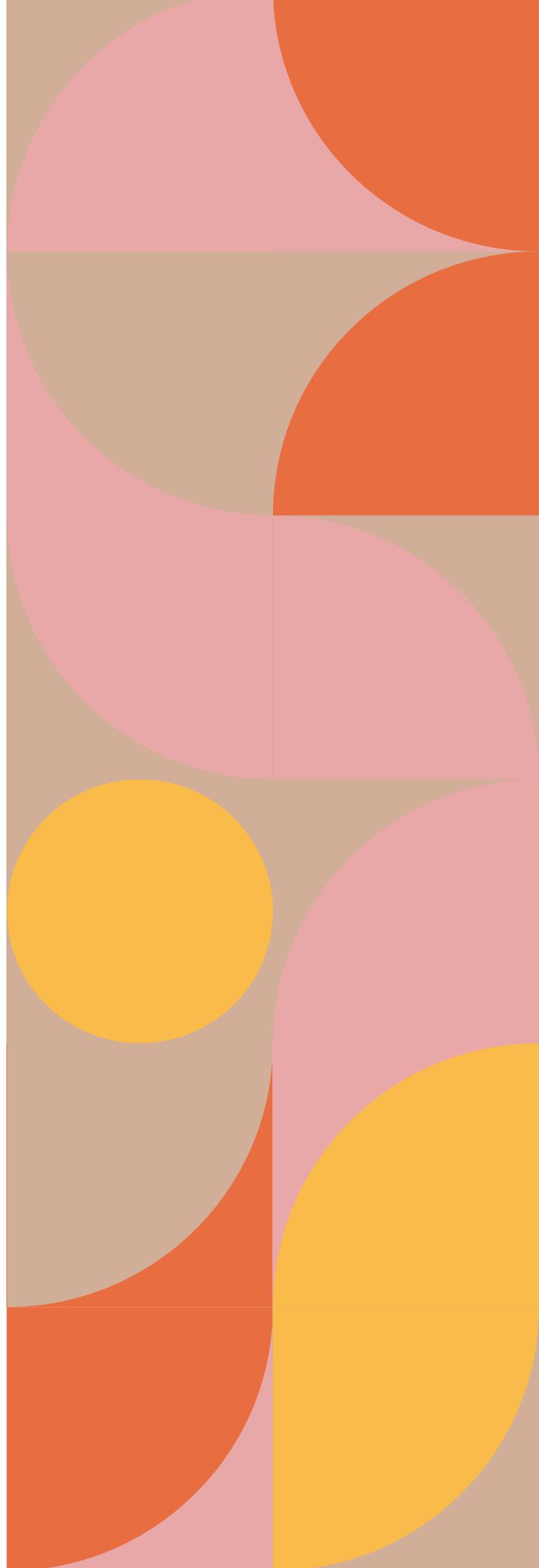
A questo valore vengono poi aggiunti i costi di morbilità, come ad esempio i costi ospedalieri. 55.000 euro è considerato il limite inferiore del valore attribuibile a un anno di vita perso, con un intervallo che va dai 55.000 ai 110.000 euro/DALY [40]. Per valutare la robustezza dei risultati è stata condotta un'analisi di sensitività sui rischi relativi, considerando gli intervalli di confidenza riportati negli studi di letteratura.

risultati

capitolo 3

risultati

In questa sezione sono riportati i risultati ottenuti dall'analisi: in sezione 3.1 sono presentati gli impatti ambientali midpoint calcolati tramite metodologia LCA, con un focus sulle principali categorie d'impatto ambientali rilevanti per lo studio; in sezione 3.2 sono presentati i risultati della conversione degli impatti midpoint (impatti relativi ad una determinata categoria d'impatto ambientale) in costi nascosti per la società italiana; in sezione 3.3 sono presentati i risultati dei costi nascosti sanitari derivanti dal consumo di carne in Italia; infine, in sezione 3.4 sono presentati i costi totali nascosti per la collettività (ambientali e sanitari) del consumo di carne in Italia.



paragrafo 3.1

impatti ambientali

In questa sezione sono presentati i potenziali impatti ambientali per 100 g di carne consumata.

Per comprendere più chiaramente la dimensione degli impatti generati dalla carne, è stata effettuata una comparazione con un'alternativa nutrizionale a base vegetale.

Per la comparazione sono stati calcolati gli impatti ambientali di due legumi presenti sul database Agri-footprint: i piselli e la soia. Per i piselli, sono stati considerati gli impatti medi dei due inventari europei presenti sul database: piselli coltivati in Francia e piselli coltivati in Germania.

Per la soia, invece, sono stati considerati gli impatti medi di una produzione italiana. Dal momento che l'inventario dei legumi nel database è riferito solamente alla fase di produzione del legume (i.e., coltivazione), il confronto con la carne è fatto fino alla macellazione.

Oltre al confronto per 100 g di alimento, al fine di includere la "funzione" dei due alimenti, è stato fatto un confronto su base proteica. In questo caso l'unità funzionale considerata è 100 g di proteine consumate.

I valori proteici delle tre tipologie di carne e dei legumi sono riportati in Tabella 13.

Alimento	Proteine
 Carne di bovino	20,0
 Carne di maiale	16,0
 Carne di pollo	17,5
 Piselli	21,5
 Soia	36

Tabella 13. Valore proteico (g) dei tre tipi di carne e dei legumi per 100 g [50].

3.1.1 - Cambiamenti climatici

In questa sezione sono presentati i potenziali impatti del consumo di carne sui cambiamenti climatici. Oltre agli impatti per 100 g di carne consumata (3.1.1.2), sono presentati nel dettaglio gli impatti della fase di allevamento (3.1.1.1) e di lavorazione (3.1.1.2.1). Il confronto con il potenziale di riscaldamento globale dei legumi è presentato in sezione 3.1.1.1.1.

3.1.1.1 - 100 g macellati

In Figura 2 sono comparati i potenziali di riscaldamento globale della fase di allevamento e macellazione per 100 g di carne fresca di bovino, maiale e pollo.

La carne di bovino risulta essere la più impattante con un potenziale di riscaldamento globale di 2,52 kg CO₂ eq. per 100 g di carne fresca macellata.

Le carni di maiale e pollo risultano avere un impatto circa il 30% di quella di bovino: 0,80 kg CO₂ eq. per 100 g di carne di maiale macellata e 0,66 kg CO₂ eq. per 100 g di carne di pollo.

Il maggiore impatto della carne di bovino rispetto alle altre carni è dovuto principalmente a due fattori: la fermentazione enterica e la minor resa di conversione alimentare e di macellazione.

La fermentazione enterica, ovvero il processo digestivo tipico dei ruminanti che converte i carboidrati in molecole digeribili dall'animale, ha come sottoprodotto il metano.

Per 100 g di bovino pronto per il macello, si è stimato che circa 21 g di metano sono emessi a causa della fermentazione enterica. Siccome il metano ha un elevato potenziale di riscaldamento globale (27,75 kg CO₂ eq. per kg di metano biogenico), il potenziale effetto che questi 20 g di metano hanno sul riscaldamento del pianeta nei 100 anni dopo l'emissione equivale a quello di più di mezzo kilo di CO₂.

Considerando inoltre che non tutto l'animale viene convertito in carne, il contributo di queste emissioni attribuito ai 100 g di carne macellata diventa ancora più rilevante.

Come si può vedere in Figura 2, per 100 g di carne di bovino macellata vengono emessi quasi 900 g di CO₂ eq. sotto forma di fermentazione enterica, pari al 35% del totale delle emissioni di gas a effetto serra generate dal ciclo di vita della carne fino alla fase di macellazione. Circa l'87% di queste emissioni è imputato ai bovini da carne, mentre solo il 13% ai bovini da latte. Nonostante il contributo in peso della carne dai bovini da latte sia il 22% del totale, alla carne dai bovini da latte sono allocati

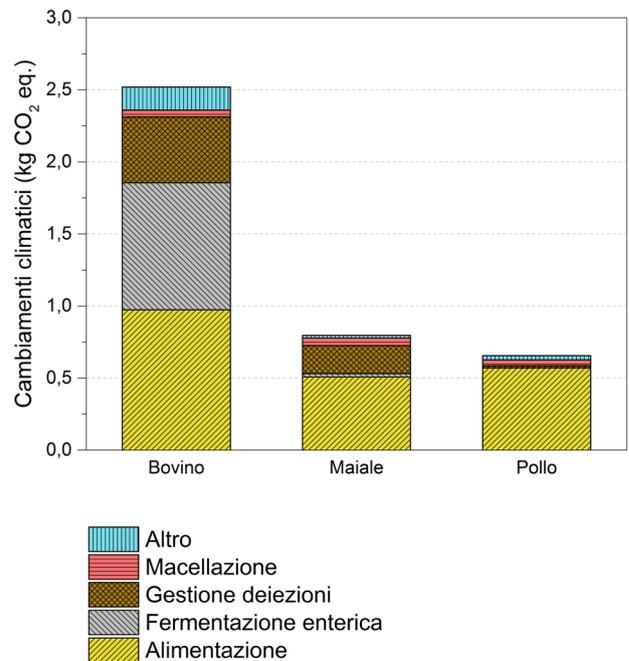


Figura 2. Confronto del potenziale di riscaldamento globale (kg CO₂ eq.) della fase di allevamento e macellazione per 100 g di carne fresca macellata di bovino, maiale e pollo.

meno impatti dell'allevamento poiché parte dell'impatto è allocato all'altro co-prodotto di valore dell'allevamento: il latte. Per i maiali, contrariamente ai bovini, il contributo della produzione di metano durante la digestione è minimo (circa 20 g di CO₂ eq. per 100 g di carne macellata) e nullo nel caso dei polli. Il secondo fattore deleterio per i bovini rispetto agli altri animali è l'efficienza di conversione dell'alimento in carne macellata [71]. Dato il minor rendimento, il bovino consumerà più cibo per kg di carne prodotta e di conseguenza comporterà maggiori emissioni, dovute ad esempio alla fertilizzazione dei campi o al trasporto degli alimenti all'allevamento.

L'alimentazione risulta generare circa 1 kg di CO₂ eq. per 100 g di carne macellata. Quasi il 60% è dovuto alla produzione di insilato di mais, considerato la base dell'alimentazione sia del bovino da carne che da latte.

Il restante è dovuto al mix di cereali e legumi usati come mangime. I grandi quantitativi di foraggio generano inevitabilmente scarti, che rappresentano l'altro grande contributo delle emissioni di gas a effetto serra del bovino: circa il 18% delle emissioni totali sono dovute infatti alle emissioni di metano (87%) e protossido d'azoto (13%) generate dalla gestione delle deiezioni dell'animale.

La gestione delle deiezioni gioca un ruolo di primo piano nelle emissioni di gas a effetto serra del maiale: circa un quarto delle emissioni (0,19 kg CO₂ eq. per 100 g di carne macellata) è dovuto infatti alle emissioni di metano (66%) e protossido d'azoto (34%) causate dalla raccolta e stoccaggio degli scarti dell'allevamento.

Il primo responsabile delle emissioni di gas a effetto serra del maiale è però la sua dieta: il 64% delle emissioni è infatti dovuto alla produzione e trasporto dei mangimi. La farina di soia è responsabile per quasi un terzo di queste emissioni: sebbene l'alimento rappresenti meno del 10% della dieta dell'animale (vedi sezione A1.2), la sua produzione contribuisce in maniera significativa al potenziale riscaldamento del pianeta attribuito alla carne di maiale. Contrariamente ai semi di soia dati ai bovini, assunti provenire in prevalenza dall'Italia e solo in minima parte dal Sudamerica (A.1.1.1), le farine date come alimento a maiali e polli provengono quasi esclusivamente da Argentina e Brasile [25].

In questi paesi, foreste vergini vengono oggi deforestate per far posto a colture agricole [72], rilasciando un'ingente quantità di anidride carbonica e riducendone la capacità di assorbirne in futuro [73]. In questo studio, le emissioni correlate al cambio d'uso del suolo sono state calcolate usando il modello sviluppato da Blonk Consultants basato sulla normativa inglese PAS 2050, relativa alla stima delle emissioni di gas a effetto

serra di prodotti e servizi nel loro ciclo di vita [22]. Il contributo della farina di soia al potenziale di riscaldamento globale è quindi da attribuire al cambio d'uso del suolo per far posto a queste colture. Lo stesso discorso vale per le importazioni di olio di palma dal sud-est asiatico [74].

Nonostante l'olio di palma rappresenti una minima percentuale della dieta del maiale (64 g per kg di maiale prodotto), il suo contributo in termini di gas a effetto serra nell'intero processo è di circa il 7%. Infine, il peso relativo giocato dal processo di macellazione cresce per il maiale rispetto al bovino, contribuendo per il 6,6% del totale. In questa fase, il processo più rilevante in termini di cambiamenti climatici è il trattamento dei reflui prodotti nel mattatoio (4,4%).

Il pollo, infine, è l'animale che risulta generare meno emissioni di gas a effetto serra per 100 g di carne macellata. La quasi totalità degli impatti in questo caso è attribuita all'alimentazione (87%). Anche in questo caso le farine di soia e l'olio di palma giocano un ruolo di primo piano, contribuendo per il 57% e l'11% rispettivamente. Il processo di macellazione contribuisce per il 6,2% e, anche in questo caso, il trattamento delle acque reflue è il maggior responsabile delle emissioni.

La categoria "altro" in Figura 2, che incide per un massimo del 6% nelle emissioni del bovino, rappresenta le altre attività dell'allevamento non incluse nelle altre categorie, come ad esempio i consumi di acqua e energia.

3.1.1.1.1 - Confronto con alternativa vegetale

In Figura 3 è presentato il confronto del potenziale di riscaldamento globale della fase di produzione delle carni con quello dei legumi.

Il grafico mostra come le carni abbiano un impatto nettamente maggiore in termini di emissioni di gas a effetto serra: nel confronto in peso (100 g), le carni risultano avere un potenziale di riscaldamento globale tra le 10 e le 50 volte quello dei legumi.

Per 100 g prodotti, i piselli risultano avere un impatto leggermente inferiore rispetto alla soia. Il gap tra carni e legumi aumenta quando il confronto è fatto sulle proteine prodotte, dato l'alto contenuto proteico dei legumi.

Nonostante il maggior contenuto proteico della carne di bovino rispetto alla carne di maiale e pollo, la carne di

bovino risulta essere il tipo di carne che genera più emissioni di gas a effetto serra anche per 100 g di proteine prodotte.

Rispetto ai legumi, per 100 g di proteine prodotte, la carne di bovino genera 55 volte l'impatto dei piselli e 75 quello della soia. In termini proteici, la soia risulta dunque essere la coltura più sostenibile tra i legumi qui considerati.

È bene ricordare che la soia considerata in questo caso si suppone essere coltivata in Italia, come nel caso dei semi di soia dati in pasto ai bovini. Il tipo di carne meno impattante (pollo: 3,7 kg CO₂ eq./100 g proteine) genera comunque 19 volte le emissioni causate dalla produzione media dei legumi (0,2 kg CO₂ eq./100 g proteine).

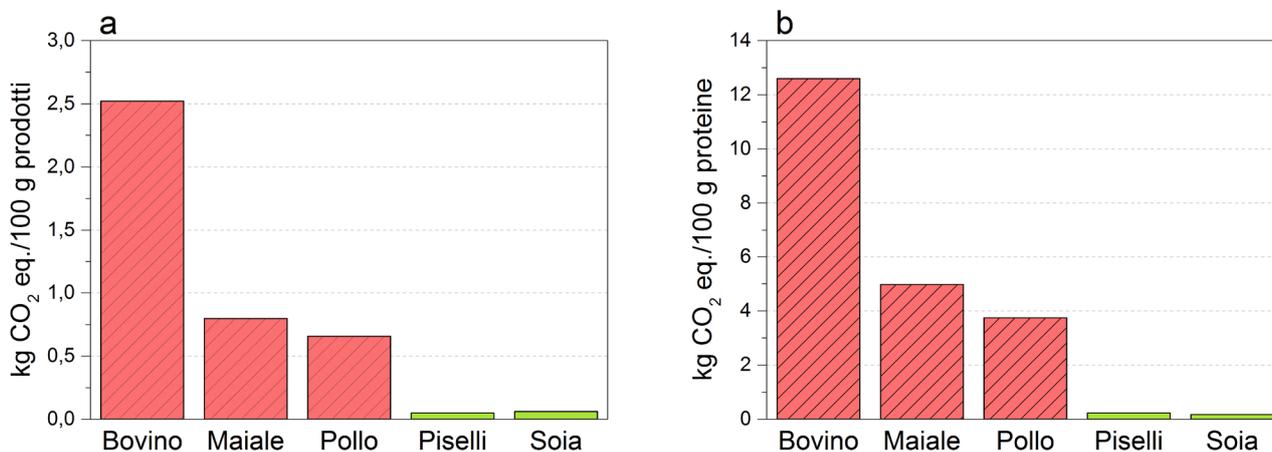


Figura 3. Confronto del potenziale di riscaldamento globale (kg CO₂ eq.) della fase di produzione della carne con quella dei legumi europei (piselli e soia): a) confronto su 100 g di prodotto; b) confronto su 100 g di proteine

3.1.1.2 - 100 g consumati

Le emissioni di gas a effetto serra generate durante tutto il ciclo di vita della carne sono riportate in Figura 4. Le emissioni sono divise per fasi: allevamento e macellazione, lavorazione, imballaggio, distribuzione e consumo. La barra di errore indica la deviazione standard del risultato, calcolata tramite un'analisi Monte Carlo. L'analisi Monte Carlo permette di calcolare la variabilità del risultato ripetendo per un numero elevato di volte (nel nostro caso 10.000 interazioni) la stima degli impatti. In ogni iterazione, gli input al sistema (ovvero i dati di inventario, come materiali in ingresso o emissioni) sono generati con un algoritmo che considera la distribuzione di probabilità che gli input si suppone abbiano.

Per quanto riguarda le emissioni di gas a effetto serra, la fase di allevamento risulta essere la fase più rilevante per tutti i tipi di carne con un contributo minimo del 66% per la carne di maiale lavorata e un massimo del 77% per la carne di bovino. La fase di lavorazione impatta tra il 5% della carne non-lavorata (impatti riferiti agli scarti prodotti in questa fase) e il 15% per la carne di maiale lavorata. Nello scenario riportato in Figura 4, gli impatti della fase di lavorazione della carne di maiale lavorata sono relativi a una media degli impatti di lavorazione. Il confronto delle emissioni di gas a effetto serra nel produrre un salume tipo prosciutto crudo o tipo prosciutto cotto è esplicitato nel paragrafo 3.1.1.2.1. La fase di imballaggio risulta trascurabile per tutti i tipi di carne, causando circa 16 g di CO₂ eq. per 100 g di carne prodotta. La fase di distribuzione impatta per il 5-7% del totale: due terzi degli impatti sono originati dalla produzione della carne sprecata in questa fase, mentre un terzo dalla movimentazione del prodotto, quantitativo imputato per la quasi totalità al trasporto su gomma. Dati la piccola percentuale di carne importata da paesi extraeuropei e il minor impatto

correlato al trasporto di una tonnellata via nave piuttosto che via terra, la quota di impatto del trasporto transoceanico risulta minima per tutti i tipi di carne (ad esempio, 0,6% per la carne di bovino). Il contributo limitato del trasporto nell'impatto totale generato dalla carne è in linea con quanto riportato in studi LCA precedenti [75,76].

Rispetto alla sola fase di produzione, il resto dell'intero ciclo di vita causa un aumento degli impatti relativi ai cambiamenti climatici tra il 30% (bovino) e il 40% (maiale e pollo). La maggior parte di questa significativa crescita è dovuta agli scarti generati nelle varie fasi del processo.

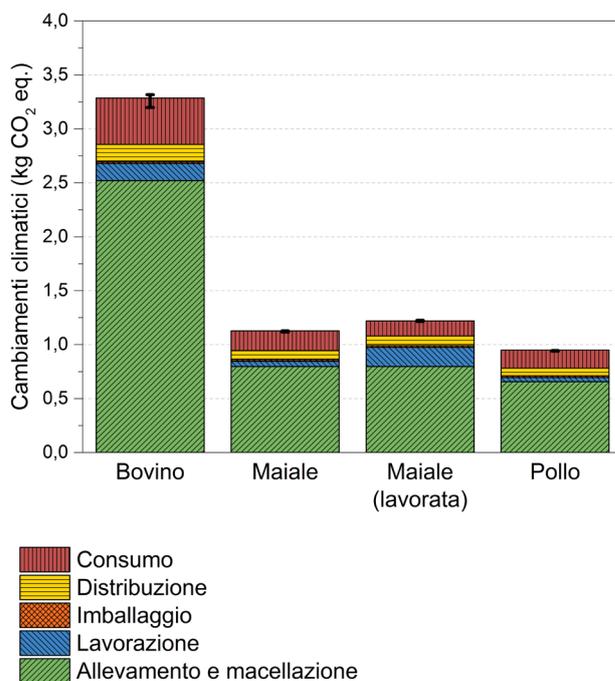


Figura 4. Confronto del potenziale di riscaldamento globale per i quattro tipi di carne considerati divisi per fasi del ciclo di vita (kg CO₂ eq. per 100 g di carne consumata). La barra di errore indica la deviazione standard del risultato, calcolata tramite un'analisi Monte Carlo (10.000 iterazioni).

3.1.1.2.1 - Lavorazione

In Figura 5 è presentato un focus sulla fase di lavorazione della carne di maiale. Per 100 g di carne lavorata tipo prosciutto cotto vengono generati 65 g di CO₂ eq., mentre ne vengono emessi più del quintuplo per lavorare un prosciutto crudo (330 g CO₂ eq./100 g).

La differenza negli impatti è data principalmente dall'energia richiesta per controllare la temperatura e l'umidità nella lunga fase di stagionatura del prosciutto crudo. Sebbene quindi il prosciutto cotto abbia un quantitativo maggiore di conservanti e richieda energia per la cottura, la sua lavorazione genera un minor quantitativo di gas a effetto serra per 100 g prodotti.

È giusto comunque ricordare che la fase di lavorazione, anche nel caso del prosciutto crudo, incide per meno di un sesto dell'impatto totale.

