

UNIVERSITÀ CATTOLICA DEL SACRO CUORE

Facoltà di Scienze agrarie, alimentari e ambientali

Corso di Laurea magistrale

in Scienze e Tecnologie Agrarie

**ANALISI DI IMPATTO AMBIENTALE IN
ALLEVAMENTI DI BOVINE DA LATTE PER LO
SVILUPPO DI INTERVENTI DI MITIGAZIONE**

Relatore:

Chiar.mo Prof. Maurizio Moschini

Tesi di Laurea di

Ester Seccaspina

matr. n. 4911967

anno accademico 2020/2021

INDICE

1. Introduzione.....	4
1.1. L'interazione tra la produzione zootecnica e l'ambiente.....	4
1.2. La sostenibilità della produzione del latte bovino	6
1.2.1. Cambiamento climatico.....	7
1.2.2. Acidificazione	12
1.2.3. Eutrofizzazione.....	13
1.2.4. Uso dell'acqua.....	14
1.2.5. Utilizzo di suolo	15
1.2.6. Altre categorie di impatto.....	16
1.3. La metodologia LCA	17
1.3.1. Applicazione della LCA ai prodotti lattiero-caseari	19
1.4. La produzione di latte bovino in Italia.....	21
1.4.1. Gli impatti della bovini-coltura da latte italiana.....	25
1.4.2. Possibili interventi di mitigazione.....	27
2. Scopo	32
3. Materiali e metodi.....	33
3.1. Caratterizzazione delle aziende	34
3.2. Caratterizzazione qualitativa degli alimenti	45
3.3. Stima dei fabbisogni e delle performance produttive	46
3.4. Procedura di allocazione e scelta dell'unità funzionale.....	49
3.5. Stima delle emissioni	50
3.6. Stima degli impatti.....	55
3.7. Ottimizzazione nutrizionale delle razioni	64
3.8. Analisi statistica.....	66

3.9. Mitigazione degli impatti: un caso studio.....	67
4. Risultati e discussioni	69
4.1. Analisi di impatto.....	69
4.2. Risvolti ambientali dell'ottimizzazione delle razioni	72
4.3. Mitigazione degli impatti: caso studio.....	74
5. Conclusioni.....	76
6. Bibliografia.....	77
7. Tabelle	85
8. Grafici.....	88

1. Introduzione

1.1. L'interazione tra la produzione zootecnica e l'ambiente

Le numerose evidenze scientifiche degli ultimi decenni hanno portato, nel settembre del 2015, alla sottoscrizione dell'Agenda 2030 per lo sviluppo sostenibile da parte di tutti gli Stati membri delle Nazioni unite. Il programma d'azione spinge a ripensare l'attuale modello di sviluppo attraverso la definizione di 17 obiettivi (SDG, *Sustainable Development Goals*) da raggiungere entro il 2030, partendo dalla consapevolezza che la crescita economica e il benessere sociale dipendano fortemente dalla gestione sostenibile delle risorse naturali del pianeta. Emerge quindi la necessità di rafforzare e rinnovare gli impegni in tutti i settori per affrontare concretamente le tematiche ambientali attraverso azioni credibili e praticabili.

Anche la scienza delle produzioni animali si sta impegnando da tempo nella comprensione dell'impatto dei diversi sistemi zootecnici sulla base di studi riguardanti la fisiologia, la nutrizione, la genetica, le tecniche di allevamento e la gestione degli effluenti. L'obiettivo è quello di contribuire attivamente al raggiungimento degli SDG, proponendo misure di mitigazione e identificando modelli di "intensificazione sostenibile" capaci di soddisfare le future esigenze di alimenti di origine animale; se infatti da un lato appare possibile ridurre i consumi laddove questi si dimostrano eccessivi e critici per la salute, dall'altro risulta necessario incrementare le produzioni per coprire la richiesta di prodotti di una popolazione mondiale crescente – 9.6 miliardi entro il 2050 (FAO, 2013) – più ricca e urbanizzata (Stefanon et al., 2018a).

Nel valutare le possibilità di sviluppo sostenibile del settore zootecnico è bene tenere in considerazione che le pratiche e le tecnologie utili a ridurre gli impatti non sono uniformemente applicabili; in altre parole, una possibile strategia potrebbe risultare efficace in determinati contesti, mentre dimostrarsi inappropriata o inutile in altri, a causa delle variegata tipologie di allevamento e dei relativi vincoli socio-geografici che caratterizzano i diversi areali di produzione nel mondo: la scarsa disponibilità di fattori produttivi in molti Paesi in via di sviluppo, ad esempio, impedisce ancora oggi ai piccoli allevatori di avvantaggiarsi di una miglior performance produttiva del bestiame (FAO, 2013).

La scelta di una via di mitigazione dovrebbe inoltre preservare i benefici derivanti dalla presenza dell'attività zootecnica in un determinato territorio, come la capacità di utilizzare aree a prati o pascoli permanenti – fonte preziosissima di biodiversità non solo vegetale, ma anche

microbica – che non potrebbero essere valorizzati in altro modo, o di produrre alimenti ad alto valore nutritivo a partire da sottoprodotti dell'industria alimentare che altrimenti rappresenterebbero un rifiuto da smaltire, o ancora di migliorare la fertilità del suolo favorendo il riciclo delle sostanze nutritive all'interno delle catene alimentari (Stefanon et al., 2018a).

L'efficacia di ciascuna strategia andrebbe poi valutata nel lungo periodo, affinché l'aumento delle esternalità positive nel breve periodo, come una accresciuta produzione, non si riveli insostenibile, poiché ad esempio basata primariamente su un maggior utilizzo di risorse (FAO, 2013).

Ad oggi, molti degli interventi di mitigazione degli impatti si basano su pratiche di miglioramento dell'efficienza, sono cioè finalizzati a individuare e minimizzare le perdite produttive in modo da aumentare le rese utilizzando meno risorse. Concretamente ciò si traduce prima di tutto nel fornire agli animali alimenti di migliore qualità e diete più equilibrate in rapporto ai loro fabbisogni nutritivi, ma anche nel gestire razionalmente i rischi igienico-sanitari e ridurre l'incidenza delle patologie, e nell'assicurare condizioni di allevamento tali da permettere l'estrinsecazione del loro potenziale genetico.

Nel complesso, tutte le azioni di mitigazione presentano un duplice vantaggio: se da un lato riducono la pressione ambientale che esercita l'attività zootecnica, dall'altro contribuiscono a costruire la resilienza del settore. In quest'ottica, combattere il cambiamento climatico significa non solo limitare il più possibile l'aumento della temperatura media globale, ma anche ridurre lo stress da calore, che interferendo con la sfera riproduttiva degli animali comporta un peggioramento delle produzioni (Nardone et al., 2010). Allo stesso modo, promuovere un utilizzo più consapevole dell'acqua permette sia di moderare la pressione dell'agricoltura sulle risorse idriche che di minimizzare le variazioni annuali della qualità e della disponibilità di mangimi e foraggi in un determinato territorio (FAO, 2018).

In tutte le specie e sistemi produttivi esistono le condizioni per adottare strategie di mitigazione (FAO, 2013). L'entità della potenziale riduzione degli impatti varia a seconda delle fonti e dei livelli di partenza, ma le maggiori possibilità risiedono nell'allevamento bovino, a partire dal suo contributo al cambiamento climatico: utilizzando i dati relativi alle emissioni antropiche totali forniti dal Gruppo Intergovernativo sui Cambiamenti Climatici (IPCC), Gerber et al. (FAO, 2013) hanno infatti stimato che l'allevamento di bestiame è responsabile del 14.5% delle emissioni globali, e il 65% di esse vengono imputate alla produzione di carne (3.0 Gt di CO₂eq.) e latte bovino (1.6 Gt di CO₂eq.).

1.2. La sostenibilità della produzione del latte bovino

Grazie alla disponibilità di nuove tecnologie e, ancor di più, al miglioramento genetico operato nel corso degli ultimi 60 anni, gli impatti relativi alla produzione di latte bovino nei Paesi sviluppati si sono ridotti significativamente. Seguendo l'evoluzione dei sistemi lattiero-caseari negli Stati Uniti dal 1944 al 2007, è possibile notare come la produttività delle aziende sia aumentata a fronte di una riduzione continua dei numeri di animali produttivi: le moderne tecniche e pratiche di allevamento richiedono molte meno risorse, rispetto al 1944 per produrre la stessa quantità di latte, in particolare il 21% in meno di animali, il 23% in meno di alimenti, il 35% dell'acqua in meno e solo il 10% del suolo; sebbene la CO₂eq. per capo sia cresciuta da 13.5 a 27.8 kg, l'intensità di emissione di gas serra (GHG) si è ridotta, e l'impronta carbonica è risultata essere il 37% di quella stimata nel 1994, passando da 3.66kg di CO₂eq. per kg di FPCM (*fat protein corrected milk*) a 1.35 (Capper et al. 2009).

Dati più recenti della FAO (2013) confermano quanto appena detto: sebbene le emissioni medie di CO₂eq. relative alla produzione di un chilogrammo di FPCM in regioni del mondo come l'Asia meridionale e l'Africa settentrionale superino i 4kg – raggiungendo i 9kg in Africa subsahariana – nei Paesi più industrializzati i valori si riducono drasticamente, scendendo al di sotto di 1.7kg in Europa e in Nord America. Il sistema di allevamento bovino da latte italiano risulta essere tra i più sostenibili: Gislou et al. (2020) hanno infatti stimato che per ogni kg di FPCM prodotto vengano emessi da un minimo di 0.96 a un massimo di 2.32 kg di CO₂eq., con una media di 1.37kg.

Alla base della riduzione degli impatti vi è un meccanismo di controllo fisiologico, secondo il quale una vacca da latte ad elevata efficienza produttiva è in grado di diluire più facilmente i suoi costi di mantenimento, ovvero di ridurre il rapporto tra la quota giornaliera di nutrienti utilizzata per le proprie funzioni vitali e attività minime, e quella impiegata per la sintesi di latte (Bauman et al., 1985). Il fabbisogno energetico di mantenimento non cambia in funzione della produzione, mentre quello giornaliero totale aumenta all'aumentare della produzione di latte, riducendo così la percentuale di energia utilizzata per il mantenimento: nel complesso, il fabbisogno per kg di latte prodotto diminuisce. All'aumentare della produzione si riducono non solo i capi produttivi allevati per produrre la stessa quantità di latte, ma anche il numero di capi improduttivi necessari per la rimonta: tutto ciò permette di soddisfare la domanda di latte con

un generale minore utilizzo di risorse – a partire dagli alimenti – e una ridotta produzione di effluenti (Penati et al., 2013).

All'interno del settore lattiero-caseario, la fase relativa alla produzione di latte crudo è sempre la più impattante, a prescindere dal fatto che l'alimento sia destinato al consumo diretto (Guerci et al., 2013) o alla caseificazione (Gonzalez-Garcia et al., 2013; Kim et al., 2013); risulta perciò particolarmente interessante individuare i fattori che a livello della fase di stalla contribuiscono maggiormente agli impatti, al fine di proporre strategie di mitigazione efficaci. Inoltre, poiché gli impatti di un'attività o di un processo produttivo si possono manifestare in modalità piuttosto differenziate, è utile ripartirli in categorie, seguendo quanto proposto dal *Life Cycle Assessment* (LCA), uno degli strumenti attualmente più diffusi per la stima dell'impatto ambientale del settore zootecnico. Le categorie principali considerate in studi LCA riguardanti la produzione di latte bovino sono il cambiamento climatico, l'acidificazione, l'eutrofizzazione, l'uso dell'acqua, l'uso di energia fossile (Stefanon et al., 2018b).

1.2.1. Cambiamento climatico

Nel 2013, il V Rapporto di Valutazione dell'IPCC ha ribadito come le emissioni antropogeniche stiano significativamente accelerando le consuete tendenze al riscaldamento globale, stravolgendo le quantità di gas serra presenti in atmosfera: si calcola che dal 1890 la temperatura media atmosferica superficiale sia aumentata di 0.85°C, un riscaldamento rapidissimo dal punto di vista geologico, mai verificatosi nei precedenti 2000 anni (Mann et al., 2008).

Gli allevamenti di bovini da latte contribuiscono al riscaldamento globale sia direttamente – con metano derivato da fermentazione enterica e gestione delle deiezioni, e protossido d'azoto da gestione e distribuzione in campo delle deiezioni e dei fertilizzanti di sintesi – che indirettamente, tramite l'emissione di anidride carbonica associata all'uso di energia per l'ottenimento dei fattori di produzione e al cambiamento della destinazione d'uso dei terreni, e tramite la formazione di protossido d'azoto a partire da ammoniaca (EDA, 2018). Poiché le emissioni di GHG rappresentano una perdita di energia, nutrienti e sostanza organica, le misure di mitigazione diventano, per gli allevatori, un'opportunità per migliorare la propria efficienza di utilizzo degli input, con risvolti positivi anche dal punto di vista economico (FAO, 2013).

Per poter esprimere il contributo di ciascun gas serra al riscaldamento globale si utilizza come unità di misura il *Global Warming Potential* (GWP), dato dal rapporto tra la capacità di assorbire le radiazioni infrarosse del gas considerato e quella di 1kg di CO₂: in questo modo le emissioni vengono espresse in termini di CO₂ equivalente (CO₂eq.). Poiché la vita dei gas in atmosfera varia notevolmente, i GWP sono calcolati per diversi orizzonti temporali, generalmente a 20 e 100 anni (IPCC, 2013):

Tabella 1. GWP relativi ai principali gas ad effetto serra.

GHG, gas ad effetto serra	GWP a 20 anni	GWP a 100 anni
CO ₂ , anidride carbonica	1	1
CH ₄ , metano	84	28
N ₂ O, protossido d'azoto	264	265

Metano enterico

Più della metà del contributo al cambiamento climatico imputato agli allevamenti di bovini da latte deriva dal metano enterico (Ogino et al., 2007); per l'animale, la produzione del gas rappresenta una perdita energetica significativa, variabile dal 2% al 12% dell'assunzione di energia lorda (Johnson e Johnson, 1995).

Oltre il 90% del metano (CH₄) prodotto dai ruminanti ha origine nel rumine (Murray et al., 1976) durante la fermentazione della materia organica ad opera di batteri, protozoi e funghi. Il processo è di tipo ossidativo: nel susseguirsi delle reazioni che portano alla produzione di acidi grassi volatili (AGV), i cofattori ridotti (NADH, NADPH e FADH) vengono riossidati (a NAD⁺, NADP⁺, FAD⁺) con rilascio di idrogeno nel rumine. Appena resa disponibile, la molecola viene impiegata all'interno di diverse pathway metaboliche: una delle più favorite dal punto di vista termodinamico è quella portata avanti dai procarioti appartenenti al gruppo degli *Archaea*, che produce metano e acqua a partire da idrogeno molecolare e CO₂.

La metanogenesi è essenziale per il buon funzionamento ruminale perché evita l'accumulo di idrogeno, che andrebbe ad inibire le deidrogenasi coinvolte nell'ossidazione dei cofattori ridotti, bloccando di conseguenza l'attività dei microrganismi che degradano la sostanza organica e portando ad una stasi generale della fermentazione ruminale. Le vie metaboliche coinvolte nella produzione e utilizzo dell'idrogeno, assieme alla comunità metanigena, andrebbero quindi sempre considerate quando si sviluppano strategie per il controllo delle

emissioni di CH₄ da parte dei ruminanti; la produzione di CH₄ per questi animali è infatti un'esigenza fisiologica, che può essere ridotta, ma non azzerata (Martin et al., 2009).

Dalla fermentazione dei substrati il microbiota ruminale guadagna ATP per il proprio sostentamento, mentre l'animale ospite usa come fonte di energia gli AGV assorbiti tramite la parete ruminale. I principali AGV prodotti sono l'acido acetico, l'acido propionico e l'acido butirrico, che si differenziano in termini di produzione di idrogeno: se acetato e butirrato ne determinano un rilascio netto, favorendo così l'emissione di CH₄, mentre la produzione di propionato è un percorso competitivo per il consumo di potere riduttivo, e contribuisce pertanto a smaltire l'idrogeno presente nell'ambiente ruminale.

Nell'individuazione delle possibili vie di mitigazione serve ricordare che la manipolazione delle fermentazioni ruminali ai fini della riduzione della produzione di CH₄ deve preservare l'obiettivo produttivo e non intaccare la digeribilità complessiva della razione somministrata, per non avere ripercussioni sulle performance animali e sull'effettiva sostenibilità della strategia. L'aggiunta in razione di tannini, per esempio, deve tenere in considerazione che il meccanismo d'azione varia a seconda della molecola utilizzata; più precisamente, se in alcuni casi si assiste ad una riduzione di CH₄ senza effetti negativi sulla concentrazione degli AGV o sulla digeribilità della NDF, in altre situazioni la formazione di complessi con composti ligno-cellulosici ostacola l'attività dei microrganismi, portando quindi ad una riduzione della produzione di CH₄ per la minore quantità di idrogeno liberato nel rumine a scapito della digeribilità della NDF (Cappucci et al., 2021). In maniera simile, la somministrazione di acidi grassi insaturi può ridurre le emissioni di CH₄ poiché una quota maggiore di idrogeno viene coinvolta nei processi di bio-idrogenazione; tuttavia, la presenza nell'ambiente ruminale di lipidi interferisce con l'attività dei fibrolitici, riducendo anche la digeribilità delle componenti fibrose: sembrerebbe addirittura che l'entità della riduzione della produzione di CH₄ sia dovuta sostanzialmente alla riduzione della digeribilità della razione, piuttosto che alla riduzione della disponibilità di H per i metanigeni (Hristov et al., 2013). È risaputo poi che razioni ricche di concentrati sono associate ad alti tassi di degradazione ruminale e di passaggio che favoriscono una maggior produzione di propionico, tuttavia la strategia di agire sul rapporto foraggi:concentrati per ridurre il CH₄ enterico si scontra con la possibilità di trasformare degli alimenti fibrosi, che non sono adatti all'alimentazione umana, in prodotti animali ad alto contenuto proteico: questo aspetto andrebbe sempre considerato nell'operazione di mitigazione, soprattutto in areali dove l'allevamento grava su terreni che possono offrire, come indirizzo

produttivo, solo pascoli. Come ultima considerazione si può ricordare la possibilità di utilizzare i nitrati come accettori di idrogeno, che viene così sottratto ai batteri metanigeni: la riduzione del CH₄ enterico in questi casi può superare anche il 50%, ma è una tecnica rischiosa, che necessita di un adattamento del rumine a livelli di ammoniaca più elevati e alla possibile tossicità di prodotti intermedi come il nitrito (Hristov et al., 2013; Olijhoek et al., 2016); la strategia può essere particolarmente interessante in Paesi in via di sviluppo dove le diete hanno una proteina grezza molto spesso insufficiente ed i foraggi contengono una quantità trascurabile di nitrati: in questo caso i batteri ruminali possono beneficiare di una fonte azotata non proteica, il nitrato, senza un aumento dell'emissione di N₂O dovuta ad un eccesso di N nelle deiezioni (Leng, 2008).

Metano e protossido d'azoto da stoccaggio e distribuzione delle deiezioni

Le perdite di CH₄ e N₂O dalle deiezioni bovine possono verificarsi dal momento della deposizione di feci e urine a quello della loro applicazione ai terreni; la loro entità è tanto più alta quanta più sostanza organica (SO) è presente nelle deiezioni, ma un contributo alle emissioni può derivare anche dal materiale fermentescibile utilizzato per la stabulazione della mandria. L'escrezione della SO varia in funzione della razione fornita (quanto si avvicina ai reali fabbisogni dell'animale e come viene distribuita), della densità dei principi nutritivi e del livello alimentare.

Per quanto riguarda il CH₄, la sua produzione avviene in modo molto simile a quanto si verifica nel rumine, ossia per degradazione anaerobica a carico della SO. Lo stoccaggio degli effluenti ad una temperatura inferiore a 10°C e ad un pH minore di 6 inibisce l'attività fermentativa dei batteri metanigeni; anche le condizioni di aerobiosi possono ridurre le emissioni di CH₄, tuttavia è preferibile limitare gli scambi di ossigeno tra effluenti ed aria poiché condizioni di microaerofilia favoriscono la liberazione di N₂O, il cui GWP è molto più elevato di quello del CH₄.

L'emissione di N₂O deriva dalle reazioni di nitrificazione e denitrificazione: nel primo caso, in condizioni aerobiche l'ammonio (NH₄⁺) viene ossidato a nitrato (NO₃⁻), formando come sottoprodotto N₂O; nel secondo, in ambiente anaerobico l'NO₃⁻ viene ridotto ad azoto molecolare, con N₂O come intermedio obbligatorio (de Klein e Eckard, 2008). L'azoto contenuto nelle urine è la maggiore fonte di emissione di protossido in quanto, oltre a rappresentare il 60-80% del totale escreto, viene rapidamente convertito in forma ammoniacale

dall'attività di ureasi di batteri fecali, dunque viene facilmente coinvolto nei processi di nitrodenitro; l'azoto presente nelle feci, essendo sottoforma di residuo organico indigerito, deve invece essere degradato dalla componente microbica dell'effluente prima di poter liberare N_2O . A livello del campo, il tasso di formazione di N_2O varia in funzione della porosità, umidità e temperatura del suolo, oltre che per effetto del contenuto di azoto nel terreno e nell'effluente distribuito. Suoli areati e ben drenati consentono un'infiltrazione più rapida del materiale, limitando le emissioni; anche le basse temperature, contribuiscono a mitigare la produzione di N_2O poiché ne favoriscono la riduzione ad azoto molecolare (Chianese et al., 2009).

Emissioni indirette di protossido d'azoto

L'ammoniaca (NH_3) non è un gas ad effetto serra tuttavia, nel momento in cui viene liberata in aria, può comportarsi da precursore dell' N_2O . Emissioni significative di NH_3 derivano dalle deiezioni di animali che ricevono razioni squilibrate dal punto di vista della disponibilità di proteine degradabili e carboidrati fermentescibili a livello ruminale: in queste situazioni, una quota rilevante di azoto viene escreta nelle urine sottoforma di urea, un composto facilmente convertibile ad azoto ammoniacale (Hirstov et al., 2013).

Per quanto riguarda la gestione della fase di stoccaggio delle deiezioni, è bene considerare che la quota di azoto presente sottoforma di ione ammonio viene convertita ed emessa come NH_3 quando il pH supera valori di 7-7.5. Anche l'aumento della temperatura e l'azione del vento favoriscono perdite di NH_3 , per questo dovrebbero essere sempre previste forme di copertura al momento della costruzione delle strutture di stoccaggio degli effluenti.

Perdite rilevanti e ben maggiori si possono verificare durante la fase di distribuzione al suolo di deiezioni o fertilizzanti di sintesi, soprattutto se non si procede rapidamente all'interramento del materiale (Eckard et al., 2010). Rispetto ad una distribuzione su terreno nudo, la presenza di vegetazione sul terreno al momento della distribuzione può ridurre le perdite di ammoniaca poiché riduce il riscaldamento dovuto alla radiazione diretta solare e limita la velocità del vento, tuttavia potrebbe anche causare un aumento di NH_3 emessa per effetto dell'aumento della superficie emissiva.

Emissioni indirette di anidride carbonica

Le emissioni di anidride carbonica sono riconducibili a numerose attività; riguardo la produzione di mangimi, la CO₂ emessa è conseguenza del consumo di energia fossile per la produzione di fertilizzanti e per l'utilizzo di macchinari necessari alla gestione dei terreni, alla raccolta delle colture, al loro trasporto e alla loro eventuale trasformazione per l'ottenimento di alimenti a più alto valore economico/nutrizionale tramite specifici trattamenti tecnologici.

Devono inoltre essere considerate le emissioni relative al cambiamento di utilizzo dei suoli (*land-use change*, LUC), dovute alla perdita di capacità di immagazzinamento del carbonio da parte dei terreni coinvolti – non solo quando si tratta di foreste convertite a seminativi, ma anche nel caso di espansione delle coltivazioni in aree precedentemente a pascolo – con conseguente aumento del carbonio perso in atmosfera per un'intensificazione di processi degradativi a carico della SO nel terreno. Riguardo ciò, è bene sottolineare come le emissioni di CO₂ da LUC siano da attribuire ai sistemi che utilizzano gli alimenti prodotti in questi terreni: l'aggiunta in razione di farina di soia proveniente da terreni coltivabili in America del sud, ottenuti da deforestazione, ad esempio, contribuisce all'impatto ambientale dell'allevamento che la utilizza (FAO, 2013).

1.2.2. Acidificazione

Il fenomeno dell'acidificazione dei suoli e delle acque è dovuto all'immissione in atmosfera di specifici gas: i più importanti sono l'anidride solforosa (SO₂), gli ossidi dell'azoto (NO_x) e l'NH₃. In presenza di acqua, da queste molecole si originano – in atmosfera o al suolo – acido solforico e nitrico, responsabili dell'acidificazione: nel concreto, i composti causano un abbassamento del pH del terreno e delle acque superficiali, provocando danni importanti agli ecosistemi, tra cui interferenze con il metabolismo delle piante ed alterazioni delle relazioni simbiotiche a livello radicale (Fan e Wang, 2000).

Anche gli allevamenti di bovini da latte contribuiscono al fenomeno dell'acidificazione. Le emissioni globali di NH₃, infatti, derivano quasi interamente dall'attività agricola, e in particolare dal settore zootecnico (Groenstein et al., 2019) a partire dalla decomposizione dell'urea presente in effluenti o fertilizzanti di sintesi, operata dalle ureasi dei batteri presenti nelle feci e nel terreno. Se per i fertilizzanti l'entità delle emissioni dipende essenzialmente dalla tecnica utilizzata per lo spandimento e dalle caratteristiche fisico-chimiche del suolo, nel

caso degli effluenti influiscono anche la dieta somministrata, la tipologia di stabulazione, la forma fisica dell'effluente e la gestione della fase di stoccaggio (EEA, 2015).

Per tenere conto del diverso potenziale di acidificazione (ossia di rilascio di ioni H^+) dei vari composti, vengono solitamente utilizzati come unità di misura i grammi di SO_2 equivalenti (EPD, 2016). Bisogna tuttavia tenere presente che l'effetto acidificante può variare su base regionale in funzione delle caratteristiche pedoclimatiche, perciò l'adozione di fattori fissi per la conversione dei vari potenziali a SO_{2eq} può rappresentare un limite (Roy et al., 2014).

1.2.3. Eutrofizzazione

Con eutrofizzazione si intende il fenomeno di arricchimento delle acque dolci e salate da parte di composti dell'azoto e del fosforo, principalmente fosfati e nitrati: la prima conseguenza sui corpi idrici è la proliferazione algale, la cui successiva decomposizione ad opera dei batteri determina l'esaurimento dell'ossigeno disciolto in acqua, con compromissione della fauna acquatica e della qualità delle acque. Il potenziale di eutrofizzazione viene espresso in grammi equivalenti di ione fosfato ($PO_4^{3-}eq$).

L'allevamento contribuisce significativamente all'arricchimento dei suoli in azoto e fosforo attraverso la fertilizzazione dei terreni e la deposizione diretta di deiezioni nel caso dei pascoli; quando i nutrienti vengono apportati in eccesso rispetto alla capacità di esportazione del suolo e delle eventuali coperture vegetali, si creano le condizioni per potenziali perdite di nutrienti nelle acque superficiali e di falda.

L'azoto viene allontanato soprattutto tramite lisciviazione dei nitrati: questi, essendo molto mobili, causano facilmente l'inquinamento delle acque sotterranee (Torrent et al., 2007; Dumon et al., 2016), un evento particolarmente dannoso anche per la salute umana poiché elevate concentrazioni di NO_3^- nell'acqua potabile aumentano il rischio di patologie come il cancro al colon (van Grinsven et al., 2010). La presenza di azoto nel terreno in forma di nitrato è favorita dall'utilizzo di effluenti zootecnici e fertilizzanti ricchi in urea e da un'elevata umidità del terreno al momento della loro distribuzione; le caratteristiche fisico-chimiche del suolo giocano un ruolo rilevante: se nei terreni argillosi la perdita di azoto in acque sotterranee può variare dal 10 al 40% del totale apportato, in quelli sabbiosi si possono raggiungere perdite dell'80% (Carpenter et al., 1998).

Per quanto riguarda il fosforo (P), gli eccessi negli apporti si verificano più facilmente rispetto all'azoto, poiché l'applicazione di effluenti zootecnici viene tarata in base ai fabbisogni colturali di quest'ultimo. I trasferimenti dei composti del P alle acque avvengono principalmente per erosione e scorrimento; la lisciviazione di norma non rappresenta una fonte di contaminazione grazie alla forte ritenzione del nutriente da parte dei suoli: fanno eccezione zone caratterizzate da elevate densità di bestiame, come la Pianura Padana (Torrent et al., 2007). Nel determinare il contributo della zootecnia all'eutrofizzazione, infine, serve considerare anche il rilascio di N e P nell'ambiente di tutti quei processi produttivi necessari all'ottenimento degli input, come fertilizzanti, sementi e alimenti destinati al bestiame.

1.2.4. Uso dell'acqua

Il consumo idrico da parte dei grandi ruminanti è principalmente di tipo indiretto, deriva cioè dall'utilizzo dell'acqua per la produzione degli alimenti destinati al bestiame; il consumo diretto contribuisce solo in piccola parte, e negli allevamenti di bovini da latte è riconducibile all'acqua di abbeverata, per il mantenimento della termoregolazione degli animali nei periodi più caldi dell'anno e per la pulizia delle zone di stabulazione, per l'alimentazione e mungitura.

Secondo la nomenclatura internazionale, l'indicatore utilizzato per comunicare il consumo di acqua da parte di un sistema o processo produttivo è la *Water footprint* (Wfp) o impronta idrica; attualmente, i metodi di riferimento per la sua stima sono il *Water footprint assessment* (Wfa) e l'LCA.

Alla base della metodologia Wfa vi è la suddivisione della Wfp in: *green water*, rappresentante la quota di acqua proveniente dalle precipitazioni ed evapotraspirata dalla vegetazione; *blue water*, ossia l'acqua prelevata dalle risorse idriche (superficiali o sotterranee) a scopi produttivi, che ritorna allo stesso o ad un altro corpo idrico dopo un certo periodo di tempo; *grey water*, cioè la quantità di acqua necessaria per diluire gli inquinanti emessi durante la produzione (come i nitrati e i fosfati contenuti nei detersivi utilizzati per la pulizia degli impianti di mungitura) e rientrare negli standard di qualità previsti per legge (Hoekstra e Hung, 2002).

Se l'obiettivo della Wfa è valutare il livello di sostenibilità della gestione della risorsa idrica globale esprimendo il valore della Wfp in termini volumetrici, la metodologia LCA è orientata alla quantificazione dell'impatto ambientale dell'uso dell'acqua in singoli processi produttivi;

in particolare, l'LCA si rifà al concetto di produttività idrica, che per il settore zootecnico esprime la capacità di un sistema di generare prodotti animali rispetto alla quantità di acqua utilizzata nel processo produttivo.

Ad ogni modo, la caratteristica più rilevante che differenzia il metodo LCA da quello del Wfa è il non considerare la *green water* ai fini del calcolo della Wfp; tale quota infatti viene ritenuta parte integrante dei cicli naturali, per questo non le viene attribuito alcun contributo al depauperamento delle risorse naturali. L'unità di misura utilizzata dall'LCA per esprimere il consumo idrico sono i litri di H₂O equivalenti, ossia corretti tramite un apposito indice (*water stress index*) che rende confrontabili gli usi idrici di aree caratterizzate da diversa disponibilità di acqua.

Nel complesso, i due approcci di calcolo della Wfp appena descritti forniscono stime molto diverse (Feng et al., 2011), più elevate per i calcoli effettuati con il metodo volumetrico e decisamente inferiori per i valori ottenuti con LCA. Prima di esporre dati di Wfp diventa quindi di fondamentale importanza dichiarare gli obiettivi dell'analisi condotta e riportare in modo dettagliato il metodo seguito.

1.2.5. Utilizzo di suolo

Le stime globali della FAO relative all'utilizzo di suolo da parte dell'agricoltura considerano tutte le possibili modalità di gestione della risorsa; nel concreto, vengono inclusi non solo i terreni destinati alla produzione di colture annuali o perenni, ma anche aree periodicamente lasciate a riposo o utilizzate come pascoli temporanei; rientrano inoltre i prati e i pascoli permanenti, che a loro volta possono essere gestiti o naturali (come alcune aree delle savane). A livello mondiale l'area agricola è pari a circa cinque miliardi di ettari, corrispondenti al 38% della superficie terrestre globale (Fonte: FAO Statistics Division website): di questi, due terzi vengono associati all'allevamento di ruminanti (bovini, ovini e caprini).

L'utilizzo del suolo da parte del settore zootecnico è certamente rilevante, tuttavia, al fine di fornire una valutazione oggettiva di questo impatto, è necessario tenere in considerazione almeno due aspetti. In primo luogo, se da un lato il bestiame utilizza circa il 33% della terra arabile globale (Steinfeld et al 2006), dall'altro, del materiale vegetale destinato al bestiame, l'86% non è direttamente commestibile per l'uomo – essendo rappresentato da substrati quali

paglie, stoppie, pannelli di semi oleosi e altri sottoprodotti – e viene convertito dall'animale in alimento ad alto valore nutritivo. Inoltre, se è vero che circa un terzo dei cereali viene attualmente coltivato per l'alimentazione animale, serve ricordare che dati globali come questi nascondono in realtà grandi differenze tra le specie e i sistemi di produzione; in particolare, i ruminanti ingeriscono più sostanza secca per chilo di proteina prodotta rispetto a suini e avicoli, ma questi ultimi utilizzano una percentuale molto più alta di alimenti che potrebbero essere consumati direttamente dall'uomo (Mottet et al., 2017).

In generale, i sistemi produttivi più intensivi richiedono un minor utilizzo di suolo per unità di latte o carne prodotta (Boer, 2003), tuttavia non sempre l'intensificazione della produzione risulta essere una via percorribile per migliorare la sostenibilità di un'attività zootecnica; il 57% della terra usata per la produzione di alimenti è infatti adatta solo alla produzione di foraggi: questo significa che, in enormi aree del mondo, i sistemi di allevamento basati sui pascoli risultano essere l'unica opzione praticabile (Mottet et al., 2017).

1.2.6. Altre categorie di impatto

È bene che la valutazione della sostenibilità ambientale degli allevamenti bovini da latte non si esaurisca con la valutazione delle categorie appena descritte. L'uso di energia fossile andrebbe sempre considerato in quanto riflette il livello di dipendenza di un'attività da una risorsa non rinnovabile per lo svolgimento del proprio processo produttivo: solitamente i maggiori consumi di energia si verificano al di fuori dell'azienda e sono legati alla produzione e trasporto degli alimenti acquistati ed autoprodotti; a livello aziendale l'energia viene utilizzata soprattutto per le operazioni di mungitura, conservazione del latte, gestione del letame e distribuzione della razione. Anche per quanto riguarda la formazione dell'ozono troposferico (O_3) parte dell'impatto è riconducibile alle aziende bovine da latte (Cody et al., 2008), e in maggior misura a quelle che utilizzano insilati per l'alimentazione della mandria; i gas rilasciati in atmosfera sono i composti organici volatili (VOC) e gli ossidi di azoto: questi ultimi, in presenza di luce, comportano l'ossidazione dei VOC, che evaporano facilmente nell'atmosfera portando alla creazione di ozono fotochimico (POCP) negli strati bassi dell'atmosfera terrestre, con effetti negativi sulla salute umana e sulla crescita delle piante; anche il CH_4 è tra i responsabili della formazione di POCP, di conseguenza azioni mirate ad una migliore gestione degli effluenti e a una riduzione delle emissioni enteriche si riflettono in una mitigazione dell'impatto. In

generale, per l'intero settore zootecnico, la stima dei contributi alla categoria riguardante la tossicità umana è di complessa valutazione, a causa dei numerosi fattori di variabilità da tenere in considerazione e della mancanza di un approccio di valutazione condiviso (Stefanon et al., 2018a): nel concreto, una stessa sostanza può espletare diverse tipologie di azione tossica (cancerogenicità, mutagenicità, teratogenicità) attraverso modalità differenti (per ingestione, inalazione, contatto), può disperdersi nell'aria e nell'acqua, e può avere effetti acuti o cronici; in questo caso, l'utilizzo di software avanzati diventa cruciale per ottenere informazioni attendibili. La categoria di impatto riferita alla qualità dell'aria è di grande interesse per la valutazione della sostenibilità della zootecnia, soprattutto quella intensiva: l'ammoniaca infatti, oltre che nei processi di acidificazione e di eutrofizzazione, gioca un ruolo importante nella formazione della componente secondaria del particolato, attraverso la generazione di nitrato d'ammonio per mezzo di reazioni con l'acido solforico e l'acido nitrico, derivanti dalle emissioni rispettivamente di SO₂ e NO_x, riconducibili ad altri settori produttivi come quello del trasporto; dalle stime degli inventari di emissione della Lombardia, le emissioni annuali di NH₃ provengono per il 97% da attività zootecniche, pertanto per ridurre in modo efficace le concentrazioni di particolato fine (PM₁₀, PM_{2.5}) è necessario intervenire anche sulla componente secondaria, dunque sulle emissioni dei precursori NH₃-NO_x-SO_x.

1.3. La metodologia LCA

Nella sua accezione più ampia, il *Life Cycle Assessment* è un approccio nel quale l'intero ciclo di vita di un sistema o di un prodotto – dall'acquisizione delle materie prime al fine vita – viene analizzato sulla base di un'ampia gamma di impatti, per i quali fornisce una valutazione quantitativa (Hauschild et al., 2018). La LCA è regolata dall'*International Organization for Standardization* (ISO) attraverso i principi e il quadro di riferimento contenuti nella ISO 14040 (ISO, 2006a) e i requisiti e le linee guida presenti all'interno della ISO 14044 (ISO, 2006b). Al metodo LCA vengono riconosciute le capacità di fornire una valutazione completa dei processi produttivi (Gerber et al., 2011) e di identificare strategie efficaci per ridurre i costi ambientali, evitando di proporre soluzioni che semplicemente spostano i problemi ambientali da una fase all'altra del ciclo di vita (ISO, 2006).

Lo studio LCA consiste in 4 fasi:

- 1) Definizione dell'obiettivo e dell'ambito di riferimento (*Goal and scope definition*): la definizione dell'obiettivo deve tenere conto di aspetti quali le applicazioni dei risultati, le limitazioni dovute alle scelte metodologiche, i destinatari dello studio; è fondamentale descrivere l'obiettivo con precisione e in dettaglio, in quanto da esso dipende la coerenza, validità e accuratezza della LCA condotta. L'obiettivo, inoltre, determina l'ambito dello studio, il quale a sua volta include il sistema di produzione e i suoi confini, i parametri di valutazione, le procedure di allocazione, l'unità funzionale (ISO, 2006a). La scelta dei confini è cruciale, poiché definisce da dove ha inizio e dove termina la valutazione ambientale condotta tramite LCA, stabilisce cioè i processi ritenuti rilevanti e quelli che possono essere trascurati dallo studio: in generale, si distingue l'approccio che considera l'intero ciclo di vita di un prodotto (detto *from cradle to grave*, cioè dalla culla alla tomba) da quelli che si focalizzano su una o più fasi specifiche. L'unità funzionale rappresenta il riferimento in base al quale esprimere i risultati di impatto ambientale, perciò dev'essere strettamente legata al prodotto utile derivante dal sistema produttivo. La procedura di allocazione viene definita come la ripartizione dei flussi in ingresso e in uscita di un processo unitario o di un sistema di prodotto tra il sistema di prodotto allo studio e uno o diversi prodotti o sottoprodotti: anch'essa è molto importante, poiché al suo variare cambia sensibilmente il risultato dello studio.
- 2) Analisi dell'inventario (*Life Cycle Inventory, LCI*): è il cuore della metodologia e consiste nella raccolta ed elaborazione dei dati che identificano i flussi di input e output del sistema associati al servizio o alla funzione descritta dall'unità funzionale (Stefanon et al., 2018a). I dati raccolti possono essere distinti in primari, secondari e terziari a seconda che questi siano ottenuti, rispettivamente, da rilevazioni dirette, letteratura o stime.
- 3) Valutazione dell'impatto (*Life Cycle Impact Assessment, LCIA*): in questa fase gli effetti ambientali inventariati vengono suddivisi in gruppi, detti categorie di impatto, tramite determinati fattori di caratterizzazione, in modo da poter procedere alla valutazione della loro rilevanza ambientale attraverso modelli scientificamente e tecnicamente validi a livello internazionale (ISO, 2006a). Un'importante caratteristica delle categorie è la loro indipendenza, che evita sovrapposizioni e conteggi multipli di uno stesso

impatto; la valutazione dell'impatto può prevedere le operazioni opzionali di normalizzazione e pesatura: nel primo caso i valori ottenuti in precedenza vengono divisi per un valore di riferimento – derivante da dati medi su scala mondiale, europea o regionale – in modo da poter stabilire la grandezza di ciascun effetto ambientale rispetto ad esso; nel secondo, ai valori di ciascuna categoria di impatto vengono assegnati dei pesi, al fine di inglobare i diversi effetti ambientali in un unico indice;

- 4) **Analisi e interpretazione dei risultati:** vengono identificate le questioni significative sulla base degli esiti delle fasi precedenti – come la sensibilità dei dati, l'incertezza associata alle varie fasi, i limiti e le possibili raccomandazioni (ISO, 2006b) – e viene fornita un'interpretazione, che deve garantire il rispetto degli obiettivi e dei requisiti di qualità dello studio LCA, identificando le azioni a sostegno del miglioramento ambientale del prodotto (Sala et al., 2020).

L'applicazione della metodologia LCA porta con sé alcuni aspetti critici. In primo luogo, l'affidabilità e l'applicabilità dei risultati finali dipende fortemente dai dati utilizzati, di conseguenza la gestione della loro qualità deve essere parte integrante della valutazione LCA. Deve poi essere tenuto in conto che al professionista che si avvale di questo sistema d'analisi viene lasciata la possibilità di effettuare una serie di scelte in grado di influenzare la legittimità dei risultati. Inoltre, i modelli utilizzati per la valutazione degli impatti possono essere poco adeguati o non del tutto esaustivi, soprattutto nel caso di impatti a livello locale (ad esempio lo smog), per i quali i fattori temporali e spaziali delle emissioni hanno particolare rilevanza. Infine, serve sempre ricordare che l'effettiva sostenibilità di un'azione non dipende solo dalle sue ripercussioni sull'ambiente, ma anche dalla relazione con gli aspetti socio-culturali ed economici della realtà considerata (Herrero et al., 2015).

1.3.1. Applicazione della LCA ai prodotti lattiero-caseari

Sebbene la LCA sia stata concepita per essere applicata ai processi industriali, negli ultimi 20 anni è stata adattata ad altri settori, tra cui quello agro-zootecnico. La sua utilità in questo ambito è duplice: se da un lato si rivela una strategia adatta a informare i consumatori riguardo le problematiche ambientali di uno specifico prodotto, dall'altro si configura come strumento capace di proporre misure di mitigazione a differenti livelli di processi produttivi complessi, che sono costituiti da diversi comparti e che forniscono più di un prodotto. L'affidabilità

dell’LCA risulta ancora maggiore per categorie di prodotti come quelli lattiero-caseari, per le quali sono state definite delle PEFCR (*Product environmental footprint category rules*), ossia delle regole che standardizzano la metodologia al fine di favorire la riproducibilità e comparabilità degli studi.

Molto frequentemente la prospettiva delle LCA dei prodotti lattiero-caseari è *from cradle to farm gate*, estende cioè i propri confini dalla produzione delle materie prime alla fase di allevamento, fino all’ottenimento del latte crudo (Figura 1). Questa impostazione è giustificata dal fatto che, anche considerando l’intero ciclo di vita di un prodotto lattiero-caseario, la fase di allevamento rappresenta la primaria fonte di impatto per quanto riguarda i principali indicatori, ossia cambiamento climatico, acidificazione, eutrofizzazione; per indicatori di impatto come energia e tossicità umana, invece, le fasi di post-allevamento (trasporto, trasformazione, commercio) possono avere un contributo non trascurabile (Guerci et al 2013; Zucali et al., 2017; Bava et al., 2018).

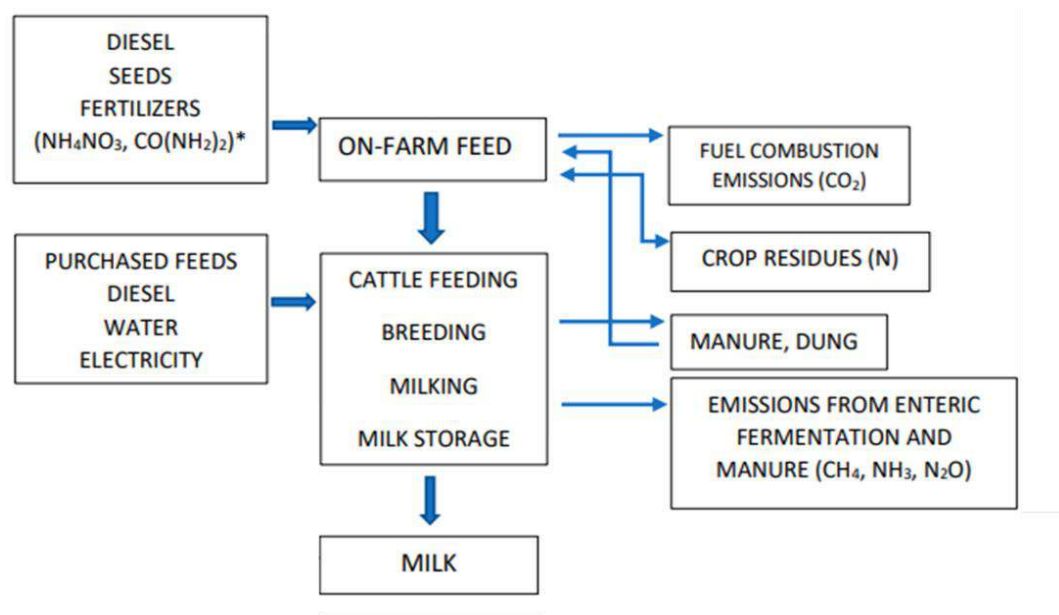


Figura 1: confini di un’analisi LCA “*from cradle to farm gate*” (Romano et al., 2021; modificato).

Come per tutti gli studi LCA, anche per quelli riguardanti i prodotti lattiero-caseari la scelta del metodo di allocazione rappresenta un momento cruciale, poiché stabilisce la modalità di suddivisione del carico ambientale tra l’output principale, il latte, ed il co-prodotto, solitamente la carne. Il metodo più adeguato, individuato anche dal PEF *for Dairy products*, è quello di tipo fisico o di massa; l’equazione da applicare è la seguente (IDF, 2015):

$$\mathbf{AF_{milk} = 1 - 6.04 * B_{mr}}$$

dove:

AF_{milk} = fattore di allocazione per il latte;

B_{mr} (o R) = rapporto tra produzione di carne e produzione di latte (kg carne/kg latte).

I chilogrammi di carne vengono calcolati come somma della massa di vitelli e vacche a fine carriera che lasciano l'allevamento nel corso dell'anno, mentre i chilogrammi di latte sono espressi in FPCM, corrispondono cioè alla quantità di latte prodotto annualmente corretto al 4% di grassi e al 3.3% di proteine vere.

Da letteratura, come valore di riferimento per il B_{mr} è possibile considerare 0.02, che fa riferimento ad un'allocazione degli impatti per l'88% al latte e per il 12% alla carne. Minore è il valore di B_{mr} e maggiore sarà l'allocazione al latte rispetto alla carne: aziende caratterizzate da un'elevata efficienza di trasformazione degli input in latte presentano i valori più bassi di B_{mr}, grazie a ridotti valori del tasso di rimonta, dell'età al primo parto e del periodo di attesa volontario, associati a una bassa mortalità e un'alta percentuale di nascita di vitelle femmine. Valori più alti di B_{mr} sono solitamente associati a realtà aziendali gestite in modo non ottimale, con bassi indici di fertilità e maggiori incidenze di patologie e malattie che comportano eventi più frequenti di riforma forzata, con la conseguente esigenza di mantenere in allevamento più capi improduttivi; anche per aziende in espansione i valori di B_{mr} sono più elevati, poiché la possibilità di scegliere tra animali da destinare alla produzione e da vendere si riduce inevitabilmente.

1.4. La produzione di latte bovino in Italia

Dall'ultima indagine disponibile del settore "Latte e derivati bovini" (ISMEA, 2021), emerge come le consegne di latte vaccino in Italia siano passate da 11.5 milioni di tonnellate nel 2016 a 12.6 nel 2020, con una variazione in positivo del 10%. Se da un lato la produzione è in costante crescita, dall'altro il numero di allevamenti continua a ridursi: dal 2010 ad oggi si è assistito ad un calo di 12.5 mila unità, pari ad una variazione del 25% (ISMEA, 2021). Attualmente, le aziende con orientamento produttivo latte sono pari a circa 26mila: poiché il numero complessivo di animali è rimasto sostanzialmente invariato, il dato conferma il processo già

avviato di forte concentrazione in aziende di grandi dimensioni, che pur rappresentando meno di un terzo della numerosità totale detengono il 78% dei capi da latte. Anche dal punto di vista geografico, la produzione di latte bovino risulta essere distribuita in modo disomogeneo; più precisamente, il blocco delle regioni del Nord (Lombardia, Emilia-Romagna, Veneto e Piemonte) consegna circa l'80% del latte vaccino totale (Figura 2).

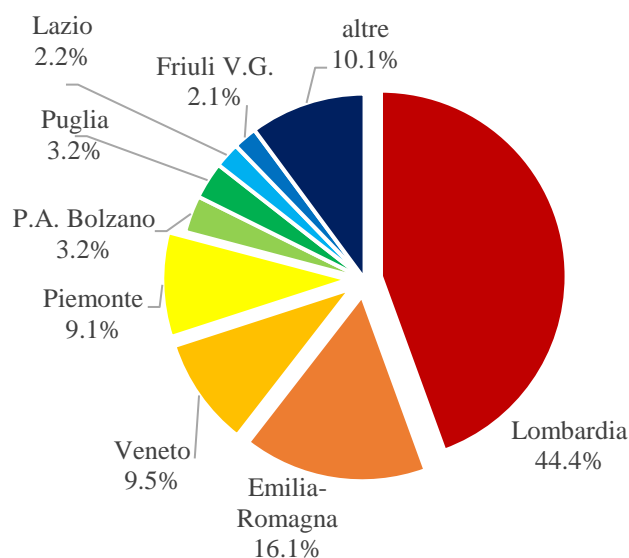


Figura 2: consegne di latte vaccino per regione (quota %, 2020); elaborazioni Ismea su dati AGEA.

In queste aree, il sistema aziendale di riferimento è di tipo intensivo, improntato all'efficienza di utilizzo degli input e delle risorse. Le mandrie sono costituite da razze specializzate nella produzione di latte, primariamente la razza Frisona, che può beneficiare della lunga opera di miglioramento genetico compiuta negli ultimi decenni, e dei recenti sviluppi in ambito genomico che stanno consentendo maggiore accuratezza nella scelta dei riproduttori. La grande disponibilità di sostanza organica derivata da effluenti zootecnici, la localizzazione dei terreni in aree pianeggianti, la possibilità di irrigazione e le condizioni climatiche favorevoli garantiscono elevate produttività ad ettaro anche per le colture più esigenti come l'insilato di mais che, non a caso, da decenni è la coltivazione principale negli allevamenti intensivi – fanno eccezione le aree vocate alla trasformazione del latte in Parmigiano Reggiano, per le quali non è consentito l'utilizzo di insilati nella formulazione delle razioni: in questi casi l'erba medica arriva ad occupare fino al 50% della SAU (Mantovi et al., 2015). Se la disponibilità di terreni e acqua lo consentono, le aziende effettuano una doppia coltura, che in genere consiste nella

successione del mais alla loiessa o a cereali autunno-vernini come frumento tenero ed orzo, i quali possono essere agevolmente conservati sottoforma di insilati.

Per supportare correttamente l'animale nella sua attività produttiva, i sistemi intensivi fanno largo ricorso a cereali e sottoprodotti amidacei e proteici dell'industria alimentare; se da un lato questi alimenti sono caratterizzati da carichi ambientali più elevati per unità di prodotto rispetto ai foraggi – per la maggiore necessità di utilizzo di macchinari in campo e di energia per i successivi trattamenti tecnologici – dall'altro consentono di fornire un'alimentazione bilanciata nei suoi componenti nutritivi, altamente digeribile e appetibile, con risvolti ambientali positivi per la forte limitazione degli sprechi sia in termini di alimenti rifiutati che di nutrienti escreti. Un caso particolare è rappresentato dalla farina di estrazione di soia, la principale fonte proteica per le bovine da latte (Lehuger, 2009). Come in molti altri Paesi, anche in Italia l'utilizzo di questo alimento pone problemi di ordine ambientale rilevanti, poiché viene importato da Argentina e Brasile dopo essere stato coltivato su terreni prevalentemente soggetti a deforestazione. Secondo Castanheria e Freire (2013), le conseguenze del cambio d'uso del suolo rappresentano più del 70% del totale dei gas ad effetto serra che si liberano per la produzione di 1kg di soia: è comunque da sottolineare che l'impatto totale associato alla granella dev'essere ripartito in modo adeguato tra il prodotto principale, ovvero l'olio e il sottoprodotto derivato dalla sua lavorazione, la farina di estrazione. Attualmente, vere alternative alla farina di estrazione di soia non sono ancora state identificate, soprattutto perché la sua sostituzione con alimenti proteici prodotti localmente si traduce in un aumento dei costi di produzione da sostenere, che fa passare in secondo piano le possibili riduzioni di impatto ambientale; inoltre, non dev'essere dimenticato che, in generale, l'utilizzo di un alimento differente in razione comporta variazioni nell'apporto dei nutrienti – a partire dal tenore in proteina grezza nel caso considerato – e sul bilanciamento tra la fermentescibilità delle fonti energetiche e la degradabilità delle proteine a livello ruminale.

La facilità di accesso alla tecnologia si rivela strategica per i sistemi intensivi, poiché consente agli allevatori di dotarsi di strumenti che garantiscono il monitoraggio costante di grandi mandrie e dell'ambiente circostante, anche in assenza di operatori in stalla. Tutto ciò facilita la rilevazione di situazioni critiche e permette interventi mirati e tempestivi.

Nel complesso, questa tipologia di impostazione aziendale ha reso possibile raggiungere rese di oltre 15 tonnellate di latte per vacca all'anno (ANAFI, 2021), e ha favorito la graduale crescita dell'autosufficienza nazionale: dal “Bilancio autoapprovvigionamento latte 2020” del

Clal, emerge infatti come nell'ultimo decennio l'import di latte sfuso in cisterna si sia ridotto di un milione di tonnellate, portando la percentuale di autosufficienza oltre il 90%.

Del latte vaccino italiano prodotto in totale, più del 49% viene destinato alla trasformazione in formaggi a Denominazione di Origine Protetta (DOP), ossia di alimenti le cui fasi di produzione e trasformazione si svolgono all'interno di aree geografiche ben definite, secondo specifici disciplinari che delineano le peculiarità dell'intero processo produttivo, a partire dall'alimentazione degli animali, e assicurano caratteristiche organolettiche e di salubrità particolarmente elevate. A sua volta, più dell'85% del latte che entra nel circuito DOP viene trasformato in soli tre formaggi: Grana Padano, Parmigiano Reggiano e, in misura molto più ridotta, Gorgonzola (Figura 3).

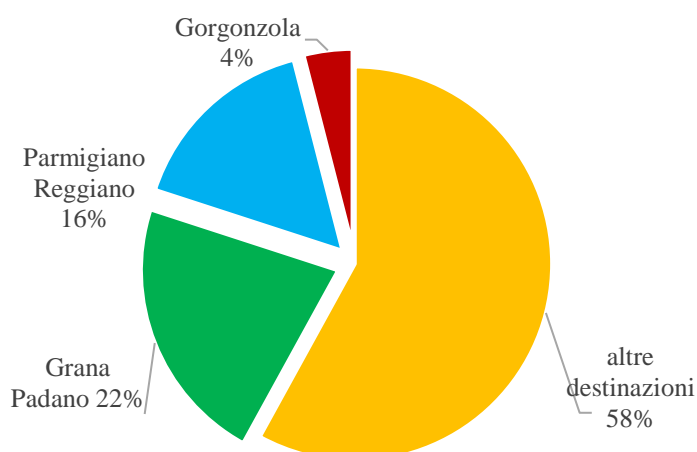


Figura 3: destinazione delle consegne latte in Italia, 2020; elaborazione Clal.

Nel 2020 l'Italia ha esportato 463 mila tonnellate di formaggi e latticini (+1.7% sul 2019), mantenendo il titolo di terzo esportatore mondiale, solo dopo Germania e Paesi Bassi; il dato conferma come la qualità dei prodotti della filiera lattiero-casearia italiana venga riconosciuta a livello internazionale: attualmente, oltre un terzo della produzione nazionale di formaggi è indirizzata verso mercati esteri. Francia, Germania e Stati Uniti si confermano i primi tre mercati di destinazione – soprattutto formaggi duri e freschi, complessivamente quasi il 75% dei volumi totali – rappresentando oltre il 46% del valore all'export.