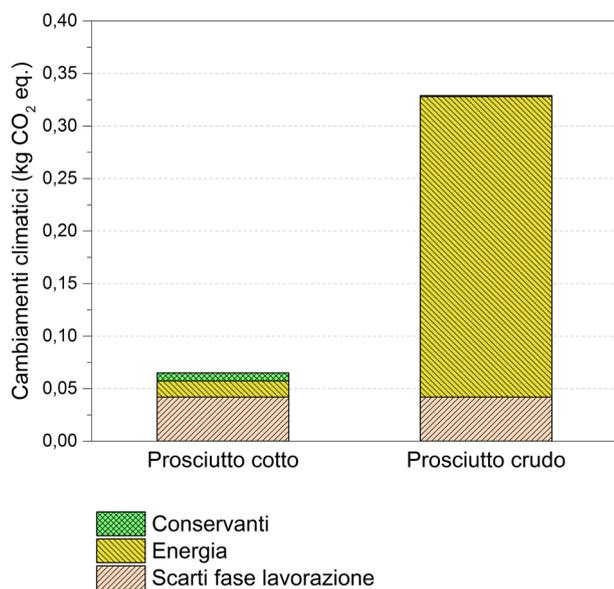


Figura 5. Confronto del potenziale di riscaldamento globale della fase di lavorazione del prosciutto cotto e crudo (per 100 g lavorati)

3.1.2 - Acidificazione terrestre

Gli impatti potenziali per l'acidificazione terrestre dovuti all'intero ciclo di vita della carne sono presentati divisi per macro-fasi in Figura 6. Come per il potenziale di riscaldamento globale, la fase più impattante risulta l'allevamento, con un contributo tra il 75% e l'80%.

Il maggiore responsabile di questa categoria di impatto è l'ammoniaca, emessa dalla gestione (ricovero e stoccaggio) delle deiezioni animali e usata nella fertilizzazione dei campi destinati alla produzione dell'alimentazione dell'animale.

Questo valore non sorprende, visto che il 60% delle emissioni di ammoniaca totali in Italia sono dovute alla gestione delle deiezioni animali [77]. In linea con questa statistica, quasi il 60% delle emissioni dell'intero ciclo di vita del bovino derivano dalle deiezioni animali (direttamente nella fase di allevamento e indirettamente dagli sprechi nelle fasi successive) e il 33% dalla fertilizzazione dei campi.

Un contributo significativo nell'intero ciclo di vita è dato anche dalle emissioni di ossidi di azoto (4,4%) e anidride solforosa (3,3%) nella produzione di energia consumata nell'intero ciclo di vita del prodotto.

Per la carne di maiale, i contributi percentuali delle varie fasi sono simili a quelli del bovino. Aumenta il contributo relativo di anidride solforosa (8,3%) e di NO_x (6%), dovuti principalmente, rispettivamente, alla produzione di energia elettrica e alla produzione di energia termica. In totale, il ciclo di vita della carne di maiale lavorata risulta comunque avere un impatto sull'acidificazione terrestre del 75% inferiore rispetto a quello della carne di bovino.

Per i polli, il contributo diretto delle deiezioni animali all'acidificazione (emissioni di ammoniaca) incide per circa il 65%. Mentre le emissioni dalla produzione del mangime (ammoniaca da fertilizzazione e ossidi di azoto e anidride solforosa da produzione energia) incidono per il 30%. Il restante 5% deriva dalle altre fasi del ciclo di vita della carne di pollo, come ad esempio i trasporti o l'energia in fase di macellazione e imballaggio.

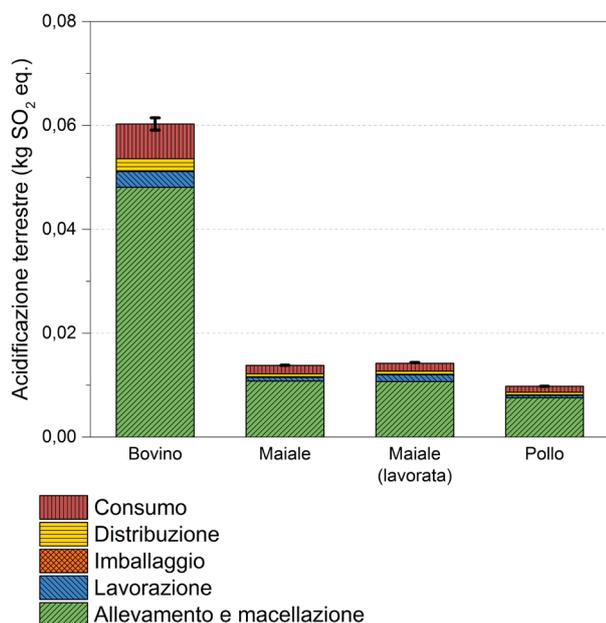


Figura 6. Potenziale di acidificazione terrestre per 100 g di carne consumata diviso per fasi del ciclo di vita. La barra di errore indica la deviazione standard del risultato, calcolata tramite un'analisi Monte Carlo (10.000 iterazioni).

3.1.2.1 - Confronto con alternativa vegetale

In Figura 7 è presentato il confronto sull'acidificazione terrestre generato dalla produzione delle tre tipologie di carne con quello dell'alternativa vegetale.

Il contributo relativo all'acidificazione dei legumi è minimo rispetto a quello delle carni, sia su base massica che proteica.

Per 100 g di proteine prodotte, piselli e soia hanno un impatto potenziale sull'acidificazione terrestre che va da un minimo dell'1% rispetto alla carne di bovino a un massimo dell'8% rispetto alla carne di pollo.

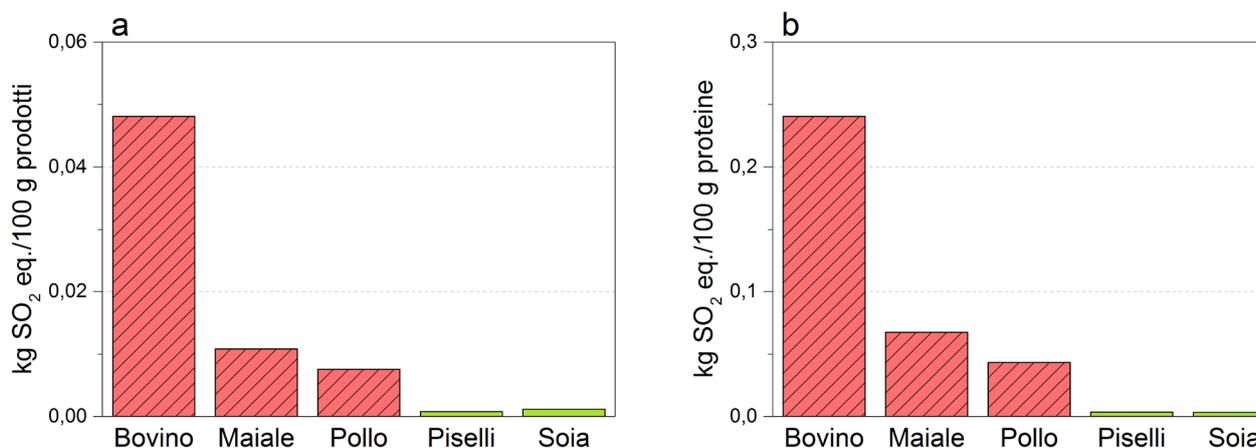


Figura 7. Confronto del potenziale di acidificazione terrestre della fase di produzione delle carni con quella dei legumi (piselli e soia): a) confronto su 100 g di prodotto; b) confronto su 100 g di proteine.

3.1.3 - 1. Eutrofizzazione marina

La Figura 8 presenta il confronto del potenziale impatto di eutrofizzazione marina dei tipi di carne considerati.

Per questa categoria d'impatto, il confronto risulta ancora più sfavorevole per la carne di bovino, responsabile di quasi cinque volte l'impatto causato dalla carne di maiale e più di otto volte quella del pollo. Anche per le emissioni responsabili dell'eutrofizzazione (nitrati in acqua e ammoniaca in aria), la fase di allevamento risulta essere la fase determinante, contribuendo per circa l'80% dell'impatto totale. Il contributo delle altre fasi è quasi esclusivamente dovuto agli sprechi e, dunque, indirettamente alle emissioni generate per produrre la carne sprecata.

A differenza delle categorie precedenti (cambiamenti climatici e acidificazione), il grosso delle emissioni non avviene nell'allevamento in sé, ma nella produzione del cibo che serve da alimento per gli animali. Indirettamente, tuttavia, l'origine di queste emissioni sono sempre gli allevamenti: circa il 95% delle emissioni deriva infatti dalle emissioni causate dall'uso del letame come concime.

Quasi la totalità di queste emissioni deriva dalle emissioni di nitrati in acqua; le emissioni dirette di ammoniaca in aria dalle deiezioni prodotte in stalla incidono solamente per il 5% delle emissioni totali. I contributi sono simili per tutte le tipologie di carne; la differenza totale è quindi data semplicemente dall'efficienza di conversione degli animali e dai quantitativi di fertilizzante utilizzati per le diverse colture.

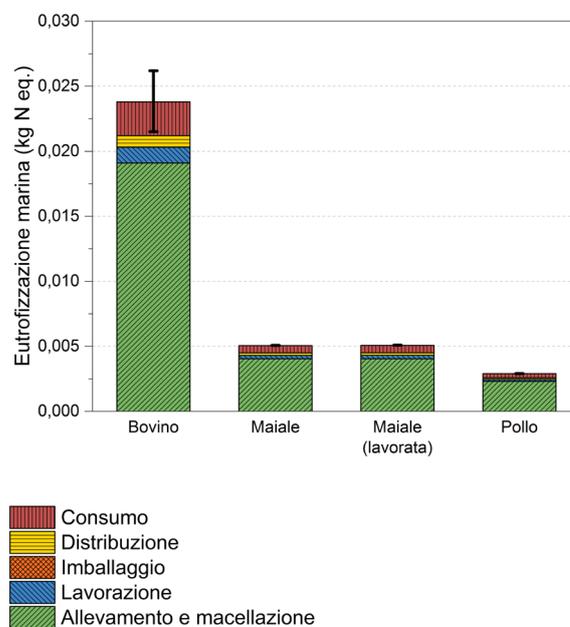


Figura 8. Potenziale di eutrofizzazione marina (kg N eq.) per 100 g di carne consumata diviso per fasi del ciclo di vita. La barra di errore indica la deviazione standard del risultato, calcolata tramite un'analisi Monte Carlo (10.000 iterazioni).

3.1.3.1 - Confronto con alternativa vegetale

Anche per la categoria di eutrofizzazione marina è presentato un confronto della fase di produzione delle carni con quella dei legumi (Figura 9). Nonostante l'eutrofizzazione marina sia solo parzialmente collegata alle emissioni

in stalla, le carni mostrano un impatto nettamente maggiore rispetto ai legumi anche per questa categoria di impatto. Confrontando 100 g di proteine prodotte, la carne di bovino causa 25 volte l'impatto medio causato dei legumi, la carne di maiale 7 volte e la carne di pollo 3,5.

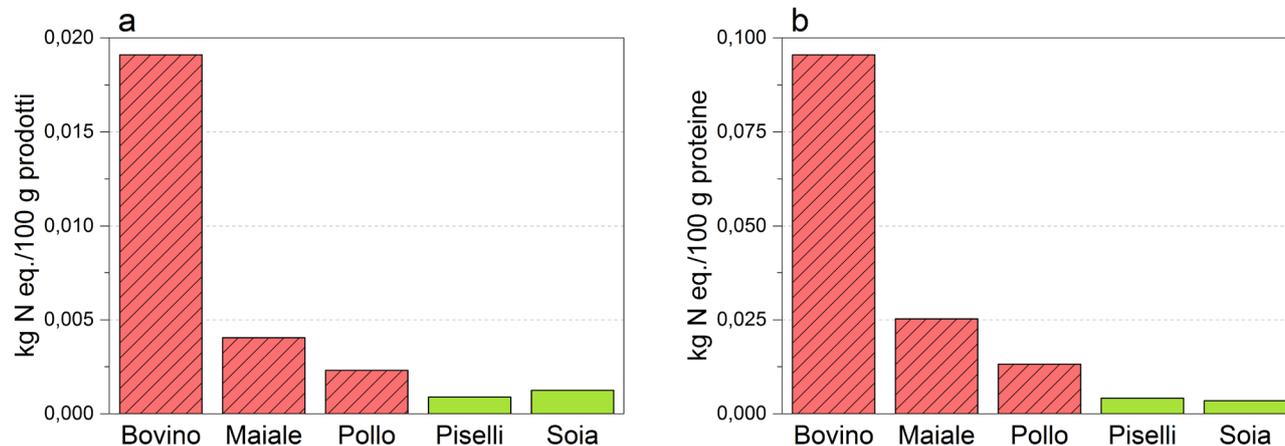


Figura 9. Confronto del potenziale di eutrofizzazione marina della fase di produzione delle carni con quella dei legumi (piselli e soia): a) confronto su 100 g di prodotto; b) confronto su 100 g di proteine.

3.1.4 - Formazione di particolato

L'impatto per 100 g di carne consumata in termini di formazione di particolato è presentato in Figura 10. L'allevamento risulta la fase più impattante anche per questa categoria, con un contributo tra il 70% e l'80% del totale. Nel ciclo di vita delle carni, il principale responsabile della formazione di particolato è l'emissione di ammoniaca in atmosfera (75% per i bovini, ad esempio), che avviene sia nella gestione delle deiezioni che nella fertilizzazione dei campi per l'alimentazione degli animali. La seconda causa sono le emissioni di ossidi di azoto (12% per i bovini), originate principalmente dalla combustione di combustibili fossili nei macchinari agricoli, nei trasporti o nella produzione di energia. I contributi si differenziano per qualche punto percentuale per gli altri tipi di carne, ma il contributo principale rimane l'emissione di ammoniaca dalla gestione delle deiezioni.

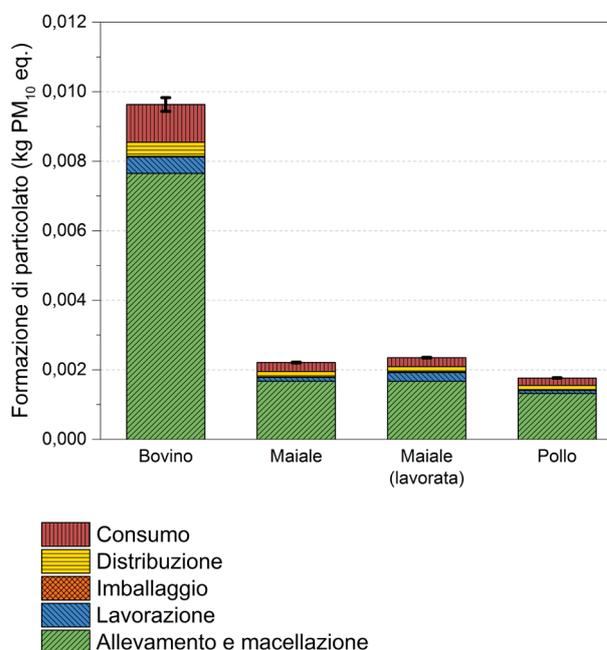


Figura 10. Potenziale di formazione di particolato (kg PM₁₀ eq.) per 100 g di carne consumata diviso per fasi del ciclo di vita. La barra di errore indica la deviazione standard del risultato, calcolata tramite un'analisi Monte Carlo (10.000 iterazioni).

3.1.4.1 - Confronto con alternativa vegetale

In Figura 11 è presentato il confronto in termini di emissioni di particolato della fase di lavorazione della carne con l'alternativa vegetale.

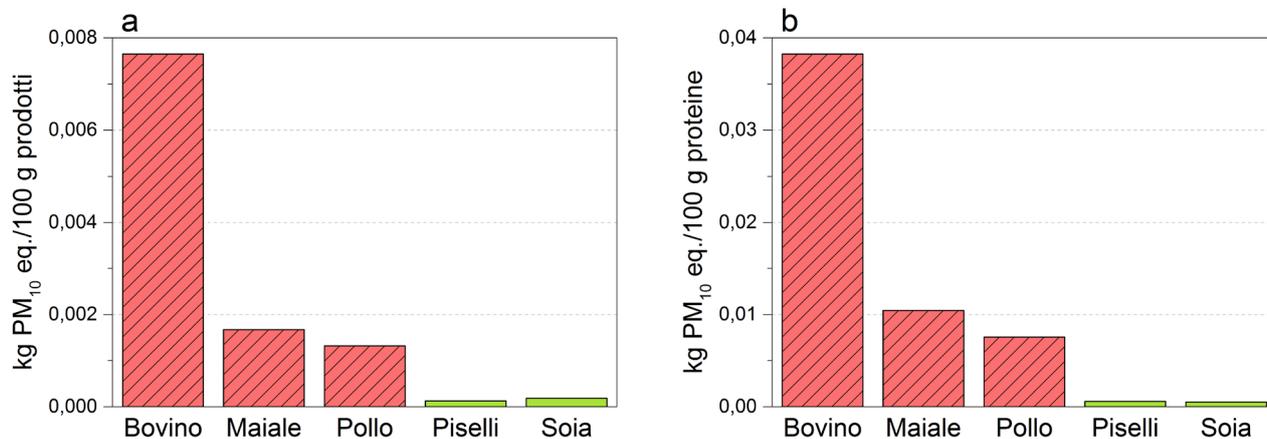


Figura 11. Confronto della potenziale formazione di particolato della fase di produzione delle carni con quella dei legumi (piselli e soia): a) confronto su 100 g di prodotto; b) confronto su 100 g di proteine.

3.1.5 - Ecotossicità terrestre

In Figura 12 sono riportati gli impatti per 100 g di carne consumata relativi all'ecotossicità terrestre. Questa categoria ha un andamento opposto rispetto alle precedenti: la carne di pollo risulta essere la più impattante, seguita dalla carne di maiale, mentre la carne di bovino, per una volta, risulta essere la meno impattante. La ragione di questo andamento è che l'impatto risulta essere direttamente proporzionale all'uso di farine di soia dal Sudamerica e olio di palma dal sudest asiatico nell'alimentazione dei capi allevati. Quasi il 100% dell'impatto del pollo è infatti dovuto a queste due colture: 70% alla soia dall'Argentina e 27% dall'olio di palma da Indonesia e Malesia. L'impatto sull'ecotossicità terrestre di queste colture è dovuto all'elevato impatto che l'utilizzo di pesticidi ha in questi ecosistemi [78,79]. Per la carne di bovino, invece, il contributo più significativo deriva dai pesticidi utilizzati per coltivare il mais.

Il trend in figura conferma quello visto per le altre categorie d'impatto finora: piselli e soia causano un impatto tra l'1% e l'8% di quello generato dalle carni.

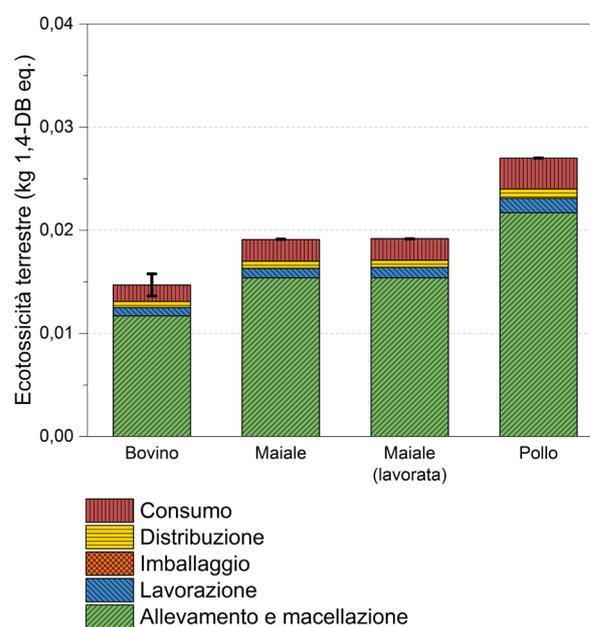


Figura 12. Potenziale di ecotossicità terrestre (kg 1,4-DB eq.) per 100 g di carne consumata diviso per fasi del ciclo di vita. La barra di errore indica la deviazione standard del risultato, calcolata tramite un'analisi Monte Carlo (10.000 iterazioni).

3.1.5.1 - Confronto con alternativa vegetale

Il confronto degli impatti in termini di ecotossicità terrestre della fase di produzione della carne con quella dei legumi è presentato in Figura 13. Anche per l'ecotossicità, l'impatto dei

legumi è decisamente inferiore a quello delle carni, sia a parità di massa che a parità di proteine. In termini proteici, le carni impattano dalle 30 alle quasi 500 volte in più per la carne di pollo rispetto ai piselli.

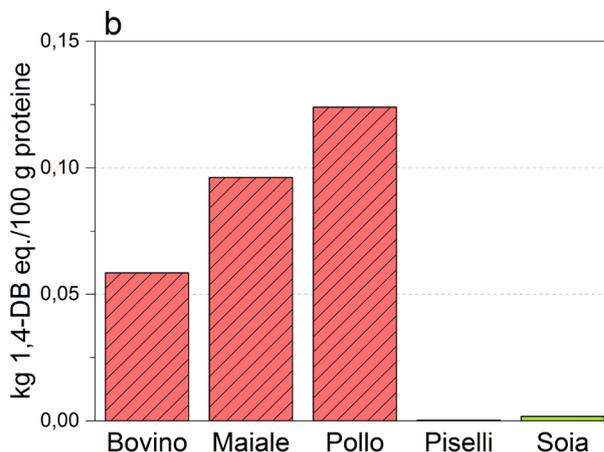
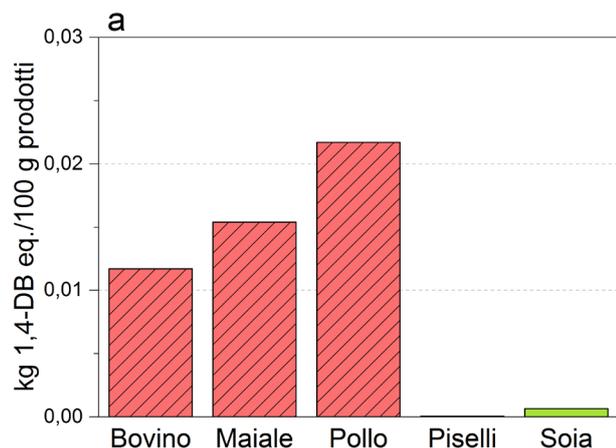


Figura 13. Confronto della potenziale ecotossicità terrestre della fase di produzione delle carni con quella dei legumi (piselli e soia): a) confronto su 100 g di prodotto; b) confronto su 100 g di proteine.

3.1.6 - Occupazione di suolo

Il confronto in termini di occupazione di suolo agricolo tra i diversi tipi di carne è presentato in Figura 14. L'occupazione di suolo agricolo rappresenta tutti quei terreni che sono stati sottratti alla natura per fare spazio a colture o allevamento necessari alla produzione della carne. La carne di bovino risulta essere quella che richiede più terre, principalmente per la minor efficienza di conversione. Quasi il 50% dell'impatto deriva dal sovescio, ovvero la tecnica agronomica che consiste nel sotterrare colture per mantenere la fertilità del terreno. Il resto dell'impatto è dovuto alle altre colture direttamente coltivate per alimentare gli animali: mais, frumento, soia, ecc. Lo stesso discorso, in maniera più limitata, vale per i maiali e i polli con le colture di mais, orzo, soia e frumento ad occupare il grosso degli impatti.

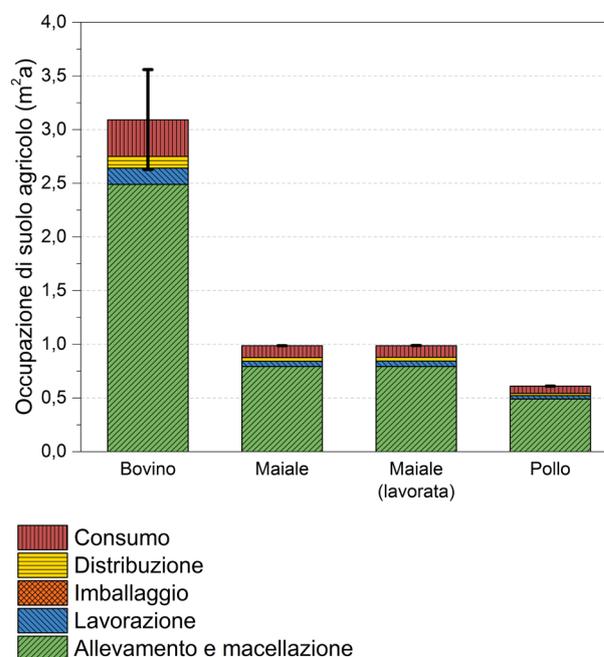


Figura 14. Potenziale occupazione di suolo agricolo (m²a) per 100 g di carne consumata diviso per fasi del ciclo di vita. La barra di errore indica la deviazione standard del risultato, calcolata tramite un'analisi Monte Carlo (10.000 iterazioni).

3.1.6.1 - Confronto con alternativa vegetale

Il confronto con i legumi per m² di suolo consumato all'anno è riportato in Figura 15. Piselli e soia risultano consumare meno suolo rispetto alle carni, sia a parità di massa che a parità di proteine. Sebbene la differenza sia più ridotta rispetto alle altre categorie d'impatto, le carni usano in media tra le 3 e le 12 volte il suolo agricolo usato per coltivare

i legumi. Anche in questo caso, la soia risulta la fonte più sostenibile di proteine: 0,8 m² di suolo sono consumati per 100 g di proteine prodotte, confrontate ad esempio ai 12,5 m² necessari per produrre 100 g di proteine da carne di bovino. I valori di consumo di suolo sono in linea con quanto riportato in letteratura (e.g. Nijdam et al. [80]).

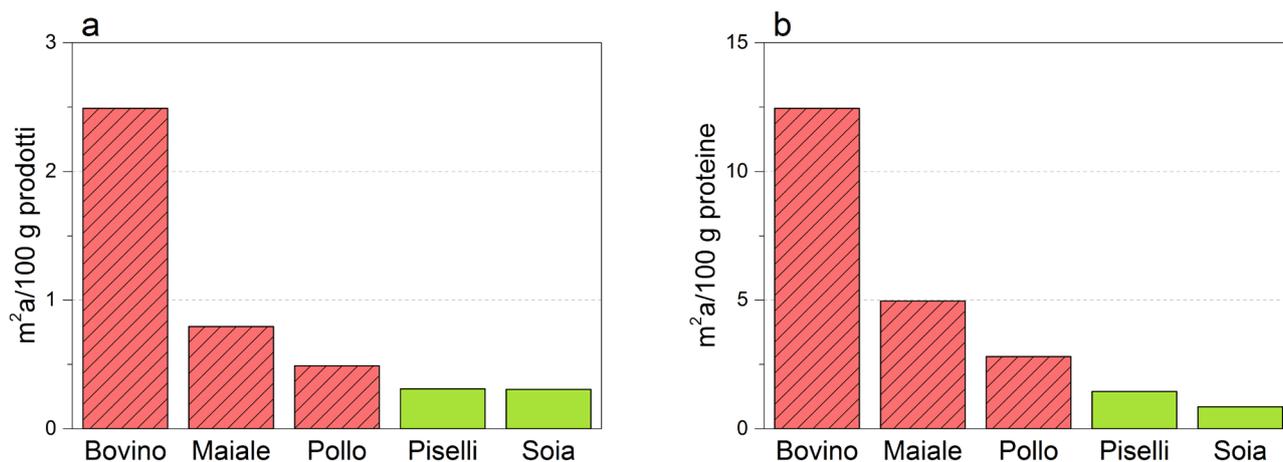


Figura 15. Confronto dell'occupazione di suolo agricolo (m²a) della fase di produzione delle carni con quella dei legumi (piselli e soia): a) confronto su 100 g di prodotto; b) confronto su 100 g di proteine.

3.1.7 - Consumo d'acqua

I risultati dei consumi d'acqua per produrre 100 g dei diversi tipi di carne sono presentati in Figura 16. La carne di bovino risulta consumare tra le 6 e le 8 volte il quantitativo d'acqua necessario per produrre la carne di pollo e di maiale, rispettivamente.

La differenza dei consumi tra i tipi di carne dipende principalmente dai quantitativi e dal tipo di cibo consumato dagli animali. Il grosso dei consumi, per tutti i tipi di carne, risulta essere la fase di produzione del foraggio. In particolare, l'irrigazione dei campi per la produzione di mais e frumento risulta essere il contributo principale per tutti i tipi di carne.

Nei consumi totali gioca un ruolo rilevante anche l'acqua utilizzata per

abbeverare e lavare gli animali in stalla, che incide per più del 30% nel caso dei maiali e per circa il 10% per bovini e polli. Dei 73 litri appositamente prelevati e consumati per il consumo di 100 g di carne di bovino, 9,2 sono i litri consumati dal bovino in stalla. Maiali e polli risultano bere meno in confronto: per 100 g di carne consumata il maiale consuma 2,9 litri e il pollo 1,1 litri. Infine, incidono in maniera trascurabile i consumi idrici nelle fasi post-macellazione, riferiti principalmente agli sprechi e ai consumi energetici.

I consumi idrici qui calcolati risultano molto inferiori ai valori riportati in letteratura in riferimento all'impronta idrica della carne (e.g., 1.500 litri per 100 g di carne di bovino [81]). La differenza è dovuta all'esclusione nel presente studio dei contributi di acqua verde

e grigia riferiti ai consumi idrici.

È inoltre bene ribadire che i consumi qui riportati non rappresentano l'impatto generato sui bacini idrologici italiani, ma semplicemente i volumi di acqua consumati nel ciclo di vita della carne.

Dato il maggiore stress idrico di alcune zone dell'Italia rispetto alla media europea [57], è giusto evidenziare che la carne di animali alimentati con colture coltivate in Italia genera probabilmente un maggior impatto sui bacini idrici rispetto alla media europea.

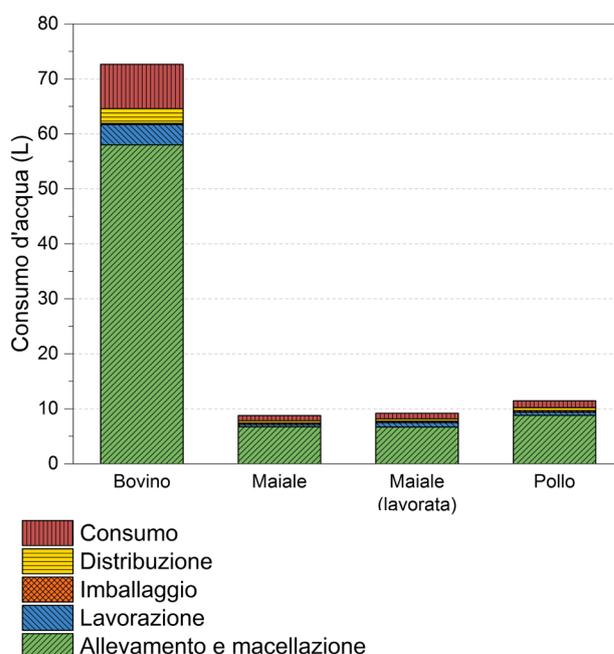


Figura 16. Potenziale consumo d'acqua (L) per 100 g di carne consumata diviso per fasi del ciclo di vita.

3.1.7.1 - Confronto con alternativa vegetale

I consumi idrici per la produzione di carne sono stati confrontati con i consumi idrici per la produzione di piselli e soia. I risultati, mostrati in Figura 17, presentano un andamento leggermente diverso rispetto alle altre categorie ambientali. Nonostante la produzione di carne di bovino risulti consumare decisamente più acqua rispetto ai legumi (4 volte in più rispetto a 100 g di soia e 41 volte in più rispetto a 100 g di piselli), a parità di massa, la produzione di soia in Italia risulta consumare il 50% in più

rispetto alla produzione di carne di pollo e il doppio della quantità richiesta per ottenere carne di maiale. La produzione di piselli, invece, richiede a parità di massa, l'80% in meno di acqua. Il confronto risulta più favorevole per i legumi quando l'unità funzionale è riferita all'apporto proteico: per 100 g di proteine prodotte, anche la soia risulta richiedere meno acqua rispetto (38 L) a tutte le carni (dai 43 L della carne di maiale ai 290 L della carne di bovino). Anche in termini proteici, la produzione di piselli risulta essere il processo che richiede il minor consumo d'acqua (6,6 L/100 g proteine).

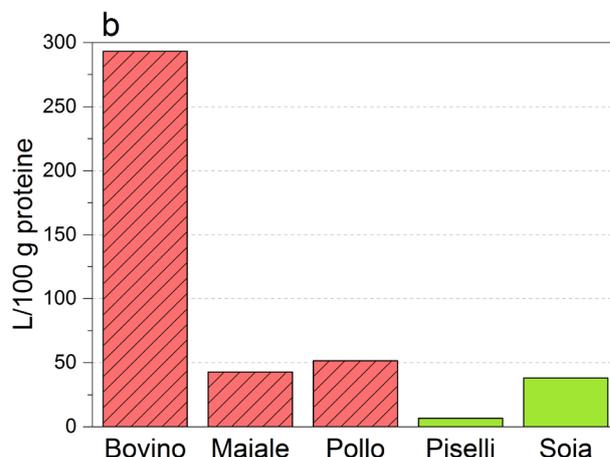
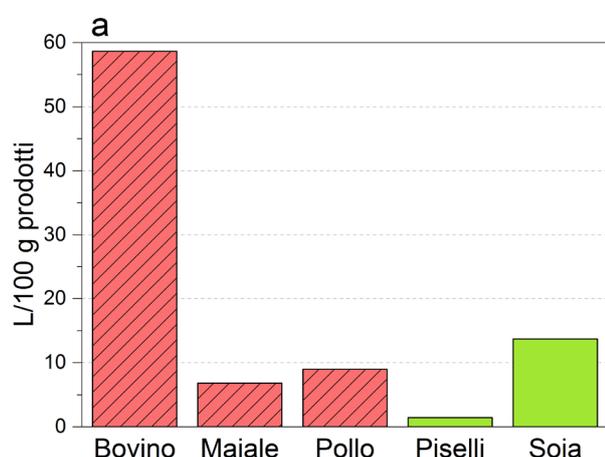


Figura 17. Confronto del consumo d'acqua (L) della fase di produzione delle carni con quella dei legumi (piselli e soia): a) confronto su 100 g di prodotto; b) confronto su 100 g di proteine.

3.1.6 - Altre categorie di impatto

I potenziali impatti per le altre categorie ambientali generati dal ciclo di vita della carne sono riportati in Figura 18. Queste categorie sono state raggruppate, poiché hanno un contributo minimo sul costo totale generato dal consumo di carne sulla società.

I potenziali impatti sono presentati in termini relativi, dove il 100% indica l'impatto maggiore tra le quattro tipologie di carne. Ad esempio, nel primo set di colonne (cambiamenti climatici), il 100% rappresenta l'impatto potenzialmente generato dalla produzione di carne bovina (3,26 kg CO₂ eq. per 100 g consumati).

La Figura 18 conferma i trend precedenti: la produzione di carne bovina è quella che genera maggiori impatti.

La carne di maiale lavorata risulta essere peggiore rispetto alla carne fresca, a parità di peso, per tutte le categorie considerate, a causa principalmente degli elevati consumi energetici durante la fase di lavorazione.

Infine, tranne che per l'ecotossicità, la carne di pollo risulta essere il tipo di carne che genera meno impatti ambientali a parità di peso.

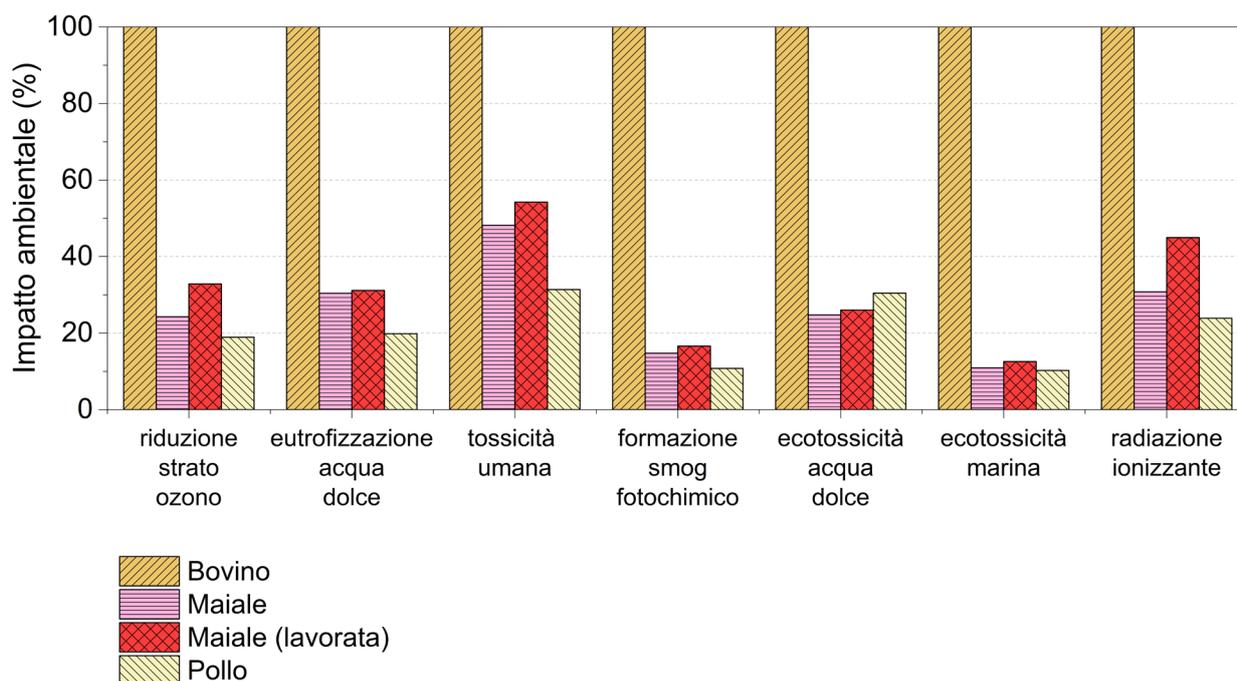


Figura 18. Comparazione dei potenziali impatti ambientali del ciclo di vita di 100 g di carne di bovino, maiale, maiale lavorata e pollo.

paragrafo 3.2

costi ambientali

I risultati dei costi ambientali, espressi in euro2015, della produzione delle quattro tipologie di carne considerate sono visualizzati in Figura 19. In linea con quanto evidenziato dagli indicatori midpoint, la carne di bovino risulta essere quella che genera un maggior costo sulla società. Il ciclo di vita di 100 g di carne di bovino fresca genera un impatto ambientale riassumibile in un costo per la società di 1,35 euro. Minore è invece il costo per la società causata dagli altri tipi di carne: 100 g di carne di maiale costano alla società, a seconda della lavorazione, tra i 49 e i 51 centesimi di euro; 100 g di carne di pollo, invece, 47 centesimi.

Nel caso della carne di bovino, l'impatto ambientale che genera il maggior costo sulla società è la formazione di particolato, responsabile per il 28% del costo totale. A seguire, acidificazione (22%), consumo di suolo (19%) e cambiamenti climatici (14%). La formazione di particolato è anche tra le prime cause dei costi sociali della produzione delle altre carni: pari al 18% e al 15% del totale rispettivamente per la carne di maiale e di pollo. Per entrambe, però, il costo sociale maggiore è dovuto all'ecotossicità terrestre, che genera un costo per la società pari a 17 centesimi ogni 100 g di carne di maiale (34% del totale) e 24 centesimi ogni 100 g di carne di pollo (50% del totale). Occupazione di suolo agricolo, acidificazione terrestre e cambiamenti climatici giocano un ruolo di primo piano anche nel costo per la società generato dalla produzione di carne di maiale e pollo, con percentuali

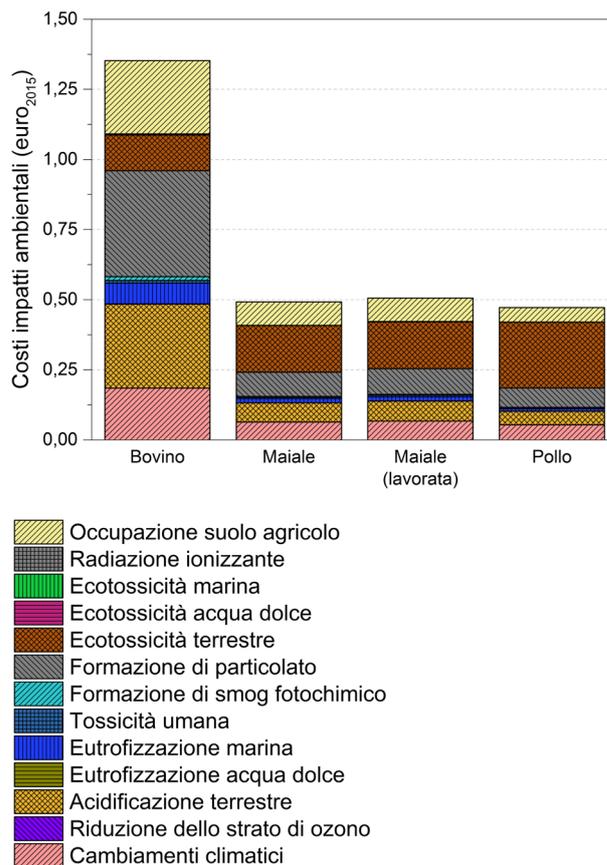


Figura 19. Confronto del costo nascosto per la società (euro2015) generato dall'impatto ambientale dalla produzione di 100 g di carne di bovino, maiale, maiale lavorata e pollo.

In Tabella 14 sono riportate le variazioni dei costi rispetto alla media qualora siano considerati i valori inferiori e superiori dell'intervallo dei costi associati ai diversi impatti ambientali dal centro di ricerca CE Delft [40] (vedi Tabella 11 per i valori inferiori e superiori dell'intervallo). Per questioni di spazio, solo la componente lavorata della carne di maiale è riportata in Tabella 14.

I risultati mostrano una grossa variabilità nel costo per la società generato dalla produzione di carne, dovuto principalmente alla difficoltà nel dare un valore economico alle esternalità ambientali. Il costo generato sulla società per il ciclo di vita di 100 g di carne di bovino varia tra un minimo di 0,56 euro a un massimo di 3,61 euro.

Nel caso estremo superiore, quasi il 60% del costo è dovuto al consumo di suolo (2,12 euro), a causa dell'alto valore economico attribuito a servizi ecosistemici e perdita di biodiversità. Il costo per la società dovuto ai cambiamenti climatici raggiunge un valore massimo di 0,31 euro ogni 100 g consumati. Questo valore corrisponde al possibile costo massimo necessario per abbattere le emissioni di CO₂ emesse nel ciclo di vita della carne al fine di rispettare l'accordo di Parigi. Il costo in termini di cambiamenti climatici si abbassa per gli altri tipi di carne, ma rimane sempre rilevante: nei casi estremi superiori, 100 g di carne di maiale lavorata e pollo costano alla società in termini di potenziale riscaldamento globale 11 e 9 centesimi di euro, rispettivamente. Negli scenari minimi, ovvero gli scenari che considerano un minor costo esterno per la collettività derivante dagli impatti ambientali, il costo principale deriva dagli impatti sulla salute umana in conseguenza alle emissioni di

particolato. Come per lo scenario medio (Figura 19), ecotossicità terrestre e acidificazione costituiscono le altre principali categorie di danno per l'economia umana. Ad esempio, nel caso in cui si dia un valore più alto alla salvaguardia degli ecosistemi (ovvero nel caso in cui si stimi che ci costerebbe di più ricreare quei servizi che un ecosistema intatto ci fornisce gratuitamente), il costo per la società dovuto all'uso di pesticidi per produrre 100 g di pollo sarebbe circa 27 centesimi di euro.

Considerando i valori estremi delle stime dei costi esterni, il costo totale per la collettività causato dal ciclo di vita della carne consumata in Italia varia tra un minimo di 6,3 miliardi di euro (pari a 105 euro annui per abitante) a un massimo di 43,2 miliardi di euro (pari a 714 euro annui per abitante).

Categoria di impatto	Bovino			Maiale lavorata			Pollo		
	Media	Min.	Max	Media	Min.	Max	Media	Min.	Max
Cambiamenti climatici	0,184	0,071	0,308	0,067	0,026	0,112	0,053	0,021	0,089
Riduzione dello strato di ozono	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Acidificazione terrestre	0,300	0,032	0,341	0,071	0,008	0,081	0,049	0,005	0,055
Eutrofizzazione acqua dolce	0,001	0,000	0,001	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Eutrofizzazione marina	0,074	0,074	0,074	0,016	0,016	0,016	0,009	0,009	0,009
Tossicità umana	0,010	0,007	0,015	0,005	0,004	0,008	0,003	0,002	0,005
Formazione di smog fotochimico	0,014	0,010	0,022	0,002	0,002	0,004	0,001	0,001	0,002
Formazione di particolato	0,378	0,270	0,582	0,092	0,066	0,142	0,069	0,049	0,107
Eco-tossicità terrestre	0,128	0,017	0,145	0,167	0,022	0,189	0,235	0,032	0,266
Eco-tossicità acqua dolce	0,001	0,000	0,001	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Eco-tossicità marina	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Radiazione ionizzante	0,003	0,002	0,003	0,001	0,001	0,001	0,001	0,000	0,001
Occupazione di suolo agricolo	0,261	0,079	2,12	0,083	0,025	0,677	0,052	0,016	0,418
Totale	1,35	0,56	3,61	0,51	0,17	1,23	0,47	0,14	0,95

Tabella 14. Analisi sensitività costi ambientali derivanti dal consumo di 100 g di carne di bovino, maiale lavorata e pollo

3.2.1 - Confronto con alternativa vegetale

In Figura 20 sono confrontati i costi esterni per la società (medi) dovuti agli impatti ambientali generati nella fase di produzione della carne con quello dei legumi. Dal momento che le fasi post-macellazione sono state escluse, il costo per la società dovuto alla produzione di carne si riduce: per il bovino, ad esempio, il costo passa da 1,35 euro a 1,08 euro (Figura 20a). Per 100 g di cibo prodotto, le carni generano un costo sulla società rispetto ai legumi che varia tra le 8 volte per la carne di pollo e maiale e le 23 volte per la carne di bovino. Per 100 g di prodotto, la produzione di piselli è quella

meno costi ambientali per la società, pari a 4,2 centesimi. Il divario nei costi tra carni e legumi aumenta ulteriormente se si considerano le proteine prodotte (Figura 20b): il costo medio per produrre i legumi risulta essere tra il 3% e l'8% del costo generato dalla carne, con una differenza di costi per la collettività tra i 2 e i 5 euro a seconda del tipo di carne. In termini proteici, la soia risulta essere il prodotto che genera un minor costo ambientale, pari a 15 centesimi per 100 g. Qualora si considerassero costi maggiori per la società dovuti agli impatti ambientali, la differenza del costo esterno tra carne e legumi aumenterebbe ulteriormente.