1.4.1. Gli impatti della bovini-coltura da latte italiana

È ormai noto che le aziende aventi le maggiori produzioni per capo, e le più elevate efficienze di trasformazione degli alimenti in latte, sono anche quelle che mostrano le migliori performance ambientali. Negli areali italiani, tuttavia, la scelta degli alimenti da inserire in razione è vincolata al sistema foraggero praticabile all'interno dell'azienda.

In una delle più recenti analisi LCA, svolta da Gislon et al. (2020), sono state selezionate 46 aziende lattiere situate nella Pianura Padana, caratterizzate dal tipico sistema di allevamento confinato del Nord Italia, e sono state suddivise in sei gruppi, in base al piano foraggero adottato; si sono così distinti (Figura 4): il piano CONV, il più diffuso nella Pianura Padana, basato principalmente sul mais monoculturale; il piano MIXED, basato su diverse proporzioni di mais, prati permanenti, erbai e foraggi di leguminose; il piano HQFS, basato su utilizzo di mais e loiessa, con erba medica e prati permanenti coltivati sul 25-50% della superficie agricola utilizzabile (SAU); il piano WICE, basato su mais in successione a cereali autunno-vernini da insilato su più del 40% della SAU; il piano PR-DRY, destinato alla produzione di Parmigiano Reggiano DOP e basato su erba medica e prati permanenti conservati come fieno, con cereali autunno-vernini e sorgo o mais coltivati per la granella; il piano PR-FRESH, destinato sempre alla produzione di Parmigiano Reggiano DOP, ma meno intensivo del precedente. La procedura di allocazione è stata effettuata secondo il metodo fisico proposto dall'*International Dairy Federation* (IDF, 2015), e l'unità funzionale considerata è stata il chilogrammo di FPCM.

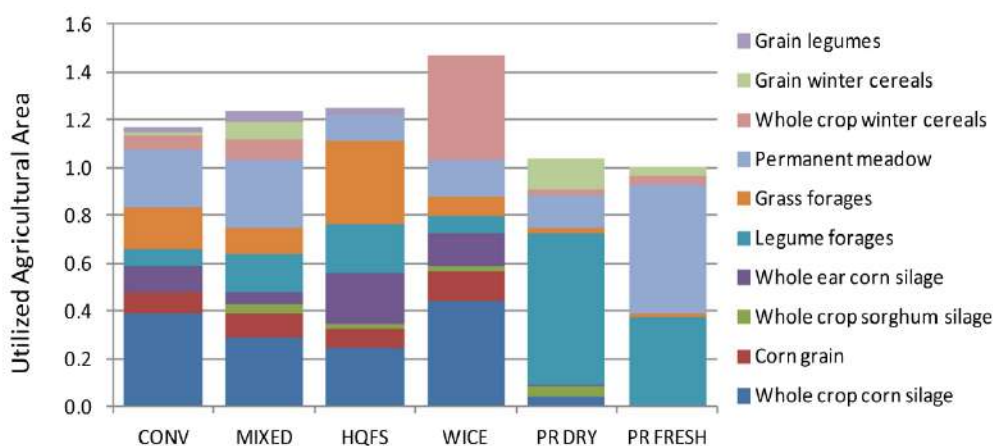


Figura 4: proporzione media di colture sulla SAU nei sei sistemi; valori superiori a 1 indicano la proporzione dell'area a doppia coltura (Gislon et al., 2020). CONV: Sistema convenzionale; MIXED: Sistema misto a basso utilizzo di input; HFQS: Sistema foraggero di alta qualità; WICE: Sistema basato sulla produzione di insilati di cereali autunno-vernini; PR DRY: Sistema basato sulla produzione di fieno; PR-FRESH: Sistema basato sulla produzione di fieno e foraggio fresco.

Il sistema HQFS, caratterizzato dalle migliori prestazioni produttive riferite alla SS ottenuta ad ettaro, si è dimostrato avere il valore più basso per tutte le categorie di impatto – ad eccezione dell'occupazione del suolo e dell'uso di risorse non rinnovabili, in cui il sistema CONV ha mostrato i minori valori – confermando che l'intensificazione della produzione foraggera favorisce la riduzione dell'impatto ambientale espresso in funzione della quantità di latte prodotta. Più precisamente: per la categoria di impatto relativa al cambiamento climatico (kg CO₂eq) HQFS ha mostrato un valore di 1.18, mentre il valore medio degli altri sistemi è risultato essere 1.41; anche il più basso valore di ecotossicità dell'acqua dolce (CTUe) è stato ottenuto nel sistema HQFS, in particolare 1.43 rispetto al valore medio di 1.70 per gli altri sistemi; i valori di eutrofizzazione terrestre (mol Neq.) e marina (g Neq.) di HQFS sono stati pari a 0.11 e 7.52, rispettivamente; per il particolato (g PM_{2.5} eq) il sistema HQFS ha mostrato un valore di 0.61, mentre gli altri hanno mostrato un valore medio di 0.83.

In funzione del diverso livello di intensificazione non variano solo gli impatti ambientali totali, ma anche il contributo delle diverse attività a ciascun indicatore di impatto. Per quanto riguarda il consumo energetico, ad esempio, negli allevamenti più intensivi il maggior dispendio è riconducibile alla produzione di mangimi concentrati acquistati, necessari per permettere alla mandria produttiva di estrinsecare al meglio il suo potenziale genetico. Considerando invece il cambiamento climatico, si evidenzia come le emissioni derivanti dalla produzione e lavorazione dei mangimi, sommate a quelle riguardanti la gestione degli effluenti, arrivino a pesare tanto quanto le emissioni da fermentazione enterica. Infine, la produzione di alimenti nelle aziende intensive contribuisce fino al 50% all'acidificazione e per oltre il 70% all'eutrofizzazione delle acque (Guerci et al., 2012).

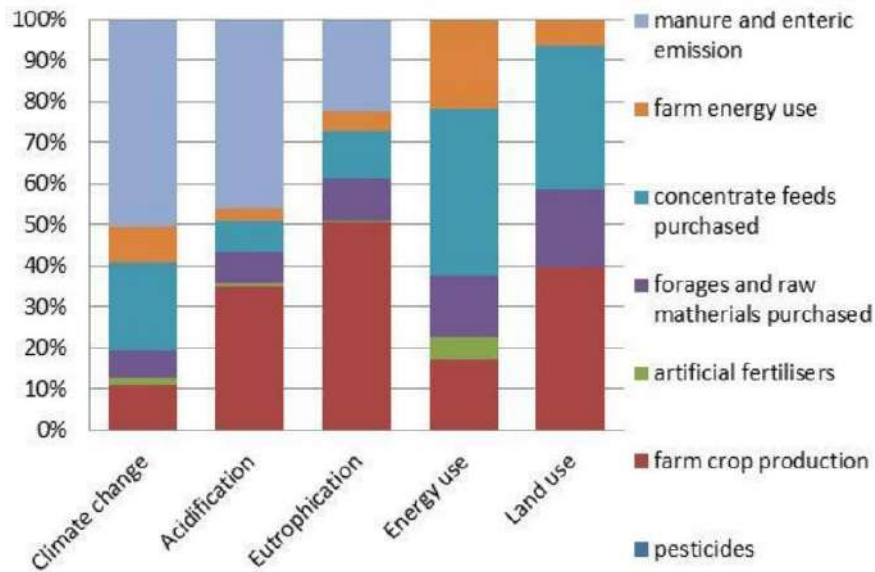


Figura 5: contributi percentuali per alcune categorie di impatto ambientale nella produzione di latte (Guerci et al., 2012).

1.4.2. Possibili interventi di mitigazione

Ad oggi, le possibilità di interventi di mitigazione degli impatti associati all'allevamento bovino da latte sono innumerevoli; a titolo di esempio si possono citare: l'ottimizzazione delle razioni attraverso la cosiddetta "alimentazione di precisione" – basata sulla stretta corrispondenza tra esigenze degli animali e apporto dei nutrienti nella razione – per aumentare la produttività e minimizzare l'escrezione di SO; la migioria della gestione della mandria in termini di performance riproduttiva per ridurre il numero di capi allevati; l'utilizzo di specifici additivi per contenere l'emissione di metano enterico; la destinazione degli effluenti di allevamento ad impianti di digestione anaerobica per ridurre il rilascio in atmosfera di gas inquinanti e la riduzione della dipendenza da energia di origine fossile. Nel complesso, l'ampia gamma di strategie tra cui poter scegliere può complicare l'identificazione delle vie in cui risiedono le più elevate potenzialità di riduzione degli impatti ambientali. Ripercorrendo studi LCA condotti su allevamenti di bovini da latte (Gislon et al., 2020; Guerci et al., 2013; Lovarelli et al., 2019) è possibile riconoscere come questa metodologia sia stata uno strumento utile a superare tale ostacolo e a proteggersi dal rischio di valutazioni personali e soggettive. L'analisi LCA, infatti, si rivela efficace non solo nel fornire un quadro organico dei diversi impatti, associando a ciascuno un peso oggettivo, ma anche nell'individuare da quali attività derivino in maggior

misura tali impatti ambientali; in altre parole, l'LCA permette di proporre azioni effettivamente praticabili di “intensificazione sostenibile”, che tengano conto delle caratteristiche strutturali di ciascuna realtà produttiva considerata e del contesto socio-geografico in cui questa è inserita. A titolo di esempio, verranno di seguito riportate le strategie di mitigazione individuate per ridurre gli impatti di quattro aziende lattiero-casearie orientate alla produzione di latte destinato alla trasformazione in formaggio Grana Padano DOP, selezionate a partire da un campione rappresentativo costituito da 63 unità aziendali (LIFE TTGG, 2021).

Ottimizzazione della mandria

La misura di mitigazione prevede di mantenere costante il numero di vacche in lattazione, ottimizzando il numero di animali improduttivi in funzione di parametri guida predefiniti, quali: il periodo di asciutta, l'età al primo parto, il numero medio di lattazioni per vacca, l'intervallo di parto, il numero di parti per anno, la percentuale di vitelli femmina nati all'anno. L'obiettivo è migliorare le prestazioni gestionali dell'azienda riducendo in modo ottimale il numero totale di capi improduttivi allevati. L'azione di mitigazione ha effetto sul contributo agli impatti della categoria degli alimenti autoprodotti, questo perché una riduzione del numero di animali allevati comporta una diversa quantità di effluenti prodotti rispetto alla situazione di partenza; questo, a sua volta, influisce su diversi aspetti, nello specifico: le emissioni dirette e indirette di N_2O ; le emissioni dirette di CH_4 ; il rilascio in acqua di fosfato, nitrato e fosforo a partire da effluenti distribuiti in campo; le quantità di metalli pesanti rilasciati nell'acqua e nel suolo; l'ammoniaca prodotta e le emissioni di NO_x ; la quantità di CH_4 da fermentazione enterica. Le emissioni di $PM_{2.5}$ e composti organici volatili non metanigeni (NMVOC) potrebbero essere indirizzate in misura maggiore alla gestione della stalla, essendo legate anche alla quantità di paglia utilizzata come materiale da lettiera, oltre che alla quantità di effluente prodotto, immagazzinato e distribuito al campo.

Qualità degli alimenti

La somministrazione di foraggi, la digeribilità e l'assunzione di sostanza secca (SS) sono i principali determinanti della produzione enterica di CH_4 . In particolare, la qualità e la digeribilità dei foraggi risulta cruciale per stimare correttamente l'emissione di CH_4 e consentirne la riduzione. Nel concreto, l'analisi della spettroscopia di riflettanza nel vicino

infrarosso (NIRS) può essere utilizzata per valutare il contenuto di nutrienti negli alimenti per la stima indiretta delle prestazioni degli animali durante l'alimentazione con unifeed, tuttavia ad oggi questa misura di mitigazione è poco percorribile, poiché richiede grandi sforzi per continue analisi della razione fornita alle varie categorie di animali, che si traduce nella necessità di supporto tecnico esterno e maggiori costi da sostenere.

Gestione degli effluenti di allevamento

Lo stoccaggio e la distribuzione degli effluenti sono questioni rilevanti per molti impatti ambientali legati alla qualità dell'aria e dell'acqua; questo perché, quando gli effluenti sono gestiti in modo improprio, l'azoto può essere facilmente perso tramite emissioni gassose sotto forma di NH_3 , N_2O e NO_x . L' NH_3 emesso è una minaccia per la salute umana poiché contribuisce alla formazione di particelle fini ($\text{PM}_{2.5}$), mentre l' NH_3 depositata sul terreno o nelle acque porta all'acidificazione e all'eutrofizzazione degli ecosistemi naturali. Una corretta gestione dei fertilizzanti di sintesi è fondamentale per ridurre al minimo la volatilizzazione di NH_3 ; in particolare, le emissioni dai fertilizzanti a base di urea sono di solito molto maggiori rispetto a quelle di altri tipi di fertilizzanti, a causa dell'aumento del valore di pH del suolo nell'area direttamente a contatto con le particelle di fertilizzante distribuito.

Esistono strategie di mitigazione per ciascuna fase di gestione del liquame e per la distribuzione dei fertilizzanti.

Considerando le strutture di stoccaggio degli effluenti, l'implementazione di coperture è fondamentale poiché, creando una barriera fisica tra l'effluente e l'aria, permettono di ridurre le emissioni di gas, compresa l' NH_3 . Le coperture più efficaci per le vasche sono di tipo impermeabile, tuttavia sono anche le più costose; le soluzioni più comuni, invece, consistono in croste galleggianti permeabili, formate in modo naturale dal materiale fibroso presente nel liquame: per preservare l'azione di riduzione delle emissioni, è necessario minimizzare le operazioni di rimescolamento dell'effluente immagazzinato e immettere il liquame dal punto più basso possibile della vasca. Per quanto riguarda le lagune, essendo per esse piuttosto complesso ridurre le emissioni di NH_3 , dovrebbero essere sostituite da vasche più profonde con l'obiettivo di ridurre la superficie a contatto diretto con l'aria per unità di volume.

Il metodo di applicazione degli effluenti al campo che determina le maggiori perdite di NH_3 è quello che non prevede l'incorporazione dell'effluente nel terreno, questo perché la

volatilizzazione di NH_3 è influenzata dall'area di contatto tra l'effluente e l'atmosfera: ridurre l'esposizione all'aria migliorando l'infiltrazione dell'effluente nel terreno è quindi l'obiettivo da perseguire. Prendendo come tecnica di riferimento la distribuzione superficiale con carro-botte munito di piatto deviatore – situazione in cui le perdite di azoto raggiungono il 60% per l'elevata superficie di contatto effluente-aria – si possono ridurre le emissioni dal 40%, all'80% e fino al 90% adottando, rispettivamente, la distribuzione rasoterra a banda e a bassa pressione, l'interramento del refluo in solchi superficiali e l'interramento profondo (ad una profondità maggiore di 15cm) con chiusura del solco.

Le migliori pratiche agricole per lo spargimento di fertilizzanti azotati si basano sul rallentamento dell'idrolisi dell'urea o sull'incentivo del rapido trasferimento del fertilizzante presente nel suolo alla pianta. L'iniezione nel terreno risulta essere più efficace della semplice incorporazione superficiale; nel caso dell'applicazione dell'urea, questa tecnica di spandimento deve essere adottata con attenzione poiché una chiusura impropria della fessura nel terreno porta a un'emissione molto alta a causa di un aumento del pH all'interno della fascia di interrimento quando l'urea si idrolizza. L'utilizzo di inibitori dell'ureasi durante la distribuzione superficiale di urea è utile per modulare l'attività dell'enzima ureasi rallentando il tasso di idrolisi della molecola e limitando le perdite gassose di NH_3 dopo l'applicazione al terreno. L'irrigazione con tempi e tassi appropriati (almeno 5 mm di acqua) può mitigare le emissioni di NH_3 incorporando i fertilizzanti applicati in superficie nel suolo; questa è un'azione di mitigazione da considerare solo dove è necessaria acqua per l'irrigazione, viceversa il rischio è quello di aumentare la lisciviazione dei nitrati.

A ciascuna misura di mitigazione appena descritta può essere riconosciuto il duplice vantaggio di contenere le emissioni di NH_3 e raggiungere la massima resa della coltura, grazie alla quota maggiore di azoto disponibile per l'assorbimento da parte della pianta. Dati gli elevati impatti legati all'acquisto di alimenti, tecniche ottimali di spandimento di effluenti e fertilizzanti di sintesi permettono infatti di ridurre la dipendenza dell'azienda dal mercato e la valorizzazione degli alimenti autoprodotti.

Le azioni di mitigazione relative allo stoccaggio e distribuzione dei fertilizzanti organici e di sintesi hanno come obiettivo primario la riduzione delle emissioni di NH_3 , tuttavia rendono possibile la contemporanea riduzione di NMVOC e N_2O che si liberano nella fase di stoccaggio e distribuzione.

Trattamento anaerobico degli effluenti

Un'opzione per ridurre la perdita di carbonio nell'atmosfera sotto forma di CH₄ è la destinazione degli effluenti alla digestione anaerobica (AD), ovvero ad un processo biologico basato sulla fermentazione microbica della sostanza organica. Ciò che viene prodotto dall'AD è una miscela gassosa ricca di CH₄, nota come biogas. Oltre a generare bio-energia catturando il CH₄ e l'N₂O rilasciato dall'effluente, i sistemi AD producono anche digestato come co-prodotto, un fertilizzante ricco di nutrienti, prontamente disponibile per la pianta, che può essere applicato ai terreni agricoli per integrare azoto, fosforo e potassio nel suolo.

Per la valutazione delle emissioni di CH₄ dalla gestione degli effluenti si può utilizzare l'approccio Tier 2 (IPCC, 2019), che fornisce diversi fattori di conversione del metano (MCF) a seconda del sistema di gestione dell'effluente stesso (liquame, letame e digestione anaerobica). I digestori anaerobici con basse perdite, stoccaggio ermetico di alta qualità e la migliore tecnologia industriale, riducono significativamente le emissioni potenziali di CH₄; più precisamente, se gli MCF per i liquami e per il letame variano in un range tra il 26%-31% e il 2%-4%, rispettivamente, l'MCF del digestore anaerobico è solo l'1%. Oltre alle emissioni di CH₄, anche le perdite di N dovute alla volatilizzazione diminuiscono, passando dal 28% al 7%.

Il biogas derivante da AD può inoltre essere utilizzato per produrre energia elettrica e termica, rendendo l'azienda almeno in parte indipendente dalla rete nazionale, la quale solitamente è di fonte fossile, quindi caratterizzata da un maggiore impatto ambientale.

Recupero di calore

Come indicato nel regolamento di produzione del Grana Padano DOP, il latte crudo stoccato in stalla deve avere una temperatura non inferiore a 8°C. Una possibile misura di mitigazione può quindi consistere nel recuperare il calore liberato nella fase di refrigerazione, che potrebbe essere utilizzato per riscaldare l'acqua utilizzata per il lavaggio delle attrezzature di mungitura e della vasca del latte, ma anche per la preparazione dell'alimentazione dei vitelli. Se, ad esempio, l'acqua impiegata per le operazioni di lavaggio fosse riscaldata da caldaie alimentate a gas metano e gas di petrolio liquefatto (GPL), questa scelta comporterebbe il non utilizzo dei combustibili, con una conseguente riduzione dei consumi energetici. Oltre ai benefici ambientali derivanti dal non utilizzo di questi input, ci sarebbe anche un beneficio gestionale dovuto all'assenza di manutenzione delle caldaie.

2. Scopo

Scopo del presente lavoro di tesi è stato effettuare l'analisi del ciclo di vita relativo alla produzione di latte crudo in sedici allevamenti di bovine da latte il cui latte è destinato alla trasformazione in Grana Padano DOP, al fine di determinare come l'ottimizzazione nutrizionale delle razioni alimentari somministrate alla mandria possa influire sull'entità dell'impatto ambientale del prodotto considerato. Per garantire la confrontabilità dei risultati, le analisi LCA sono state condotte seguendo le regole di valutazione proposte dalla metodologia *Product Environmental Footprint* (PEF).

Uno dei sedici allevamenti, inoltre, è stato utilizzato come caso studio per individuare e applicare specifici interventi di mitigazione volti ad una migliore gestione delle risorse e degli output aziendali; attraverso un'ulteriore analisi LCA è stato così possibile identificare e valutare i risvolti di tali scelte sulla sostenibilità ambientale del processo produttivo considerato.

3. Materiali e metodi

I sedici allevamenti di bovine da latte, oggetto di analisi, fanno parte di un campione più ampio di 68 unità, rappresentativo della popolazione di allevamenti che producono latte destinato alla trasformazione in formaggio a pasta dura Grana Padano DOP.

Il lavoro di tesi, infatti, si inserisce all'interno del progetto più ampio LIFE TTGG (*The Tough Get Going*), finalizzato a migliorare l'efficienza delle filiere dei formaggi europei DOP e ridurre l'impronta ambientale. Il raggiungimento dell'obiettivo passa attraverso lo sviluppo di un software SSDA (Strumento di Supporto alle Decisioni Ambientali), strutturato secondo le regole di valutazione dell'impatto della PEF del settore lattiero-caseario: quest'ultima rappresenta la metodologia raccomandata dalla commissione europea per la comunicazione delle prestazioni ambientali di un prodotto, e a sua volta si basa sull'approccio LCA. Attualmente, il software è in fase di costruzione sui contesti produttivi Grana Padano DOP e Comté DOP francese, in seguito verrà proposto come riferimento per altri consorzi DOP dell'Unione Europea.

Gli allevamenti che producono latte destinato alla trasformazione in formaggio Grana Padano sono circa 4200, localizzati in 33 province italiane; nel territorio amministrativo dei comuni della provincia autonoma di Bolzano e nella provincia autonoma di Trento la produzione prende il nome di Trentingrana DOP e deve sottostare a regole specifiche imposte dal relativo disciplinare. Prima del campionamento sono stati definiti gli aspetti da considerare per la stratificazione della popolazione in raggruppamenti omogenei (sottopopolazioni), nello specifico: posizione geografica dell'allevamento, pratiche agricole adottate, capacità produttiva. Il numero delle stratificazioni è risultato essere 60, ed è stato ottenuto dalla seguente formula:

$$N_{sp} = g * t * c$$

Dove:

g rappresenta il numero delle posizioni geografiche, ovvero due: Pianura Padana e Trentino;

t rappresenta il numero di pratiche agricole, identificato in dieci classi (percentili) distinte sulla base delle dimensioni della mandria;

c rappresenta il numero di classi produttive, ovvero tre: produzioni minori di 20kg latte/vacca; produzioni maggiori di 30kg latte/vacca; produzioni comprese tra 20 e 30 kg latte/vacca.

Utilizzando la procedura di campionamento, si sarebbe dovuto ottenere un campione di dimensioni pari alla radice quadrata della popolazione, costituito quindi da 65 allevamenti. Non essendo tuttavia disponibili per tutti gli allevamenti le caratteristiche necessarie allo sviluppo della stratificazione, si è considerata una sottopopolazione di 1320 allevamenti, aventi caratteristiche note poiché iscritti alle Associazioni Provinciali Allevatori.

Gli allevamenti della sottopopolazione sono stati campionati per ogni strato in base alla proporzione nei vari strati della sottopopolazione applicata al numero di aziende da campionare per la popolazione originale. La scelta degli allevamenti nella stratificazione si è svolta in modo random e il numero degli allevamenti selezionati è risultato 68, causa arrotondamenti. Considerando il livello produttivo degli allevamenti, si è provveduto a creare tre gruppi, distinguendo tra produzioni superiori a 31 (allevamenti ad alta produttività), comprese tra 26 e 31 (allevamenti a media produttività), e inferiori a 26 kg di latte/vacca (allevamenti a bassa produttività).

Per la selezione dei 16 allevamenti oggetto di tesi sono stati definiti tre requisiti:

- ubicazione dell'azienda in pianura;
- sistema di stabulazione libera;
- utilizzo di insilato di mais per l'alimentazione della mandria.

Nessuna azienda del gruppo degli allevamenti a bassa produttività è risultata conforme ai requisiti previsti. Per quanto riguarda i gruppi degli allevamenti a media e alta produzione, sono stati estratti, per ciascuno gruppo, otto allevamenti caratterizzati dalla maggiore completezza di dati raccolti.

3.1. Caratterizzazione delle aziende

La caratterizzazione di tutti gli allevamenti coinvolti nel progetto LIFE è stata effettuata sulla base dei dati ricavati da un questionario (Figura 6) sottoposto a ciascun allevatore (o suo delegato), organizzato nel seguente modo:

- Riconoscimento dell'allevamento e caratteristiche generali:
 - anno di raccolta dati (2017);
 - nome (ragione sociale) ed indirizzo dell'allevamento;
 - caseificio o cooperativa di appartenenza;

- geolocalizzazione (provincia ed altitudine);
- tipologia di razza allevata (% per tipologia).
- Tipologia di stabulazione per categoria di animali allevati e periodo di permanenza in stalla.
- Dati strutturali dell'allevamento:
 - numero medio di animali allevati per categoria: vacche in lattazione, vacche in asciutta, manze da 12 mesi al primo parto, manzette da svezzamento a 12 mesi, vitelle;
 - numero di vitelli e vitelle nate nell'anno di riferimento;
 - numero di animali venduti e acquistati per categoria e nell'anno di riferimento;
 - peso degli animali allevati per categoria;
 - efficienza di stalla: interparto, intervallo parto-concepimento, numero medio di giorni di lattazione, numero medio di parti per animale;
 - quantità di latte prodotto nell'anno e relativo tenore in grassi e proteine;
 - tipologia di sala di mungitura e relative caratteristiche;
 - impiego di acqua per l'abbeveraggio degli animali, il raffrescamento degli animali, la pulizia della sala di mungitura e la gestione degli effluenti di allevamento;
 - impiego di energia in allevamento e per la coltivazione dei terreni;
 - produzione di energia elettrica: impianti di digestione anaerobica, pannelli fotovoltaici, pannelli solari;
 - quantitativo di effluenti di allevamento ceduto/venduto e relativo destino.
- Informazioni relative agli alimenti autoprodotti:
 - caratteristiche dei terreni coltivati;
 - per ciascuna coltura: tipologia di raccolto (1° o 2°), superficie coltivata in ettari, tipologia e numero di irrigazioni, resa in ton/ha, percentuale di utilizzo interno degli alimenti autoprodotti, produzione di sottoprodotti ed eventuale vendita o utilizzo in azienda, quantità e tipologia di fertilizzanti di sintesi e prodotti fitosanitari acquistati, operazioni colturali svolte da contoterzisti.
- Informazioni relative agli alimenti ed ai mangimi acquistati:
 - elenco di alimenti acquistati nell'anno di riferimento, relativa provenienza (europea o extra-europea), quantità acquistata, distanza del fornitore e numero di forniture all'anno.
- Informazioni relative ai materiali da lettiera acquistati:
 - quantità, distanza dal fornitore e numero di forniture all'anno.
- Informazioni relative alle razioni alimentari somministrate a ciascuna categoria di animali:
 - elenco e corrispondenti quantità degli alimenti utilizzati in fase di formulazione.

In Figura 6 è riportata la struttura del questionario, suddivisa in quattro macroaree riguardanti la gestione dell'allevamento, le coltivazioni, il magazzino e le razioni alimentari. La raccolta di dati quali i materiali da lettiera e i detergenti-sanitizzanti usati in fase di mungitura sono stati inseriti nella macroarea "magazzino".

Figura 6: struttura del questionario utilizzato per la raccolta dei dati presso le aziende.