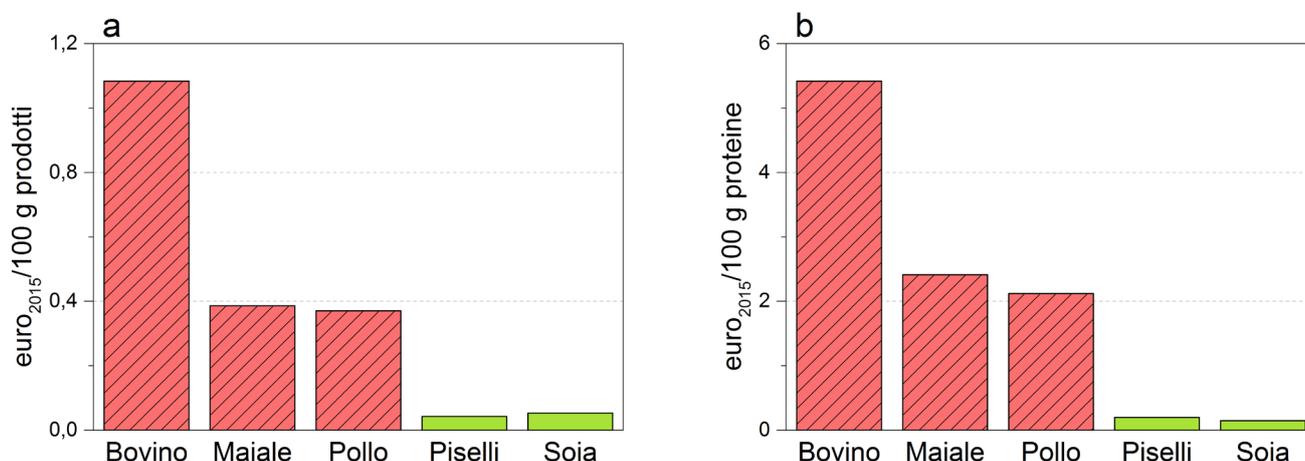


Figura 20. Confronto del costo per la società (euro2015) delle carni e dei legumi dovuto agli impatti ambientali generati nel loro intero ciclo di vita: a) confronto su 100 g di prodotto; b) confronto su 100 g di proteine.

paragrafo 3.3

costi sanitari

In Tabella 15 sono riportate le variazioni del rischio di contrarre le quattro malattie considerate nello studio consumando 43,8 g al giorno di carne rossa e 46,0 g al giorno di carne lavorata, ovvero la media giornaliera consumata dagli onnivori in

Italia. Secondo la revisione degli studi di coorte disponibile nella letteratura scientifica, il consumo di 43,8g/gg di carne rossa aumenta il rischio di contrarre tre delle quattro malattie considerate, con una percentuale compresa tra il 3% del carcinoma del colon-retto e l'8,6% del diabete di tipo 2, mentre riduce del 3% il rischio di coronaropatie. Il consumo di carne lavorata, invece, aumenta il rischio di contrarre tutte e quattro le malattie considerate e in maniera più significativa. Ad esempio, il rischio di contrarre il diabete di tipo 2 consumando 46 g al giorno di carne lavorata aumenta di più del 30%.

		Carcinoma colon-retto	Diabete di tipo 2	Ictus	Malattie cardiovascolari
Carne rossa	media	+ 3,5	+ 8,6	+ 5,4	- 3
	min	- 0,4	+ 5,9	+ 0,2	- 12
	max	+ 6,9	+ 12	+ 11	+ 6,2
Carne lavorata	media	+ 16	+ 31	+ 16	+ 14
	min	+ 10	+ 27	+ 7,9	- 5,7
	max	+ 21	+ 36	+ 24	+ 31

Tabella 15. Variazione del rischio relativo di contrarre le malattie considerate nello studio consumando 43,8 g/gg di carne rossa e consumando 46,0 g/gg di carne lavorata. Min e max rappresentano il minimo e il massimo dell'intervallo di confidenza (95%).

Il rischio relativo maggiore di contrarre determinate malattie è stato quindi convertito in anni di vita persi corretti per disabilità (DALY) per la collettività e in costi per la società dovuti ai DALY persi. I risultati sono presentati in Tabella 16 e riassunti in Figura 21. Il consumo di carne risulta essere responsabile per circa il 15% dei DALY persi in Italia a

causa del carcinoma del colon-retto, del 26% di quelli persi a causa del diabete di tipo 2, del 17% di quelli persi a causa dell'ictus e, infine, del 9% di quelli persi a causa di malattie cardiovascolari. La carne lavorata risulta essere il responsabile principale a questi DALY persi, contribuendo per quasi il 90% dell'impatto sanitario.

	DALY Italia migliaia		DALY per carne rossa			DALY per carne lavorata		
			migliaia	%	mld €	migliaia	%	mld €
Carcinoma colon-retto	345	media	9,50	2,7	0,522	43,4	13	2,39
		min	- 1,18	- 0,3	- 0,064	29,4	8,5	1,62
		max	17,6	5,1	0,966	53,4	16	2,94
Diabete tipo 2	660	media	38,5	5,8	2,12	139	21	7,64
		min	27,7	4,2	1,52	127	19	6,97
		max	50,9	7,7	2,80	153	23	8,40
Ictus	700	media	29,3	4,2	1,61	86,8	12	4,77
		min	1,21	0,2	0,066	47,8	6,8	2,63
		max	54,0	7,7	2,97	118	17	6,48
Malattie cardiovascolari	1.100	media	- 28,1	- 2,5	- 1,54	131	12	7,20
		min	- 148	- 13	- 8,14	- 70,3	- 6,3	- 3,87
		max	47,5	4,3	2,61	238	21,4	13,1

Tabella 16. Contributo della carne rossa e della carne lavorata agli anni di vita corretti per disabilità (DALY) persi o guadagnati in Italia per le quattro malattie considerate nello studio (ordine alfabetico) e il relativo costo per la società.

I DALY persi o guadagnati a causa del consumo di carne rossa e carne lavorata in Italia per le quattro malattie sono presentati in Figura 21. La barra di errore è stata stimata partendo dai valori minimi e massimi dell'intervallo di confidenza (95%) del rischio relativo di contrarre le diverse malattie secondo gli studi utilizzati come fonti al report. L'intervallo di incertezza risulta

particolarmente significativo per le malattie cardiovascolari, per cui la barra di errore include sia valori positivi che negativi per entrambi i fattori di rischio (carne rossa e carne lavorata). L'incertezza sembra ridursi per le altre malattie, per cui si è confidenti al 95% che l'esposizione alla carne, soprattutto alla carne lavorata, aumenti il rischio di contrarle.

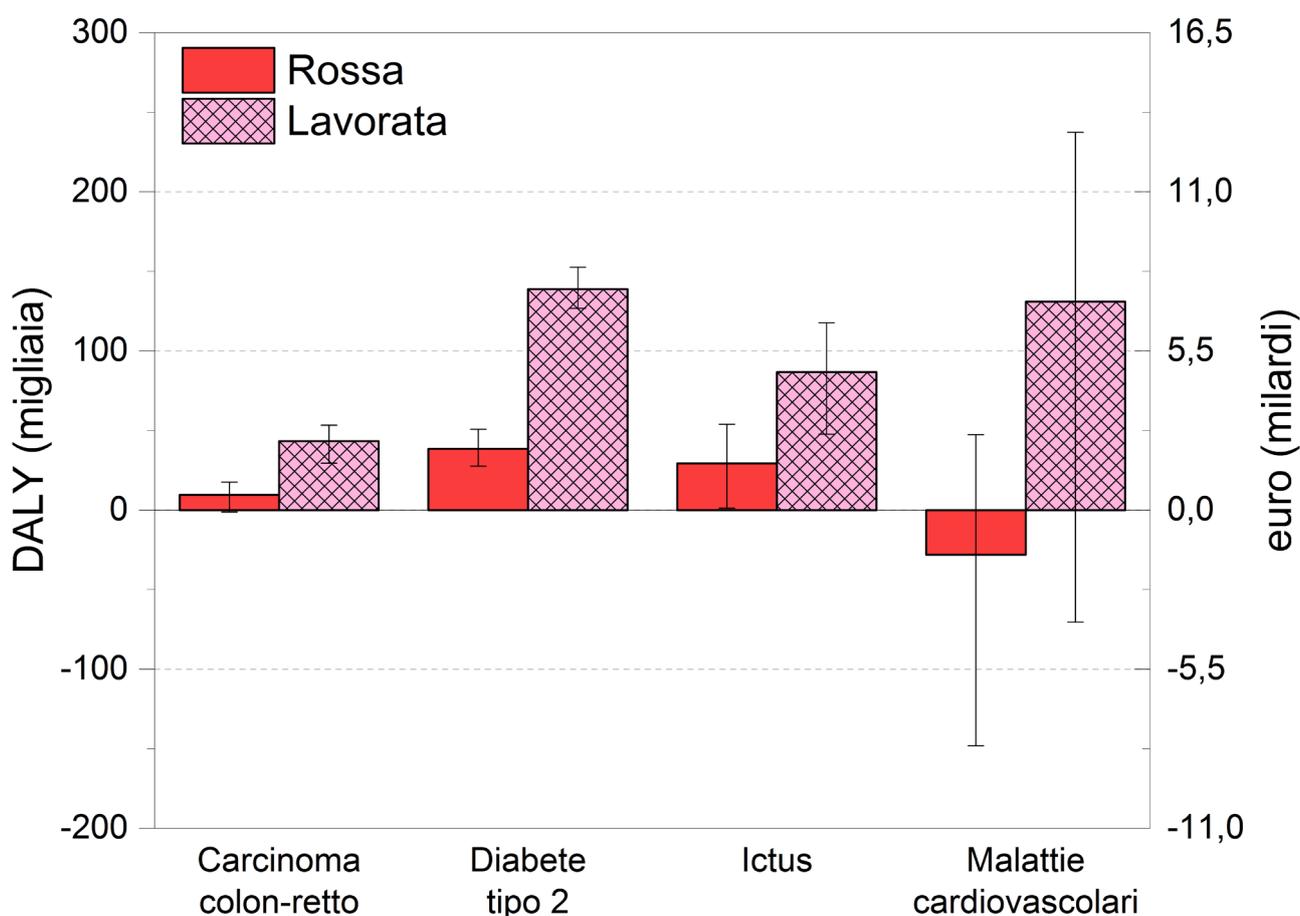


Figura 21. Anni di vita corretti per disabilità (DALY) persi o guadagnati in Italia dovuti al consumo di carne rossa e carne lavorata. Le barre di errore indicano i valori minimi e massimi corrispondenti all'intervallo di confidenza (95%) dei rischi relativi.

Se il costo totale per la collettività viene spartito equamente sulla carne consumata annualmente in Italia (1.060 kt/a di carne lavorata e 782 kt/a di carne rossa), è possibile stimare il costo generato per la collettività dovuto al consumo di 100 g di carne. È bene sottolineare che il costo non si riferisce al costo sanitario a cui andrà incontro un onnivoro che mangia una tantum 100 g di carne, bensì rispecchia il costo sanitario annuale per l'Italia (in termini di perdita di anni di vita in salute) dovuto al consumo complessivo di carne (ipotizzando i consumi giornalieri riportati precedentemente) ripartito sulle singole porzioni (100 g). I costi per 100 g di carne consumata sono presentati in Figura 22, considerando il costo per un DALY perso (o il valore di un anno di vita sano in più guadagnato) pari a 55.000 euro. Considerando le quattro malattie, il costo per la collettività in termini di impatti sanitari risulta pari a 35 centesimi di euro per 100 g di carne rossa (intervallo di incertezza compreso tra un beneficio di 85 centesimi di euro e un costo di 1,20 euro) e più di 2,08 euro per la carne lavorata (intervallo di incertezza: 0,69 – 2,91 euro). Per la carne lavorata, i contributi principali sono dovuti ai costi in termini di DALY persi per diabete di tipo 2 e malattie cardiovascolari (35% e 33%, rispettivamente).

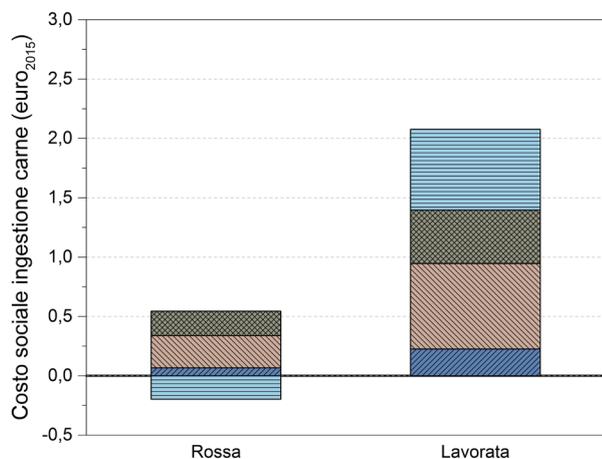
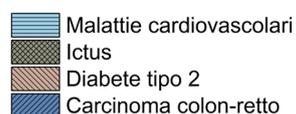


Figura 22. Confronto del costo nascosto per la società dovuto agli impatti sanitari del consumo di 100 g di carne rossa e lavorata.



Sommandolequattromalattie,l'intervallo di incertezza dei DALY annui varia tra un minimo di 13.300 (corrispondenti a 730 milioni di euro, ovvero 12 euro per ogni abitante) a un massimo di 731.000 (40,2 miliardi di euro, pari a 665 euro a testa). L'incertezza si riduce notevolmente se si escludono le malattie cardiovascolari dal conteggio. In questo caso il costo per la società risulta pari a 54 centesimi per 100 g di carne rossa (incertezza: 0.20 - 0.86 euro) e 1.40 euro per 100 g di carne lavorata (incertezza: 1.06 – 1.68 euro). A livello nazionale, il costo per la società, sempre escludendo le malattie cardiovascolari, risulta compreso tra 12,7 e 24,5 miliardi di euro annui, con un valore medio di 19,1 miliardi di euro (pari a 315 euro a testa).

3.3.1 - Confronto con alternativa vegetale

Negli studi di coorte utilizzati come fonte per il calcolo dell'impatto sanitario del consumo di carne, sono riportate le curve dose-risposta in termini di rischio relativo di contrarre una determinata malattia anche per i legumi.

Per tutte le malattie considerate in questo report, un consumo di 50 o 100 grammi al giorno di legumi non aumenta il rischio di contrarle. Anzi, il rischio di ammalarsi si riduce all'aumentare del consumo giornaliero di legumi.

Per 100 g di legumi consumati al giorno, ad esempio, il rischio di contrarre malattie cardiovascolari si riduce di più del 10% [64].

Nessun costo, in termini di costi sanitari, è stato quindi attribuito al consumo di legumi nel confronto con la carne. Il risparmio in termini di costi sanitari per l'Italia, nel caso in cui il consumo attuale di carne fosse sostituito da legumi (e quindi un'ulteriore riduzione degli anni di vita persi per le malattie considerate), non è stato incluso nelle analisi.

È bene ricordare che come per gli impatti ambientali, gli impatti e i costi per la società presentati nello studio sono riferiti ai consumi medi e non riflettono le conseguenze che ci sarebbero nel caso in cui la dieta media italiana si spostasse dal consumo di carne a quello di legumi.

paragrafo 3.4

costi nascosti totali

In questa sezione sono riportati i costi complessivi nascosti del consumo di carne in Italia, dati dalla somma dei costi per gli impatti ambientali e gli impatti sanitari. Nel paragrafo 3.4.1 i costi sono presentati per 100 g di carne consumata, mentre nel paragrafo 3.4.2 sono presentati i costi complessivi per la società italiana. Data l'incertezza dei valori riferiti alle malattie cardiovascolari, al fine di aumentare la robustezza dei risultati si è deciso di escludere i costi relativi a queste malattie dai costi finali.

3.4.1 - Costi per 100 grammi

I costi totali riferiti al consumo di 100 g di carne sono presentati in Tabella 17 e Figura 23. Escludendo i costi e benefici relativi alle malattie cardiovascolari, il costo sanitario per la collettività di 100 g di carne di carne rossa aumenta mentre si riduce quello della carne lavorata. Carne di bovino e carne di maiale lavorata risultano ex aequo le carni che generano un maggior costo per la società per 100 g consumati, con un costo sociale nascosto di 1,90 euro per 100 g. In altri termini, il costo nascosto per un kg di carne di bovino o di salume acquistato risulta pari a 17 euro (considerando che 110 grammi

di quel kilo acquistato verranno sprecati e quindi non consumati). Mentre per i salumi la quota sanitaria rappresenta il contributo più significativo del costo totale, l'opposto è vero per la carne di bovino: il 71% del costo per la società è dovuto agli impatti ambientali generati durante nel suo ciclo di vita. I contributi della quota ambientale e di quella sanitaria si equivalgono per la carne di maiale fresca, il cui consumo costa alla collettività circa 1 euro ogni 100 g consumati. Infine, gli impatti ambientali generati dal ciclo di vita della carne di pollo pesano sulla società per circa 50 centesimi ogni 100 g, interamente attribuiti ai suoi danni ambientali.

Tipo carne	Costi ambientali	Costi sanitari
	euro 2015	euro 2015
 Bovino	1,35	0,54
 Maiale	0,49	0,54
 Maiale (lavorata)	0,51	1,40
 Pollo	0,47	0

Tabella 17. Costi economici complessivi (costi ambientali e sanitari) per la società dovuti al consumo di carne (100 g consumati)

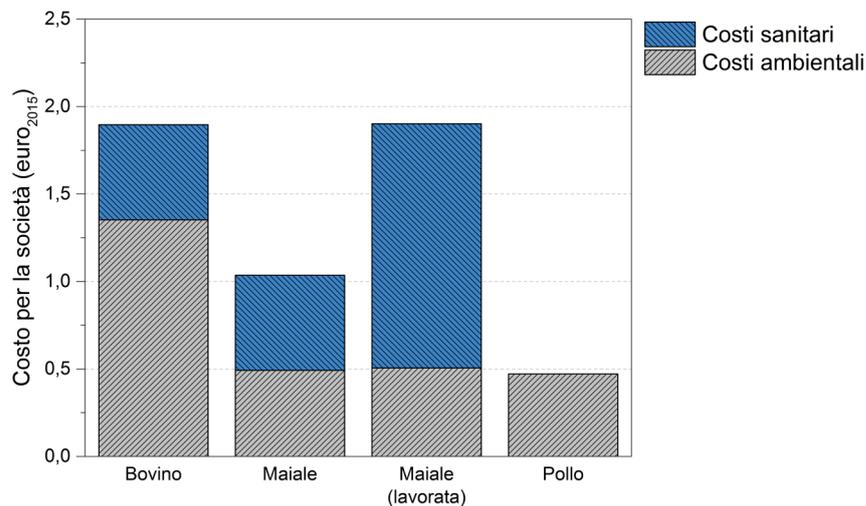


Figura 23. Costi economici complessivi per la società dovuti al consumo di carne (100 g consumati)

3.4.1.1 - Confronto con alternativa vegetale

In Figura 24 sono confrontati i costi totali per la società dovuti al consumo di carne e di legumi, a parità di peso (100g, in Figura 24a) e a parità di proteine (100g di proteine, in Figura 24b). I costi per le carni risultano più bassi in questo caso rispetto alla Figura 23 poiché il costo ambientale, come in tutte le sezioni di confronto coi legumi (e.g. 3.2.1), è riferito solamente alla fase di produzione. La voce "legumi" in figura rappresenta una media tra i costi generati dalla produzione dei piselli e quelli della soia. Il costo ambientale e sanitario dovuto al consumo di 100 g di legumi risulta essere pari a 5 centesimi di euro, più basso del costo generato da tutti i tipi

Anche escludendo i benefici sanitari derivanti da una dieta a base di legumi, il costo nascosto della carne risulta tra le 8 e le 37 volte quello dei legumi (da 0,30 a 1,70 in più). Va ricordato che in questi numeri non sono considerati i costi per la società dovuti alla lavorazione, distribuzione e consumo delle carni e dei legumi. Il confronto risulta ancora più favorevole per i legumi quando ad essere confrontate sono le proteine: 100 g di proteine da legumi costano alla collettività (escludendo i benefici sanitari) 17 centesimi di euro, mentre 100 g di proteine da carne costano tra i 2 e gli 11 euro. In questo confronto, la carne di maiale peggiora ulteriormente la sua performance dato il suo minor contenuto proteico rispetto alle altre carni.