Anno di riferimento per la raccolta dati	
Azienda agricola	
Indirizzo	
Caseificio di appartenenza/Cooperativa	

Allevamento		
Provincia		
Pianura - collina – montagna		
Razza allevata		
Stabulazione vacche in latte		
Stabulazione asciutte		
Stabulazione rimonta		
Allevamento in espansione		SI/NO
Caratteristiche allevamento		
Vitelle/i (nascita - svezzamento 60 gg) (presenza stalla)	n.	
Vitelli maschi nati 1 anno	n.	
Vitelli femmina nati 1 anno	n.	
Manzette (svezzamento - 12 mesi)	n.	
Manze (12 mesi - 1° parto)	n.	
Vacche in asciutta	n.	
Vacche in lattazione	n.	
Tori aziendali (riproduttori)	n.	
Primipare	n.	
Pluripare	n.	
Vacche gravide	%	
Vacche riformate 1 anno	n.	
Inseminazioni per concepimento (vacche)	n.	
Inseminazioni per concepimento (manze)	n.	
Vitelle/i venduti	n.	
Svezzamento vitelle/i	gg	
Peso vitelle/i (nascita - svezzamento)	kg	
Peso manzette (svezzamento - 12 mesi)	kg	
Peso manze (12 mesi - 1° parto)	kg	
Peso animali in asciutta	kg	
Peso vacche in lattazione	kg	
Età al primo parto (manze)	gg	
Interparto	gg	
Parto - concepimento	gg	

Giorni medi di lattazione stalla	gg	
Numero medio di lattazioni	n.	
HDR (tasso inseminazione)	%	
CR medio (tasso concepimento)	%	
PR (tasso gravidanza corretto)	%	
TAV (tempo attesa volontario di tutte le vacche)	gg	
Numero mungiture	n.	
N. posti in mangiatoia/n. vacche in latte	n.	
N. cuccette/n. vacche in latte	n.	
Sistema di raffreddamento: utilizzo acqua	SI/NO	
Presenza ventole	SI/NO – n.	
Affollamento box vacche asciutte e pre-parto	quantificare (1:3)	
Qualità lettiera e pulizia in zona parto e asciutte	quantificare (1:3)	
Fecal score	quantificare (1:5)	
Numero mungitori	n.	
Numero totale lavoratori in stalla	n.	
Valori economici		
Vitelle/i venduti	€/kg	
Vacche riformate	€/kg	
Altro (manzette, manze)	€/kg	
Prezzo medio latte/anno	€/kg	
Premio qualità medio/anno	€/kg	
Latte		
Latte biologico	SI/NO	
Latte convenzionale	SI/NO	
Quantità totale di latte prodotto e venduto	kg/anno	
Produzione media-mandria	kg/gg	
Contenuto medio di proteine	% (p/p o p/v)	
Contenuto medio di grassi	% (p/p o p/v)	
Urea	mg/dl	
Carica batterica totale	CBT UFC x 1000	
Cellule somatiche	SCC. CELL./mL x 1000	
Acqua		
Acqua per abbeveraggio vacche in lattazione	m ³ /anno	
Acqua per pulizia sala di mungitura e gestione effluenti	m ³ /anno	
Energia utilizzata		
Energia elettrica dalla rete (azienda)	kWh/anno	
Energia elettrica dalla rete (azienda + abitazione)	kWh/anno	
Gasolio agricolo	l/anno	
Benzina agricola	l/anno	
GPL (gas di petrolio liquefatto)	l/anno	
Gas metano	m ³ /anno	
Gas refrigerante	kg/anno	
Energia prodotta		
Impianto fotovoltaico	kWh/anno	
Impianto biogas	kWh/anno	
Pannelli solari termici	kWh/anno	

Effluenti (cessioni)		
Liquame		m ³ /anno - q.li
Letame		m ³ /anno - q.li
Digestato liquido		m ³ /anno - q.li
Separato solido		m ³ /anno - q.li
Note		

Terreno									
SAU totale					ha				
SAU totale di proprietà					ha				
SAU totale in affitto					ha				
SAU in zona vulnerabile ai nitrati					ha				
Prezzo medio terreni in affitto					€/ha				
Caratteristiche (medie) del terreno					/				
Sabbia					%				
Limo					%				
Argilla					%				
Prezzo medio consorzio di bonifica					€/ha				
Coltura	SAU	In ZVN	Resa	% SS	Dens. sem.	Kg semi	N. irrig.	Tipo irrig.	Distrib. effluenti
Note									
Vendita alimenti									
Trattamenti									
Operazioni colturali									
Contoterzista									
Qualità dei dati									

Magazzino					
Magazzino	Unità di misura	Quantità	Fornitore	Numero forniture	Provenienza
Note					

Razioni alimentari						
Razione	Unità di misura	Vitelle	Manzette	Manze	Asciutte	Vacche in latte
N. razioni	n.					
Alimento 1	kg/capo/giorno					
Alimento 2	kg/capo/giorno					
Note						

Per attestare la validità di quanto compilato nel questionario, sono stati raccolti specifici documenti:

- PUA, Piano di Utilizzazione Agronomica
- Quaderno di campagna: registro fertilizzanti e agrofarmaci
- Analisi del suolo ed acqua di abbeverata (se presenti)
- Buono del carburante agricolo agevolato (UMA)
- Fascicolo aziendale
- Riepilogo dei consumi energetici relativi all'anno 2017
- Sintetico collettivo, ovvero elaborazione dati dei controlli funzionali
- Fatture degli alimenti acquistati (se presenti)
- Analisi del latte
- Razioni alimentari di ciascuna categoria di animali
- Fotografie relative alle attività di allevamento e allo stoccaggio degli alimenti, alle attrezzature agricole e alla gestione degli effluenti di allevamento

Vengono di seguito descritte le principali caratteristiche dei sedici allevamenti selezionati.

Gestione della stalla

In tutte le aziende la principale razza allevata è la Frisona; una ridotta percentuale del totale degli animali è rappresentata da incroci di razze negli allevamenti ad alta produttività, e da animali di razza Bruna nel caso degli allevamenti a produttività media; questo influisce sul peso medio delle vacche, che risulta essere mediamente più alto nel primo gruppo (Tabella 2). La produzione media, espressa in tonnellate di FPCM/stalla, è pari a 4090.4 per le aziende ad elevata produttività, poco meno del doppio di quella riferita alle aziende a produttività media; a questa differenza contribuisce primariamente la dimensione mediamente più elevata della categoria delle vacche in lattazione degli allevamenti più produttivi; il tenore medio di grasso e proteine del latte risulta simile: i valori riferiti al totale delle stalle sono pari a 3.97% e 3.44%, rispettivamente. La maggiore consistenza delle mandrie appartenenti alle aziende ad alta produzione si riflette anche nella superficie coltivata – pari a 112 ettari per il primo gruppo e 66 per il secondo – e nell'acquisto molto più rilevante di mangime.

In tutti e sedici gli allevamenti la stabulazione degli animali in produzione prevede aree di riposo a cuccetta con impiego di diversi materiali, primariamente paglia, ma anche segatura e trucioli di legno; in alcuni casi vengono aggiunti calce e carbonato di calcio per sfruttarne

l'azione sanitizzante. La stabulazione prevista per il gruppo delle asciutte è a lettiera permanente o cuccette. In alcune aziende a media produttività la categoria delle manze non viene allevata su lettiera, ma su pavimento fessurato. Le vitelle trascorrono le prime settimane di vita in gabbiette o box singoli – che non compromettono l'interazione tra animali vicini – per poi essere spostate in box multipli a lettiera permanente. In tutti gli allevamenti il periodo di permanenza in stalla della mandria coincide con la durata dell'anno, di conseguenza non è previsto il pascolamento. Gli stabulari sono strutture tipicamente aperte dove viene sfruttata la circolazione naturale dell'aria, integrata nei periodi più caldi dell'anno da sistemi di ventilazione e raffrescamento artificiale, al fine di preservarne il benessere animale e il livello produttivo. Oltre alle stalle per il ricovero degli animali, la sala di mungitura e la sala del latte, gli allevamenti prevedono locali appositi per lo stoccaggio di fieni e paglia, silos e trincee per la conservazione di prodotti insilati, alimenti sfarinati, mangimi ed alimenti autoprodotti o acquistati, infine depositi di attrezzatura agricola e trattrici.

Le vacche in lattazione vengono munte due volte al giorno. Il latte viene controllato due o tre volte al mese a seconda del caseificio di appartenenza, per la verifica dei parametri qualitativi, delle caratteristiche nutrizionali e sanitarie e per l'individuazione di eventuali sostanze estranee. La media di produzione risulta essere pari a 11890.7 kg di FPCM capo/anno per gli allevamenti ad alta produttività, mentre il gruppo a media produttività presenta un valore di 10610.5 kg di FPCM capo/anno.

In stalla le fonti di energia sono molteplici. L'energia elettrica viene impiegata principalmente nelle operazioni di mungitura degli animali e per l'illuminazione degli stabulari. Il gasolio agricolo agevolato (diesel) viene consumato come carburante per le trattrici agricole e le macchine operatrici impiegate per operazioni quali la movimentazione degli alimenti, l'alimentazione degli animali, le asportazioni degli effluenti dagli stabulari; per questa risorsa, il valore riportato in Tabella 1 include anche i consumi relativi alle lavorazioni in campo per l'ottenimento degli alimenti autoprodotti. Il GPL viene utilizzato, in alcuni contesti aziendali, per riscaldare l'acqua di lavaggio degli impianti di mungitura in assenza di sistemi di recupero del calore dal tank di stoccaggio del latte.

Il consumo di acqua in stalla è riconducibile a tre tipologie di attività: l'abbeveramento degli animali, il raffrescamento degli stabulari e la pulizia delle aree adibite alla mungitura. Il dispendio maggiore, in tutte le aziende, è riconducibile alla prima attività, che risulta contribuire per circa l'83% al consumo medio totale riferito a ciascun gruppo (Tabella 2).

Tabella 2. Caratteristiche descrittive delle aziende analizzate.

Caratteristiche	Tutte le stalle	Media produzione	Alta produzione	Unità di misura
Stalle	16	8	8	numero
Vacche in lattazione	277	210	344	n. animali
Sistema di stabulazione	Cuccette	Cuccette	Cuccette	-
Vacche in asciutta	40	29	51	n. animali
Sistema di stabulazione	Cuccette, lettiera	Cuccette, lettiera	Cuccette, lettiera	-
Manze	135	110	161	n. animali
Sistema di stabulazione	Cuccette, lettiera, pavimento fessurato	Cuccette, lettiera, pavimento fessurato	Cuccette, lettiera	-
^a Manzette e vitelle	138	108	169	n. animali
Sistema di stabulazione	Lettieria	Lettieria	Lettieria	-
Frisona	93.6	93.5	93.8	%
Bruna	3.4	5.6	1.2	%
Meticcia	2.9	0.9	5	%
Peso vivo	615	603	629	kg
Pascolo	-	-	-	giorni
Numero medio di lattazioni	2.2	2.1	2.3	n.
Produzione media:				
Latte	3159.3	2228.2	4090.4	t FPCM stalla ⁻¹
Grasso	3.97	3.98	3.96	%
Proteina	3.44	3.46	3.42	%
Carne	65.8	47.4	84.2	t carne stalla ⁻¹
FPCM	11405.4	10610.5	11890.7	kg animale ⁻¹
FPCM	35497.8	33760.6	36652.3	kg ha ⁻¹
Superficie coltivata	89	66	112	ha
Prati permanenti	15	7.1	22.5	ha
Acquisto di mangime	32.4	29.1	100.3	t stalla ⁻¹
Energia:				
Elettricità	116821.7	83498.5	150144.9	kWh
GPL	5661.4	1956.8	9366.1	l
Diesel	55257.2	43679.5	66835	l
Acqua usata in stalla:				
Abbeverata	13294	10110	16479	m ³ stalla ⁻¹ anno ⁻¹
Pulizia	2127	1604	2650	m ³ stalla ⁻¹ anno ⁻¹
Raffrescamento	494	287	676	m ³ stalla ⁻¹ anno ⁻¹
Materiali da lettiera:				
Paglia	52167.1	70914.1	33420.2	kg stalla ⁻¹ anno ⁻¹
Segatura	2434	4868.1	-	kg stalla ⁻¹ anno ⁻¹
Calce	770	697.8	842.2	kg stalla ⁻¹ anno ⁻¹
Truciolato	7193.44	-	14384	kg stalla ⁻¹ anno ⁻¹
Carbonato di calcio	3376.5	-	6753	kg stalla ⁻¹ anno ⁻¹
Effluenti zootecnici ceduti:				
Letame	347.7	-	695.3	m ³ stalla ⁻¹ anno ⁻¹
Liquame	12370.2	2513.9	22226.6	m ³ stalla ⁻¹ anno ⁻¹

^aGiovani manze, dallo svezzamento ai 12 mesi di età.

Alimentazione degli animali

L'alimentazione delle vacche deve basarsi su quanto riportato nel disciplinare di produzione del latte per Grana Padano DOP; nello specifico, nella razione giornaliera non meno del 50% della sostanza secca deve essere apportata da foraggi, e almeno il 75% della sostanza secca dei foraggi deve provenire da alimenti prodotti nelle province di riferimento. Per quanto riguarda i concentrati, il disciplinare contiene un elenco di alimenti e mangimi ammessi, a cui gli allevatori sono tenuti a fare riferimento.

Dalla valutazione dell'inventario degli alimenti autoprodotti (Tabella 4) emerge come i piani colturali delle aziende selezionate rispecchino le scelte più frequenti effettuate dalla maggior parte degli allevamenti situati in pianura che producono latte per Grana Padano. La coltura principale è il mais da insilato, che ricopre più del 25% della superficie totale sia negli allevamenti a media che ad alta produttività. La coltivazione di sorgo da granella e da insilato avviene tipicamente in aree caratterizzate da ridotta disponibilità idrica; il miscuglio di cereali ed essenze prative viene conservato sottoforma di fieno o insilato. Per entrambi i gruppi gli ettari destinati a doppia coltura rappresentano circa il 22% della superficie totale.

Nessun piano colturale prevede la coltivazione di soia o leguminose da granella, di conseguenza tutte le aziende sono fortemente dipendenti dal mercato – ed esposte alla volatilità dei prezzi – per quanto riguarda il soddisfacimento dei fabbisogni proteici.

Le coltivazioni, in particolare modo il mais, vengono fertilizzate sia con effluenti provenienti dagli allevamenti che con fertilizzanti di sintesi, soprattutto nitrato ammonico 27%, urea 46% e complessi NPK; negli allevamenti ad alta produttività assume una certa rilevanza la fertilizzazione con KCl (Tabella 3).

Le tipologie di irrigazione utilizzate, a seconda della zona di riferimento, sono ad aspersione con getto irrigatore ad alta pressione o a scorrimento superficiale a bassa pressione. L'impiego dell'irrigazione a manichetta o pivot è poco utilizzato. Il gasolio agricolo agevolato viene consumato come carburante per la lavorazione dei terreni e le operazioni di fienagione, irrigazione e distribuzione di effluenti di allevamento e fertilizzanti.

Tabella 3. Risorse impiegate per la produzione di alimenti in azienda.

Input	Tutte le stalle	Media produzione	Alta produzione	Unità di misura
Acqua di irrigazione	286676.7	218782.5	354570.8	m ³ stalla ⁻¹ anno ⁻¹
Fertilizzanti chimici				
Urea 46%	7559.6	5509.4	9609.8	kg stalla ⁻¹ anno ⁻¹
Nitrato d'ammonio (27%)	1011.1	1188.3	833.9	kg stalla ⁻¹ anno ⁻¹
NPK 32-18-0	511.1	1022.1	-	kg stalla ⁻¹ anno ⁻¹
NPK 12-12-17	47.8	-	95.5	kg stalla ⁻¹ anno ⁻¹
NPK 15-15-15	181.3	115.1	247.4	kg stalla ⁻¹ anno ⁻¹
KCL 60%	784	199.6	1368.4	kg stalla ⁻¹ anno ⁻¹
Agrofarmaci				
Fungicidi	114.6	89.4	139.8	kg stalla ⁻¹ anno ⁻¹
Erbicidi	207.1	170.3	243.8	kg stalla ⁻¹ anno ⁻¹
Insetticidi	19.14	15.1	23.2	kg stalla ⁻¹ anno ⁻¹
Sementi				
Frumento	1285.2	689.6	1180.9	kg stalla ⁻¹ anno ⁻¹
Loiessa	293.1	265	321.3	kg stalla ⁻¹ anno ⁻¹
Mais	1356.7	1120.7	1592.7	kg stalla ⁻¹ anno ⁻¹
Sorgo	148.7	22.8	274.7	kg stalla ⁻¹ anno ⁻¹
Erba medica	67.8	68.5	67.1	kg stalla ⁻¹ anno ⁻¹
Miscuglio di cereali	549.1	534.5	563.6	kg stalla ⁻¹ anno ⁻¹

¹Fertilizzanti espressi in kg di N.

Tabella 4. Inventario degli alimenti autoprodotti.

Coltura	Tutte le stalle		Media produzione		Alta produzione	
	Superficie	Superficie	Superficie	Superficie	Superficie	Superficie
	(ha)	(%)	(ha)	(%)	(ha)	(%)
Mais insilato	537	27	213	29.8	324	25.4
¹ Mais insilato	162	8.1	83	11.6	79	6.2
Mais pastone	154	7.7	27	3.8	127	9.9
¹ Mais pastone	59	3	40	5.6	20	1.6
Frumento insilato	74	3.7	22	3.1	52	4.1
Erba medica	218	10.9	86	12	132	10.3
Loiessa	136	6.8	61	8.5	75	5.9
Frumento granella	32	1.6	-		32	2.5
Orzo granella	2	0.1	2	0.3	-	
Miscuglio cereali	148	7.4	63	8.8	85	6.7
Prato polifita	237	11.9	57	8	180	14.1
¹ Sorgo	152	7.6	14	2	138	10.8
Mais granella	81	4.1	47	6.6	33	2.6
Totale	1992	100	715	100	1277	100

¹Secondo raccolto.

Gli alimenti acquistati possono essere suddivisi in materie prime, integratori (sali minerali e vitamine) e mangimi. La Tabella 5 mostra chiaramente come materie prime quali i fiocchi di mais o le polpe di barbabietola siano essenzialmente specifiche degli allevamenti ad alta produzione. In queste ultime, inoltre, si osserva un utilizzo particolarmente elevato di mangimi destinati alla categoria delle vacche in lattazione, pari a circa 712 tonnellate di alimento per stalla all'anno. L'acquisto di farina di estrazione di soia, lino, grassi idrogenati e minerali e vitamine risulta maggiore negli allevamenti a media produzione rispetto a quelli ad alta produzione, nonostante la consistenza media della mandria dei primi sia più ridotta: l'impiego rilevante di questi alimenti fa quindi presumere la necessità da parte di alcune aziende di coprire i fabbisogni proteici e minerali, e di fornire un supplemento energetico a determinate categorie di animali, senza il ricorso all'utilizzo di mangimi.

Tabella 5. Inventario dei principali alimenti acquistati.

Alimento	Tutte le stalle	Media produzione	Alta produzione	Unità di misura
Alimenti energetici				
Grassi idrogenati	5.3	5.5	5.1	ton stalla ⁻¹ anno ⁻¹
Latte in polvere	3.7	2.4	4.9	ton stalla ⁻¹ anno ⁻¹
Melasso di canna e barbabietola	28.8	19.2	38.5	ton stalla ⁻¹ anno ⁻¹
Sottoprodotti				
Crusca di frumento	13	17.4	8.7	ton stalla ⁻¹ anno ⁻¹
Polpe di barbabietola	28.7	-	57.3	ton stalla ⁻¹ anno ⁻¹
Foraggi				
Fieno di erba medica	79.3	62.3	96.4	ton stalla ⁻¹ anno ⁻¹
Fieno di graminacee	101.9	67.5	126.5	ton stalla ⁻¹ anno ⁻¹
Mais da insilato	256.2	219.5	293	ton stalla ⁻¹ anno ⁻¹
Mais pastone integrale	38.6	56.1	21.1	ton stalla ⁻¹ anno ⁻¹
Paglia di cereali	142.1	153.7	216.7	ton stalla ⁻¹ anno ⁻¹
Alimenti proteici				
Farina estrazione di soia	127.3	154.9	99.8	ton stalla ⁻¹ anno ⁻¹
Farina di girasole	24.4	10.5	38.3	ton stalla ⁻¹ anno ⁻¹
Lino	4.9	5.9	3.8	ton stalla ⁻¹ anno ⁻¹
Semi di cotone	12.7	19.6	5.9	ton stalla ⁻¹ anno ⁻¹
Concentrati				
Mangime lattazione	437.4	163	711.8	ton stalla ⁻¹ anno ⁻¹
Mangime asciutte	15.2	8.3	22.1	ton stalla ⁻¹ anno ⁻¹
Mangime manze	25.4	17.9	32.9	ton stalla ⁻¹ anno ⁻¹
Mangime manzette	6	10.1	1.9	ton stalla ⁻¹ anno ⁻¹
Mangime rimonta ²	21.5	18.7	24.3	ton stalla ⁻¹ anno ⁻¹
Mangime per vitelle	12.3	15	9.5	ton stalla ⁻¹ anno ⁻¹
Cereali				
Farina di mais	178	163.4	192.7	ton stalla ⁻¹ anno ⁻¹
Fiocchi di mais	40.5	0.7	80.3	ton stalla ⁻¹ anno ⁻¹
Minerali e vitamine	30.9	48.7	13.2	ton stalla ⁻¹ anno ⁻¹

3.2. Caratterizzazione qualitativa degli alimenti

Ciascun alimento contribuisce in misura diversa al soddisfacimento dei fabbisogni energetici, proteici, vitaminici e minerali di una determinata categoria di animali; in particolare, eccessi o squilibri tra le varie componenti rappresentano una perdita di efficienza, con risvolti negativi sulla sostenibilità ambientale dell'intera attività produttiva. Al fine di stimare il contributo dell'alimentazione all'impatto relativo alla produzione di latte di ciascuna azienda, è risultato quindi necessario conoscere le caratteristiche qualitative degli alimenti introdotti nelle razioni delle cinque categorie di animali (vitelle, manzette, manze, asciutte, vacche in lattazione) in cui è stata suddivisa la mandria di ciascuna azienda.

Alimenti autoprodotti

Per la caratterizzazione qualitativa degli alimenti autoprodotti si è fatto riferimento alle analisi condotte su campioni rappresentativi nell'ambito del progetto LIFE. Le operazioni di campionamento sono state condotte secondo quanto previsto dal Regolamento CE 152/2009: mediante prelievi da più punti delle rotoballe, delle rotoballe fasciate e del fronte dei sili. Si sono raccolti campioni elementari, dai quali si sono ottenuti in seguito campioni finali di 500 grammi.

Dopo aver essiccato i campioni rappresentativi a 65°C per 48 ore, è stata determinata la sostanza secca; si è poi proceduto alla macinazione (con mulino Fritsch Pulverisette 19) a 0.5mm e all'utilizzo della tecnica di riflettanza nel vicino infrarosso (NIR; FOSS NIRsystem 5000) per la determinazione del contenuto dei principali componenti, quali ceneri, proteine, grassi, fibra, amido e zuccheri (Figura 7).

Fieno di erba medica	
Parametro	% sostanza secca
Proteine grezze	17.92
Lipidi grezzi	2.32
Ceneri	9.27
Amido	1.72
Zuccheri	7.66
NDF	41.17
ADF	34.66
ADL	7.42

Figura 7: esempio di parametri determinati tramite analisi NIR.

La tecnologia NIR (spettroscopia del vicino infrarosso) sfrutta l'interazione esistente tra materia e luce, secondo la quale qualsiasi corpo investito da una fonte luminosa assorbe parte della luce e riflette la restante, in modalità differente a seconda della sua natura. La struttura del NIR è piuttosto semplice e prevede: una fonte di emissione del fascio luminoso caratterizzato da lunghezze d'onda comprese tra gli 800 e i 2500nm; una serie di diodi necessari a misurare lo spettro di assorbimento strumentale (ossia le lunghezze d'onda riflesse dal campione); un software per la registrazione ed elaborazione dell'informazione ricevuta. Un aspetto fondamentale del NIR è la calibrazione: ciò che acquisisce lo strumento al momento dell'analisi, infatti, non è altro che un insieme di punti disseminati nello spettro del vicino infrarosso; questi divengono informativi solo nel momento in cui è possibile correlarli a curve che descrivono la concentrazione degli analiti di interesse; questa opportunità è resa possibile a partire da analisi NIR eseguite su campioni di riferimento, ovvero su campioni di cui si è determinata la concentrazione dei vari analiti tramite la classica analisi chimica: da tale procedimento si ottengono le curve di calibrazione che rendono lo strumento NIR in grado di evidenziare automaticamente la presenza e la concentrazione delle componenti di interesse, associate a specifiche bande spettrali.

Alimenti acquistati

Le caratteristiche qualitative degli alimenti acquistati sono state ricavate da un database creato appositamente per i sedici allevamenti oggetto di studio, a partire dai dati conferiti da ditte mangimistiche localizzate nella zona di produzione del formaggio Grana Padano DOP. Per i mangimi si è fatto riferimento alle caratteristiche nutrizionali riportate sui relativi cartellini (richiesti all'allevatore al momento della raccolta dati tramite questionario); inoltre, ricreando la composizione a partire dagli alimenti contenuti in ciascuno di essi, è stato possibile risalire ai parametri chimici non riportati sul cartellino (solitamente amido, NDF, ADF, ADL).

3.3. Stima dei fabbisogni e delle performance produttive

Una volta ottenute le caratteristiche nutrizionali di tutti gli alimenti – ed essendo note le quantità somministrate a ciascuna categoria di animali in ogni allevamento – sono state ricreate le razioni avvalendosi del software di razionamento Razio-Best v560: data la possibilità di scegliere tra

più modelli nutrizionali per la stima dei fabbisogni e delle performance produttive, si è optato per il modello CNCPS (*Cornell Net Carbohydrate and Protein System*), in grado di spiegare numerose funzioni fisiologiche dell'animale avvalendosi di un insieme di equazioni e coefficienti.

In particolare, il CNCPS si basa su un approccio meccanicistico che permette di descrivere ingestione, fermentazioni ruminanti di proteine e carboidrati, digestione e assorbimento intestinale, escrezione, produzione di calore e utilizzazione dei nutrienti per il mantenimento, la crescita, la lattazione e la gravidanza di una bovina da latte; tutto questo viene fatto tenendo in considerazione i diversi tassi di degradazione e velocità di transito ruminale che caratterizzano ciascun alimento quando inserito in una determinata dieta. L'obiettivo ultimo è l'individuazione dell'apporto minimo di nutrienti capace di consentire il pieno espletarsi del potenziale produttivo della bovina senza interferire con funzioni metaboliche importanti come la crescita e la riproduzione: seguendo questo approccio è possibile ridurre al minimo l'impatto ambientale e i costi dei nutrienti.

Il programma richiede una dettagliata descrizione dei fattori legati agli animali – come razza, peso vivo, produzione e qualità del latte, giorni medi di lattazione, BCS – e relativi all'ambiente e al management aziendale, tra cui temperatura, umidità, esposizione al sole, tempo speso dall'animale in piedi. In questo modo il sistema acquisisce le informazioni per il calcolo dei fabbisogni nutritivi degli animali presenti in un determinato ciclo produttivo: confrontando tali fabbisogni con gli alimenti che si intendono somministrare, il modello verifica che ciò permetta l'espletamento delle principali funzioni metaboliche e stima la composizione delle feci. Quest'ultima capacità mette in evidenza come CNCPS sia uno strumento in grado di rispondere concretamente alla necessità di una zootecnia sostenibile: in ambito agricolo le deiezioni bovine rappresentano le maggiori responsabili dell'immissione nell'ambiente di azoto – basti pensare che l'efficienza di conversione del nutriente in latte da parte di una vacca si attesta, in condizioni ideali, intorno al 30% (Fantini, 2008) – di conseguenza la possibilità di predire l'escrezione di azoto permette di valutare l'impatto ambientale della dieta e proporre modifiche per migliorare l'efficienza di utilizzo del nutriente.

Per ciascun alimento è necessario conoscere non solo il tenore analitico, ma anche le dimensioni medie delle particelle; in generale, la scheda descrittiva di un alimento è piuttosto complessa, tuttavia per particolari parametri (come la composizione amminoacidica) è possibile fare riferimento ai databank disponibili. Fornendo al software i dati ricavati dalle analisi di

laboratorio, è possibile calcolare le varie frazioni proteiche e dei carboidrati di ogni alimento, che si differenziano non solo dal punto di vista chimico-fisico, ma anche per la diversa degradabilità ruminale (ricavata da tabelle periodicamente aggiornate).

Parametri come l'energia metabolizzabile della razione non vengono calcolati da CNCPS come semplice media dell'energia apportata dagli alimenti, ma tenendo conto del modo in cui questi interagiscono nel sistema animale. Lo stesso concetto risiede alla base del calcolo della proteina metabolizzabile, ossia la proteina derivante dalla biomassa ruminale sommata alla quota indegradata digeribile e assorbibile a livello intestinale, dunque utilizzabile per le funzioni vitali. La composizione amminoacidica della microflora ruminale corrisponde esattamente alla "proteina ideale" del ruminante, tuttavia da sola non è in grado di soddisfare i fabbisogni nutritivi di bovine con medio-alte produzioni. Diventa quindi di fondamentale importanza che la frazione proteica indegradata nel rumine e che giunge all'intestino abbia una composizione degli amminoacidi il più possibile bilanciata: CNCPS rende possibile questa verifica, basandosi sul concetto che nessun alimento ha un valore in sé, ma dipende dalla razione in cui è inserito.