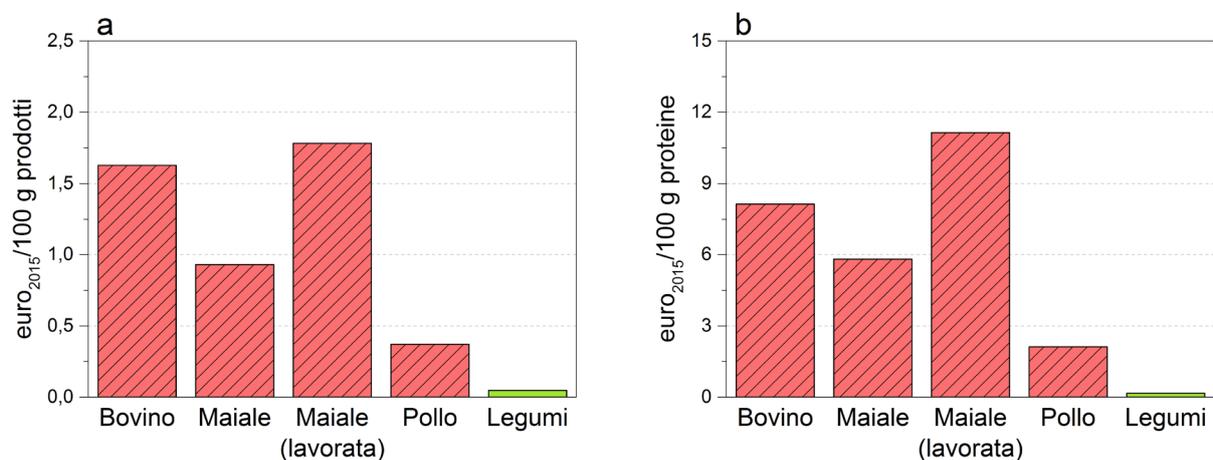


Figura 24. Confronto del costo nascosto totale (costi ambientali + costi sanitari) per la società dovuti al consumo di carne e di legumi (euro2015): a) confronto su 100 g di prodotto; b) confronto su 100 g di proteine

3.4.2 - Costi per consumo annuale italiano

Il costo nascosto annuale per la società italiana (in miliardi di euro) dovuto al consumo di carne è presentato in Tabella 18 e Figura 25. Escludendo l'impatto sulle malattie cardiovascolari, il consumo di carne in Italia genera un costo nascosto collettivo stimato in 36,6 miliardi di euro all'anno, pari a 605 euro per ogni singolo residente. Il contributo principale (54%) è dato dal consumo di carne lavorata, dato l'elevato consumo e gli elevati costi sanitari. A seguire c'è il consumo di carne di bovino (31%). Nel costo della carne di bovino è stato incluso anche il costo relativo al consumo di carne di bovino lavorata (2% del costo totale). Si è ipotizzato che la lavorazione della bresaola generi gli stessi impatti ambientali della lavorazione del prosciutto crudo, mentre gli stessi impatti della lavorazione del prosciutto cotto sono stati ipotizzati per la lavorazione della carne di bovino in scatola. Per gli impatti sulla salute, gli stessi impatti della carne di maiale lavorata sono stati considerati per la carne di bovino lavorata. In totale, la carne di bovino risulta avere un costo nascosto sulla società pari a circa 11,5 miliardi di euro, principalmente dovuto all'impatto ambientale causato dall'allevamento degli animali. La carne di pollo pesa sulla società per un costo complessivo annuale di circa 3,2 miliardi di euro, pari a 53 euro a testa. Infine, la carne di maiale fresca (circa il 17% del totale della carne di maiale consumata in Italia) costa alla società ogni anno circa 37,5 euro per abitante, con un costo complessivo di 2,3 miliardi di euro.

Tipo carne	Costi ambientali	Costi sanitari
	mld euro 2015	mld euro 2015
 Bovino	8,01	3,47
 Maiale	1,08	1,19
 Maiale (lavorata)	5,23	14,4
 Pollo	3,21	0

Tabella 18. Costi nascosti totali per la società italiana (ambientali e sanitari) dovuti al consumo annuale di carne (miliardi di euro2015).

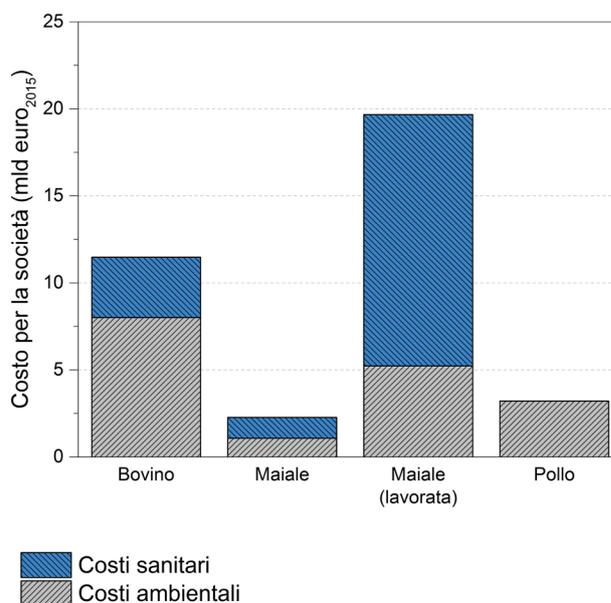


Figura 25. Confronto dei costi nascosti totali per la società italiana (ambientali e sanitari) dovuti al consumo annuale di carne (miliardi di euro2015).

L'incertezza delle stime relative al costo complessivo per la società italiana è presentata in Figura 26. Oltre alle incertezze già viste (i.e. l'incertezza relativa al rischio relativo di contrarre una malattia mangiando carne e l'incertezza relativa ai costi sociali associati a un impatto ambientale), in Figura 26 è inclusa anche l'incertezza relativa al valore attribuito all'anno di vita corretto per disabilità (DALY). Fino ad ora si è considerato un valore pari a 55.000 euro/DALY. Tuttavia, questo valore si colloca al limite inferiore dell'intervallo di stime che si trovano in letteratura per il valore attribuito a un anno di vita [40]. Il limite superiore è stimato da CE Delft in un valore doppio, pari a 110.000 euro/DALY [40]. In Figura 26 è inclusa dunque anche la variabilità del valore economico attribuito ai DALY persi per il consumo di carne. I risultati mostrano che le medie considerate in

questo studio si collocano nella parte bassa del range di incertezza, indicando che i costi calcolati sono probabilmente una sottostima del reale impatto sociale del consumo di carne. Nel caso estremo superiore, corrispondente ai risultati stimati dando un valore più alto ai DALY e agli impatti ambientali e utilizzando i valori di rischio relativo massimi all'interno dell'intervallo di confidenza per le diverse malattie, il costo totale per la società dovuto al consumo di carne risulta pari a 92,3 miliardi di euro. Diviso per la popolazione italiana, questo valore corrisponde a un costo pro capite di 1.530 euro annui. All'altro estremo, qualora si attribuiscono valori economici più bassi ai DALY e agli impatti ambientali e qualora si consideri il rischio minimo di contrarre le malattie, il costo pro capite sarebbe 316 euro, pari a un costo annuale per la collettività di 19,1 miliardi di euro.

Tipo Carne	Costi Ambientali			Costi Sanitari			Costi Totali		
	Media	Min.	Max	Media	Min.	Max	Media	Min.	Max
 Bovino	8,01	3,33	21,4	3,47	1,40	10,7	11,5	4,73	32,0
 Maiale	1,08	0,36	2,65	1,19	0,43	3,77	2,27	0,78	6,42
 Maiale (lavorata)	5,23	1,75	12,7	14,4	10,9	34,8	19,7	12,7	47,5
 Pollo	3,21	0,92	6,47	0	0	0	3,21	0,92	6,47
Totale	17,5	6,35	43,2	19,1	12,7	49,1	36,6	19,1	92,3
Pro capite (euro)	290	105	714	315	211	811	605	316	1.526

Tabella 19. Variabilità dei costi nascosti totali per la società italiana (ambientali e sanitari) dovuti al consumo annuale di carne (miliardi di euro2015)

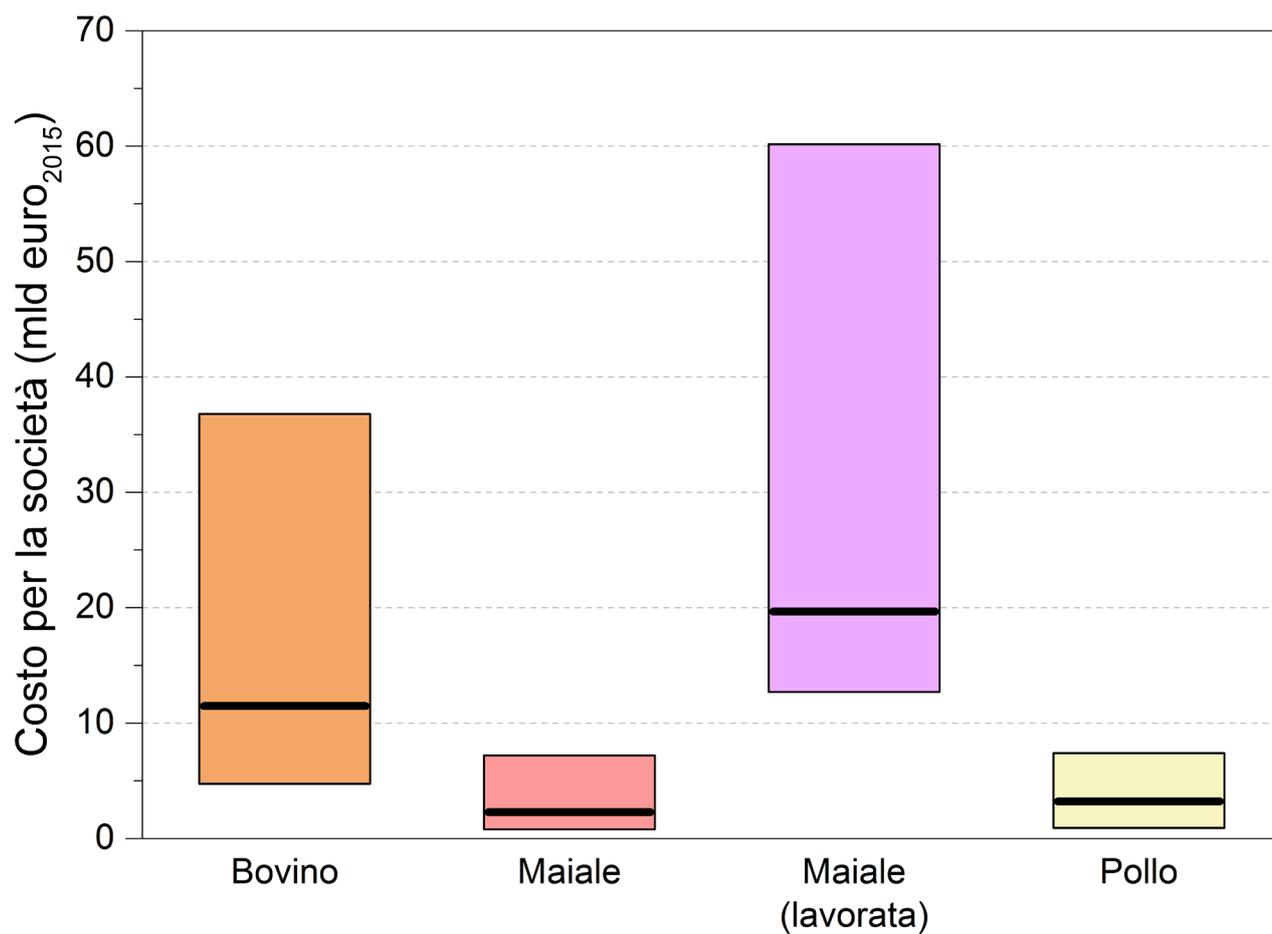
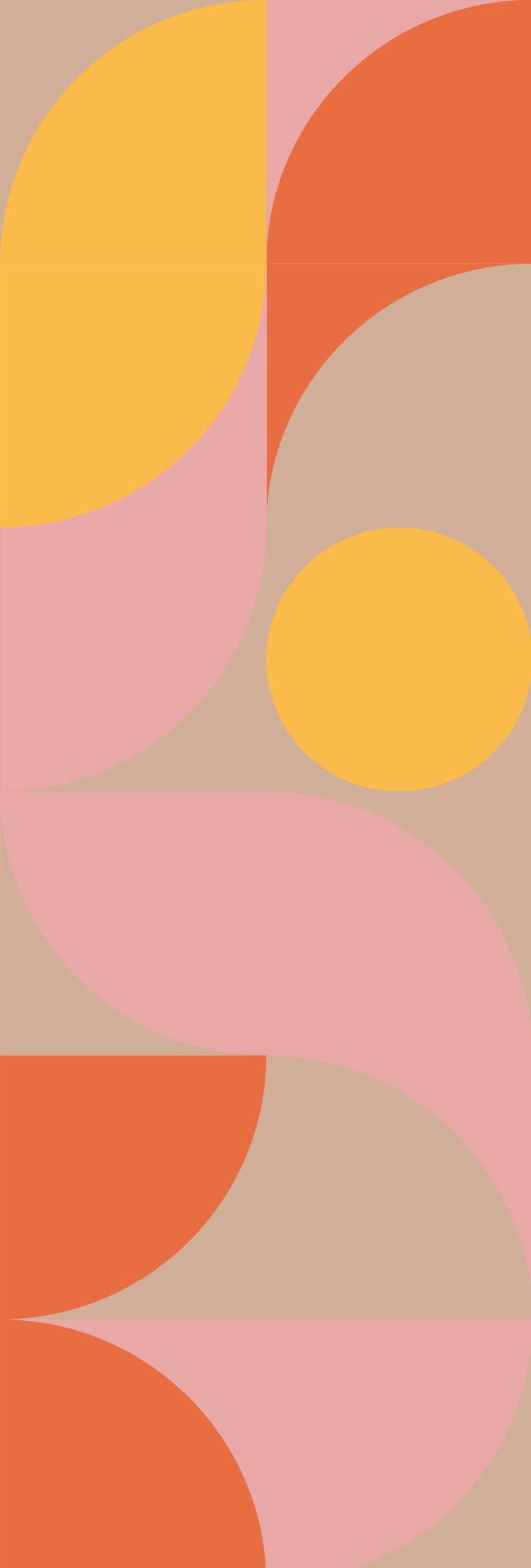


Figura 26. Variabilità dei costi nascosti totali per la società italiana (ambientali e sanitari) dovuti al consumo annuale di carne (miliardi di euro₂₀₁₅)

interpretazione

capitolo 4



interpretazione

La fase di interpretazione è divisa in due parti. In sezione 4.1 gli impatti ambientali qui calcolati sono comparati con gli impatti che si otterrebbero usando l'inventario base presente su Agri-footprint, usato in studi precedenti per stimare l'impatto medio della produzione di cibo in Europa [31,82]. In sezione 4.2, invece, i risultati ottenuti nello studio sono comparati con i risultati di studi LCA riferiti alla produzione di carne in Italia trovati in letteratura.

4.1 - Qualità dei dati

Per l'analisi LCA si è partiti dall'inventario relativo alle produzioni di carne disponibile su Agri-footprint, adattando i dataset per simulare lo scenario italiano. L'inventario da cui si è partiti è stato utilizzato in studi precedenti della Commissione Europea per stimare l'impatto ambientale medio della produzione e il consumo di cibo in Europa [31,82]. In Figura 27 sono confrontati i costi ambientali qui calcolati per la fase di produzione della carne con quelli generati dagli allevamenti originali disponibili nel database Agri-footprint (indicati con "Europa" in Figura 27). Il costo della fase di produzione per la carne "italiana" risulta simile a quello calcolato partendo dall'inventario originale. È bene ricordare che lo scenario italiano da noi considerato è stato modellato partendo da dati secondari (ovvero dati raccolti in studi precedenti e non necessariamente riferiti al contesto italiano). Per la carne di bovino, i costi nascosti di produzione risultano essere 9% più bassi rispetto a quelli calcolati dal database originale. La differenza è dovuta principalmente alle emissioni di ammoniaca, minori nello scenario italiano rispetto a quelle emesse per coltivare l'erba consumata da bovini irlandesi e olandesi. Viceversa, il consumo di suolo agricolo risulta superiore nello scenario italiano qui calcolato, dato il valore nullo di consumo di suolo attribuito all'erba pascolata negli allevamenti irlandesi e olandesi. Il costo per la società dovuto alla produzione di carni di maiale e pollo calcolate risultano invece essere superiori per lo scenario italiano rispetto agli scenari originali, corrispondenti ad allevamenti tipici olandesi. La differenza è dovuta principalmente al maggior utilizzo negli allevamenti italiani di maiali e polli di farine di soia provenienti dal Sudamerica. Questo maggior utilizzo si riflette in un maggior costo per la società dovuto ai danni agli ecosistemi causato dall'uso dei pesticidi in Argentina e Brasile (si

il contributo dell'ecotossicità al costo finale). Un contributo importante per i maggior costi del maiale "nostrano" è dovuto alle maggiori emissioni di metano e protossido d'azoto dallo stoccaggio delle deiezioni animali rispetto agli allevamenti olandesi (vedi sezione A1.2 in appendice). Complessivamente, la carne di maiale e pollo modellate in questo studio risultano generare un costo sulla società dovuto agli impatti ambientale del 16% e del 23% superiori, rispettivamente. Qualora i costi originali fossero usati nello studio e ipotizzando che gli impatti post-macellazione rimangano uguali allo scenario base, il costo complessivo per la società italiana (costi ambientali e sanitari) si abbasserebbe dell'1,3% (36,1 miliardi di euro), corrispondente a un costo pro capite annuo di 598 euro.

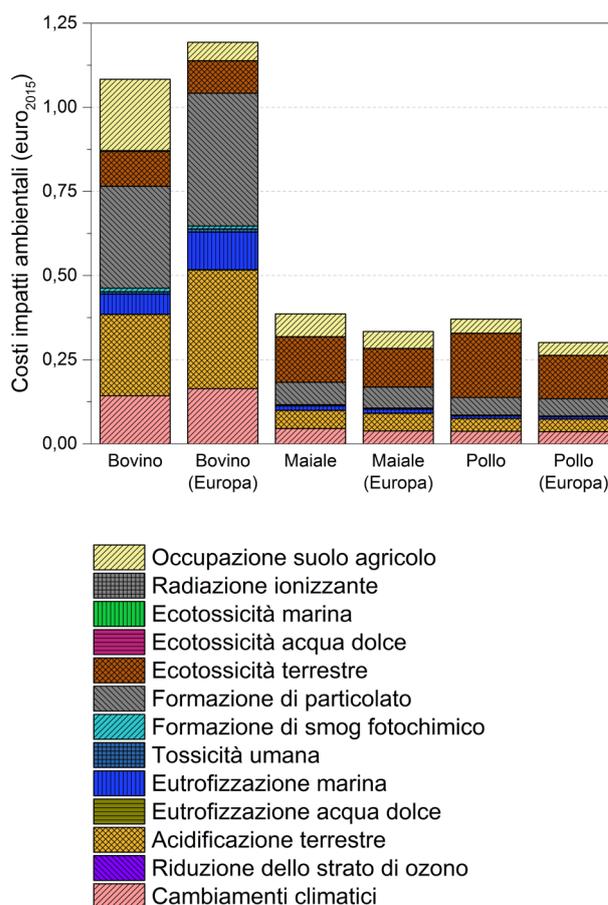


Figura 27. Confronto dei costi ambientali calcolati in questo studio per la fase di produzione della carne con quelli generati dagli allevamenti originali disponibili nel database Agri-footprint (ipotizzati rappresentare una media europea).

paragrafo 4.2

confronto con letteratura esistente

In questa sezione i risultati ottenuti nel report sono comparati con i risultati presentati nelle analisi del ciclo di vita della carne consumata in Italia disponibili in letteratura.

4.2.1 - Bovino

Per la carne di bovino consumata in Italia, l'unico studio LCA completo trovato in letteratura è la dichiarazione ambientale di prodotto (EPD) della carne di bovino adulto a marchio Coop (pubblicata nel 2013 e revisionata nel 2020 [83]).

Nell'EPD gli impatti relativi alla carne di bovino sono basati su dati primari di produzione e sono riferiti ad allevamenti specifici. Al contrario, l'obiettivo di questo report è di calcolare l'impatto medio del consumo di carne italiana, al fine di stimare il costo complessivo per la società. La differenza tra i risultati riportati nell'EPD e quelli calcolati qui sono presentati in Tabella 20.

Per 100 g di carne prodotta e consumata, gli impatti calcolati nell'EPD risultano più bassi per le emissioni di gas a effetto serra e più alti per le categorie di acidificazione ed eutrofizzazione. Non essendo riportato l'inventario utilizzato per l'EPD, è difficile ipotizzare le cause di queste discrepanze.

Tuttavia, le maggiori emissioni di gas climalteranti nel nostro studio potrebbero essere dovute agli sprechi durante la distribuzione e il consumo

(15% circa). Nel nostro studio, gli impatti ambientali dello spreco (i.e. gli impatti generati per produrre quella carne sprecata) sono attribuiti al ciclo di vita della carne, mentre nell'EPD sono esclusi.

I maggiori impatti calcolati nell'EPD per le fasi di acidificazione ed eutrofizzazione potrebbero essere dovuti invece a maggiori emissioni dirette di ammoniaca dalla gestione delle deiezioni e ad un maggior utilizzo di fertilizzanti per la coltivazione del foraggio.

Inoltre, nel nostro studio si è considerato che una quota della carne consumata in Italia sia bovino da latte, mentre l'EPD è riferita esclusivamente ai bovini da carne.

Se si usassero gli impatti riportati nell'EPD per la stima dei costi per la società derivante dal consumo di carne, il costo per 100 g di carne di bovino consumata aumenterebbe di 25 centesimi (18%), passando da 1,35 euro a 1,60 euro.

Se si considera che anche le emissioni di particolato sono strettamente collegate alle emissioni di ammoniaca, qualora le emissioni di ammoniaca fossero più alte (come lascia intendere il maggior impatto nella categoria acidificazione riportato nell'EPD), il costo aumenterebbe ulteriormente e raggiungerebbe 1,79 euro per 100 g di carne di bovino.

Se, infine, si include il costo derivante dallo spreco in fase di consumo (11%), il costo raggiunge 2 euro per 100 g. Di conseguenza, il costo annuale per la società dovuto al consumo di carne di bovino toccherebbe quota 15,2 miliardi di euro, con un costo aggiuntivo pro capite rispetto al nostro scenario di 51 euro.

Categoria impatto	Unità	Report	EPD Coop
Cambiamenti climatici	kg CO ₂ eq./100 g macellati	2,52	2,37 ¹
	kg CO ₂ eq./100 g consumati	3,26	2,91
Acidificazione	g SO ₂ eq./100 g macellati	48,6	91
	g SO ₂ eq./100 g consumati	60,3	91
Eutrofizzazione	g N eq./100 g macellati	19,3	58,5 ²
	g N eq./100 g consumati	23,8	59,8

Tabella 20. Confronto impatti ambientali della produzione di 100 g di carne di bovino calcolati in questo studio con quelli riportati in letteratura.

4.2.1 - Maiali

Nella letteratura scientifica non sono stati trovati LCA completi della produzione e consumo di carne di maiale in Italia. Per la fase di allevamento dei maiali, i risultati sono stati comparati con quelli ottenuti da Bava et al. dell'Università degli Studi di Milano nel loro lavoro relativo all'impatto ambientale degli allevamenti di maiale in Italia [84].

Per la carne lavorata, il potenziale di riscaldamento globale qui ottenuto è stato comparato con quello riportato in una presentazione disponibile online relativa a uno studio LCA del 2010 applicato alla produzione di salumi sviluppato da Grandi Salumifici Italiani [85].

Il confronto con gli impatti ambientali stimati da Bava et al. per sei allevamenti di maiali italiani è riportato in Tabella 21.

Gli impatti per 100 g di animale vivo calcolati nel nostro studio rientrano nel range stimato da Bava et al. per le categorie cambiamenti climatici ed ecotossicità terrestre.