Dall'applicazione del modello CNCPS, per ogni razione delle cinque categorie di animali allevati nelle sedici aziende, sono stati estrapolati i parametri necessari alla stima degli impatti legati all'alimentazione, in particolare l'assunzione prevista di sostanza secca (SS), l'energia grezza (EG), l'energia digeribile (ED), le ceneri e l'efficienza di utilizzo dell'azoto (Tabella 6).

Durante l'analisi di parametri quali la sostanza secca e l'energia grezza, per alcune aziende è emersa la necessità di modificare le quantità di specifici alimenti inseriti in razione. Tale operazione di correzione è giustificata dal fatto che, durante la fase di raccolta dei dati tramite questionario, alcune comunicazioni riguardo l'alimentazione sono state approssimative per la mancanza di supporti cartacei a cui poter fare riferimento. Nello specifico, le modifiche sono state apportate a due razioni per vitelli, una razione per manzette, una razione per manze, tre razioni per vacche asciutte, una razione per vacche da latte.

Tabella 6. Output del software di formulazione Razio-Best relativo alla categoria delle vacche da latte.

ID Stalla	SS, kg	EG, Mcal	ED, Mcal	ED, %	Ceneri, kg	Ceneri, %SS	Eff. utilizzo N, %
1	22.45	99.85	72.83	72.94	1.61	7.19	30.09
2	27.04	117.15	88.28	75.36	2.22	8.19	23.5
3	21.14	92.56	69.15	74.71	1.59	7.52	29.33
4	23.34	101.69	78.11	76.81	1.85	7.93	25.88
5	23.81	103.36	75.05	72.61	1.89	7.94	24.73
6	21.45	98.81	74.90	75.80	1.62	7.54	21.57
7	24.12	107.39	81.24	75.65	1.63	6.74	23.57
8	20.14	87.15	63.56	72.93	1.87	9.31	33.46
9	22.45	101.24	77.31	76.37	1.57	7.00	22.95
10	19.21	86.24	64.72	75.05	1.39	7.23	31.50
11	23.90	105.47	72.57	68.81	1.83	7.64	23.43
12	23.14	100.24	75.35	75.17	2.00	8.63	28.03
13	23.03	101.95	75.81	74.35	1.65	7.18	23.14
14	21.23	94.32	69.56	73.74	1.28	6.05	28.19
15	25.33	109.86	79.28	72.17	2.24	8.86	24.83
16	24.45	109.63	80.57	73.49	1.67	6.84	26.77

3.4. Procedura di allocazione e scelta dell'unità funzionale

Adottando le linee guida dell'*International Dairy Federation* (IDF, 2015), la totalità degli impatti stimati per ciascuna delle sedici aziende è stata suddivisa tra il prodotto principale latte e il co-prodotto carne, secondo un'allocazione di tipo fisico (Tabella 7): in questo modo, all'interno dell'analisi LCA, è stato possibile considerare solo gli impatti riferiti al 100% al latte FPCM.

L'unità funzionale scelta è stata il chilogrammo di latte corretto per il fattore FPCM: nel concreto, la produzione di ciascuna aziende è stata ricondotta ad un latte caratterizzato da un tenore in grassi del 4% e un valore di proteina vera pari al 3.3%; la formula applicata è quella suggerita dall'IDF (2015):

$$\text{FPCM (kg/anno)} = \text{latte (kg/anno)} * (0.1226 * \text{grasso \%} + 0.0776 * \text{proteina vera \%} + 0.2534)$$

Tabella 7. Coefficienti di allocazione per il calcolo degli impatti legati alla produzione di 1kg FPCM.

ID Stalla	Allocazione latte	Allocazione carne
1	0.89	0.11
2	0.90	0.10
3	0.89	0.11
4	0.84	0.16
5	0.90	0.10
6	0.87	0.13
7	0.88	0.12
8	0.89	0.11
9	0.86	0.14
10	0.87	0.13
11	0.89	0.11
12	0.86	0.14
13	0.86	0.14
14	0.86	0.14
15	0.88	0.12
16	0.87	0.13

3.5. Stima delle emissioni

Attraverso adeguati approcci metodologici, a partire dai parametri di SS, ED, EG, ceneri ed efficienza d'uso dell'azoto, è stata ricalcolata l'emissione delle seguenti sostanze inquinanti:

- CH₄ da fermentazione enterica;
- CH₄ da stoccaggio di effluenti di allevamento;
- N₂O diretto da stoccaggio e applicazione al suolo di effluenti di allevamento;
- N₂O indiretto da stoccaggio e applicazione al suolo di effluenti di allevamento;
- NH₃ e NO_x da stoccaggio e applicazione al suolo di effluenti di allevamento;
- NMVOC da utilizzo di alimenti insilati.

Per quanto riguarda le altre emissioni, non essendo queste influenzate dalle strategie alimentari adottate in azienda, è stato possibile fare riferimento alle stime effettuate in precedenza nell'ambito del progetto LIFE, per i metodi corrispondenti.

Di seguito, verranno descritte le metodologie utilizzate per aggiornare la stima delle emissioni relative ai sedici allevamenti oggetto di tesi, in Tabella 8 è invece riportato l'elenco completo delle metodologie applicate per la valutazione dell'impatto ambientale della produzione di latte crudo, in accordo con le PEFCR dei prodotti lattiero-caseari (EDA, 2018).

Tabella 8. Emissioni stimate, metodi utilizzati e relativi riferimenti.

Emissioni	Metodologia
Acqua di irrigazione	Mekonnen et al., 2010; Chapagain et al., 2004; UNEP, 2016 (AWARE method)
Acqua di abbeverata e raffrescamento	CRPA, 2015
Acqua per la pulizia	d.g.r. 14 settembre 2011 deliberazione n° IX/2208
Occupazione e trasformazione del terreno	Koellner et al., 2013
CH ₄ – fermentazione enterica	Tier 2 (IPCC, 2019)
CH ₄ – stoccaggio degli effluenti di allevamento	Tier 2 (IPCC, 2019); d.g.r. X/5171 16 maggio 2016; d.g.r. X/5418 18 luglio 2016; ISPRA, 2017
N ₂ O – diretto – stoccaggio e applicazione al suolo degli effluenti di allevamento	Tier 1 (IPCC, 2019); d.g.r. X/5171 16 maggio 2016; d.g.r. X/5418 18 luglio 2016
N ₂ O – diretto & indiretto – applicazione al suolo di fertilizzanti azotati ^a	Tier 1 (IPCC, 2006)
N ₂ O – indiretto – applicazione al suolo degli effluenti di allevamento ^a	Tier 1 (IPCC, 2019); d.g.r. X/5171 16 maggio 2016; d.g.r. X/5418 18 luglio 2016
NH ₃ & NO _x – gestione degli effluenti di allevamento	Tier 2 (EMEP/EEA, 2013); d.g.r. X/5171 16 maggio 2016; d.g.r. X/5418 18 luglio 2016
NH ₃ & NO _x – applicazione al suolo di fertilizzanti azotati	Tier 2 (EMEP/EEA, 2016); LUCAS 2009/2012; Ballabio et al., 2019; ISTAT 2007-2016
PO ₄ ⁻ – applicazione al suolo degli effluenti di allevamento e dei fertilizzanti azotati	SALCA-P, Prasuhn, 2006; d.g.r. X/5171 16 maggio 2016; d.g.r. X/5418 18 luglio 2016
P – applicazione al suolo degli effluenti di allevamento e dei fertilizzanti azotati	SALCA-P, Prasuhn, 2006; RUSLE2015 method, EDA 2018
PM _{2.5} – stalle e stabulari per animali	Tier 2 (EMEP/EEA, 2013); d.g.r. X/5171 16 maggio 2016; d.g.r. X/5418 18 luglio 2016
NMVOC – stalle e stabulari per animali	Tier 2 (EMEP/EEA, 2016); d.g.r. X/5171 16 maggio 2016; d.g.r. X/5418 18 luglio 2016
NMVOC – gestione degli effluenti di allevamento	Tier 2 (EMEP/EEA, 2016)
NMVOC – utilizzo di alimenti insilati	Tier 2 (EMEP/EEA, 2016); Razio-Best v.560
NO ₃ ⁻ – applicazione al suolo degli effluenti di allevamento	Tier 1 (IPCC, 2019)
NO ₃ ⁻ – applicazione al suolo di fertilizzanti azotati	Tier 1 (IPCC, 2006)
CO ₂ – applicazione al suolo di urea	Tier 1 (IPCC, 2006a)
Cu-Cd-Pd-Zn-Ni-Cr-Hg – applicazione al suolo degli effluenti di allevamento	SALCA method - Freiermuth, 2006; Wolfensberger et al., 1997; RUSLE2015 method, EDA 2018; Nemecek et al., 2014; Walther et al., 2001; Keller et al., 2001
Pesticidi – applicazione al suolo di prodotti fitosanitari	ISTAT, 2003; ISTAT, 2017; EDA, 2018
Esclusi	
CO ₂ – applicazione della calce	Dati non riferiti al campione di allevamenti
CO ₂ – drenaggio della torba	Dati non riferiti al campione di allevamenti
CO ₂ – combustione	Metodo EF versione 2.0 – Thinkstep
CO ₂ – sequestro del carbonio	Escluso, nessun cambiamento di utilizzo del suolo
Refrigeranti	Escluso per mancanza di dati (EDA, 2018)

^aIncluse le emissioni da lisciviazione dell’N e a causa di volatilizzazione dell’N sottoforma di NH₃ e NO_x.

Emissioni di CH₄ da fermentazione enterica

La stima delle emissioni di CH₄ da fermentazione enterica di ciascuna categoria di animali allevati si è basata sul metodo IPCC 2019 Tier 2, usando i valori di EG (MJ/day) ed ED (%) ottenuti da Razio-Best. I coefficienti utilizzati sono riportati in Tabella 9.

Tabella 9. Valori assunti per la stima delle emissioni di CH₄ da fermentazione enterica.

Coefficiente	Valore assunto
C _{fi} , coefficiente utilizzato per il calcolo dell'EN per il mantenimento	
Vitelle	0.322
Manzette	0.322
Manze	0.322
Asciutte	0.322
Vacche in lattazione	0.386
C _a , coefficiente di attività corrispondente alla situazione alimentare dell'animale	
Tutte le categorie	0
C _p , coefficiente di gravidanza	
Vitelle	0
Manzette	0
Manze	0.1
Asciutte	0.1
Vacche in lattazione	0.1
C, coefficiente utilizzato per il calcolo dell'EN per l'accrescimento	
Tutte le categorie	0.8
Y _m , fattore di conversione del metano	
Vitelle	0
Manzette	6.5
Manze	6.5
Asciutte	6.5
Vacche in lattazione	6.3

Emissioni di CH₄ da stoccaggio di effluenti di allevamento

Anche per la stima delle emissioni di CH₄ da stoccaggio di effluenti di allevamento è stata utilizzata la metodica IPCC 2019 Tier 2, con l'utilizzo del coefficiente della Tabella 10.

Tabella 10. Valori assunti per la stima delle emissioni di CH₄ da effluenti di allevamento.

Coefficiente	Valore assunto
BoT, capacità massima di produzione del metano a partire dai VS ¹	
Tutte le categorie	0.24

¹Solidi volatili totali degli effluenti, calcolati per ciascuna categoria di animali a partire dai valori di EG, ED, EU*EG, ceneri.

Per ciascuna allevamento, la produzione di letame, liquame con crosta e digestato da fermentazione anaerobica (espressa in m³/anno) è stata ottenuta dall'applicazione delle Linee guida d.g.r. X/5171 16 maggio 2016, d.g.r. X/5418 18 luglio 2016.

I coefficienti MCF (fattore di conversione del metano) per letame e liquame con crosta sono stati determinati per ogni allevamento utilizzando il foglio di calcolo Excel reso disponibile da IPCC 2019, che tiene in considerazione i valori di temperatura mensile ed il numero di svuotamenti completi delle vasche di stoccaggio in relazione ai mesi in cui avviene lo svuotamento. In particolare, per le temperature medie mensili si è fatto riferimento ai dati messi a disposizione dall'Agenzia Regionale per la Protezione Ambientale (ARPA). Sono stati considerati tre svuotamenti completi delle vasche di stoccaggio nei mesi di marzo, giugno e settembre per ogni allevamento.

Il valore di ceneri (%SS), per ciascuna categoria di animali, proviene dall'output del software di formulazione; anche il valore dell'energia contenuta nelle urine espressa come frazione della EG (EU*EG) è stata calcolata considerando i valori di energia grezza estrapolati da Razio-Best.

Emissioni dirette di N₂O da stoccaggio e applicazione al suolo di effluenti di allevamento

La stima delle emissioni dirette di N₂O si è basata sulla metodologia IPCC Tier 1, assumendo quindi un fattore di emissione del GHG derivante dallo stoccaggio di letame e liquame con crosta (EF3) pari a 0.005 per tutte le categorie di animali. La quantità di azoto escreto (Next(T)) dalla categoria delle vitelle è stata ricavata dal d.g.r. 2 marzo 2020 – n° XI/2893 della Regione Lombardia; la scelta di utilizzare un valore tabulato è motivata dalla gestione piuttosto standardizzata di questa fase di allevamento, riscontrata nelle aziende lattiero-casearie considerate in ambito di questo studio: per quanto riguarda l'alimentazione, in particolare, viene somministrato latte aziendale o ricostituito, accompagnato da mangime starter – necessario a integrare i fabbisogni nutrizionali dell'animale – e alimenti fibrosi, al fine di aumentare il volume dei pre-stomaci, stimolare la microflora batterica ruminale e ridurre progressivamente la doccia esofagea.

Per le altre categorie, il parametro è stato calcolato a partire dai valori di sostanza secca ingerita, apporto di proteina grezza della razione ed efficienza di utilizzo dell'N ottenuti dal software Razio-Best (Tabella 11).

Tabella 11. Valori di Nex(T) espressi in kgN/capo/anno per categoria di animali di ciascuna azienda.

ID Stalla	Vacche in lattazione	Vacche asciutte	Manze	Manzette	Vitelle
1	139.76	64.41	57.56	36.06	17
2	188.91	50.33	51.59	39.58	17
3	134.01	64.18	58.20	36.93	17
4	161.43	46.44	60.00	32.83	17
5	167.07	51.43	50.25	35.66	17
6	205.35	55.42	64.06	27.86	17
7	180.93	27.18	27.07	39.17	17
8	119.96	41.43	48.52	40.53	17
9	173.08	62.42	53.46	38.80	17
10	125.60	47.04	58.77	28.35	17
11	170.76	49.35	57.76	38.42	17
12	152.27	58.44	57.33	38.68	17
13	176.35	37.21	29.91	28.33	17
14	141.76	61.71	65.73	42.05	17
15	159.93	59.75	54.02	42.88	17
16	155.02	59.64	58.48	37.71	17

Emissioni indirette di N₂O da distribuzione al suolo di effluenti di allevamento

Le emissioni indirette di N₂O, calcolate secondo la metodologia IPCC Tier 1, tengono in considerazione alcuni importanti parametri (Tabella 12).

Tabella 12. Valori assunti per la stima delle emissioni indirette di N₂O.

Coefficiente	Valore assunto
FracGASms, quantità di N che volatilizza sottoforma di NH ₃ e NO _x Tutte le categorie	0.28
EF4, quantità di NH ₃ e NO _x che si trasforma in N ₂ O Tutte le categorie	0.01
FracLEACH, frazione di N perso per leaching e runoff Tutte le categorie	0.1
EF5, quantità di N perso per leaching e runoff che si trasforma in N ₂ O Tutte le categorie	0.0075
Nex(T), azoto escreto da ogni categoria di animale ¹	

¹Il valore utilizzato per ciascuna categoria di animali è riportato in Tabella 11.

Emissioni di NH₃ e NO_x da stoccaggio e distribuzione al suolo di effluenti zootecnici

Le emissioni sono state calcolate tramite il metodo proposto da EMEP/EEA Tier 2; quest'ultimo è molto complesso ed utilizza numerose informazioni, in particolare: il numero di animali per categoria, l'azoto totale emesso, la proporzione di azoto emesso negli stabulari, la proporzione di azoto emesso come TAN (*total ammoniacal nitrogen*), la quota sul totale di

animali per ogni categoria con gestione degli effluenti in forma di liquame (*x-slurry*), l'impiego di materiali da lettiera, il sistema di gestione degli effluenti e l'ammontare di effluenti e fertilizzanti azotati distribuiti al suolo.

Emissioni di NMVOC da utilizzo di alimenti insilati

Per il calcolo del totale delle emissioni di composti organici volatili non metanigeni emessi è stato utilizzato il metodo applicato da EMEP/EEA Tier 2. Sono compresi nell'emissione varie possibili sorgenti, tra cui lo stoccaggio degli insilati, inoltre sono considerate variabili quali la stabulazione, il periodo di tempo speso all'interno della stalla o a pascolo, la gestione degli effluenti di allevamento ed il loro spandimento. È necessario avere informazioni riguardo la presenza di insilati nella dieta degli animali (suddivisi in categorie) e l'ingestione lorda di energia in MJ/anno; quest'ultima, nell'ambito dello studio, è stata calcolata attraverso l'utilizzo del software Razio-Best.

3.6. Stima degli impatti

L'analisi LCA è stata condotta utilizzando il software Simapro v9.0.0.35, a partire da quanto già svolto nell'ambito del progetto LIFE; in particolare, la stima dell'impatto ambientale legata alla produzione di 1kg di FPCM è stata effettuata dopo aver aggregato i dati di inventario (*activity data*) in otto macro-categorie:

- acqua utilizzata in allevamento;
- alimenti acquistati;
- energia;
- alimenti autoprodotti;
- materiali da lettiera;
- gestione degli effluenti;
- fermentazioni enteriche;
- gestione della stalla.

Gli impatti legati a ciascun *activity data*, a loro volta, sono stati stimati associando a ognuno di essi un processo di riferimento, estrapolato dall'elenco EF 2.0. presente in Simapro. Qualora il processo rappresentativo del dato di inventario non fosse presente nell'elenco, si è provveduto

ad utilizzare il processo più simile alla natura del dato stesso: la possibilità di creare nuovi processi *ad hoc* non è stata presa in considerazione poiché avrebbe richiesto un'analisi bibliografica completa e la necessità di utilizzare banche dati nazionali attualmente incomplete o solo parzialmente disponibili. Nello specifico, l'operazione di adattamento dei processi si è resa necessaria per alcuni alimenti acquistati e materiali da lettiera, come riportato nelle note della Tabella 13.

Per la stima degli impatti legati all'utilizzo di mangimi, a partire dalle informazioni riguardanti le componenti analitiche dei cartellini ottenuti da ognuna delle sedici aziende, si è provveduto a ricreare otto mangimi standard (Tabella 13).

La nuova stima delle sostanze inquinanti descritte in precedenza è stata quindi introdotta all'interno dei processi di tutti quegli *activity data* che ne comportano il rilascio. Le modifiche hanno interessato le macro-categorie:

- degli alimenti autoprodotti, per l'emissione di N_2O d'azoto legato alla distribuzione in campo degli effluenti zootecnici;
- della gestione degli effluenti, per l'emissione di CH_4 , N_2O , NH_3 e NO_2 ;
- delle fermentazioni enteriche, per l'emissione di CH_4 ;
- della gestione della stalla, per l'emissione di composti organici volatili non metanogeni.

Tabella 13. Elenco completo degli *activity data* e dei relativi processi di riferimento utilizzati nell'analisi LCA tramite Simapro.

Categoria di processi	Processo	UUID ^a	Nodo ^b	Area di riferimento ^c
Acqua impiegata in stalla	Acqua di irrigazione e abbeverata	212b8494-a769-4c2e-8d82-9a6ef61baad7	https://lcdn.quantis-software.com/PEF/	EU-28+3
Energia impiegata per la coltivazione dei campi	Energia elettrica rete nazionale	0c868c55-0736-4f79-a6a6-0f5e75a4d753	http://lcdn.thinkstep.com/Node/	IT
	Gasolio agricolo produzione	da248653-790b-44bf-9e43-d4ae66cafbe1	http://lcdn.thinkstep.com/Node/	EU-28+3
	Gasolio agricolo utilizzo	dae81b4f-688f-44cd-906b-9435d3843e65	http://lcdn.thinkstep.com/Node/	EU-28+3
	Gas di petrolio liquefatto (GPL)	5b1851f1-02f1-4679-b48a-b926d1da7998	http://lcdn.thinkstep.com/Node/	EU-28+3
	Benzina agricola	b0c34075-7e97-4018-b0d3-f0fd6fc9a3e8	http://lcdn.thinkstep.com/Node/	EU-28+3
Alimenti acquistati	Latte in polvere convenzionale	3c936413-d87d-4c7c-9f36-380cceb86618	https://lcdn.quantis-software.com/PEF/	EU-28+3
	Erba medica fieno	60bf0c58-5b68-4530-ae32-2e9ff2547e09	https://lcdn.quantis-software.com/PEF/	EU-28+3
	Erba medica (fasciata)	60bf0c58-5b68-4530-ae32-2e9ff2547e09	https://lcdn.quantis-software.com/PEF/	EU-28+3
	Fieno di prato polifita (pianura)	ce8479fc-43c4-4dc8-99ca-17dd26802949	https://lcdn.quantis-software.com/PEF/	EU-28+3
	Fieno loiessa	98abc38c-b5ae-49fd-b420-2f24388b3356	https://lcdn.quantis-software.com/PEF/	EU-28+3
	¹ Paglia di cereali lunga/tritata	d0e07087-b24f-4f87-a388-4220dbcc9a1e	https://lcdn.quantis-software.com/PEF/	EU-28+3
	Fiocchi di mais	f4e1fff0-a064-4d75-b966-66a3efcab419	http://lcdn.blonkconsultants.nl	GLO
	Farina di mais	663a42d3-f928-40c3-9e15-1090b23215bd	http://lcdn.blonkconsultants.nl	IT
	² Insilato di mais	1e3ab044-c0c1-4a1c-9a0d-7a9135851ae6	http://lcdn.blonkconsultants.nl	EU+28
	³ Pastone di granella di mais	663a42d3-f928-40c3-9e15-1090b23215bd	http://lcdn.blonkconsultants.nl	IT
	⁴ Pastone integrale di mais	663a42d3-f928-40c3-9e15-1090b23215bd	http://lcdn.blonkconsultants.nl	IT
	Crusca di grano	65afce2c-b94e-4c1c-9ec4-ea14dbfb05b8	http://lcdn.blonkconsultants.nl	EU-28+3
	Farina di girasole decorticato	01017189-50af-4399-8371-23873d25c64a	http://lcdn.blonkconsultants.nl	EU+28
	⁵ Farina di soia decorticata 38%	29ed415f-c6a6-45af-8458-a026c2b2dbe3	http://lcdn.blonkconsultants.nl	GLO
	⁵ Farina di soia decorticata 44%	29ed415f-c6a6-45af-8458-a026c2b2dbe3	http://lcdn.blonkconsultants.nl	GLO
	⁵ Farina di soia decorticata 48%	29ed415f-c6a6-45af-8458-a026c2b2dbe3	http://lcdn.blonkconsultants.nl	GLO
	Fiocchi di soia	db645f63-9dbf-4d04-9fa4-021e80a0fa1f	http://lcdn.blonkconsultants.nl	GLO
	⁶ Pannello di lino	65afce2c-b94e-4c1c-9ec4-ea14dbfb05b8	http://lcdn.blonkconsultants.nl	EU+28
	⁷ Lino estruso	28b0b929-0ece-4689-9697-211b1a138f0c	http://lcdn.blonkconsultants.nl	IT
	⁸ Semi di cotone	8dbf35f0-a690-4727-845f-1494363bf546	http://lcdn.blonkconsultants.nl	GLO
	Polpe di barbabietole pellet	8dbcd823-c73e-470d-bae1-45451b1614b8	http://lcdn.blonkconsultants.nl	EU-28+3
	Polpe di barbabietole umide	f6377653-032d-41bb-8c54-56d23b035465	http://lcdn.blonkconsultants.nl	IT
	Grassi ed oli idrogenati	cf3f930b-be08-406a-9eb9-04f7a70baeb0	http://lcdn.blonkconsultants.nl	EU+28
⁹ Lievito vivo e spento	58076219-f626-4d58-84c6-77e6e715650e	https://lcdn.quantis-software.com/PEF/	GLO	
Melasso di barbabietola	b3985c0d-177d-45ea-b414-912c052d8026	http://lcdn.blonkconsultants.nl	IT	

	Bicarbonato di sodio	a90aa459-4e30-4b8d-88d4-9380496b42ca	http://ecoinvent.lca-data.com/	RER
	Carbonato di calcio	616b719c-0787-4329-a076-318e7adad458	http://ecoinvent.lca-data.com/	RER
	¹⁰ Bicarbonato di calcio	616b719c-0787-4329-a076-318e7adad458	http://ecoinvent.lca-data.com/	RER
	¹¹ Oligominerali e vitamine	21f37f39-78b5-4e9f-be78-1d6bc4b50ca2	http://lcdn.blonkconsultants.nl	EU+28
	Ossido di magnesio	134769e1-fa36-4fcd-902b-762dcd79f24d	http://ecoinvent.lca-data.com/	RER
	Cloruro di sodio/sale pastorizio	bd92e590-afa8-430c-8089-6491c32163fb	http://ecoinvent.lca-data.com/	RER
	Fosfato bicalcico	cafbb6ae-42e4-4020-bc57-06a7cca9583c	http://ecoinvent.lca-data.com/	RER
Alimenti acquistati - Mangime vacche in lattazione con alimenti extra-europei	Farina di mais	663a42d3-f928-40c3-9e15-1090b23215bd	http://lcdn.blonkconsultants.nl	IT
	⁸ Semi di cotone	8dbf35f0-a690-4727-845f-1494363bf546	http://lcdn.blonkconsultants.nl	GLO
	Bucchette di soia EU	6675cb2a-73f9-4025-86b3-157cd6aacdb1	http://lcdn.blonkconsultants.nl	IT
	Crusca di grano	65afce2c-b94e-4c1c-9ec4-ea14dbfb05b8	http://lcdn.blonkconsultants.nl	EU-28+3
	⁵ Farina di soia decorticata 44%	29ed415f-c6a6-45af-8458-a026c2b2dbe3	http://lcdn.blonkconsultants.nl	GLO
	Polpe di barbabietole pellet	8dbcd823-c73e-470d-bae1-45451b1614b8	http://lcdn.blonkconsultants.nl	EU-28+3
	Pannello di colza	b07900cf-f14c-4c0b-95cb-672f3a032050	http://lcdn.blonkconsultants.nl	EU+28
	Melasso di canna	dff9a0ec-91fb-4cb7-9e26-1770eda24ea0	http://lcdn.blonkconsultants.nl	GLO
	Melasso di barbabietola	b3985c0d-177d-45ea-b414-912c052d8026	http://lcdn.blonkconsultants.nl	IT
	Grassi ed oli idrogenati	cf3f930b-be08-406a-9eb9-04f7a70baeb0	http://lcdn.blonkconsultants.nl	EU+28
	Cloruro di sodio/sale pastorizio	bd92e590-afa8-430c-8089-6491c32163fb	http://ecoinvent.lca-data.com/	RER
	Carbonato di calcio	616b719c-0787-4329-a076-318e7adad458	http://ecoinvent.lca-data.com/	RER
	Ossido di magnesio	134769e1-fa36-4fcd-902b-762dcd79f24d	http://ecoinvent.lca-data.com/	RER
¹¹ Oligominerali e vitamine	21f37f39-78b5-4e9f-be78-1d6bc4b50ca2	http://lcdn.blonkconsultants.nl	EU+28	
Alimenti acquistati - Mangime vacche in lattazione convenzionale	¹² Fiocchi di soia	c87a9558-78dd-41f5-a8c9-a6e6adce9d7f	http://lcdn.blonkconsultants.nl	IT
	Fiocchi di mais	f4e1fff0-a064-4d75-b966-66a3efcab419	http://lcdn.blonkconsultants.nl	GLO
	Crusca di grano	65afce2c-b94e-4c1c-9ec4-ea14dbfb05b8	http://lcdn.blonkconsultants.nl	EU-28+3
	Bicarbonato di sodio	a90aa459-4e30-4b8d-88d4-9380496b42ca	http://ecoinvent.lca-data.com/	RER
	Carbonato di calcio	616b719c-0787-4329-a076-318e7adad458	http://ecoinvent.lca-data.com/	RER
	Cloruro di sodio/sale pastorizio	bd92e590-afa8-430c-8089-6491c32163fb	http://ecoinvent.lca-data.com/	RER
	Ossido di magnesio	134769e1-fa36-4fcd-902b-762dcd79f24d	http://ecoinvent.lca-data.com/	RER
Alimenti acquistati - Mangime manze con alimenti extra-europei	Farina di mais	663a42d3-f928-40c3-9e15-1090b23215bd	http://lcdn.blonkconsultants.nl	IT
	Bucchette di soia EU	6675cb2a-73f9-4025-86b3-157cd6aacdb1	http://lcdn.blonkconsultants.nl	IT
	Crusca di grano	65afce2c-b94e-4c1c-9ec4-ea14dbfb05b8	http://lcdn.blonkconsultants.nl	EU-28+3
	⁵ Farina di soia decorticata 44%	29ed415f-c6a6-45af-8458-a026c2b2dbe3	http://lcdn.blonkconsultants.nl	GLO
	Polpe di barbabietole pellet	8dbcd823-c73e-470d-bae1-45451b1614b8	http://lcdn.blonkconsultants.nl	EU-28+3
	Germe di mais	2dd20a08-46fd-4ab8-9333-ecf246869561	http://lcdn.blonkconsultants.nl	GLO