L'allevamento di maiali considerato nel nostro studio risulta invece avere impatti maggiori nella categoria acidificazione e impatti minori nelle categorie eutrofizzazione e consumo di suolo.

Qualora le medie degli impatti stimati da Bava et al. fossero usate nel nostro studio per stimare il costo per la società dovuti al consumo di carne, il costo per 100 g di maiale macellato aumenterebbero di 13,5 centesimi di euro. Considerando il consumo totale di carne di maiale in Italia equivarrebbe a un incremento del costo sulla società di 1,69 miliardi di euro, pari a un incremento di 28 euro a testa.

Categoria impatto	Unità	Report	Bava et al.	
			min	max
Cambiamenti climatici	g CO ₂ eq./100 g maiale	0,466	0,269	0,581
Acidificazione	g SO ₂ eq./100 g maiale	6,39	2,00	3,79
Eutrofizzazione	g N eq./100 g maiale	2,39	2,45	4,62
Ecotossicità terrestre	kg 1,4-DB eq./100 g maiale	0,009	0,006	0,026
Occupazione di suolo	m ₂ a/100 g maiale	0,467	0,554	1,21

Tabella 21. Confronto impatti ambientali della produzione di 100 g di maiale vivo calcolati in questo studio con quelli riportati in letteratura.

[1] Mentre nel report la resa di spolpo è inclusa nella fase di macellazione, nell'EPD è stata considerata nella fase di lavorazione. Il valore qui riportato per l'EPD è riferito alla carne spolpata al fine di comparare i risultati. Le rese (macellazione più spolpo) per le due carni sono comparabili: 49% per questo report e 50% per l'EPD.

[2] L'indicatore per le emissioni eutrofiche nell'EPD è lo ione fosfato (kg PO₄₃- eq.). Per confrontare gli impatti è stato quindi necessario convertire i chili di ione fosfato in azoto equivalente, ovvero l'indicatore di categoria utilizzato nel report. Per la conversione si è ipotizzato che il contributo all'eutrofizzazione sia dato esclusivamente dall'emissione di nitrati in acqua (pari al 95% nel nostro caso - vedi sezione 4.1.3). Utilizzando quindi il fattore di caratterizzazione per i nitrati in acqua (0.1 PO₄₃-/kg nitrati) del metodo EPD [38], e convertendo i nitrati in azoto equivalente usando il fattore di caratterizzazione di ReCiPe (0.23 kg N-eq/kg nitrate), è stato possibile confrontare i due risultati.

Gli impatti della carne di maiale lavorata sono confrontati invece con lo studio LCA sviluppato da Grandi Salumifici Italiani [85]. Il confronto del potenziale di riscaldamento globale per fase del ciclo di vita del salume è presentato in Tabella 22. Le emissioni di gas a effetto serra calcolate nel nostro studio risultano più basse di quanto riportato nell'analisi LCA dei salumi. A emergere sono soprattutto le emissioni di gas a effetto serra dalla gestione delle deiezioni animali (quasi tre volte più basse) e l'imballaggio. Come nel confronto con l'EPD della carne di bovino, il nostro studio mostra valori più alti per gli impatti in fase di distribuzione e consumo. Questo è dovuto al fatto che nel nostro studio gli sprechi generati in fase di consumo sono inclusi negli impatti ambientali dei 100 g di carne effettivamente consumati. Infine, sebbene le fasi di lavorazione mostrino impatti medi confrontabili, gli impatti per la lavorazione del prosciutto cotto risultano più bassi nel nostro studio di circa il 40% e gli impatti della lavorazione del prosciutto crudo risultano quasi tre volte più alti. L'origine delle discrepanze potrebbe essere dovuta alle assunzioni riguardo ai consumi energetici in fase di lavorazione. Come nei casi precedenti, i valori calcolati nel nostro studio sembrano sottostimare i reali impatti della produzione di carne in Italia.

4.2.3 - Polli

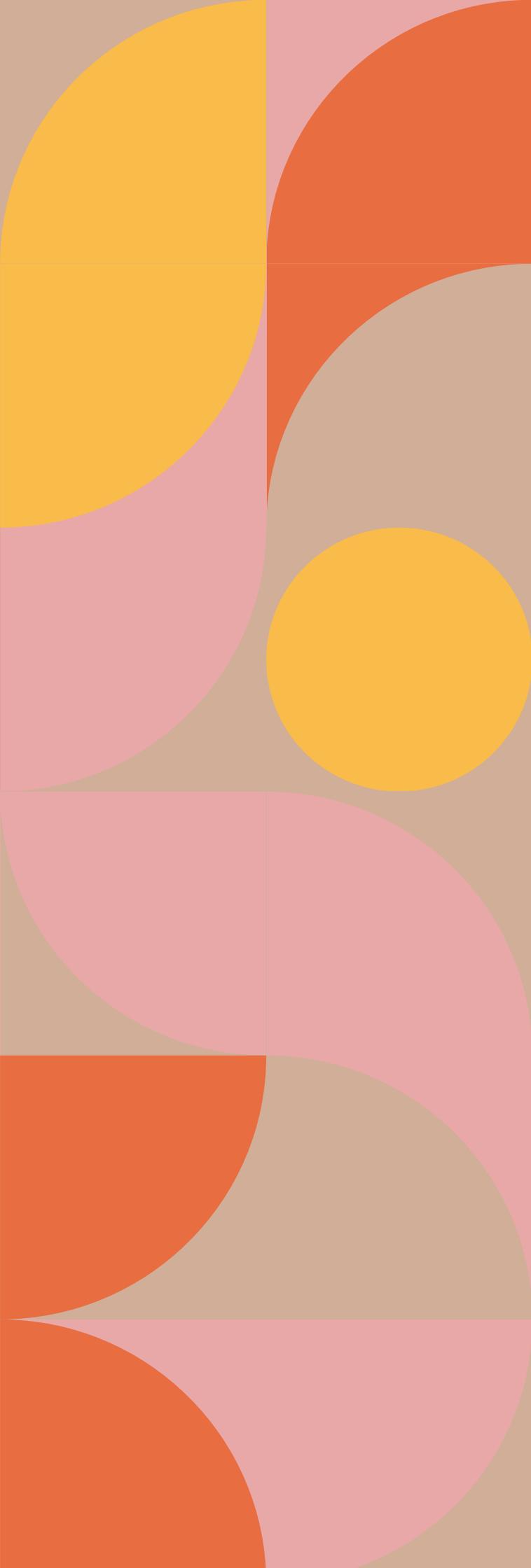
In letteratura non sono stati trovati LCA completi della carne di pollo consumata in Italia. L'unico confronto possibile è stato fatto sul potenziale di riscaldamento globale di un allevamento di polli medio italiano. Le emissioni di gas climalteranti sono state confrontate con quelle riportate nello studio LCA di Zucali et al. dell'Università degli Studi di Milano riferite alla produzione di carne in Lombardia [11]. Secondo lo studio dell'Università degli Studi di Milano, la produzione di 1 kg di pollo vivo da macellare emette circa 4,1 kg di CO₂ eq. Questo valore risulta essere quasi il 13% più basso rispetto a quello stimato nel nostro studio. Siccome l'inventario non è riportato nello studio di Zucali et al. non è possibile risalire all'origine della discrepanza. Qualora le emissioni di gas a effetto serra stimate da Zucali et al. fossero più rappresentative dello scenario italiano, il costo della produzione di carne di pollo per la società si abbasserebbe di mezzo centesimo di euro ogni 100 g (pari a 3,9 euro all'anno a testa in meno).

Processo	Report	LCA salumi
Alimentazione	0,507	0,593
Gestione deiezioni	0,194	0,533
Allevamento (altro)	0,043	0,076
Macellazione	0,053	0,065
Lavorazione	0,065/0,329	0,104/0,114
Imballaggio	0,016	0,134
Altro	0,199	0,015
Totale	1,08/1,34	1,52/1,53

Tabella 22. Confronto emissioni di gas a effetto serra (kg CO₂ eq.) della produzione 100 g di carne di maiale lavorata calcolati in questo studio con quelli riportati in letteratura.

discussione

capitolo 5



discussione

In questo lavoro si è stato stimato il costo nascosto del consumo di carne in Italia. Per costo nascosto si intende il costo esterno generato dal consumo di carne sulla collettività, in termini di impatti ambientali e sanitari. Questo costo al momento è pagato dalla collettività, senza che questa venga compensata per il danno ricevuto. Per stimare i costi derivanti dagli impatti ambientali, è stata condotta un'analisi LCA del consumo di carne. Gli impatti ambientali, come ad esempio il potenziale effetto che il ciclo di vita della carne genera sui cambiamenti climatici o sull'acidificazione terrestre, è stato convertito in un costo per la collettività attraverso delle stime del danno che questi impatti generano sul benessere della popolazione. Queste stime sono le stesse che vengono utilizzate dalla Commissione Europea per la valutazione dei costi esterni. I risultati mostrano che per 100 g di carne consumata, il costo per la collettività in termini di danni ambientali oscilla tra i 50 centesimi di euro circa per la carne di maiale e pollo e 1,35 euro per la carne di bovino. A generare i costi maggiori sulla collettività sono: le emissioni di particolato, che danneggiano la salute umana; le emissioni di gas acidificanti, che riducono la produttività dei terreni; le emissioni di gas a effetto serra, con tutti i potenziali danni che un pianeta più caldo causerebbe; la diffusione di nutrienti e pesticidi in natura con costi indiretti per l'uomo a causa dei danni agli ecosistemi. I costi sanitari, invece, sono stati stimati calcolando gli anni di vita potenzialmente persi in Italia a causa del consumo di carne rossa e carne lavorata. Escludendo i fattori incerti, come l'effetto che il consumo di carne genera sulle malattie cardiovascolari, si è stimato che circa 350.000 anni di vita (corretti per disabilità) vengono persi ogni anno a causa del consumo di carne. Ripartito sulla popolazione, equivale a dire che

ogni anno l'aspettativa di vita (in salute) di un consumatore di carne si riduce di circa 2,3 giorni. Il costo di questi anni di vita persi ricade su tutta la collettività, in termini di costi sanitari e mancata produttività. Considerando un valore medio europeo di 55.000 euro per anno di vita perso in salute e ripartendo la spesa tra i quantitativi di carne consumata, il consumo di 100 g di carne rossa costa alla collettività 54 centesimi di euro e il consumo di 100 g di salumi 1,40 euro. Come si può notare da questa differenza, il costo principale in Italia è generato dal consumo elevato di carne lavorata (46 g al giorno in media) che aumenta del 30% il rischio di contrarre il diabete di tipo 2, del 16% l'ictus e del 14% il carcinoma del colon-retto. Sommando i danni ambientali e sanitari, il consumo di 100 g di carne equivale a costi per la collettività di circa 50 centesimi per la carne di pollo, 1 euro per la carne di maiale, 1,90 euro per i salumi (carne di maiale lavorata) e 1,90 euro per la carne di bovino. In confronto, la produzione di 100 g di legumi costa alla collettività in termini di impatti ambientali circa 5 centesimi di euro e il suo consumo riduce il rischio di contrarre tutte le malattie considerate nello studio.

Se il costo per 100 g di carne consumata viene esteso al consumo annuale di carne in Italia, il costo pagato dalla società dovuto agli impatti ambientali e sanitari si attesta intorno ai 36,6 miliardi di euro (in un intervallo che varia tra 19,1 e 92,3 miliardi di euro, a seconda del valore che viene attribuito agli impatti ambientali e sanitari e considerando l'incertezza nelle stime di rischio per la salute dovute al consumo di carne). Diviso per la popolazione italiana, il danno generato dal consumo di carne pro capite si attesta sui 605 euro annui (tra i 316 e i 1.530 euro a testa). Il costo medio è ripartito quasi equamente tra costi ambientali (48%) e costi sanitari (52%). A generare i maggiori costi sulla collettività sono i salumi,

altri tipi di carne. Anche le carni fresche generano un costo elevato sulla società, principalmente dovuto alle emissioni che il loro ciclo di vita genera. Oltre alle emissioni di gas a effetto serra, generate soprattutto dalla fermentazione enterica dei bovini e dalla gestione delle deiezioni animali, a generare costi dell'ordine di miliardi di euro sulla società ogni anno sono anche le emissioni di particolato e gas acidificanti in stalla e le emissioni di nitrati e pesticidi nel terreno per coltivare il foraggio. Queste emissioni generano un costo diretto sulla salute umana, ad esempio le broncopatie causate dalle emissioni di particolato, e un costo indiretto generato dai danni agli ecosistemi: ad esempio le perdite per l'agricoltura dovuta a terreni acidi o alla mancanza degli impollinatori a causa dei pesticidi.

Le principali limitazioni dello studio sono (1) la mancanza di dati primari relativi alla produzione di carne in Italia e (2) l'ampia incertezza per alcuni dei parametri utilizzati nello studio, come i fattori di conversione degli impatti ambientali e sanitari in costi per la società. Ciononostante, nello studio sono state fatte diverse ipotesi conservative che portano a concludere che i costi finali qui presentati siano una sottostima del reale costo sulla società generato dal consumo di carne. Alcune di queste assunzioni sono:

- L'utilizzo di inventari riferiti ad allevamenti europei: studi LCA certificati o pubblicati su riviste internazionali basati su dati primari di carni italiane mostrano in media impatti ambientali maggiori di quanto stimato nel nostro studio (vedi sezione 4.2);
- L'esclusione di alcuni impatti ambientali, tra cui il consumo idrico [57] e il consumo di suolo indiretto [86,87], per i quali i costi per la collettività risultano (ancora più) difficili da stimare [40].

Ad esempio, utilizzare la poca acqua dolce disponibile in periodi di siccità per produrre carne (e non ad esempio colture con una minore impronta idrica a parità di valore nutrizionale) aumenta i costi per la popolazione causati dallo stress idrico e genera disuguaglianza [58,61,88];

- L'esclusione, per mancanza di una robusta letteratura scientifica a riguardo, dei potenziali costi sociali riferiti a malattie direttamente o indirettamente collegate al consumo di carne come la resistenza agli antibiotici [67], l'obesità [68] o la diffusione di virus [89]. Per lo stesso motivo, l'esclusione del potenziale effetto che il particolato emesso dal settore agroalimentare possa aver giocato nella diffusione e la mortalità del Covid-19 [90,91];

- I costi economici attribuiti agli impatti ambientali e agli anni di vita persi (DALY): i valori considerati nello studio sembrano essere stime al ribasso dei potenziali danni sociali causati dagli impatti ambientali e sanitari. Primi tra tutti, il costo sociale attribuito alla tonnellata di CO₂ (vedi sezione 2.3.1.1) e al DALY (3.4.2). Utilizzando i valori superiori dell'intervallo di incertezza relativi alle stime, i costi sociali raddoppierebbero.

Riassumendo, quest'analisi ha evidenziato come la produzione e il consumo di carne generi un ingente costo sulla società in termini di benessere. Al momento questo costo è pagato da tutta la popolazione, indifferentemente dal consumo effettivo di ogni singola persona. Vista la crescente quota di persone vegetariane e vegane in Italia, è raccomandabile che queste persone vengano compensate per il danno ricevuto. A maggior ragione se si considera il fatto che una dieta a base di legumi, oltre ad avere un impatto ambientale del 95% più basso in media rispetto alla carne, sembrerebbe creare un beneficio collettivo dato dalla riduzione del rischio di contrarre diverse malattie. Un mezzo attuabile per internalizzare questi costi potrebbe essere una tassa sul consumo di carne, in linea col costo generato per la società [63]. Inoltre, le popolazioni estere indirettamente colpite dal consumo di carne in Italia, come le popolazioni in Sudamerica e nel sudest asiatico dove foreste primarie vengono distrutte per fare spazio a coltivazioni di soia e palma da olio, dovrebbero essere compensate per i danni ambientali subiti. Per una stima più precisa degli impatti ambientali della produzione di carne, sarebbe necessario e auspicabile avere dati primari riferiti ad allevamenti e processi di lavorazione della carne in Italia. D'altro canto, per migliorare l'accuratezza del costo sociale corrispondente agli impatti ambientali e sanitari del consumo di carne, una maggiore ricerca in questo campo di studio è raccomandabile. Anche in questo caso, una migliore accuratezza si potrebbe ottenere qualora si sviluppassero fattori di conversione impatto-costo per il contesto italiano anziché medie europee. Allo stesso tempo, ulteriori studi sono necessari per evitare possibili effetti ambientali e sanitari indesiderati qualora si attuassero politiche che promuovessero un cambio di dieta.

bibliografia

- [1] FAO, FAOSTAT, (n.d.). <http://www.fao.org/faostat/en/#data> (accessed September 2, 2020).
- [2] ISTAT, Multiscopo sulle famiglie: aspetti della vita quotidiana - parte generale, 2019.
- [3] Eurispes, Rapporto Italia 2018, (2018). <https://eurispes.eu/news/eurispes-rapporto-italia-2018/> (accessed September 29, 2020).
- [4] Eurispes, Rapporto Italia 2020, 2020. <https://eurispes.eu/ricerca-rapporto/rapporto-italia-2020/>.
- [5] V. Bouvard, D. Loomis, K.Z. Guyton, Y. Grosse, F. El Ghissassi, L. Benbrahim-Tallaa, N. Guha, H. Mattock, K. Straif, Carcinogenicity of consumption of red and processed meat, *Lancet Oncol.* 16 (2015) 1599–1600. doi:10.1016/S1470-2045(15)00444-1.
- [6] P.J. Gerber, H. Steinfeld, B. Henderson, A. Mottet, C. Opio, J. Dijkman, A. Faluccci, G. Tempio, Tackling climate change through livestock – A global assessment of emissions and mitigation opportunities, Rome, 2013.
- [7] European Commission, Handbook on the external costs of transport, 2019.
- [8] FAO, Livestock Systems. Chickens, (2010). <http://www.fao.org/livestock-systems/global-distributions/chickens/en/> (accessed September 15, 2020).
- [9] C.G. Basile, Il mercato delle carni. Produzione e consumo 2018. Osservatorio agroalimentare lombardo. Quaderno n. 14 - ottobre 2019, 2019.
- [10] ASSICA, Rapporto Annuale. Analisi del settore e dati economici 2018, L'Industria Delle Carni e Dei Salumi. (2019) 124.
- [11] M. Zucali, A. Tamburini, A. Sandrucci, L. Bava, Global warming and mitigation potential of milk and meat production in Lombardy (Italy), *J. Clean. Prod.* 153 (2017) 474–482. doi:<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.11.037>.
- [12] Eurostat, Population on 1 January, (2020). <https://ec.europa.eu/eurostat/databrowser/view/tps00001/default/table?lang=en> (accessed September 9, 2020).
- [13] M. Springmann, L. Spajic, M.A. Clark, J. Poore, A. Herforth, P. Webb, M. Rayner, P. Scarborough, The healthiness and sustainability of national and global food based dietary guidelines: modelling study, *BMJ.* 370 (2020). doi:10.1136/bmj.m2322
- [14] FAO, Global food losses and food waste – Extent, causes and prevention, Rome, 2011.
- [15] IIAS, I consumi dei prodotti surgelati in Italia. Rapporto 2018, 2019.
- [16] European Environment Agency, Annual European Union greenhouse gas inventory 1990–2018 and inventory report 2020, Copenhagen, Denmark, 2020.
- [17] E. Taurino, A. Bernetti, A. Caputo, M. Cordella, R. De Lauretis, I. D'Elia, E. Di Cristofaro, A. Gagna, B. Gonella, F. Moricci, E. Peschi, D. Romano, M. Vitullo, Italian Emission Inventory 1990 - 2018. Informative Inventory Report 2020, 2020.

- [18] ISO, ISO 14040:2006 Environmental management -- Life cycle assessment -- Principles and framework, International Organization for Standardization (ISO), 2006.
- [19] ISO, ISO 14044:2006 Environmental Management - Life Cycle Assessment - Requirements and Guidelines, International Organization for Standardization (ISO), 2006.
- [20] P. Roy, D. Nei, T. Orikasa, Q. Xu, H. Okadome, N. Nakamura, T. Shiina, A review of life cycle assessment (LCA) on some food products, *J. Food Eng.* 90 (2009) 1–10. doi:<https://doi.org/10.1016/j.jfoodeng.2008.06.016>.
- [21] T. V Vellinga, H. Blonk, M. Marinussen, W.J. van Zeist, I.J.M. de Boer, D. Starmans, Report 674. Methodology used in FeedPrint: a tool quantifying greenhouse gas emissions of feed production and utilization, 2013.
- [22] B. Durlinger, E. Koukouna, R. Broekema, M. van Paassen, J. Scholten, Agri-footprint 4.0. Part 1: Methodology and basic principles, 2017.
- [23] IDF, A common carbon footprint approach for dairy. The IDF guide to standard lifecycle assessment methodology for the dairy sector. Bulletin of the international dairy federation 445/2010, 2010.
- [24] G. Wernet, C. Bauer, B. Steubing, J. Reinhard, E. Moreno-Ruiz, B. Weidema, The ecoinvent database version 3 (part I): overview and methodology, *Int. J. Life Cycle Assess.* 21 (2016) 1218–1230. doi:[10.1007/s11367-016-1087-8](https://doi.org/10.1007/s11367-016-1087-8).
- [25] R. Hiel, V. Geling, T. De Vries, C.-C. Lan, S. Nienke, European soy monitor. Insights on European responsible and deforestation-free soy consumption in 2018, 2020.
- [26] B. Durlinger, E. Koukouna, R. Broekema, M. van Paassen, J. Scholten, Agri-footprint 4.0. Part 2: Description of data, 2011.
- [27] C.A. Ramírez, M. Patel, K. Blok, How much energy to process one pound of meat? A comparison of energy use and specific energy consumption in the meat industry of four European countries, *Energy.* 31 (2006) 2047–2063. doi:<https://doi.org/10.1016/j.energy.2005.08.007>.
- [28] K.H. Kvalsvik, Energy Efficient Drying Systems for the Dried Cured Meat Industry, Norwegian University of Science and Technology, 2015.
- [29] A. Bonou, M. Birkved, LCA of pork products & evaluation of alternative super-chilling techniques, Kongens Lyngby, Denmark, 2016.
- [30] F. Toldrá, Dry-cured meat products, Food & Nutrition Press, Inc., Trumbull, Connecticut, USA, 2004.
- [31] B. Notarnicola, G. Tassielli, P.A. Renzulli, V. Castellani, S. Sala, Environmental impacts of food consumption in Europe, *J. Clean. Prod.* 140 (2017) 753–765. doi:<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.06.080>.
- [32] M.C. Macrì, La zootecnia in Italia. Produzioni, regolamentazione, ricerca, politiche per la qualità e la biodiversità, Roma, 2017.
- [33] F. Dionori, L. Casullo, S. Ellis, D. Ranghetti, K. Bablinski, C. Vollath, C. Soutra, Freight on road: why EU shippers prefer truck to train, 2015.

- [34] M.C. Heller, G.A. Keoleian, Beyond Meat's Beyond Burger Life Cycle Assessment: A detailed comparison between a plantbased and an animal-based protein source, 2018.
- [35] JRC, ILCD handbook. International Reference Life Cycle Data System. General guide for Life Cycle Assessment - Detailed guidance., 2010.
- [36] M.A.J. Huijbregts, Z.J.N. Steinmann, P.M.F. Elshout, G. Stam, F. Verones, M. Vieira, M. Zijp, A. Hollander, R. van Zelm, ReCiPe2016: a harmonised life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level, *Int. J. Life Cycle Assess.* 22 (2016) 138–147. doi:10.1007/s11367-016-1246-y.
- [37] M. Goedkoop, R. Heijungs, M. Huijbregts, A. De Schryver, J. Struijs, R. van Zelm, ReCiPe 2008. A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level. First edition (version 1.08). Report I: Characterisation, 2013.
- [38] PRé Consultants, SimaPro 9.1, (2020). <http://www.pre-sustainability.com>.
- [39] M. Pizzol, B. Weidema, M. Brandão, P. Osset, Monetary valuation in Life Cycle Assessment: a review, *J. Clean. Prod.* 86 (2015) 170–179. doi:<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.08.007>.
- [40] S. de Bruyn, M. Bijleveld, L. de Graaff, E. Schep, A. Schroten, R. Vergeer, S. Ahdour, *Environmental Prices Handbook*. EU28 version, Delft, Netherlands, 2018.
- [41] M. Ponti, P. Beria, A. Drufuca, R. Parolin, F. Ramella, *Analisi costi-benefici del nuovo collegamento ferroviario Torino - Lione*, 2019. [https://www.mit.gov.it/sites/default/files/media/notizia/2019-02/ACB nuovo collegamento ferroviario Torino - Lione.pdf](https://www.mit.gov.it/sites/default/files/media/notizia/2019-02/ACB_nuovo_collegamento_ferroviano_Torino_-_Lione.pdf).
- [42] IPCC, *Global warming of 1.5°C. An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5°C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change*, Geneva, Switzerland, 2018.
- [43] IPCC, C.U. Press, *Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC)*, New York, USA, 2014.
- [44] I. Muñoz, J.H. Schmidt, Methane oxidation, biogenic carbon, and the IPCC's emission metrics. Proposal for a consistent greenhouse-gas accounting, *Int. J. Life Cycle Assess.* 21 (2016) 1069–1075. doi:10.1007/s11367-016-1091-z.
- [45] M.R. Allen, K.P. Shine, J.S. Fuglestvedt, R.J. Millar, M. Cain, D.J. Frame, A.H. Macey, A solution to the misrepresentations of CO₂-equivalent emissions of short-lived climate pollutants under ambitious mitigation, *Npj Clim. Atmos. Sci.* 1 (2018) 16. doi:10.1038/s41612-018-0026-8.
- [46] FAO, *Technical Advisory Group (TAG) on Methane*, 2020. http://www.fao.org/fileadmin/user_upload/benchmarking/docs/TORs_Technical_Advisory_Group_on_Methane.pdf.

- [47] O. Kuik, L. Brander, R.S.J. Tol, Marginal abatement costs of greenhouse gas emissions: A meta-analysis, *Energy Policy*. 37 (2009) 1395–1403. doi:<https://doi.org/10.1016/j.enpol.2008.11.040>.
- [48] United Nations, Paris agreement, 2015.
- [49] European Commission, Climate strategies & targets, (2020). <https://ec.europa.eu/clima/policies/strategies>.
- [50] R. Bobbink, K. Hicks, J. Galloway, T. Spranger, R. Alkemade, M. Ashmore, M. Bustamante, S. Cinderby, E. Davidson, F. Dentener, B. Emmett, J.-W. Erisman, M. Fenn, F. Gilliam, A. Nordin, L. Pardo, W. De Vries, Global assessment of nitrogen deposition effects on terrestrial plant diversity: a synthesis, *Ecol. Appl.* 20 (2010) 30–59. doi:[10.1890/08-1140.1](https://doi.org/10.1890/08-1140.1).
- [51] NEEDS, New Energy Externalities Development for Sustainability, (2008). <http://www.needs-project.org/>.
- [52] F. Paulot, D.J. Jacob, Hidden Cost of U.S. Agricultural Exports: Particulate Matter from Ammonia Emissions, *Environ. Sci. Technol.* 48 (2014) 903–908. doi:[10.1021/es4034793](https://doi.org/10.1021/es4034793).
- [53] M.A. Sutton, C.M. Howard, J.W. Erisman, G. Billen, A. Bleeker, P. Grennfelt, H. van Grinsven, B. Grizzetti, eds., *The European Nitrogen Assessment*, Cambridge University Press, Cambridge, 2011. doi:[10.1017/CBO9780511976988](https://doi.org/10.1017/CBO9780511976988).
- [54] D. Lovarelli, C. Conti, A. Finzi, J. Bacenetti, M. Guarino, Describing the trend of ammonia, particulate matter and nitrogen oxides: The role of livestock activities in northern Italy during Covid-19 quarantine, *Environ. Res.* 191 (2020) 110048. doi:<https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.110048>.
- [55] P. Döll, S. Siebert, Global modeling of irrigation water requirements, *Water Resour. Res.* 38 (2002) 8–10. doi:<https://doi.org/10.1029/2001WR000355>.
- [56] A.Y. Hoekstra, M.M. Mekonnen, The water footprint of humanity, *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 109 (2012) 3232–3237. doi:[10.1073/pnas.1109936109](https://doi.org/10.1073/pnas.1109936109).
- [57] A.-M. Boulay, J. Bare, L. Benini, M. Berger, M.J. Lathuillière, A. Manzardo, M. Margni, M. Motoshita, M. Núñez, A.V. Pastor, B. Ridoutt, T. Oki, S. Worbe, S. Pfister, The WULCA consensus characterization model for water scarcity footprints: assessing impacts of water consumption based on available water remaining (AWARE), *Int. J. Life Cycle Assess.* 23 (2018) 368–378. doi:[10.1007/s11367-017-1333-8](https://doi.org/10.1007/s11367-017-1333-8).
- [58] V. Arosio, A. Arrigoni, G. Dotelli, Reducing water footprint of building sector: Concrete with seawater and marine aggregates, in: *IOP Conf. Ser. Earth Environ. Sci.*, 2019. doi:[10.1088/1755-1315/323/1/012127](https://doi.org/10.1088/1755-1315/323/1/012127).
- [59] S. Pfister, A. Koehler, S. Hellweg, Assessing the Environmental Impacts of Freshwater Consumption in LCA, *Environ. Sci. Technol.* 43 (2009) 4098–4104. doi:[10.1021/es802423e](https://doi.org/10.1021/es802423e).

- [60] C. Bulle, M. Margni, L. Patouillard, A.-M. Boulay, G. Bourgault, V. De Bruille, V. Cao, M. Hauschild, A. Henderson, S. Humbert, S. Kashef-Haghighi, A. Kounina, A. Laurent, A. Levasseur, G. Liard, R.K. Rosenbaum, P.-O. Roy, S. Shaked, P. Fantke, O. Jolliet, IMPACT World+: a globally regionalized life cycle impact assessment method, *Int. J. Life Cycle Assess.* 24 (2019) 1653–1674. doi:10.1007/s11367-019-01583-0.
- [61] A. Kounina, M. Margni, J.-B. Bayart, A.-M. Boulay, M. Berger, C. Bulle, R. Frischknecht, A. Koehler, L. Milà i Canals, M. Motoshita, M. Núñez, G. Peters, S. Pfister, B. Ridoutt, R. van Zelm, F. Verones, S. Humbert, Review of methods addressing freshwater use in life cycle inventory and impact assessment, *Int. J. Life Cycle Assess.* 18 (2013) 707–721. doi:10.1007/s11367-012-0519-3.
- [62] M. Motoshita, Y. Ono, S. Pfister, A.-M. Boulay, M. Berger, K. Nansai, K. Tahara, N. Itsubo, A. Inaba, Consistent characterisation factors at midpoint and endpoint relevant to agricultural water scarcity arising from freshwater consumption, *Int. J. Life Cycle Assess.* 23 (2018) 2276–2287. doi:10.1007/s11367-014-0811-5.
- [63] M. Springmann, D. Mason-D’Croz, S. Robinson, K. Wiebe, H.C.J. Godfray, M. Rayner, P. Scarborough, Health-motivated taxes on red and processed meat: A modelling study on optimal tax levels and associated health impacts, *PLoS One.* 13 (2018) 1–16. doi:10.1371/journal.pone.0204139.
- [64] A. Bechthold, H. Boeing, C. Schwedhelm, G. Hoffmann, S. Knüppel, K. Iqbal, S. De Henauw, N. Michels, B. Devleesschauwer, S. Schlesinger, L. Schwingshackl, Food groups and risk of coronary heart disease, stroke and heart failure: A systematic review and dose-response meta-analysis of prospective studies., *Crit. Rev. Food Sci. Nutr.* 59 (2019) 1071–1090. doi:10.1080/10408398.2017.1392288.
- [65] L. Schwingshackl, G. Hoffmann, A.-M. Lampousi, S. Knüppel, K. Iqbal, C. Schwedhelm, A. Bechthold, S. Schlesinger, H. Boeing, Food groups and risk of type 2 diabetes mellitus: a systematic review and meta-analysis of prospective studies, *Eur. J. Epidemiol.* 32 (2017) 363–375. doi:10.1007/s10654-017-0246-y.
- [66] L. Schwingshackl, C. Schwedhelm, G. Hoffmann, S. Knüppel, A. Laure Preterre, K. Iqbal, A. Bechthold, S. De Henauw, N. Michels, B. Devleesschauwer, H. Boeing, S. Schlesinger, Food groups and risk of colorectal cancer, *Int. J. Cancer.* 142 (2018) 1748–1758. doi:10.1002/ijc.31198.
- [67] European Food Safety Authority, European Centre for Disease Prevention and Control, The European Union summary report on antimicrobial resistance in zoonotic and indicator bacteria from humans, animals and food in 2014, *EFSA J.* 14 (2016) 4380. doi:10.2903/j.efsa.2016.4380.
- [68] M.H. Rouhani, A. Salehi-Abargouei, P.J. Surkan, L. Azadbakht, Is there a relationship between red or processed meat intake and obesity? A systematic review and meta-analysis of observational studies, *Obes. Rev.* 15 (2014) 740–748. doi:10.1111/obr.12172.

- [69] L. Monasta, C. Abbafati, G. Logroscino, G. Remuzzi, N. Perico, B. Bikbov, G. Tamburlini, E. Beghi, E. Traini, S.B. Redford, F. Ariani, A.M. Borzì, C. Bosetti, G. Carreras, V. Caso, G. Castelpietra, M. Cirillo, S. Conti, P.A. Cortesi, G. Damiani, L.S. D'Angiolella, J. Fanzo, C. Fornari, S. Gallus, G. Giussani, G. Gorini, G. Grosso, D. Guido, C. La Vecchia, P. Lauriola, M. Leonardi, M. Levi, F. Madotto, S. Mondello, L. Naldi, S. Olgiati, R. Palladino, C. Piccinelli, M. Piccininni, E. Pupillo, A. Raggi, S. Rubino, P. Santalucia, M. Vacante, S. Vidale, F.S. Violante, M. Naghavi, L. Ronfani, Italy's health performance, 1990-2017: findings from the Global Burden of Disease Study 2017, *Lancet Public Heal.* 4 (2019) e645–e657. doi:10.1016/S2468-2667(19)30189-6.
- [70] ISTAT, Il diabete in Italia. Anni 2000-2016, 2017.
- [71] S. Wirsenius, Efficiencies and biomass appropriation of food commodities on global and regional levels, *Agric. Syst.* 77 (2003) 219–255. doi:https://doi.org/10.1016/S0308-521X(02)00188-9.
- [72] W.D. Carvalho, K. Mustin, R.R. Hilário, I.M. Vasconcelos, V. Eilers, P.M. Fearnside, Deforestation control in the Brazilian Amazon: A conservation struggle being lost as agreements and regulations are subverted and bypassed, *Perspect. Ecol. Conserv.* 17 (2019) 122–130. doi:https://doi.org/10.1016/j.pecon.2019.06.002.
- [73] B. Quesada, A. Arneth, E. Robertson, N. de Noblet-Ducoudré, Potential strong contribution of future anthropogenic land-use and land-cover change to the terrestrial carbon cycle, *Environ. Res. Lett.* 13 (2018) 64023. doi:10.1088/1748-9326/aac4c3.
- [74] V. Vijay, S.L. Pimm, C.N. Jenkins, S.J. Smith, The Impacts of Oil Palm on Recent Deforestation and Biodiversity Loss, *PLoS One.* 11 (2016) 1–19. doi:10.1371/journal.pone.0159668.
- [75] J. Poore, T. Nemecek, Reducing food's environmental impacts through producers and consumers, *Science (80- .)*. 360 (2018) 987–992. doi:10.1126/science.aag0216.
- [76] A. Hospido, L. Milà i Canals, S. McLaren, M. Truninger, G. Edwards-Jones, R. Clift, The role of seasonality in lettuce consumption: a case study of environmental and social aspects, *Int. J. Life Cycle Assess.* 14 (2009) 381–391. doi:10.1007/s11367-009-0091-7.
- [77] ISPRA, Stato dell'ambiente 89/2020. Annuario dei dati ambientali. Edizione 2019, Roma, Italy, 2020.
- [78] P. Bindraban, A. Franke, D. Ferraro, C. Ghera, L. Lotz, A. Nepomuceno, M. Smulders, C. Van de Wiel, GM-related sustainability: agro-ecological impacts, risk and opportunities of soy production in Argentina and Brazil., *Plant Res. Int.* (2009).
- [79] J.H. Schmidt, Comparative life cycle assessment of rapeseed oil and palm oil, *Int. J. Life Cycle Assess.* 15 (2010) 183–197. doi:10.1007/s11367-009-0142-0.
- [80] D. Nijdam, T. Rood, H. Westhoek, The price of protein: Review of land use and carbon footprints from life cycle assessments of animal food products and their substitutes, *Food Policy.* 37 (2012) 760–770. doi:https://doi.org/10.1016/j.foodpol.2012.08.002.

- [81] M.M. Mekonnen, A.Y. Hoekstra, *The green, blue and grey water footprint of farm animals and animal products*, Delft, Netherlands, 2011.
- [82] S. Sala, V. Castellani, *The consumer footprint: Monitoring sustainable development goal 12 with process-based life cycle assessment*, *J. Clean. Prod.* 240 (2019) 118050. doi:<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.118050>.
- [83] Coop Italia, *Dichiarazione ambientale di prodotto della carne di bovino adulto a marchio Coop*, 2013.
- [84] L. Bava, M. Zucali, A. Sandrucci, A. Tamburini, *Environmental impact of the typical heavy pig production in Italy*, *J. Clean. Prod.* 140 (2017) 685–691. doi:<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.11.029>.
- [85] Grandi Salumifici Italiani, *Life cycle assessment applicato alla produzione salumi*, 2011. https://www.arpae.it/cms3/documenti/_cerca_doc/sostenibilita/atti-convegni/2011/20111021-life_ciycle_assesment-gsi.pdf.
- [86] E.Y. Arima, P. Richards, R. Walker, M.M. Caldas, *Statistical confirmation of indirect land use change in the Brazilian Amazon*, *Environ. Res. Lett.* 6 (2011) 24010. doi:[10.1088/1748-9326/6/2/024010](https://doi.org/10.1088/1748-9326/6/2/024010).
- [87] J.H. Schmidt, B.P. Weidema, M. Brandão, *A framework for modelling indirect land use changes in Life Cycle Assessment*, *J. Clean. Prod.* 99 (2015) 230–238. doi:[10.1016/j.jclepro.2015.03.013](https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.03.013).
- [88] A.Y. Hoekstra, *The hidden water resource use behind meat and dairy*, *Anim. Front.* 2 (2012) 3–8. doi:[10.2527/af.2012-0038](https://doi.org/10.2527/af.2012-0038).
- [89] M.E.J. Woolhouse, S. Gowtage-Sequeria, *Host range and emerging and reemerging pathogens*, *Emerg. Infect. Dis.* 11 (2005) 1842–1847. doi:[10.3201/eid1112.050997](https://doi.org/10.3201/eid1112.050997).
- [90] S. Comunian, D. Dongo, C. Milani, P. Palestini, *Air Pollution and Covid-19: The Role of Particulate Matter in the Spread and Increase of Covid-19's Morbidity and Mortality*, *Int. J. Environ. Res. Public Health.* 17 (2020) 4487. doi:[10.3390/ijerph17124487](https://doi.org/10.3390/ijerph17124487).
- [91] A. Pozzer, F. Dominici, A. Haines, C. Witt, T. Münzel, J. Lelieveld, *Regional and global contributions of air pollution to risk of death from COVID-19*, *Cardiovasc. Res.* (2020). doi:[10.1093/cvr/cvaa288](https://doi.org/10.1093/cvr/cvaa288).
- [92] Leiden University, *CML-IA Characterisation Factors*, 2016 (2016). <http://www.universiteitleiden.nl/en/research/research-output/science/cml-ia-characterisation-factors>.

appendice

In questa appendice, sono esplicitati gli inventari dei processi più significativi del ciclo di vita della carne: allevamento (A1), macellazione (A2), lavorazione (A3), imballaggio (A4), distribuzione (A5) e consumo (A6).

A1. Allevamenti

In questa sezione sono presentati gli inventari per i quattro tipi di allevamenti considerati nello studio: bovini da carne (A.1.1.1), bovini da latte (A.1.2.1), maiali (A1.2) e polli (A1.3). Maggiori informazioni sugli inventari originali utilizzati da Agri-footprint possono essere trovati nel report in cui viene presentata la metodologia utilizzata nel database [22,26].

A1.1 Bovini

Bovini da carne

In Tabella A1 è riportato l'inventario considerato per l'allevamento dei bovini da carne. L'inventario è stato modellato partendo dall'inventario disponibile nel database Agri-footprint 4.0 per l'allevamento di bovini in Irlanda [26]. L'inventario originale è basato su uno studio di Casey e Holden del 2006 riferito a un allevamento di 20 capi di bovini da carne che pascolano per 214 giorni all'anno e rimangono in stalla per i rimanenti. Le emissioni in aria di metano dalla fermentazione enterica e le emissioni di metano e protossido d'azoto dalla gestione delle deiezioni sono state modificate considerando i differenti fattori riportati dall'Agenzia Europea dell'Ambiente [16] riferiti alle emissioni dirette dagli allevamenti italiani e irlandesi (Tabella A2). Ad esempio, le emissioni di metano dovute alla fermentazione enterica dei bovini da carne in Irlanda (peso medio 351 kg) sono stimate in 45 kg per capo all'anno. In Italia il peso medio dei bovini da carne è stimato essere 388 kg e le emissioni di metano sono stimate in 48 kg per capo all'anno. Nel nostro inventario, le emissioni di metano dovute alla fermentazione enterica sono state modificate moltiplicando il valore presente (emissioni allevamento irlandese) per il rapporto dei pesi medi dei bovini da carne e per il rapporto delle emissioni riportate dall'Agenzia Europea dell'Ambiente. Il fattore peso è stato incluso dal momento che l'inventario di Agri-footprint non è riferiti al capo allevato (come i valori riportati dall'Agenzia Europea dell'Ambiente, bensì alle tonnellate di bovino prodotto). L'equazione A1 è stata utilizzata per il calcolo:

$$e_{IT} = e_{IE} \cdot \frac{M_{capo_{EI}}}{M_{capo_{IT}}} \cdot \frac{e_{capo_{IT}}}{e_{capo_{EI}}} = 195 \frac{kgCH_4}{t} \cdot \frac{351 kg/capo_{EI}}{388 kg/capo_{IT}} \cdot \frac{48 kgCH_4/capo_{IT}}{45kgCH_4/capo_{EI}}$$

La differenza tra Italia e Irlanda per quanto riguarda le altre emissioni di gas a effetto serra è riportata in Tabella A2. L'alimentazione base è stata modificata sostituendo l'erba consumata dai bovini al pascolo in Irlanda con mais insilato. Si è considerato che il mais insilato venga trasportato per 10 km con camion Euro 4 prima di arrivare all'allevamento. Il resto dell'alimentazione, con la provenienza di ciascun componente, è riportato in Tabella A3. Le variazioni rispetto all'inventario originale sono evidenziate in corsivo. Il procedimento logico che è stato fatto per l'origine delle varie componenti del mangime è il seguente:

- Qualora sul database Agri-footprint fosse disponibile l'inventario per il cereale o legume commercializzato in Italia (con rispettive provenienze e trasporti), l'inventario per il cereale o legume commercializzato in Irlanda è stato sostituito con quest'ultimo. Ad esempio, anziché considerare mais proveniente al 100% dagli Stati Uniti, si è considerato un utilizzo di produzione locale dell'82%;
- Qualora sul database Agri-footprint non fosse disponibile l'inventario per il cereale o legume commercializzato in Italia, la quota di componente importata sul totale del cereale o legume dato in pasto all'animale è stata ipotizzata pari alla quota di quel cereale o legume importata in Italia sul totale del consumo. I dati di importazione e consumo sono stati reperiti da FAOSTAT [1] e per la soia dall'European Soy Monitor [25]. I semi di soia sono ipotizzati provenire tutti dai primi quattro paesi per origine dell'alimento, rappresentanti circa l'85% del totale [25]. Rispetto alla scheda originale di Agri-footprint che considera il 100% dei semi provenienti dal Brasile, è stato considerato che solo l'11% dei semi usati negli allevamenti in Italia proviene dal Brasile;
- Qualora né il database Agri-footprint né FAOSTAT avesse informazioni sulla quota del cereale o legume importato in Italia, l'origine dell'alimento è stata lasciata invariata rispetto al caso originale. Nel caso in cui l'origine dell'alimento nel caso originale fosse lo stesso stato dove l'animale viene allevato, è stato considerato che l'origine fosse locale anche in Italia (i.e. non sono considerati i trasporti dal paese originale all'Italia). Tuttavia, in assenza di un inventario riferito allo scenario italiano, i flussi per la coltivazione dell'alimento sono riferiti alle pratiche del paese originale.

Tabella A1. Inventario allevamento bovino da carne utilizzato per l'analisi. Inventario adattato da un allevamento medio irlandese basato su uno studio di Casey & Holden del 2006 [26]. L'allevamento comprende 20 capi, con 3 vacche e 15 vitelli di 2 anni macellati ogni anno. Inventario originale preparato nel 2015. Le variazioni rispetto all'inventario originale sono evidenziate in corsivo. Elaborazione da dati Agri-footprint [26].