	Farina di carrube	33c6e7f4-c1f6-40ce-8a6b-0b2aad05e60	http://lcdn.blonkconsultants.nl	IT
	Melasso di canna	dff9a0ec-91fb-4cb7-9e26-1770eda24ea0	http://lcdn.blonkconsultants.nl	GLO
	Cloruro di sodio/sale pastorizio	bd92e590-afa8-430c-8089-6491c32163fb	http://ecoinvent.lca-data.com/	RER
	Carbonato di calcio	616b719c-0787-4329-a076-318e7adad458	http://ecoinvent.lca-data.com/	RER
	Ossido di magnesio	134769e1-fa36-4fcd-902b-762dcd79f24d	http://ecoinvent.lca-data.com/	RER
	¹¹ Oligominerali e vitamine	21f37f39-78b5-4e9f-be78-1d6bc4b50ca2	http://lcdn.blonkconsultants.nl	EU+28
Alimenti acquistati - Mangime rimonta (manzette, manze, asciutte) con alimenti extra-europei	⁵ Farina di soia decorticata 44%	29ed415f-c6a6-45af-8458-a026c2b2dbe3	http://lcdn.blonkconsultants.nl	GLO
	Farina di girasole decorticato	01017189-50af-4399-8371-23873d25c64a	http://lcdn.blonkconsultants.nl	EU+28
	Tritello di frumento	4776228c-e19f-4729-b53c-b78f35b17a40	http://lcdn.blonkconsultants.nl	IT
	¹³ Farina di orzo	28b0b929-0ece-4689-9697-211b1a138f0c	http://lcdn.blonkconsultants.nl	IT
	Melasso di canna	dff9a0ec-91fb-4cb7-9e26-1770eda24ea0	http://lcdn.blonkconsultants.nl	GLO
	Carbonato di calcio	616b719c-0787-4329-a076-318e7adad458	http://ecoinvent.lca-data.com/	RER
	Bicarbonato di sodio	bd92e590-afa8-430c-8089-6491c32163fb	http://ecoinvent.lca-data.com/	RER
	Grassi ed oli idrogenati	cf3f930b-be08-406a-9eb9-04f7a70baeb0	http://lcdn.blonkconsultants.nl	EU+28
	Cloruro di sodio/sale pastorizio	bd92e590-afa8-430c-8089-6491c32163fb	http://ecoinvent.lca-data.com/	RER
	Farina di mais	663a42d3-f928-40c3-9e15-1090b23215bd	http://lcdn.blonkconsultants.nl	IT
	⁸ Semi di cotone	8dbf35f0-a690-4727-845f-1494363bf546	http://lcdn.blonkconsultants.nl	GLO
	Fiocchi di mais	f4e1fff0-a064-4d75-b966-66a3efcab419	http://lcdn.blonkconsultants.nl	GLO
¹² Fiocchi di soia	c87a9558-78dd-41f5-a8c9-a6e6adce9d7f	http://lcdn.blonkconsultants.nl	IT	
Alimenti acquistati - Mangime manzette con alimenti extra-europei	Fiocchi di mais	f4e1fff0-a064-4d75-b966-66a3efcab419	http://lcdn.blonkconsultants.nl	GLO
	¹² Fiocchi di soia	c87a9558-78dd-41f5-a8c9-a6e6adce9d7f	http://lcdn.blonkconsultants.nl	IT
	Farina di carrube	33c6e7f4-c1f6-40ce-8a6b-0b2aad05e60	http://lcdn.blonkconsultants.nl	IT
	Melasso di canna	dff9a0ec-91fb-4cb7-9e26-1770eda24ea0	http://lcdn.blonkconsultants.nl	GLO
	⁵ Farina di soia decorticata 44%	29ed415f-c6a6-45af-8458-a026c2b2dbe3	http://lcdn.blonkconsultants.nl	GLO
	Farina di mais	663a42d3-f928-40c3-9e15-1090b23215bd	http://lcdn.blonkconsultants.nl	IT
	Crusca di grano	65afce2c-b94e-4c1c-9ec4-ea14dbfb05b8	http://lcdn.blonkconsultants.nl	EU-28+3
	Farina di girasole decorticato	01017189-50af-4399-8371-23873d25c64a	http://lcdn.blonkconsultants.nl	EU+28
	Polpe di barbabietole pellet	8dbcd823-c73e-470d-bae1-45451b1614b8	http://lcdn.blonkconsultants.nl	EU-28+3
	Farina di orzo	28b0b929-0ece-4689-9697-211b1a138f0c	http://lcdn.blonkconsultants.nl	IT
	Glutine di mais	69a5eddd-4722-49df-b78e-0d9dfedf67fd	http://lcdn.blonkconsultants.nl	GLO
	Farina di segale	b42f897f-0dfe-4f54-9de3-ae0df962067e	http://lcdn.blonkconsultants.nl	EU+28
	Grassi ed oli idrogenati	cf3f930b-be08-406a-9eb9-04f7a70baeb0	http://lcdn.blonkconsultants.nl	EU+28
	Cloruro di sodio/sale pastorizio	bd92e590-afa8-430c-8089-6491c32163fb	http://ecoinvent.lca-data.com/	RER
Carbonato di calcio	616b719c-0787-4329-a076-318e7adad458	http://ecoinvent.lca-data.com/	RER	

	Bicarbonato di sodio	bd92e590-afa8-430c-8089-6491c32163fb	http://ecoinvent.lca-data.com/	RER
	Ossido di magnesio	134769e1-fa36-4fcd-902b-762dcd79f24d	http://ecoinvent.lca-data.com/	RER
Alimenti acquistati - Mangime vacche asciutte con alimenti extra-europei	⁵ Farina di soia decorticata 44%	29ed415f-c6a6-45af-8458-a026c2b2dbe3	http://lcdn.blonkconsultants.nl	GLO
	Farina di girasole decorticato	01017189-50af-4399-8371-23873d25c64a	http://lcdn.blonkconsultants.nl	EU+28
	Farina di mais	663a42d3-f928-40c3-9e15-1090b23215bd	http://lcdn.blonkconsultants.nl	IT
	Polpe di barbabietole pellet	8dbcd823-c73e-470d-bae1-45451b1614b8	http://lcdn.blonkconsultants.nl	EU-28+3
	Bucchette di soia EU	6675cb2a-73f9-4025-86b3-157cd6aacdb1	http://lcdn.blonkconsultants.nl	IT
	Grassi ed oli idrogenati	cf3f930b-be08-406a-9eb9-04f7a70baeb0	http://lcdn.blonkconsultants.nl	EU+28
	Melasso di barbabietola	b3985c0d-177d-45ea-b414-912c052d8026	http://lcdn.blonkconsultants.nl	IT
	Cloruro di sodio/sale pastorizio	bd92e590-afa8-430c-8089-6491c32163fb	http://ecoinvent.lca-data.com/	RER
	Carbonato di calcio	616b719c-0787-4329-a076-318e7adad458	http://ecoinvent.lca-data.com/	RER
	¹¹ Oligominerali e vitamine	21f37f39-78b5-4e9f-be78-1d6bc4b50ca2	http://lcdn.blonkconsultants.nl	EU+28
Farina di carrube	33c6e7f4-c1f6-40ce-8a6b-0b2aad05e60	http://lcdn.blonkconsultants.nl	IT	
Alimenti acquistati - Mangime vitelle/i con alimenti extra-europei	Farina di mais	663a42d3-f928-40c3-9e15-1090b23215bd	http://lcdn.blonkconsultants.nl	IT
	Farina di orzo	28b0b929-0ece-4689-9697-211b1a138f0c	http://lcdn.blonkconsultants.nl	IT
	Crusca di grano	65afce2c-b94e-4c1c-9ec4-ea14dbfb05b8	http://lcdn.blonkconsultants.nl	EU-28+3
	Polpe di barbabietole pellet	8dbcd823-c73e-470d-bae1-45451b1614b8	http://lcdn.blonkconsultants.nl	EU-28+3
	Melasso di canna	dff9a0ec-91fb-4cb7-9e26-1770eda24ea0	http://lcdn.blonkconsultants.nl	GLO
	⁵ Farina di soia decorticata 44%	29ed415f-c6a6-45af-8458-a026c2b2dbe3	http://lcdn.blonkconsultants.nl	GLO
	⁶ Pannello di lino	65afce2c-b94e-4c1c-9ec4-ea14dbfb05b8	http://lcdn.blonkconsultants.nl	EU+28
¹¹ Oligominerali e vitamine	21f37f39-78b5-4e9f-be78-1d6bc4b50ca2	http://lcdn.blonkconsultants.nl	EU+28	
Alimenti autoprodotti	Prati permanenti e pascoli	2621fd33-a1c6-48a9-bc22-4ebc000029db	flusso elementare	
	Coltura annuale, irrigata, intensiva	56d5019c-7d1c-45f3-bb20-9c20d4102d50	flusso elementare	
	Acqua utilizzata per l'irrigazione	419682fe-60fb-4b43-be89-bf2824b51104	flusso elementare	
Prodotti fitosanitari	Erbicidi	819a3edc-8766-441b-aeb2-c3d238b011c7	https://lcdn.quantis-software.com/PEF/	EU-28+3
	Fungicidi	c69b7d72-3719-42c7-93e5-f95e2ac9fa5e	https://lcdn.quantis-software.com/PEF/	EU-28+3
	Insetticidi	43ffbfef-40e3-4cbc-9b1c-80ab392d377b	https://lcdn.quantis-software.com/PEF/	EU-28+3
Fertilizzanti di sintesi	Nitrato ammonico 27%N	e9deec80-b25f-43d4-8f8e-a8802edc909a	https://lcdn.quantis-software.com/PEF/	EU-28+3
	Urea 46%N	f02c5a6a-5bd3-47c0-90c6-22877fde0b3b	https://lcdn.quantis-software.com/PEF/	EU-28+3
	NPK 32-18-0	73512810-17b5-479a-b4f0-e0fbb47feeba	https://lcdn.quantis-software.com/PEF/	EU-28+3
	NPK 18-46-0	08e05022-ce31-44fc-97d2-ea5632257cc0	https://lcdn.quantis-software.com/PEF/	EU-28+3
	NPK 12-12-17	08e05022-ce31-44fc-97d2-ea5632257cc0	https://lcdn.quantis-software.com/PEF/	EU-28+3
	NPK 15-15-15	08e05022-ce31-44fc-97d2-ea5632257cc0	https://lcdn.quantis-software.com/PEF/	EU-28+3
	Cloruro di potassio KCL60%	7fef9bfe-70bc-4c8d-9d88-9c070c88688c	https://lcdn.quantis-software.com/PEF/	EU-28+3

Sementi	Seme di frumento	1f0664b0-f585-4f48-9a89-fcbd654e2206	http://lcdn.blonkconsultants.nl	EU+28
	Seme di loiessa	ce8479fc-43c4-4dc8-99ca-17dd26802949	https://lcdn.quantis-software.com/PEF/	EU-28+3
	Seme di mais convenzionale/biologico	1e3ab044-c0c1-4a1c-9a0d-7a9135851ae6	http://lcdn.blonkconsultants.nl	EU+28
	Seme di sorgo	6f7a2519-5619-406f-8c27-0468e6440768	http://lcdn.blonkconsultants.nl	GLO
	Seme di erba medica convenzionale/biologico	990afecb-54a9-4865-8d31-298d2e031e71	http://lcdn.blonkconsultants.nl	EU+28
Seme miscuglio di essenze	Seme di triticale	e945f383-c252-4317-86fc-aa1b3f17edf5	http://lcdn.blonkconsultants.nl	EU+28
	Seme di frumento	1f0664b0-f585-4f48-9a89-fcbd654e2206	http://lcdn.blonkconsultants.nl	EU+28
	Seme di avena	d747c32c-5a6c-44f5-a332-188b897fd3cf	http://lcdn.blonkconsultants.nl	EU+28
Emissioni da distribuzione di effluenti di allevamento e fertilizzanti	N ₂ O da distribuzione effluenti	08a91e70-3ddc-11dd-94c3-0050c2490048	flusso elementare	
	NH ₃ da fertilizzanti azotati	0df6e832-541d-47a7-83fa-0a0e000085a6	flusso elementare	
	NO _x da fertilizzanti azotati	61078867-b475-4b7d-933a-3c1d00008999	flusso elementare	
	CO ₂ da distribuzione urea	08a91e70-3ddc-11dd-923d-0050c2490048	flusso elementare	
	N ₂ O da distribuzione fertilizzanti azotati - dirette ed indirette	08a91e70-3ddc-11dd-94c3-0050c2490048	flusso elementare	
	PO ₄ da distribuzione effluenti e fertilizzanti-leached	08a91e70-3ddc-11dd-9787-0050c2490048	flusso elementare	
	PO ₄ da distribuzione effluenti e fertilizzanti-runoff	08a91e70-3ddc-11dd-9787-0050c2490048	flusso elementare	
	P da distribuzione effluenti e fertilizzanti-erosion	25d5cc35-2827-4541-9412-fa45c9313bbe	flusso elementare	
	NO ₃ ⁻ da distribuzioni effluenti	4d9a8790-3ddd-11dd-8d68-0050c2490048	flusso elementare	
	NO ₃ ⁻ da distribuzione di fertilizzanti azotati	4d9a8790-3ddd-11dd-8d68-0050c2490048	flusso elementare	
Emissioni di metalli pesanti	Cadmio (Cd)	fe0acd60-3ddc-11dd-a290-0050c2490048	flusso elementare	
	Rame (Cu)	fe0acd60-3ddc-11dd-a7a4-0050c2490048	flusso elementare	
	Zinco (Zn)	08a91e70-3ddc-11dd-94e7-0050c2490048	flusso elementare	
	Piombo (Pb)	4d9a8790-3ddd-11dd-91e0-0050c2490048	flusso elementare	
	Nickel (Ni)	08a91e70-3ddc-11dd-96cc-0050c2490048	flusso elementare	
	Cromo (Cr)	08a91e70-3ddc-11dd-9f73-0050c2490048	flusso elementare	
	Mercurio (Hg)	fe0acd60-3ddc-11dd-a8c8-0050c2490048	flusso elementare	
	Cadmio (Cd)	fe0acd60-3ddc-11dd-a290-0050c2490048	flusso elementare	
	Rame (Cu)	fe0acd60-3ddc-11dd-a7a4-0050c2490048	flusso elementare	
	Zinco (Zn)	08a91e70-3ddc-11dd-94e7-0050c2490048	flusso elementare	

	Piombo (Pb)	4d9a8790-3ddd-11dd-91e0-0050c2490048	flusso elementare	
	Nickel (Ni)	08a91e70-3ddc-11dd-96cc-0050c2490048	flusso elementare	
	Cromo (Cr)	08a91e70-3ddc-11dd-9f73-0050c2490048	flusso elementare	
	Mercurio (Hg)	fe0acd60-3ddc-11dd-a8c8-0050c2490048	flusso elementare	
Emissioni di prodotti fitosanitari	Isoxaben – OTHHER	4d9a8790-3ddd-11dd-9d10-0050c2490048	flusso elementare	
	Pesticides, unspecified – HER_MIX	09b536b4-00f0-4308-b2aa-2d022014e313	flusso elementare	
	Etofenprox – OTHINS	78fb6de0-5315-48a9-82a6-a188c5ec26ff	flusso elementare	
	Fenoxaprop-ethyl – CYCX	4d9a8790-3ddd-11dd-90f1-0050c2490048	flusso elementare	
	Thifensulfuron-methyl – SI	08a91e70-3ddc-11dd-996d-0050c2490048	flusso elementare	
	Dicamba – ORM	fe0acd60-3ddc-11dd-a982-0050c2490048	flusso elementare	
	Pirimiphos-methyl – OPSO	4d9a8790-3ddd-11dd-9bdd-0050c2490048	flusso elementare	
	Cyfluthrin – DERPL	08a91e70-3ddc-11dd-a03e-0050c2490048	flusso elementare	
	Pirimicarb – CARB	fe0acd60-3ddc-11dd-aa8b-0050c2490048	flusso elementare	
	Tolclofos-methyl – ORGPH	08a91e70-3ddc-11dd-999f-0050c2490048	flusso elementare	
	Mancozeb – AZS	08a91e70-3ddc-11dd-95eb-0050c2490048	flusso elementare	
	Pyraclostrobin – AZOAA	d5bd7d7d-552f-42c3-a531-bc51e2e67ccd	flusso elementare	
	Flufenacet – AM	4d9a8790-3ddd-11dd-9105-0050c2490048	flusso elementare	
	Copper – INCOP	fe0acd60-3ddc-11dd-a79e-0050c2490048	flusso elementare	
	Bentazone – DT	fe0acd60-3ddc-11dd-a9f3-0050c2490048	flusso elementare	
	Mineral oil – OIL	1a39e31e-4860-4ac4-a1f7-ec83bd162e8a	flusso elementare	
	Fungicide, unspecified – FUN_MIX	67f600f6-a63d-4138-ba9f-3d931140e062	flusso elementare	
	Tebuconazole – TRZ	08a91e70-3ddc-11dd-993c-0050c2490048	flusso elementare	
	Pendimethalin – NB	fe0acd60-3ddc-11dd-ae39-0050c2490048	flusso elementare	
	Prochloraz – AZOAHXT	08a91e70-3ddc-11dd-97d1-0050c2490048	flusso elementare	
Glyphosate – ORGPHB	fe0acd60-3ddc-11dd-a645-0050c2490048	flusso elementare		
Diflubenzuron – URDER	08a91e70-3ddc-11dd-9c9a-0050c2490048	flusso elementare		
Sulfur – INSULPH	08a91e70-3ddc-11dd-9924-0050c2490048	flusso elementare		
Asulam – CAR	08a91e70-3ddc-11dd-91e5-0050c2490048	flusso elementare		
Chlortoluron – URDER1	08a91e70-3ddc-11dd-9ac8-0050c2490048	flusso elementare		
Materiali da lettiera	¹ Paglia di cereali lunga/tritata	d0e07087-b24f-4f87-a388-4220dbcc9a1e	https://lcdn.quantis-software.com/PEF/	EU-28+3
	¹⁴ Calce	64e2bd59-5f61-4eb3-bfd7-d19c3aec60b5	http://ecoinvent.lca-data.com/	RER
	Carbonato di calcio per lettiera	616b719c-0787-4329-a076-318e7adad458	http://ecoinvent.lca-data.com/	RER
	Segatura di legno	7acf32a4-3c31-49bd-8f91-711ffc9a47c0	https://lcdn.quantis-software.com/PEF/	EU-28+3
	Emissioni di CH ₄	fe0acd60-3ddc-11dd-a8e8-0050c2490048	flusso elementare	

Emissioni da gestione di effluenti di allevamento	Emissioni dirette di N ₂ O	08a91e70-3ddc-11dd-94c3-0050c2490048	flusso elementare	
	Emissioni indirette di N ₂ O	08a91e70-3ddc-11dd-94c3-0050c2490048	flusso elementare	
	Emissioni di NH ₃	0df6e832-541d-47a7-83fa-0a0e000085a6	flusso elementare	
	Emissioni di NO _x	61078867-b475-4b7d-933a-3c1d00008999	flusso elementare	
Emissioni da fermentazione enterica	Emissioni di CH ₄	fe0acd60-3ddc-11dd-a8e8-0050c2490048	flusso elementare	
Emissioni da gestione della stalla	Particolato (PM 2.5)	08a91e70-3ddc-11dd-9293-0050c2490048	flusso elementare	
	NMVOC	08a91e70-3ddc-11dd-a302-0050c2490048	flusso elementare	

^aCodice alfanumerico del processo.

^bBanca dati di riferimento del processo.

^cGli *activity data* associati a flussi elementari sono privi di riferimento geografico.

¹Utilizzato il processo paglia di orzo.

²Utilizzato il processo di produzione della granella di mais. Il valore di input ha un'umidità del 67%. Tale valore è stato ricalcolato al 13% (seguendo il processo scelto disponibile).

³Utilizzato il processo di produzione della farina di mais. Il valore di input ha un'umidità del 43%. Tale valore è stato ricalcolato al 11.6% (seguendo il processo scelto disponibile).

⁴Utilizzato il processo di produzione della farina di mais. Il valore di input ha un'umidità del 34%. Tale valore è stato ricalcolato al 11.6% (seguendo il processo scelto disponibile).

⁵Utilizzato il processo GLO a prescindere dalla % di proteina.

⁶Utilizzato il processo crusca di grano.

⁷Utilizzato il processo farina di frumento.

⁸Utilizzato il processo di semi di lino.

⁹Utilizzato il processo di lievito di melasso di barbabietola.

¹⁰Utilizzato il processo di calcio carbonato.

¹¹Utilizzato il processo di pre-miscela per suini e polli.

¹²Utilizzato il processo pannello di soia IT.

¹³Utilizzato il processo di produzione della farina di frumento.

¹⁴Utilizzato il processo di produzione della calce.

Per ciascuna delle sedici aziende, la stima dell'impatto ambientale per 1kg di FPCM è stata espressa per i 19 indicatori di impatto ambientale previsti da Simapro, ovvero:

- acidificazione (AP);
- cambiamento climatico (CC);
- cambiamento climatico, biogenico (CC-Biogenic);
- cambiamento climatico, fossile (CC-Fossil);
- cambiamento climatico, uso di suolo (CC-LTU);
- eutrofizzazione, acqua dolce (F-EP);
- ecotossicità acquatica (F-ETP);
- esaurimento di risorse fossili (F-RD);
- tossicità umana, effetti cancerogeni (HTP-C);
- tossicità umana, effetti non cancerogeni (HTP-NC);
- radiazioni ionizzanti (IRP);
- uso di suolo (LOP);
- eutrofizzazione, acqua marina (M-EP);
- esaurimento di risorse minerali e metalliche (M-RD);
- riduzione dello strato d'ozono (ODP);
- emissione di polveri sottili (PMF);
- formazione di ozono fotochimico (POCP);
- eutrofizzazione, terrestre (T-EP);
- uso di acqua (WRD).

Attraverso le successive operazioni di normalizzazione e pesatura, è stato possibile per ciascuna azienda indagare il contributo delle varie categorie agli impatti totali o ad uno specifico effetto ambientale.

3.7. Ottimizzazione nutrizionale delle razioni

Avvalendosi dell'utilizzo del software Razio-Best si sono ottimizzate, per ciascun allevamento, le razioni somministrate a quattro delle cinque categorie di animali individuati in fase di raccolta dei dati, in particolare: vacche in latte, vacche asciutte, manze, manzette. Si è scelto di non apportare modifiche alla categoria delle vitelle poiché solitamente, per essa, non è prevista una vera formulazione della razione poiché l'alimento viene spesso fornito ad libitum. Inoltre, le

razioni relative a questa fase di vita dell'animale utilizzate per la stima dell'impatto ambientale non derivano tanto da un'effettiva operazione di razionamento, ma piuttosto da una ripartizione delle quantità di alimenti acquistati e autoprodotti nell'anno di riferimento (destinati a tale categoria di animali) sulla base del numero medio di vitelle allevate all'anno.

Obiettivo dell'ottimizzazione è stato quello di avvicinarsi il più possibile al soddisfacimento dei principali fabbisogni nutrizionali, calcolati da Razio-Best sulla base del modello CNCPS; nello specifico, sono stati presi in considerazione la sostanza secca (SS), le proteine grezze (PG), le proteine by-pass (PGbyp), le proteine solubili (PGsol), i carboidrati non strutturali (NFC), l'amido, la fibra neutro-detersa (NDF) e il rapporto foraggi/concentrati (F/C); per parametri quali l'NDF fisico-effettiva (NDFpef) e l'azoto non proteico (NPN), si è sempre controllato che non vi fossero carenze.

L'operazione di ottimizzazione è stata condotta andando a ridurre o aumentare le quantità degli alimenti utilizzati in ciascuna delle razioni di partenza, senza l'aggiunta di nuove fonti nutritive. Questo ha fatto sì che, per le categorie di manzette e manze di un'azienda, la copertura dei fabbisogni proteici fosse solo, rispettivamente, del 58 e 65%, a causa della presenza in razione di alimenti in prevalenza energetici o fibrosi. Al contrario, in un'altra realtà produttiva la razione delle manzette ottimizzata è risultata inevitabilmente eccedente per la maggioranza dei parametri, poiché per questa categoria di animali è prevista la somministrazione dello stesso unifeed destinato alle vacche da latte. Nella maggior parte delle aziende si sono inoltre riscontrate difficoltà a rispettare il rapporto foraggi/concentrati previsto per la razione delle asciutte, essendo il valore proposto da CNCPS pari a 90%. In tutti gli allevamenti le razioni delle vacche da latte sono risultate essere le più bilanciate, facendo emergere come, in fase di formulazione, per questa categoria di animali sia riservata particolare attenzione.

Una volta ottenute le razioni ottimizzate, si è proceduto ad un nuovo ricalcolo degli impatti legati all'alimentazione, estrapolando da Razio-Best i parametri di SS, EG, ED, ceneri ed efficienza di utilizzo dell'azoto. I valori ottenuti sono quindi stati inseriti in Simapro per stimare i nuovi impatti delle categorie degli alimenti autoprodotti, della gestione degli effluenti, delle fermentazioni enteriche e della gestione della stalla. Inoltre, essendo variate le quantità di alimenti somministrate agli animali, si è reso necessario caratterizzare nuovamente le aziende per la categoria di impatto degli alimenti acquistati (che riporta, per ciascuna fonte alimentare utilizzata nelle razioni, i chilogrammi annualmente reperiti sul mercato); si è quindi proceduto nel seguente modo:

- nel caso di riduzione o aumento nell'utilizzo di alimenti acquistati, la variazione percentuale riscontrata è stata applicata al quantitativo totale di alimento comprato;
- nel caso di un aumentato utilizzo di alimenti autoprodotti, la quota aggiuntiva è stata considerata come reperita sul mercato; dunque, è stata anch'essa inserita in Simapro come alimento acquistato. Tale modo di procedere è giustificato dal fatto che incrementare l'utilizzo di un alimento autoprodotta presuppone una variazione nella gestione degli input e delle risorse a disposizione dell'azienda al fine di aumentare la sua autosufficienza alimentare che non sempre è facilmente realizzabile, poiché si scontra con la disponibilità limitata di terreno, risorse idriche, macchinari e manodopera;
- nel caso di una riduzione nell'utilizzo di alimenti autoprodotti, la quantità non più somministrata è stata sottratta dall'ammontare degli omologhi alimenti acquistati o, in loro assenza, di un alimento ottenuto a partire dalla stessa coltura. A titolo di esempio, per ridurre l'utilizzo di insilato di mais in aziende che non ne prevedevano l'acquisto, si è provveduto a modificare la quantità di granella di mais o pastone integrale di mais, sapendo che gli impatti di queste fonti alimentari vengono stimati dal software Simapro sulla base di un adattamento del processo relativo alla produzione di granella di mais.

3.8. Analisi statistica

Dal momento che la qualità dei dati e l'incertezza ad essi associata influenza direttamente i risultati di una valutazione LCA, si è ritenuto importante indagare la variazione dei valori di impatto al variare degli input utilizzati per il loro calcolo.

Nello specifico, dalle misure normalizzate e pesate degli impatti si sono ottenuti i contributi di ogni indicatore sul totale dell'impatto misurato. L'analisi ha permesso di individuare gli indicatori di maggiore interesse: a partire dai relativi dati di impatto caratterizzati, si è proceduto con una simulazione Monte Carlo, è stata cioè svolta un'analisi di sensibilità su ciascun indicatore in relazione alla variazione del contributo delle categorie di impatto considerate; l'obiettivo ricercato è stato quello di capire come queste ultime influenzassero la varianza osservata sull'indicatore. Poiché le informazioni fornite dalla simulazione Monte Carlo sono legate alla funzione di distribuzione delle variabili considerate che contribuiscono all'obiettivo della simulazione (l'indicatore di impatto), la valutazione della variabile e del modello di

adattamento è stato un passaggio cruciale per l'ottenimento di un output realmente informativo. Il processo di simulazione adottato si è basato sulla distribuzione del dataset di origine per l'indicatore in esame, e la simulazione è proseguita fino a quando il cambiamento percentuale dell'intervallo di confidenza al 95% della media è risultato inferiore all'1%.

L'approccio analitico sopra riportato è stato applicato ai dati di impatto delle 16 aziende considerate, calcolati in pre- e in post-ottimizzazione delle razioni utilizzate nell'alimentazione degli animali. Per la valutazione dell'efficacia dell'operazione di ottimizzazione, è stato utilizzato un approccio appaiato con test t-student per osservazioni normalmente distribuite o mediante Wilcoxon Signed Rank test quando in presenza di osservazioni non normalmente distribuite. Si è proceduto inoltre ad un confronto tra i gruppi produttivi considerati sugli indicatori di impatto misurati e le medie sono state considerate statisticamente differenti per un $P < 0.05$.

3.9. Mitigazione degli impatti: un caso studio

Per valutare i possibili risvolti legati all'adozione di strategie di mitigazione dell'impatto ambientale relativo alla produzione di latte crudo, è stato creato uno scenario a partire da una delle sedici aziende ottimizzate oggetto di studio, ipotizzando una migliore efficienza di gestione dei fertilizzanti organici e di sintesi. L'obiettivo ricercato è stato quello di minimizzare le perdite gassose di azoto sottoforma di NH_3 , riducendo al tempo stesso le emissioni indirette di N_2O e NO_x . Nel concreto, sono state individuate e considerate le seguenti quattro misure, a cui è possibile associare differenti percentuali attese di abbattimento dell' NH_3 emessa:

- l'implementazione di una copertura rigida per la vasca di stoccaggio degli effluenti, con una riduzione attesa dell'80% (UNECE, 2015);
- l'interramento ad una profondità maggiore di 15 cm con chiusura del solco durante la distribuzione in campo degli effluenti; in questo caso la riduzione attesa risulta pari all'85% (Santonja et al., 2017);
- l'iniezione nel terreno del fertilizzante di sintesi, con una riduzione attesa del 90% (Santonja et al., 2017);
- l'utilizzo di urea a lento rilascio, che permette di ridurre del 20% l'acquisto di fertilizzanti, grazie alla caratteristica di rendere disponibile gradualmente l'azoto per l'assorbimento delle piante (Santonja et al., 2017).

Le strategie appena descritte non solo permettono una mitigazione degli impatti, ma anche un beneficio economico, poiché consentono di incrementare le rese ad ettaro, quindi di ridurre la dipendenza dell'azienda dal mercato. Nell'ambito del caso studio, alla miglior gestione dei fertilizzanti e degli effluenti è stato associato l'aumento delle rese relative alle due colture autoprodotte, ossia il fieno di loiessa e l'insilato di mais: in particolare, secondo quanto riportato all'interno della d.g.r. X/5418, 2016, è stato possibile considerare delle produzioni di, rispettivamente, 10 t/ha e 50 t/ha, corrispondenti ad un aumento di 2 t/ha e 5 t/ha rispetto alla situazione iniziale. Infine, per il calcolo dei nuovi impatti, si è reso necessario supporre un aumento nell'utilizzo di acqua per supportare l'aumento della produttività ad ettaro: il calcolo è stato svolto in modo distinto per le due colture oggetto di modifica.

L'allevamento, nuovamente caratterizzato, tramite l'utilizzo di Simapro è stato oggetto di una nuova analisi LCA, e i valori ottenuti sono stati confrontati con gli impatti relativi all'allevamento ottimizzato dal punto di vista delle razioni alimentari.

4. Risultati e discussioni

4.1. Analisi di impatto

A partire dalle analisi LCA condotte su ognuna delle sedici aziende, oggetto di studio, sono stati stimati – in modo distinto per i gruppi a media e alta produzione – i valori medi caratterizzati, ossia relativi ai diciannove indicatori ambientali identificati dal software Simapro. Per poter esprimere l'impatto totale in un unico valore, questi ultimi sono stati normalizzati e pesati; a tal proposito, è bene ricordare che, come si osserva in Tabella 14, i fattori di pesatura variano significativamente, in particolare al cambiamento climatico (CC) viene attribuito il maggior peso, che risulta di poco inferiore rispetto alla somma dei successivi tre indicatori più rilevanti, ovvero l'emissione di polveri sottili (PMF), l'esaurimento di risorse fossili (F-RD) e l'utilizzo di acqua (WRD). L'impatto totale pesato ottenuto per il gruppo di media produzione è risultato essere di $2.86E-04$, mentre il gruppo ad alta produttività ha mostrato un valore pari a $2.57E-04$.

In valore assoluto, l'impatto totale pesato di tutti gli indicatori considerati non è risultato statisticamente differente tra i gruppi produttivi. Dal confronto della ripartizione percentuale dell'impatto medio pesato dei due gruppi (Grafici 1 e 2) si sono rilevate differenze riguardanti alcuni indicatori. Il valore di ecotossicità acquatica (F-ETP) del gruppo a media produzione è risultato essere la metà rispetto alle aziende ad alta produttività, è passato cioè da un contributo dell'8.9 a uno del 4.4%. L'indicatore di tossicità umana non cancerogena ha mostrato un peso maggiore nel gruppo a media produttività, così come il consumo di acqua, 33 e 14.9% rispettivamente. Scostamenti più ridotti si sono osservati nell'eutrofizzazione terrestre e nell'utilizzo di suolo che, rispettivamente, sono risultati essere dello 0.3% più bassi e più alti nel gruppo ad alta produzione. La mancanza di differenza significativa sul totale di impatto per gli indicatori considerati hanno portato alla scelta di considerare, nelle successive analisi statistiche, un unico gruppo formato da sedici unità sperimentali: in Tabella 15se ne riportano gli impatti caratterizzati. In questo caso, il valore medio pesato dell'impatto totale è risultato essere di $2.72E-04$.

Nonostante il Grafico 3 mostri come più del 40% dell'impatto totale della produzione di latte riferita alle sedici aziende possa essere ricondotto ad effetti di tossicità, e in particolare ad effetti non cancerogeni sull'uomo, le analisi si sono concentrate sugli altri indicatori caratterizzati dai contributi più elevati, ovvero: cambiamento climatico, utilizzo di acqua, eutrofizzazione

terrestre (T-EP), uso di suolo (LOP) e formazione di ozono fotochimico (POCP), ai quali è associato, rispettivamente, il 17.7, 14, 7.2, 4 e 3.6% dell'impatto totale pesato. Il motivo di questa scelta risiede nel fatto che, ad oggi, risulta piuttosto complesso identificare strategie efficaci per ridurre gli impatti legati agli indicatori di tossicità, essendo questi a loro volta il risultato della somma di impatti di piccola entità associati al rilascio di un numero molto elevato di inquinanti; in altre parole, l'individuazione degli aspetti gestionali su cui è possibile intervenire in modo efficace risulta particolarmente complicato per queste categorie. A titolo di esempio, dalla Tabella 15 emerge come a determinare gli effetti non cancerogeni sull'uomo siano soprattutto i metalli pesanti quali cadmio, zinco, mercurio e piombo; questi tuttavia rappresentano le sostanze a cui è associato almeno l'1% del valore totale dell'indicatore: nel momento in cui si considerano anche i contributi caratterizzati da una percentuale più ridotta, l'elenco aumenta in modo drastico, risultando composto da più di 3300 elementi, tra cui molti principi attivi di agrofarmaci e altri metalli pesanti.

Applicando la tecnica di analisi statistica Monte Carlo si sono stimati:

- il contributo delle categorie di impatto alla varianza dell'impatto totale pesato;
- il contributo delle categorie di impatto alla varianza degli indicatori CC, WRD, T-EP, LOP, POCP;
- la correlazione tra le categorie di impatto e l'impatto totale pesato;
- la correlazione tra le categorie di impatto e gli indicatori CC, WRD, T-EP, LOP, POCP;
- la variazione del valore di impatto totale pesato al variare di più o meno una deviazione standard di ciascuna categoria di impatto;
- la variazione del valore di CC, WRD, T-EP, LOP e POCP al variare di più o meno una deviazione standard di ciascuna categoria di impatto.

La categoria relativa agli alimenti acquistati è stata ripartita in otto sottocategorie per poter distinguere gli impatti relativi a fonti nutritive diverse, sia in termini di caratteristiche chimiche che di trattamenti tecnologici necessari alla loro produzione. Nel caso degli alimenti proteici, è stata fatta un'ulteriore distinzione sulla base dell'area geografica di produzione. Si riporta di seguito la suddivisione operata:

- Alimenti acquistati, altro: oligominerali, vitamine, lievito;
- Alimenti acquistati, cereali: fiocchi di mais, farina di mais, farina di orzo;
- Alimenti acquistati, concentrati extra-UE: mangimi destinati a una o più categorie di animali;

- Alimenti acquistati, proteici UE: semi di cotone, pannello di lino, lino estruso, farina di girasole;
- Alimenti acquistati, proteici extra-UE: farina estrazione di soia 44%, farina estrazione di soia 48%, fiocchi di soia;
- Alimenti acquistati, foraggi: erba medica (fieno e fasciata), fieno di loiessa, fieno di prato polifita, insilato di cereali, insilato di mais, insilato di sorgo, paglia di orzo, pastone integrale di mais;
- Alimenti acquistati, energetici: grassi ed oli idrogenati, latte in polvere, melasso;
- Alimenti acquistati, sottoprodotti: polpe di barbabietola, crusca di grano.

Le variazioni riscontrabili tra le sedici aziende per quanto riguarda il valore di impatto totale pesato possono essere ricondotte principalmente all'acquisto di alimenti proteici europei e alla produzione in azienda di fonti alimentari; queste categorie spiegano, rispettivamente, il 92.9% e il 79.1% della varianza dell'impatto (Grafico 4). Rilevante risulta anche il consumo in azienda di mangimi, che spiega il 58.8% della varianza; in particolare, per questa categoria la correlazione è negativa (-0.65) di conseguenza, mediamente, all'aumentare dell'impatto totale il suo contributo si riduce (Grafico 6).

Per l'indicatore ambientale CC, il Grafico 9 mostra come le più elevate correlazioni si riscontrino con le categorie relative all'acquisto di alimenti concentrati extra-europei (0.64), alle emissioni derivanti dalla gestione degli effluenti di allevamento (0.64) e alle emissioni relative alle fermentazioni enteriche (0.58). Le possibilità di mitigazione risiedono soprattutto nella prima categoria: ad essa infatti viene associata circa il 60% della varianza dell'indicatore, mentre il valore si abbassa a 14.9% e 13.6% per le altre due categorie (Grafico 7); è possibile giungere alla stessa conclusione considerando il potenziale di variazione di CC al variare di più o meno una deviazione standard delle tre categorie (Grafico 8).

Riguardo WRD, le procedure di calcolo degli impatti utilizzate dal software Simapro fanno sì che il contributo alla varianza dell'impatto da parte degli alimenti acquistati sia piuttosto contenuta (Grafico 10). Più precisamente, se a questi ultimi viene associato un consumo idrico fisso in funzione della zona geografica di produzione, per gli alimenti autoprodotti influisce in modo rilevante il piano colturale adottato dall'azienda, che a sua volta determina un maggiore o minore ricorso all'acqua di irrigazione.

Le categorie relative all'acquisto di cereali, alle emissioni da gestione degli effluenti e alla produzione aziendale di alimenti corrispondono alle categorie in grado di spiegare

maggiormente la varianza dell'eutrofizzazione terrestre (Grafico 13); dal Grafico 14 emerge come intervenire sull'acquisto di foraggi risulti la strategia più efficace per ridurre l'impatto dell'indicatore ambientale, tuttavia la ridotta correlazione (0.40; Grafico 15) e il basso contributo alla varianza di T-EP (8.2%; Grafico 13) da parte di questa categoria può determinare una discrepanza tra la riduzione attesa e osservata degli impatti.

Prendendo in considerazione l'indicatore di utilizzo del suolo, la varianza del valore di impatto medio è spiegata soprattutto dall'acquisto di mangimi extra-europei e di foraggi, con valori rispettivi di 41.3% e 26.5% (Grafico 16). La variazione della categoria "Alimenti acquistati, foraggi" porta inoltre alle maggiori variazioni nel valore medio di LOP, come mostrato dal Grafico 17.

I Grafici 19 e 21 mostrano come per la mitigazione dell'impatto POCP assuma grande rilevanza la gestione della stalla, essendo riconducibile ad essa l'emissione delle principali sostanze associate a tale indicatore, a partire dagli NMVOC. Per le sedici aziende oggetto di studio, le più efficaci azioni di mitigazione si confermano essere quelle incentrate sulla categoria appena citata (Grafico 20).

4.2. Risvolti ambientali dell'ottimizzazione delle razioni

L'ottimizzazione delle razioni alimentari somministrate a vacche da latte, vacche asciutte, manze e manzette, ha influito sul valore di impatto medio totale pesato, che è risultato essere minore per il gruppo di aziende a media produzione – in particolare pari a $2.56E-04$ – mentre è aumentato a $3.39E-04$ per le aziende ad alta produttività. Per identificare i motivi legati alla riduzione, da una parte, e all'aumento, dall'altra, si è effettuato un confronto di medie appaiate, ossia ottenute sulla stessa unità sperimentale (l'azienda), per i sedici indicatori pesati.

Considerando il gruppo di media produzione (Grafici 1 e 22), l'ottimizzazione ha permesso una riduzione statisticamente significativa per tutti gli indicatori di impatto riguardanti l'eutrofizzazione (F-EP, M-EP, T-EP), oltre che per il potenziale di formazione dell'ozono fotochimico (POCP). Si presume che la miglior prestazione ambientale per gli indicatori di eutrofizzazione derivi da diete più bilanciate rispetto ai fabbisogni degli animali, in particolare quelli proteici. Un apporto proteico ottimizzato non limita soltanto l'escrezione complessiva di azoto – passata da 2503.92 kg di N rilasciati all'anno dalle otto aziende, a 2476.98 – ma

consente anche di ridurre la frazione del nutriente contenuto nelle urine, fonte principale di emissioni di protossido di azoto e ammoniaca sia nella fase di stoccaggio degli effluenti che al momento della distribuzione in campo. Inoltre, per quanto riguarda il minor impatto di eutrofizzazione delle acque, la riduzione osservata è almeno in parte associata alla limitazione della lisciviazione dei nitrati nei corpi idrici; infatti, confrontando le stime relative alla somma dell' NO_3^- emesso in acqua da parte del totale delle aziende appartenenti al gruppo a media produzione, si nota come il valore si riduca da 154074.6 $\text{kgNO}_3^-/\text{anno}$ a 139525.6 (9.4%). Alla riduzione del valore di POCP contribuisce certamente il minor utilizzo di insilati, in termini assoluti per alcune aziende, mentre in rapporto alla quantità complessiva di sostanza secca somministrata per altre. Questo trova conferma nei valori pre- e post-ottimizzazione delle stime delle emissioni totali di NMVOC, che si riduce da 131882.9 a 131344.4 kg/anno (0.4%).

L'unico aumento statisticamente significativo osservato ha interessato l'indicatore riguardante l'utilizzo di risorse minerali e metalliche, presumibilmente per gli input utilizzati nella produzione degli alimenti acquistati, oltre che negli eventuali trattamenti tecnologici necessari al loro ottenimento.

Sebbene i Grafici 2 e 23 mostrino come per le aziende ad alta produzione si osservino differenze numericamente rilevanti per indicatori quali il cambiamento climatico, l'ecotossicità acquatica, la tossicità umana non cancerogena e l'utilizzo di acqua, l'analisi statistica di confronto delle medie non ha evidenziato alcuna significatività. Di conseguenza, tali diversità di valori devono essere attribuite alla varianza d'errore, che interferisce con il risultato della misura di interesse.

Per le analisi Monte Carlo, le aziende sono state considerate come appartenenti ad un unico gruppo, con valore medio di impatto totale pesato pari a $3.1\text{E}-04$. Dai grafici ottenuti è possibile fare alcune considerazioni.

La categoria relativa ai foraggi acquistati risulta spiegare più del 96% della varianza dell'impatto totale pesato (Grafico 24), inoltre mostra il potenziale di determinarne una variazione di $\pm 2.04\text{E}-04$ (Grafico 25). La possibile variazione dell'impatto da parte della categoria "Alimenti acquistati, concentrati extra-UE" sarebbe ancora maggiore, tuttavia, sebbene si osservi un'elevata correlazione in termini assoluti tra questa e l'impatto, la porzione di varianza che essa spiega è minima.

Per quanto riguarda l'indicatore CC, l'acquisto di concentrati extra-europei si riconferma la categoria con la migliore correlazione (Grafico 29) e a cui è possibile associare la maggior

percentuale di varianza, che in questo caso supera il 67% (Grafico 27). Rilevante è anche la variazione che può determinare la categoria considerata all'impatto relativo al CC, in particolare $\pm 2.28E-01$ su un valore medio pari a $1.8E+00$ (Grafico 28).

L'impatto relativo all'utilizzo di acqua rimane associato prevalentemente alla produzione aziendale di alimenti, la quale spiega il 75.5% della varianza di WRD (Grafico 30).

La via più efficace per mitigare l'impatto legato alla eutrofizzazione terrestre, nel caso delle aziende ottimizzate, è rappresentata essenzialmente da interventi volti alla miglior gestione degli effluenti di allevamento, dunque alla riduzione delle emissioni gassose di N_2O e NH_3 . Circa il 93% della varianza di T-EP, infatti, risulta essere spiegata da questa categoria (Grafico 33), caratterizzata inoltre da un fattore di correlazione con l'indicatore ambientale pari a 0.5 (Grafico 35) e un potenziale di riduzione dell'impatto di $-8.15E-03$ su un valore medio di $1.16E-01$ (Grafico 34).

L'acquisto di foraggi e di concentrati extra-europei e la produzione aziendale di alimenti spiegano, rispettivamente, il 52.5%, il 33.8% e il 10.8% della varianza dell'utilizzo del suolo (Grafico 36). Sebbene quest'ultima categoria presenti una correlazione più contenuta con l'indicatore rispetto alle altre due (0.5 rispetto a 0.74 e 0.64), ad essa è associata l'influenza maggiore sul valore medio di LOP ($2.01E+02$), con un potenziale di variazione di $\pm 2.15E01$ (Grafico 37).

Per l'indicatore POCP limitare le emissioni di polveri sottili e NMVOC derivanti dalla gestione della stalla risulta essere un aspetto cruciale, dal momento che la relativa categoria di impatto non solo è bene correlata al potenziale di formazione di ozono fotochimico (Grafico 41) ma è in grado di spiegarne oltre il 79% della varianza (Grafico 39).

4.3. Mitigazione degli impatti: caso studio

Confrontando l'impatto totale pesato dell'azienda nel caso di sola ottimizzazione delle razioni e nel caso di un'ulteriore implementazione di un'efficiente gestione degli effluenti, il valore risulta ridotto del 5.06%, passando da $2.10E-04$ a $1.99E-04$ (Tabella 17). È quindi possibile ritenere la misura di mitigazione scelta effettivamente adatta alla realtà aziendale oggetto di studio.

La Tabella 17 scorpora l'impatto totale pesato nelle otto categorie di impatto considerate. Le riduzioni più significative si riscontrano per le categorie alle quali è possibile associare

l'emissione diretta di NH₃ e N₂O. La variazione nulla delle categorie “Acqua”, “Energia”, “Materiali da lettiera” e “Fermentazioni enteriche”, è invece giustificata dal fatto che la strategia di mitigazione considerata non ha alcuna influenza su di esse. Per quanto riguarda gli impatti riferiti agli alimenti autoprodotti, l'aumento del 3.3% può essere riconducibile all'aumento del valore relativo all'indicatore WRD; come mostra la Tabella 18, infatti, il suo contributo all'impatto totale pesato della categoria passa da 71.96% a 75.35%.

Dalla stessa tabella, inoltre, è possibile notare come per la categoria della gestione degli effluenti cambi in modo significativo la ripartizione relativa al contributo percentuale dei quattro indicatori ambientali che la caratterizzano; questo accade perché la riduzione nell'emissione di N₂O riduce sia gli impatti legati al cambiamento climatico che all'eutrofizzazione terrestre: la strategia di mitigazione messa in atto, tuttavia, limitando anche le perdite gassose di NO_x e NH₃ determina una riduzione, in termini assoluti, maggiore per l'indicatore T-EP, da cui ne consegue un aumento relativo di CC.

5. Conclusioni

Certamente, un punto cruciale per ottenere analisi LCA informative è avere a disposizione dati di qualità, ricavati da rilevamenti diretti. Ad ogni modo, l'obiettivo di ottenere valori di impatto confrontabili con altri studi, rende necessario seguire metodologie standardizzate – le PEF *Category Rules* del settore lattiero-caseario per quanto riguarda lo studio in oggetto – che, ad oggi, mostrano limiti nella stima degli impatti associati ad alcuni input utilizzati nel processo produttivo considerato (produzione di latte crudo, nel caso specifico), soprattutto quando questa si basa su dati medi globali, che difficilmente risultano essere rappresentativi della realtà considerata.

L'ottimizzazione delle razioni alimentari ha portato ad un aumento non statisticamente significativo del valore medio pesato di impatto, passato da 2.72E-04 a 3.10E-04. Una possibile giustificazione a questo incremento può essere ritrovata nella necessità, per sette dei sedici allevamenti, di aumentare la quantità assoluta di alimenti fornita alle due categorie della rimonta (manzette e manze), al fine di coprirne i fabbisogni stimati dal modello CNCPS, a partire dalla sostanza secca.

La valutazione dell'azione di ottimizzazione delle razioni si è basata solo su considerazioni riguardanti la sostenibilità ambientale; sicuramente un aspetto rilevante, che può far propendere o meno l'allevatore nella scelta di intraprendere variazioni alla formulazione delle razioni, è quello economico. Il confronto tra i costi alimentari prima e dopo un'ottimizzazione alimentare potrebbe quindi essere oggetto di indagine in sviluppi futuri.

L'analisi della variabilità dei dati relativi alle categorie di impatto considerate negli studi LCA ha evidenziato come i maggiori contributi al totale degli impatti possano essere riconducibili a categorie differenti, a seconda delle caratteristiche strutturali e gestionali dell'allevamento. Di conseguenza, l'adozione di una stessa strategia di mitigazione su realtà aziendali differenti può portare a risultati piuttosto diversi; in altre parole, la migliore via di riduzione degli impatti per un'azienda può risultare poco efficace per un'altra.

6. Bibliografia

- ANAFI, 2021. Migliori allevamenti per latte prodotto per capo presente in stalla. <http://www.anafi.it/it/pubblicazioni-statistiche/migliori-allevamenti-per-latte-prodotto-per-capo-presente-in-stalla-link>.
- Ballabio C., Lugato E., Fernández-Ugalde O., Orgiazzi A., Jones A., Borrelli P., Montanarella L. and Panagos P., 2019. Mapping LUCAS topsoil chemical properties at European scale using Gaussian process regression. *Geoderma*, 355: 113912.
- Bauman D. E., McCutcheon S. N., Steinhour W. D., Eppard P. J., Sechen S. J., 1985. Sources of Variation and Prospects for Improvement of Productive Efficiency in the Dairy Cow: A Review. *Journal of Animal Science*, Vol. 60 (Is2): 583–592.
- Bava L., Bacenetti J., Gislou G., Pellegrino L., D’Incecco P., Sandrucci A., Tamburini A., Fiala M., Zucali M., 2018. Impact assessment of traditional food manufacturing: The case of Grana Padano cheese. *Sci. Total Environ.* 626: 1200–1209.
- Capper J. L., Cady R. A., Bauman D. E., 2009. The environmental impact of dairy production: 1944 compared with 2007. *J. Anim. Sci.* 2009, 87:2160–2167.
- Cappucci A., Mantino A., Buccioni A., Casarosa L., Conte G., Serra A., Mannelli F., Luciano G., Foggi G., Mele M., 2021. Diets supplemented with condensed and hydrolysable tannins affected rumen fatty acid profile and plasmalogen lipids, ammonia and methane production in an in vitro study. *Italian Journal of Animal Science*, 20: 1, 935-946.
- Carpenter S. R., Caraco N. F., Correll D. L., Howarth R. W., Sharpley A. N., Smith V. H., 1998. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological applications*, Vol. 3 (Is3): 559-568.
- Castanheria E. G., Freire F., 2013. Greenhouse gas assessment of soybean production: implications of land use change and different cultivation systems. *J. Clean. Prod.* 54: 49-60.
- Chapagain, A.K. and Hoekstra, A.Y. (2004). Water footprints of nations, Value of Water Research Report Series No. 16, UNESCO-IHE, Delft, the Netherlands.
- Chianese, D. S., Rotz, C. A., Richard, T. L., 2009. Simulation of methane emissions from dairy farms to assess greenhouse gas reduction strategies. *Trans. ASABE* 52:1313–1323.
- CLAL, 2017. <https://www.clal.it/>

Cody J. H., Yang W., Green P. G., Mitloehner F., Malkina I. L., Flocchini R. G., Kleeman M. J., 2008. Direct measurements of the ozone formation potential from dairy cattle emissions using a transportable smog chamber. *Atmospheric Environment* 2008, 42 (21), 5267-5277.

CRPA, 2005. Attachment 4. Report on water consumption in a stable per farm. Study of the alluvial cone of the Taro River for the realization of a hydrogeological model for the sustainable management of water resources 2010.

D.g.r. 14 settembre 2011 - n. IX/2208. Approvazione del programma d'azione regionale per la tutela ed il risanamento delle acque dall'inquinamento causato da nitrati di origine agricola per le aziende localizzate in zona vulnerabile.

D.g.r. 16 maggio 2016 - n. X/5171. Approvazione del Programma d'azione regionale per la protezione delle acque dall'inquinamento provocato dai nitrati provenienti da fonti agricole nelle zone vulnerabili ai sensi della direttiva nitrati 91/676/CEE.

D.g.r. 18 luglio 2016 - n. X/5418 Linee guida per la protezione delle acque dall'inquinamento provocato dai nitrati provenienti da fonti agricole nelle zone non vulnerabili ai sensi della direttiva nitrati 91/676/CEE.

De Boer I. J., 2003. Environmental impact assessment of conventional and organic milk production. *Livestock production science*, 80 (Is1-2): 69-77.

Dumont, B., Basso, B., Bodson, B., Destain, J. P., & Destain, M. F., 2016. Assessing and modeling economic and environmental impact of wheat nitrogen management in Belgium. *Environmental Modelling & Software*, 79: 184-196.

Eckard R. J., Grainger C., de Klein C. A. M., 2010. Options for the abatement of methane and nitrous oxide from ruminant production: A review. *Livestock Science* 130 (2010) 47-56.

EDA, 2018. Product Environmental Footprint Category Rules for Dairy Products. https://ec.europa.eu/environment/eussd/smgp/PEFCR_OEFSR_en.html.

EEA - European Environmental Agency, 2015. Nutrients in freshwater. <https://eea.europa.eu>.

EEA, 2013. EMEP/EEA Air Pollutant Emission Inventory Guidebook 2013 - Update July 2015. Technical Guidance to Prepare National Emission Inventories. Part 3.B Manure Management, EEA Rep. No 12/2013.

EEA, 2016. EMEP/EEA Air Pollutant Emission Inventory Guidebook 2016. Technical Guidance to Prepare National Emission Inventories. Chapter 3.D Crop production and agricultural soils, EEA Rep. No 21/2016.

- Fan H. B., Wang Y. H., 2000. Effects of simulated acid rain on germination, foliar damage, chlorophyll contents and seedling growth of five hardwood species growing in China. *Forest Ecology Manag.*, 126 (3): 321- 329.
- Fantini A., 2008. Il modello che riduce i costi della razione. *L'Informatore Agrario*, 38/Supplemento A.
- FAO, 2013. Tackling climate change through livestock – A global assessment of emissions and mitigation opportunities, Rome.
- FAO, 2018. World Livestock: Transforming the livestock sector through the Sustainable Development Goals, Rome.
- Feng K., Chapagain A., Sush S., Pfister S., Hubacek K., 2011. Comparison of bottom-up and top-down approaches to calculating the water footprints of nations. *Econ. Syst. Res.* 23, Suppl. 4: 371-385.
- Freiermuth R. (2006): Modell zur Berechnung der Schwermetallflüsse in der Landwirtschaftlichen Ökobilanz. *Agroscope FAL Reckenholz*, 42 p., Available at <http://www.agroscope.admin.ch/oekobilanzen/01194/>.
- Gerber P., Vellinga T., Opio C., Steinfeld H., 2011. Productivity gains and greenhouse gas emissions intensity in dairy systems. *Livestock Science* 139: 100–108.
- Gislon G., Ferrero F., Bava L., Borreani G., Dal Prà A., Pacchioli M. T., Sandrucci A., Zucali M., Tabacco E., 2020. Forage systems and sustainability of milk production: Feed efficiency, environmental impacts and soil carbon stocks. *Journal of Cleaner Production* 260 (2020) 121012.
- González-García S., Hospido A., Moreira M. T., Feijoo G., Arroja L., 2013. Environmental Life Cycle Assessment of a Galician cheese: San Simon da Costa. *Journal of Cleaner Production* 52 (2013) 253-262.
- Groenestein C. M., Hutchings N. J., Haenel H. D., Amon B., Menzi H., Mikkelsen M. H., Misselbrook T. H., van Bruggen C., Kupper T., Webb J., 2019. Comparison of ammonia emissions related to nitrogen use efficiency of livestock production in Europe. *Journal of Cleaner Production* 211 (2019) 1162-1170.