Input			Output		
Acqua	50,2	m ³	Bovini da macellare	1	t
Mais (insilato)	63,3	t	CH ₄ (fermentazione enterica)	208	kg
Mangime	2,80	t	CH ₄ (gestione deiezioni)	90,6	kg
Trasporto alimenti	1.070	tkm	N ₂ O (diretto)	0,89	kg
Diesel per macchinari	5,81	GJ	N ₂ O (indiretto)	0,51	kg
Energia elettrica	304	kWh	NH ₃	71,5	kg
			PM10	0,87	kg
			NMVOC	20,9	kg

Tabella A2. Differenza delle emissioni gas a effetto serra per capo di bovino da carne allevato in Irlanda e in Italia, riportate nell'inventario dell'Agenzia Europea dell'Ambiente [16].

Parametro	Unità	Irlanda	Italia	Differenza
Massa tipica	kg/capo	351	388	+ 11 %
CH ₄ (fermentazione enterica)	kg/capo/anno	45	48	+ 6,7%
CH ₄ (gestione deiezioni)	kg/capo/anno	4,3	7,1	+ 65 %
N ₂ O (diretto)	kg/capo/anno	0,136	0,333	+ 145 %

Tabella A3. Composizione e origine del mangime considerato nell'inventario dei bovini da carne. La somma delle percentuali in tabella per mais e frumento non arriva a 100: il mais rimanente è considerato provenire da Romania (1%) e Germania (1%); il frumento rimanente da Germania (4%), Bulgaria (3%), Austria (3%), Romania (2%), Grecia (1%) e Ucraina (1%). Le variazioni rispetto all'inventario originale sono evidenziate in corsivo.

Mangime	%	Origine 1	%	Origine 2	%	Origine 3	%	Origine 4	%
Orzo	29	Italia	64	Francia	18	Germania	18		
Mais	21	Italia	82	Ungheria	9	Ucraina	4	Francia	3
Colza (farina)	15	Italia	47	Germania	32	Olanda	21		
Soia	12	Italia	49	Stati Uniti	28	Canada	12	Brasile	11
Frumento	9	Italia	58	Francia	15	Canada	7	Ungheria	5
Avena	9	Italia	89	Belgio	11				
Melassa	5	India	50	Pakistan	50				

Bovini da latte

L'inventario considerato per l'allevamento dei bovini da latte è riportato in Tabella A4. L'inventario originale di Agri-footprint è riferito ad un allevamento di bovini da latte di 82 capi in Olanda con una resa media di 8.063 kg di latte per vacca all'anno [26]. Come per i bovini da carne, le emissioni di gas a effetto serra sono state modificate considerando i differenti fattori riportati dall'Agenzia Europea dell'Ambiente [16] riferiti alle emissioni dirette dagli allevamenti di bovini da latte italiani e olandesi (Tabella A5). Inoltre, le emissioni di anidride carbonica e protossido d'azoto da torbiera considerate per l'allevamento olandese non sono state considerate per lo scenario italiano. Anche in questo caso, l'insilato di erba e l'erba consumata dai bovini al pascolo sono stati sostituiti da insilato di mais (Tabella A4). Il resto dell'alimentazione e l'origine delle varie componenti sono riportati in Tabella A6. La stessa procedura per stimare l'origine degli alimenti nel caso dei bovini da carne è stata utilizzata per i bovini da latte. Un'assunzione aggiuntiva è riguarda le importazioni di farina e tegumento di soia: le importazioni sono state ripartite tra i primi tre paesi dai quali l'Italia importa l'alimento, rappresentanti più del 90% del totale consumato [25].

Tabella A4. Inventario allevamento bovino da latte utilizzato per l'analisi. Inventario adattato da un allevamento medio olandese di 82 capi. Le variazioni rispetto all'inventario originale sono evidenziate in corsivo. Elaborazione da dati Agri-footprint [26].

Input			Output		
Acqua	124	m ³	Vacche da macellare	1	t
Mais (insilato)	130	t	Latte	46,0	t
Mangime	15,8	t	Vitelli	138	kg
Trasporto alimenti	2.890	tkm	CH ₄ (fermentazione enterica)	1,04	t
Acqua per pulire	88,9	m ³	CH ₄ (gestione deiezioni)	0,13	t
Energia elettrica	2,66	MWh	N ₂ O (diretto)	5,12	kg
Energia termica	2,64	GJ	N ₂ O (indiretto)	3,77	kg
			NH ₃	240	kg
			PM10	0,85	kg
			NMVOC	158	kg

Tabella A5. Differenza delle emissioni gas a effetto serra per capo di bovino da latte allevato in Olanda e in Italia, riportate nell'inventario dell'Agenzia Europea dell'Ambiente [16].

Parametro	Unità	Olanda	Italia	Differenza
Massa tipica	kg/capo	589	603	+ 2 %
CH4 (fermentazione enterica)	kg/capo/anno	135	152	+ 13 %
CH4 (gestione letame)	kg/capo/anno	38.8	15,8	- 59 %
N2O (diretto)	kg/capo/anno	0,412	0,801	+ 94 %

Tabella A6. Composizione e origine del mangime considerato nell'inventario dei bovini da latte. La somma delle percentuali in tabella per mais, frumento e glutine di mais non arriva a 100: il mais rimanente è considerato provenire da Francia (3%), Romania (1%) e Germania (1%); il frumento rimanente da Ungheria (5%), Germania (4%), Bulgaria (3%), Austria (3%), Romania (2%), Grecia (1%) e Ucraina (1%); il glutine di mais rimanente dalla Germania (20%). Le variazioni rispetto all'inventario originale sono evidenziate in corsivo. *Considerata locale, ma con inventario riferito a una produzione olandese.

Mangime	%	Origine 1	%	Origine 2	%	Origine 3	%
Mais	19.4	Italia	82	Ungheria	9	Ucraina	4
Colza (farina)	18.3	Italia	47	Germania	32	Olanda	21
Palmisto (panello)	14.5	Malesia	75	Indonesia	25		
Soia (farina)	11.8	Argentina	78	Brasile	11	Stati Uniti	11
Agrumi (polpa)	9.14	Brasile	75	Stati Uniti	25		
Frumento	6.45	Italia	58	Francia	15	Canada	7
Barbabietola zucchero (polpa)	4.84	Italia*	90	Germania	10		
Barbabietola zucchero (melassa)	4.30	Italia*	90	Germania	10		
Frumento (glutine)	3.76	Italia	52	Germania	26	Francia	22
Triticale	2.69	Germania	34	Francia	33	Olanda	33
Soia (tegumento)	1.61	Argentina	78	Brasile	11	Stati Uniti	11
Orzo	1.08	Italia	64	Francia	18	Germania	18
Mais (glutine)	1.08	Stati Uniti	35	Olanda	25	Francia	20
Frumento (crusca)	1.08	Italia	52	Germania	26	Francia	22

A.1.2. Maiali

L'inventario per l'allevamento di maiali disponibile sul database Agri-footprint fa riferimento a un tipico allevamento di maiali in Olanda [26]. L'allevamento è diviso in due fasi: 1) nella prima, le scrofe partoriscono i piccoli, che vengono cresciuti fino al raggiungimento dei circa 25 kg; 2) nella seconda fase i maiali vengono ingrassati fino a raggiungere in media 118 kg (16-17 settimane). Circa tre maiali vengono macellati ogni anno dall'allevamento. Gli input e output della fase di ingrassamento sono riportati in Tabella A7. In Olanda, diversi allevamenti hanno filtri per l'aria che riducono sensibilmente le emissioni di particolato e ammoniaca. L'allevamento considerato qui è uno di questi. Come per i bovini, le emissioni dirette dalla gestione delle deiezioni è stata modificata partendo dai dati di inventario dell'Agenzia Europea dell'Ambiente (Tabella A8). Inoltre, la stessa procedura utilizzata per stimare l'origine degli alimenti nel caso dei bovini è stata considerata anche per l'alimentazione dei maiali (Tabella A9).

Tabella A7. Inventario allevamento maiale utilizzato per l'analisi. Inventario adattato da un allevamento medio olandese. Le variazioni rispetto all'inventario originale sono evidenziate in corsivo. Elaborazione da dati Agri-footprint [26].

Input			Output		
Maialini	0,00846	capi	Maiali	1	kg
Mangime	2,06	kg	CH ₄ (fermentazione enterica)	4,04	g
Trasporto mangime	0,206	tkm	CH ₄ (gestione deiezioni)	21,6	g
Acqua	8,57	L	N ₂ O (diretto)	0,265	g
Energia elettrica	0,0135	kWh	N ₂ O (indiretto)	0,171	g
Energia termica	0,0992	MJ	NH ₃	13,2	g
			PM10	0,151	g

Tabella A8. Differenza delle emissioni gas a effetto serra per capo di maiale allevato in Olanda e in Italia, riportate nell'inventario dell'Agenzia Europea dell'Ambiente [16].

Parametro	Unità	Olanda	Italia	Differenza
Massa tipica	kg/capo	ND	81	NA
CH ₄ (gestione deiezioni)	kg/capo/anno	5,5	8,2	+ 49 %
N ₂ O (diretto)	kg/capo/anno	0,0251	0,0933	+ 272 %

Tabella A9. Composizione e origine del mangime considerato nell'inventario dei maiali. La somma delle percentuali in tabella per mais, frumento e semi di girasole (farina) a 100: il mais rimanente è considerato provenire da Francia (3%), Romania (1%) e Germania (1%); il frumento rimanente da Ungheria (5%), Germania (4%), Bulgaria (3%), Austria (3%), Romania (2%), Grecia (1%) e Ucraina (1%); i semi di girasole dalla Bulgaria (5%), Ucraina (4%), Francia (1%) e Grecia (1%). Le variazioni rispetto all'inventario originale sono evidenziate in corsivo. *Considerata locale, ma con inventario riferito a una produzione olandese.

Mangime	%	Origine 1	%	Origine 2	%	Origine 3	%
Orzo	29,6	Italia	64	Francia	18	Germania	18
Frumento	25,5	Italia	58	Francia	15	Canada	7
Colza (farina)	10,2	Italia	47	Germania	32	Olanda	21
Soia (farina)	8,16	Argentina	78	Brasile	11	Stati Uniti	11
Frumento (farina)	6,12	Italia	52	Germania	26	Francia	22
Semi di girasole (farina)	4,08	Italia	55	Ungheria	18	Romania	16
Segale	3,06	Italia	47	Germania	42	Polonia	11
Palmisto (panello)	2,55	Malesia	75	Indonesia	25		
Mais	2,04	Italia	82	Ungheria	9	Ucraina	4
Triticale	2,04	Germania	34	Francia	33	Olanda	33
Olio di palma	1,53	Indonesia	50	Malesia	50		
Frumento (glutine)	1,02	Italia	52	Germania	26	Francia	22
Mais (farina)	1,02	Stati Uniti	35	Olanda	25	Francia	20
Barbabetola zucchero (polpa)	1,02	Italia*	90	Germania	10		
Barbabetola zucchero (melassa)	1,02	Italia*	90	Germania	10		
Soia (tegumento)	0,51	Argentina	78	Brasile	11	Stati Uniti	11
Grassi animali	0,51	Italia*	100				

A.1.3. Polli

L'inventario per l'allevamento di polli disponibile sul database Agri-footprint fa riferimento a un tipico allevamento avicolo in Olanda [26]. L'allevamento è diviso in tre fasi e un'incubatrice: 1) i polli (genitori) vengono fatti crescere per un massimo di 20 settimane; 2) dopo venti settimane i polli iniziano a produrre uova da cova. Dopo un certo periodo di produzione i polli vengono mandati al macello. Le uova, invece, vengono covate in un'incubatrice e nasceranno i pulcini; 3) i pulcini vengono allevati per un paio di settimane e mandati al macello. Gli input e output della fase di crescita dei polli sono riportati in Tabella A10. Come per i bovini, le emissioni dirette dalla gestione delle deiezioni è stata modificata partendo dai dati di inventario dell'Agenzia Europea dell'Ambiente (Tabella A11). La stessa procedura utilizzata per stimare l'origine degli alimenti nel caso dei bovini è stata considerata anche per l'alimentazione dei polli (Tabella A12). I prezzi usati per l'allocazione tra i co-prodotti dell'allevamento sono 0,176 euro per kg di pollo vivo e 0,854 euro per kg di uova.

Tabella A10. Inventario allevamento pollo utilizzato per l'analisi. Inventario adattato da un allevamento medio olandese. Le variazioni rispetto all'inventario originale sono evidenziate in corsivo. Elaborazione da dati Agri-footprint [26].

Input			Output		
Pulcini	0,458	capi	Polli	1	kg
Mangime	1,68	kg	CH ₄ (gestione letame)	0,433	g
Trasporto mangime	0,168	tkm	N ₂ O (diretto)	0,0405	g
Acqua	3,10	kg	N ₂ O (indiretto)	0,171	g
Energia elettrica	0,0488	kWh	NH ₃	13,2	g
Energia termica	1,18	MJ	PM10	1,06	g

Tabella A11. Differenza delle emissioni gas a effetto serra per capo di pollo allevato in Olanda e in Italia, riportate nell'inventario dell'Agenzia Europea dell'Ambiente [16].

Processo	Unità	Olanda	Italia	Differenza
N ₂ O (diretto)	kg/capo/anno	0,00092	0,00333	+ 262 %

Tabella A12. Composizione e origine del mangime considerato nell'inventario dei bovini da latte. La somma delle percentuali in tabella per mais, frumento e semi di girasole (farina) a 100: il mais rimanente è considerato provenire da Francia (3%), Romania (1%) e Germania (1%); il frumento rimanente da Ungheria (5%), Germania (4%), Bulgaria (3%), Austria (3%), Romania (2%), Grecia (1%) e Ucraina (1%); i semi di girasole dalla Bulgaria (5%), Ucraina (4%), Francia (1%) e Grecia (1%). Le variazioni rispetto all'inventario originale sono evidenziate in corsivo. *Considerata locale, ma con inventario riferito a una produzione olandese.

Mangime	%	Origine 1	%	Origine 2	%	Origine 3	%
Soia (farina)	33,0	Argentina	78	Brasile	11	Stati Uniti	11
Mais	26,6	Italia	82	Ungheria	9	Ucraina	4
Frumento	19,1	Italia	52	Germania	26	Francia	22
Colza (farina)	11,7	Italia	47	Germania	32	Olanda	21
Grassi animali	4,26	Italia*	100				
Olio di palma	3,19	Indonesia	50	Malesia	50		
Frumento (crusca)	0,532	Italia	52	Germania	26	Francia	22
Semi di girasole (farina)	0,532	Italia	55	Ungheria	18	Romania	16
Avena	0,532	Italia	89	Belgio	11		
Farine animali	0,532	Italia*	100				

A.2. Macellazione

In questa sezione sono riportati gli inventari utilizzati per rappresentare la fase di macellazione delle carni di bovino (Tabella A13), maiale (Tabella A14) e pollo (Tabella A15). Nelle tabelle sono riportati anche i fattori di allocazione usati per attribuire i flussi in ingresso e in uscita ai vari co-prodotti.

Tabella A13. Inventario della fase di macellazione della carne di bovino. Elaborazione da dati Agri-footprint [26].

Input			Output			Allocazione
Bovino vivo	1	kg	Carne macellata	0,49	kg	92,9 %
Acqua	2	kg	Co-prodotti (commestibili)	0,15	kg	2,8 %
Trasporti	0,1	tkm	Sottoprodotti	0,07	kg	0,8 %
Energia elettrica	0,391	MJ	Pelle	0,07	kg	3,5 %
Energia termica	0,15	MJ	Scarti	0,22	kg	0 %

Tabella A14. Inventario della fase di macellazione della carne di maiale. Elaborazione da dati Agri-footprint [26].

Input			Output			Allocazione
Maiale vivo	1	kg	Carne macellata	0,57	kg	97,49 %
Acqua	2,47	kg	Co-prodotti (commestibili)	0,103	kg	1,41 %
Trasporti	0,1	tkm	Co-prodotti (per mangime)	0,28	kg	1,1 %
Energia elettrica	0,383	MJ	Scarti	0,0473	kg	0 %
Energia termica	0,24	MJ				

Tabella A15. Inventario della fase di macellazione della carne di pollo. Elaborazione da dati Agri-footprint [26].

Input			Output			Allocazione
Pollo vivo	1	kg	Carne macellata	0,68	kg	94,94 %
Acqua	2,19	kg	Co-prodotti (commestibili)	0,103	kg	2,5 %
Trasporti	0,1	tkm	Co-prodotti (per mangime)	0,28	kg	1,28 %
Energia elettrica	0,466	MJ	Scarti	0,0473	kg	1,28 %
Energia termica	0,13	MJ				

A.3. Lavorazione

L'inventario per i due diversi tipi di lavorazione della carne considerati nello studio è presentato in Tabella A16 per il prosciutto cotto e in Tabella A17 per il prosciutto crudo. Per completezza, la composizione (%) della salamoia utilizzata per nella lavorazione della carne tipo prosciutto cotto è riportata in Tabella A18. Siccome non è stato trovato un inventario riferito alla produzione dell'ascorbato di sodio, è stato considerato che si utilizzi acido citrico al suo posto.

Tabella A16. Inventario fase di lavorazione prosciutto cotto per 100 g di carne macellata in ingresso all'impianto di lavorazione

Input			Output		
Carne macellata	100	g	Carne lavorata (cotto)	95	g
Acqua	22,9	g	Rifiuto organico (sprechi)	5	g
Cloruro di sodio	1,6	g			g
Nitrito di sodio	1,1	g	Carne lavorata (cotto)	95	g
Glucosio	2,5	g	Rifiuto organico (sprechi)	5	g
Acido citrico	0,057	g	Carne lavorata (cotto)	95	g
Energia termica	2,1	MJ	Carne lavorata (cotto)	95	g

Tabella A17. Inventario fase di lavorazione prosciutto crudo per 100 g di carne macellata in ingresso all'impianto di lavorazione

Input			Output		
Carne macellata	100	g	Carne lavorata (crudo)	95	g
Cloruro di sodio	5,94	g	Rifiuto organico (sprechi)	5	g
Energia elettrica	1,36	kWh			

Tabella A18. Ingredienti salamoia utilizzata per la lavorazione della carne tipo prosciutto cotto. Elaborazione da dati Bonou e Birkved [29].

Ingrediente	%
Acqua	80,3
Cloruro di sodio	5,6
Nitrito di sodio	3,9
Glucosio	8,7
Acido citrico	0,2

A.4. Imballaggio

In Tabella A19 è presentato l'inventario per la fase di imballaggio della carne. Lo stesso tipo di imballaggio è stato ipotizzato per tutti i prodotti considerati.

Tabella A19. Inventario fase di imballaggio per 100 g di carne imballata

Input			Output		
Carne lavorata	100	g	Carne imballata	100	g
Polietilene	0,4	g			
Processo di estrusione	0,4	g			
Polistirolo	3,3	g			
Processo di espansione	3,3	g			

5. Distribuzione

L'inventario considerato nello studio per la fase di distribuzione è presentato in Tabella A20. A titolo di esempio è riportato solamente l'inventario per la distribuzione della carne di bovino. L'inventario per le altre carni varia rispetto a quello del bovino solamente per i km percorsi via terra e via mare. Le distanze medie percorse per la distribuzione dei diversi tipi di carne sono presentate in Tabella 10 (colonne riferite alla modalità di trasporto) della sezione 2.2.5 riferita all'inventario della fase di distribuzione. Per la stima dei trasporti intranazionali (usati per le stime dei trasporti medi presentati in Tabella 10) si è valutata la produzione di carne per regione: qualora la domanda nella regione (ipotizzando che ogni onnivoro in Italia, indipendentemente dalla regione, consumi la stessa quantità di carne) sia minore dell'offerta, la domanda è completamente soddisfatta dalla produzione locale (distanza media 100 km). Altrimenti, parte della carne consumata nella regione sarà importata dalle altre regioni (distanza media 500 km). La quota di carne prodotta nella regione rispetto alla quota di abitanti è presentata in Tabella A21.

Tabella A20. Inventario fase di distribuzione per 100 g di carne di bovino lavorata

Input			Output		
Carne lavorata	100	g	Carne distribuita	96	g
Trasporto (terra)	0,043	tkm	Rifiuti Organici (sprechi)	4	g
Trasporto (mare)	0,022	tkm	Rifiuti (plastica)	1,48	g
Energia termica	0,106	MJ			

Tabella A21. Produzione carne per regione italiana e popolazione (%). Per "consumo regionale" si intende che percentuale della carne prodotta in Italia consumata in una regione è stata prodotta nella stessa regione. Dati su bovini e polli riferiti agli allevamenti degli animali da carne.

Regione	Bovini	Maiali	Polli	Media	Abitanti	Consumo regionale
Abruzzo	1,3	0,9	5,4	2,2	2,2	100%
Basilicata	1,6	0,6	0,3	1,1	0,9	100%
Calabria	2,0	0,5	0,1	1,7	3,2	53%
Campania	3,2	1,3	2,8	4,1	9,6	43%
Emilia-Romagna	8,1	13	8,5	15	7,4	100%
Friuli-Venezia Giulia	1,2	2,3	5,0	2,2	2,0	100%
Lazio	4,0	0,5	1,9	3,7	9,7	38%
Liguria	0,3	0	0	0,6	2,6	23%
Lombardia	23	50	14	24	17	100%
Marche	1,2	1,3	8,0	3,1	2,5	100%
Molise	0,8	0,3	7,7	1,5	0,5	100%
Piemonte	16	14	5,6	10	7,2	100%
Puglia	2,9	0,5	2,9	1,6	6,7	24%
Sardegna	5,9	1,5	0,0	3,3	2,7	100%
Sicilia	7,2	0,5	2,4	3,1	8,2	38%
Toscana	2,0	2,1	0,8	3,5	6,2	57%
Trentino-Alto Adige	2,4	0,1	0,4	1,6	1,8	90%
Umbria	1,0	1,3	3,6	2,1	1,5	100%
Valle d'Aosta	0,4	0,0	0	0,3	0,2	100%
Veneto	15	9,6	31	15	8,1	100%

A.6. Consumo

In Tabella A22 è riportato l'inventario della fase di consumo della carne. L'energia termica in input si riferisce al metano utilizzato per cucinare la carne. Questo contributo non è stato considerato negli scenari riferiti alla carne lavorata.

Tabella A22. Inventario fase di consumo per 100 g di carne acquistata dal consumatore

Input			Output		
Carne distribuita	100	g	Carne consumata	89	g
Trasporto (macchina privata)	0,0133	km	Rifiuti organici (sprechi)	11	g
Energia termica	0,756	MJ	Rifiuti (plastica)	137	g



Demetra Società Cooperativa Sociale Onlus

Via Visconta 75, 20842 Besana B.za (MB)
Telefono 0362.802120 | Fax 0362.802113
info@demetra.net

demetra.net