- Guerci M., Zucali M., Bava L., Sandrucci A., Penati C., Tamburini A., 2013. Effect of farming strategies on environmental impact of intensive dairy farms in Italy. *Journal of Dairy Research* (2013) 80: 300–308.
- Guerci M., Zucali M., Bava L., Sandrucci A., Tamburini A., 2012. Più energia netta latte riducendo l’impatto ambientale. *Stalle da latte, Suppl. Informatore agrario*, 32: 29-32.
- Hauschild M.Z., Rosenbaum R.K., Olsen S.I. (Eds.), 2018. *Life Cycle Assessment*. Springer International Publishing, Cham.
- Herrero M., Wirsenius S., Henderson B., Rigolot C., Thornton P., Havlík P., de Boer I., Gerber P.J., 2015. Livestock and the Environment: What Have We Learned in the Past Decade? *Annu. Rev. Environ. Resour.* 40: 177–202.
- Hoekstra A. Y., Hung P. Q., 2002. Virtual water trade a quantification of virtual water flows between nations in relation to international crop trade. *Value of Water Research Report Series No. 11*, Unesco-Ihe, Delft (NL).
- Hristov A. N., Oh J., Firkins J. L., Dijkstra J., Kebreab E., Waghorn G., Makkar H. P. S., Adesogan A. T., Yang W., Lee C., Gerber P. J., Henderson B., Tricarico J. M., 2013. Mitigation of methane and nitrous oxide emissions from animal operations: I. A review of enteric methane mitigation options. *J. Anim. Sci.* 2013, 91:5045-5069.
- IDF, 2015. A common carbon footprint approach for dairy. The IDF guide to standard life cycle assessment methodology of dairy sector. *Bulletin of the International Dairy Federation* 479/2015. © 2015, International Dairy Federation.
- IPCC, 2006. Chapter 10. Emissions from Livestock and Manure Management. In *2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Volume 4: Agriculture, Forestry and Other Land Use*. 10.1-10.87.
- IPCC, 2013. *Climate change 2013: The Physical Science Basis. Sintesi per i decisori politici*. <https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/03/ar5-wg1-spmitalian.pdf>.
- IPCC, 2019. Chapter 10. Emissions from Livestock and Manure Management. In *2019 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Volume 4: Agriculture, Forestry and Other Land Use*. 10.1-10.171.
- ISMEA, 2021. Latte e derivati bovini. Settore lattiero-caseario. Scheda di settore. <https://www.ismeamercati.it/flex/cm/pages/ServeBLOB.php/L/IT/IDPagina/3521>.

ISO, 2006a. ISO 14040: Environmental management - life cycle assessment - Principles and framework. Int. Organ. Stand.

ISO, 2006b. ISO 14044: Environmental management - Life cycle assessment - Requirements and guidelines, ISO 14044, International Organization for Standardization.

ISTAT 2007-2016. Temperatura e precipitazione nelle città capoluogo di provincia – anni 2007-2016 (2019). <https://www.istat.it/it/archivio/217402>.

ISTAT, 2003. Italian National Institute of Statistics. Annual amount of active ingredients used in kg for barley and oat, 2003. https://db.nomics.world/ISTAT/101_22.

ISTAT, 2017. Italian National Institute of Statistics. Annual amount of active ingredients used in kg for maize and wheat, 2017. https://db.nomics.world/ISTAT/101_22.

Jhonson K. A., Johnson D. E., 1995. Methane emissions from cattle. *J. Anim. Sci.*, 73: 2483-2492.

Keller T. & Desaulles A. (2001) Böden der Schweiz: Schadstoffgehalte und Orientierungswerte (1990–1996). Umwelt-Materialien Nr. 139. Bern: Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft BUWAL.

Kim D., Thoma G., Nutter D., Milani F., Ulrich R., Norris G., 2013. Life cycle assessment of cheese and whey production in the USA. *Int J. Life Cycle Assess.* (2013) 18: 1019–1035.

Leng Ao R. A., 2005. The potential of feeding nitrate to reduce enteric methane production in ruminants. A Report to The Department of Climate Change, Commonwealth Government of Australia, Canberra, ACT, Australia, www.penambulbooks.com.

Leuger S., Gabrielle B., Gagnaire N., 2009. Environmental impact of the substitution of imported soybean meal with locally-produced rapeseed meal in dairy cow feed. *Journal of Cleaner Production*, 17: 616-624.

LIFE TTGG, 2021. Azione B4. Report di sintesi: Descrizione delle misure di mitigazione. Dipartimento di energia – Politecnico di Milano, 2021.

Lovarelli D., Bava L., Zucali M., D’Imporzano G., Adani F., Tamburini A., Sandrucci A., 2019. Improvements to dairy farms for environmental sustainability in Grana Padano and Parmigiano Reggiano production systems. *Italian Journal of Animal Science*, Vol. 18, no. 1, 1035–1048.

- Mann M. E., Zhang Z., Huges M. K., Bradley R. S., Miller S. K., Rutherford S., Ni F., 2008. Proxy-based reconstructions of hemispheric and global surface temperature variations over the past two millenia. *Pnas*, 105: 13252-13257.
- Mantovi P., Dal Prà A., Pacchioli M., Ligabue M., 2015. Forage production and use in the dairy farming systems of Northern Italy. Organising Committee of the 18th Symposium of the European Grassland Federation 2015 and the Nederlandse Vereniging voor Wedide-en Voederboux, www.nvww.nl.
- Martin C., Morgavi D. P., Doreau M., 2009. Methane mitigation in ruminants: from microbe to the farm scale. *Animal* (2010), 4:3, 351–365.
- Mekonnen, M.M. and Hoekstra, A.Y. (2010). The green, blue and grey water footprint of crops and derived crop products, Value of Water Research Report Series No. 47, UNESCO-IHE, Delft, the Netherlands.
- Mottet A., Tempio G., 2017. Global poultry production: current state and future outlook and challenges. *World's Poultry Science Journal*, 73 (Is2): 245-256.
- Murray R. M., Bryant A. M., Leng R. A., 1976. Rates of production of methane in the rumen and large intestine of sheep. *Brit. J. Nutr.* 36: 14-20.
- Nardone A., Ronchi B., Lacetera N., Ranieri M. S., Bernabucci U., 2010. Effects of climate changes on animal production and sustainability of livestock systems. *Livestock Science*, Vol. 130, Issues 1–3: 57-69.
- Nemecek T., Bengoa X., Lansche J., Mouron P., Rossi V. & Humbert S. (2014) Methodological Guidelines for the Life Cycle Inventory of Agricultural Products. Version 2.0, July 2014. World Food LCA Database (WFLDB). Quantis and Agroscope, Lausanne and Zurich, Switzerland.
- Ogino A., Orito H., Shimada K., Hirooka H., 2007. Evaluating environmental impacts of the Japanese beef cow–calf system by the life cycle assessment method. *Anim. Sci. J.* Vol. 78 (Is4): 424-432.
- Olijhoek D. W., Hellwing A. L. F., Brask M., Weisbjerg M. R., Højberg O., Larsen M. K., Dijkstra J., Erlandsen E. J., Lund P., 2016. Effect of dietary nitrate level on enteric methane production, hydrogen emission, rumen fermentation, and nutrient digestibility in dairy cows. *J. Dairy Sci.* 99:6191–6205.

- Penati C. A., Tamburini A., Bava L., Zucali M., Sandrucci A., 2013. Environmental impact of cow milk production in the central Italian Alps using Lyfe Cycle Assessment. *Italian Journal of Animal Science*, 12: 584-592.
- Prasuhn, V., (2006): Erfassung der PO₄-Austräge für die Ökobilanzierung - SALCA-Phosphor. Zürich, 22 p., Available at <http://www.agroscope.admin.ch/oekobilanzen/01194/>.
- Romano E., Roma R., Tidona F., Giraffa G., Bragaglio A., 2021. Dairy Farms and Life Cycle Assessment (LCA): The Allocation Criterion Useful to Estimate Undesirable Products. *Sustainability* 2021, 13, 4354.
- Roy P. O., Azevedo L. B., Margni M., van Zelm R., Deschenes L., Huijbregts M. A., 2014. Characterization factors for terrestrial acidification at the global scale: A systematic analysis of spatial variability and uncertainty. *Sci. Tot. Env.* 500: 270-276.
- Sala S., Lauren, A., Vieira M., Van Hoof G., 2020. Implications of LCA and LCIA choices on interpretation of results and on decision support. *Int. J. Life Cycle Assess.* 25: 2311–2314.
- Santonja, G., Georgitzikis, K., Scalet, B.M., Montobbio, P., Roudier, S. & Sancho, L.D. 2017. Best Available Techniques (BAT) Reference Document for the Intensive Rearing of Poultry or Pigs, EUR 28674 EN.doi:10.2760/020485.
- Stefanon B., Mele M., Pulina G., 2018a. Allevamento animale e sostenibilità ambientale. I principi. FrancoAngeli, Milano.
- Stefanon B., Mele M., Pulina G., 2018b. Allevamento animale e sostenibilità ambientale. Le tecnologie. FrancoAngeli, Milano.
- Steinfeld H., Gerber P., Wassenaar T. D., Castel V., Rosales M., de Haan, C., 2006. Livestock's long shadow: environmental issues and options. FAO.
- Torrent J., Barberis E., Gil-Sotres F., 2007. Agriculture as a source of phosphorus for eutrophication in southern Europe. *Soil Use and Manag.* 23 (s1): 25-35.
- UNEP (2016) Global guidance for life cycle impact assessment indicators. Volume 1. ISBN: 978-92-807-3630-4. Available at: <http://www.lifecycleinitiative.org/life-cycle-impact-assessment-indicators-and-characterization-factors/>.
- Van Grinsven, H.J. M., Rabl, A., de Kok, T. M., 2010. Estimation of incidence and social cost of colon cancer due to nitrate indrinking water in the EU: a tentative cost-benefit assessment. *Environ. Health* 958.

Walther U., Ryser J.-P. & Flisch R, 2001. Grundlagen für die Düngung im Acker- und Futterbau 2001. Agrarforschung, 8 (6): 1-80. Command at <http://www.art.admin.ch/dokumentation/>.

Wolfensberger U. & Dinkel F. (1997) Beurteilung nachwachsender Rohstoffe in der Schweiz in den Jahren 1993-1996, FAT und Carbotech, im Auftrag des Bundesamtes für Landwirtschaft, Bern.

Zucali M. Tamburini A., Sandrucci A., Bava L., 2017. Global warming and mitigation potential of milk and meat production in Lombardy (Italy). Journal of Cleaner Production, 153: 474-482.

7. Tabelle

Tabella 14. Fattori di normalizzazione e pesatura utilizzati nelle analisi LCA.

Indicatore di impatto	Fattore di normalizzazione	Fattore di pesatura
(AP) Acidificazione	55.50	0.062
(CC) Cambiamento climatico	7760.00	0.2106
(F-EP) Eutrofizzazione, acqua dolce	2.55	0.028
(F-ETP) Ecotossicità acquatica	11800.00	0.0192
(F-RD) Esaurimento di risorse fossili	65300.00	0.0832
(HTP-C) Tossicità umana, effetti cancerogeni	0.00004	0.0213
(HTP-NC) Tossicità umana, effetti non cancerogeni	0.00005	0.0184
(IRP) Radiazioni ionizzanti	4220.00	0.0501
(LOP) Uso di suolo	1330000.00	0.0794
(M-EP) Eutrofizzazione, acqua marina	28.30	0.0296
(M-RD) Esaurimento di risorse minerali e metalliche	0.06	0.0755
(ODP) Riduzione dello strato d'ozono	0.02	0.0631
(PMF) Emissione di polveri sottili	0.0006	0.0896
(POCP) Formazione di ozono fotochimico	40.60	0.0478
(T-EP) Eutrofizzazione, terrestre	177.00	0.0371
(WRD) Uso di acqua	11500.00	0.0851

Tabella 15. Impatti caratterizzati medi relativi alle sedici aziende.

Indicatore di impatto	Unità	Media	Deviazione standard
(AP) Acidificazione	mol H ⁺ -eq.	0.005873908	0.001161526
(CC) Cambiamento climatico	kg CO ₂ -eq.	1.766704213	0.20269553
(CC-Biogenic) Cambiamento climatico, biogenico	kg CO ₂ -eq.	0.971786097	0.129752893
(CC-Fossil) Cambiamento climatico, fossile	kg CO ₂ -eq.	0.50822	0.084305
(CC-LTU) Cambiamento climatico, uso di suolo	kg CO ₂ -eq.	0.286698	0.112667
(F-EP) Eutrofizzazione, acqua dolce	kg P-eq.	0.000132	2.67E-05
(F-ETP) Ecotossicità acquatica	CTUe	10.94657	14.30766
(F-RD) Esaurimento di risorse fossili	MJ	3.739232	0.812185
(HTP-C) Tossicità umana, effetti cancerogeni	CTUh	2.26E-08	4.03E-09
(HTP-NC) Tossicità umana, effetti non cancerogeni	CTUh	2.23E-06	8.3E-07
(IRP) Radiazioni ionizzanti	kBq U ²³⁵ -eq.	0.014493	0.003536
(LOP) Uso di suolo	Pt	180.1746	31.33241
(M-EP) Eutrofizzazione, acqua marina	kg N-eq.	0.006488	0.001134
(M-RD) Esaurimento di risorse minerali e metalliche	kg Sb-eq.	3.11E-07	1.47E-07
(ODP) Riduzione dello strato d'ozono	kg CFC-11-eq.	6.84E-10	2.13E-10
(PMF) Emissione di polveri sottili	disease inc.	6.36E-08	1.09E-08
(POCP) Formazione di ozono fotochimico	kg NMVOC-eq.	0.008263	0.001076
(T-EP) Eutrofizzazione, terrestre	mol N-eq.	0.092739	0.009448
(WRD) Uso di acqua	m ³ depriv.	5.136351	1.53478

Tabella 16. Principali sostanze che concorrono alla determinazione di ciascun indicatore di impatto.

Indicatore di impatto	Sostanze
(AP) Acidificazione	Ammoniaca, NH ₃ Protossido di azoto, N ₂ O Ossidi di azoto, NO _x Ossido di zolfo, SO ₂
(CC) Cambiamento climatico	Anidride carbonica, CO ₂ Protossido di azoto, N ₂ O Metano, CH ₄
(F-EP) Eutrofizzazione, acqua dolce	Fosforo, P
(F-ETP) Ecotossicità acquatica	Alacloro Atrazina Cloropirifos Cromo, Cr Rame, Cu
(F-RD) Esaurimento di risorse fossili	Carbone Gas naturale
(HTP-C) Tossicità umana, effetti cancerogeni	Cromo, Cr Mercurio, Hg
(HTP-NC) Tossicità umana, effetti non cancerogeni	Cadmio, Cd Piombo, Pb Mercurio, Hg Zinco, Zn
(IRP) Radiazioni ionizzanti	Carbonio-14, ¹⁴ C Radon-222, ²²² Rn
(LOP) Uso di suolo	Occupazione agricola
(M-EP) Eutrofizzazione, acqua marina	Ossidi di azoto, NO _x Protossido di azoto, N ₂ O Nitrato, NO ₃ ⁻ Ammoniaca, NH ₃
(M-RD) Esaurimento di risorse minerali e metalliche	Cadmio, Cd Cromo, Cr Rame, Cu Oro, Au
(ODP) Riduzione dello strato d'ozono	1,2-dicloroetano 1,1,2,2-tetrafluoro 1,2-diclorotetrafluoroetano Metano, CH ₄ Bromotrifluoro Bromotrifluorometano
(PMF) Emissione di polveri sottili	Ammoniaca, NH ₃ Protossido di azoto, N ₂ O Particolato fine, PM 2.5 Ossido di zolfo, SO ₂
(POCP) Formazione di ozono fotochimico	Metano, CH ₄ Protossido di azoto, N ₂ O Ossidi di azoto, NO _x Composti organici volatili non metanici, NMVOC
(T-EP) Eutrofizzazione, terrestre	Ossidi di azoto, NO _x Protossido di azoto, N ₂ O Ammoniaca, NH ₃
(WRD) Uso di acqua	Acqua di raffreddamento Acqua da turbina

Tabella 17. Contributo delle otto categorie di impatto all'impatto totale pesato prima e dopo l'applicazione della strategia di mitigazione.

Categoria	Azienda non mitigata		Azienda mitigata		Differenza post-pre mitigazione
	Pt	%	Pt	%	%
Acqua	1.63E-06	0.78	1.63E-06	0.82	-
Alimenti acquistati	1.22E-04	58.28	1.18E-04	59.17	-3.48
Energia	7.36E-06	3.51	7.36E-06	3.69	-
Alimenti autoprodotti	2.73E-05	13.03	2.82E-05	14.15	3.30
Materiali da lettiera	3.39E-07	0.16	3.39E-07	0.17	-
Gestione effluenti	2.58E-05	12.31	2.06E-05	10.30	-25.54
Fermentazioni enteriche	1.62E-05	7.75	1.62E-05	8.14	-
Gestione stalla	8.77E-06	4.19	7.10E-06	3.56	-23.64
Totale	2.10E-04	100	1.99E-04	100	-5.06

Tabella 18. Contributo percentuale degli indicatori di impatto ambientale alle categorie di impatto influenzate dalla misura di mitigazione, prima e dopo la sua applicazione.

Indicatore	Azienda non mitigata				Azienda mitigata			
	Alimenti acquistati %	Alimenti autoprodotti %	Gestione effluenti %	Gestione stalla %	Alimenti acquistati %	Alimenti autoprodotti %	Gestione effluenti %	Gestione stalla %
CC	20.22	6.73	44.76	-	19.81	6.05	68.24	-
ODP	-	-	-	-	-	-	-	-
IRP	0.13	0.01	-	-	0.13	0.01	-	-
POCP	0.93	0.04	0.50	79.23	0.92	0.04	0.79	74.32
PMF	4.34	0.30	-	20.77	4.44	0.25	-	25.68
HTP-NC	28.36	0.30	-	-	29.14	0.29	-	-
HTP-C	8.53	0.25	-	-	8.97	0.23	-	-
AP	4.06	0.32	3.89	-	4.18	0.18	2.20	-
F-EP	1.06	0.35	-	-	1.03	0.34	-	-
M-EP	3.29	7.32	-	-	2.97	6.79	-	-
T-EP	3.26	1.79	50.86	-	3.35	0.30	28.77	-
F-ETP	7.83	4.43	-	-	7.45	4.29	-	-
LOP	8.88	5.50	-	-	9.49	5.32	-	-
WRD	5.73	71.96	-	-	4.66	75.35	-	-
F-RD	2.88	0.52	-	-	2.74	0.43	-	-
M-RD	0.48	0.16	-	-	0.71	0.13	-	-

8. Grafici

Grafico 1. Contributo percentuale all'impatto totale pesato, gruppo a media produzione.

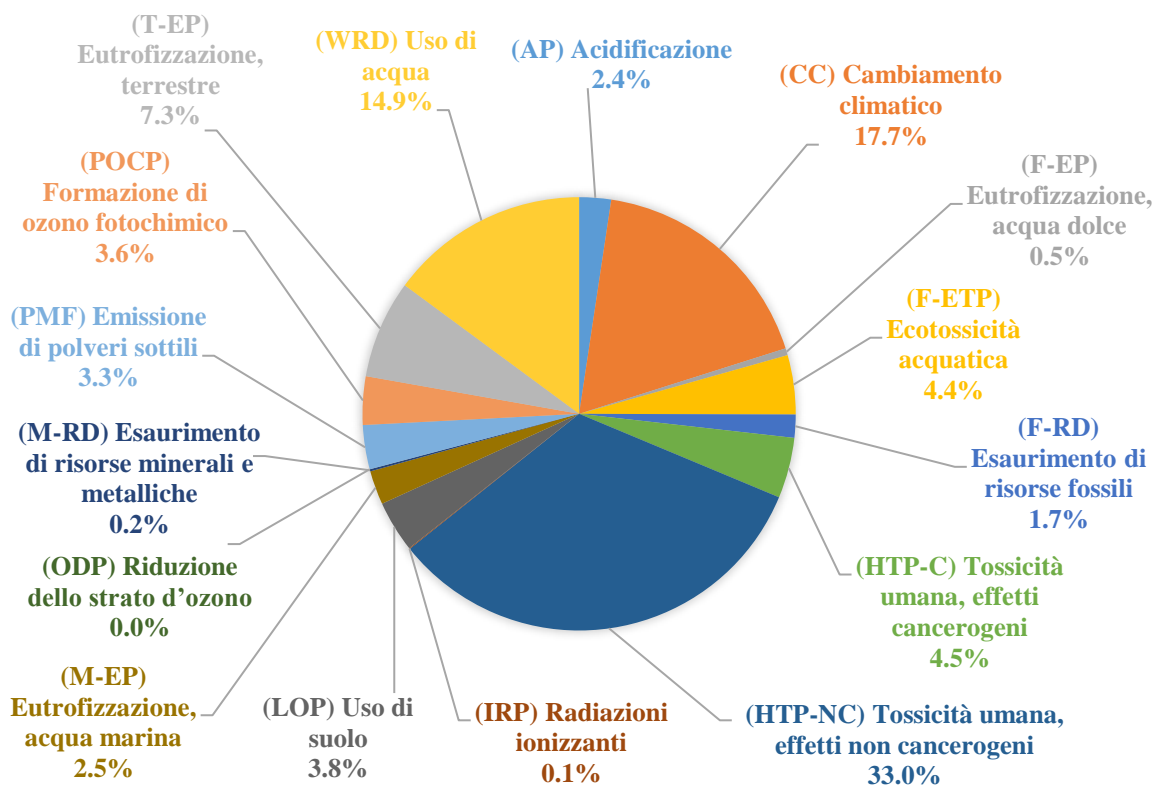


Grafico 2. Contributo percentuale all'impatto totale pesato, gruppo ad alta produzione.

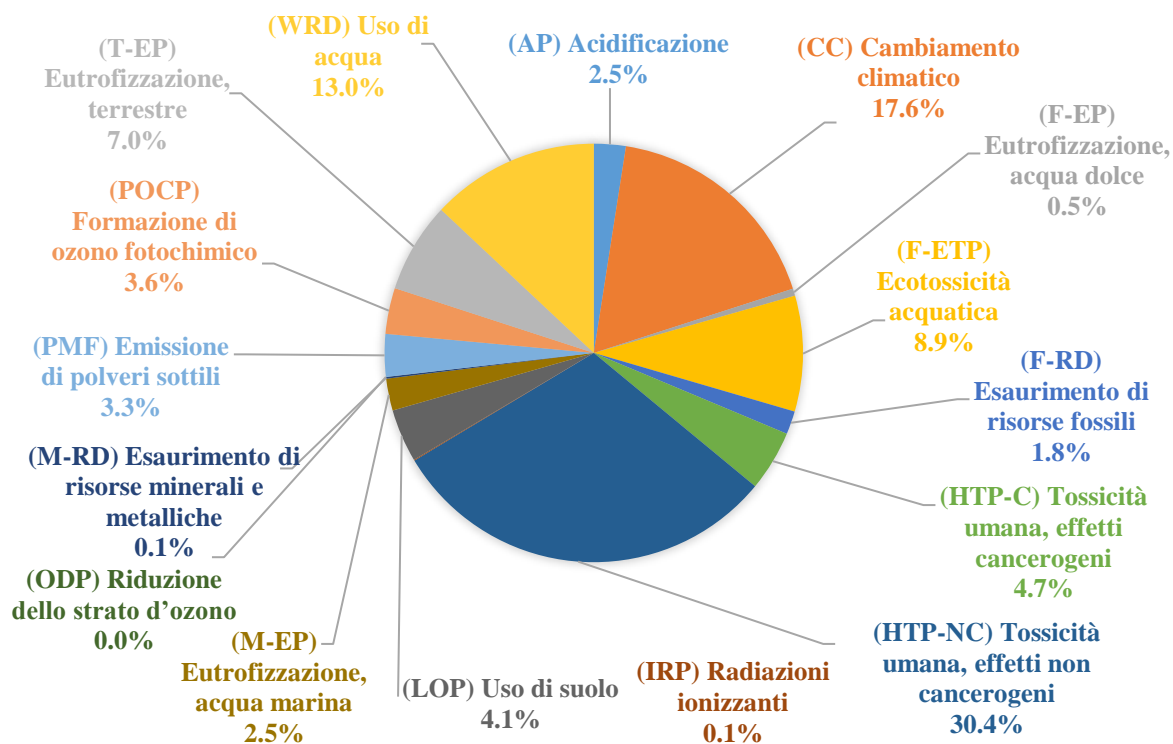


Grafico 3. Contributo percentuale all'impatto totale pesato, tutti gli allevamenti.

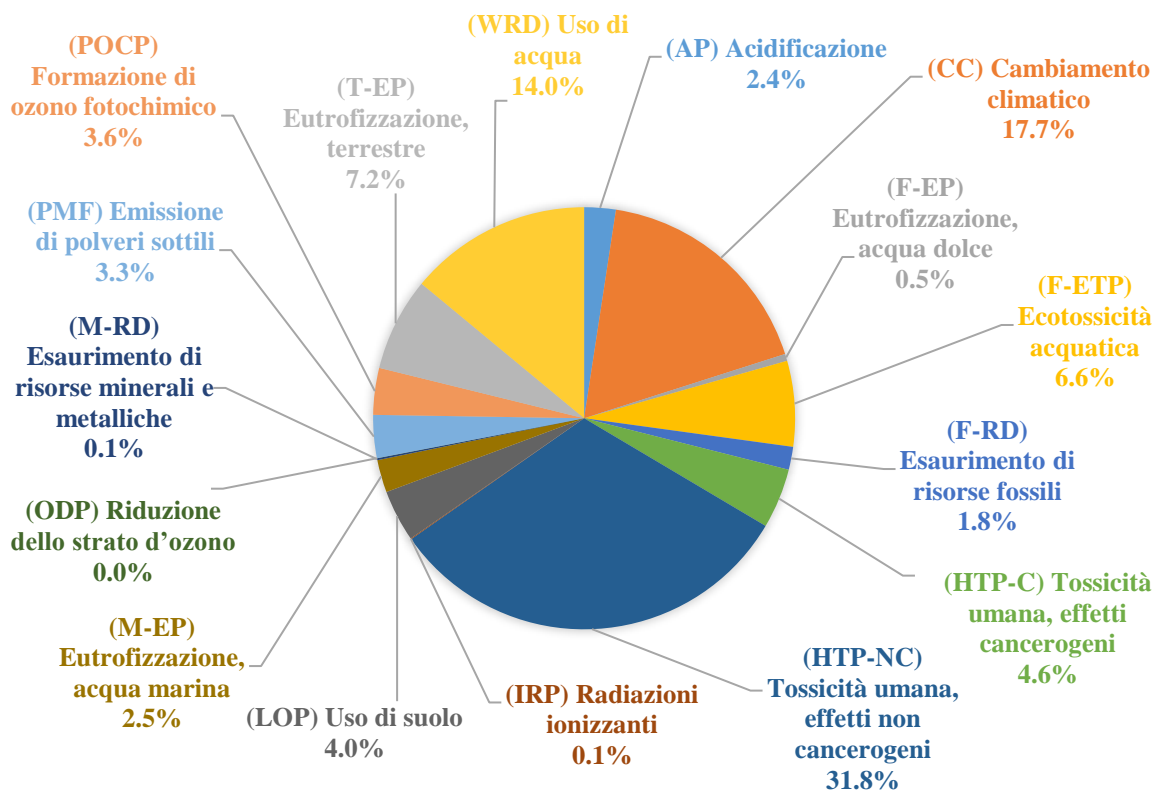


Grafico 4. Contributo delle categorie di impatto alla varianza dell'impatto totale pesato (%).

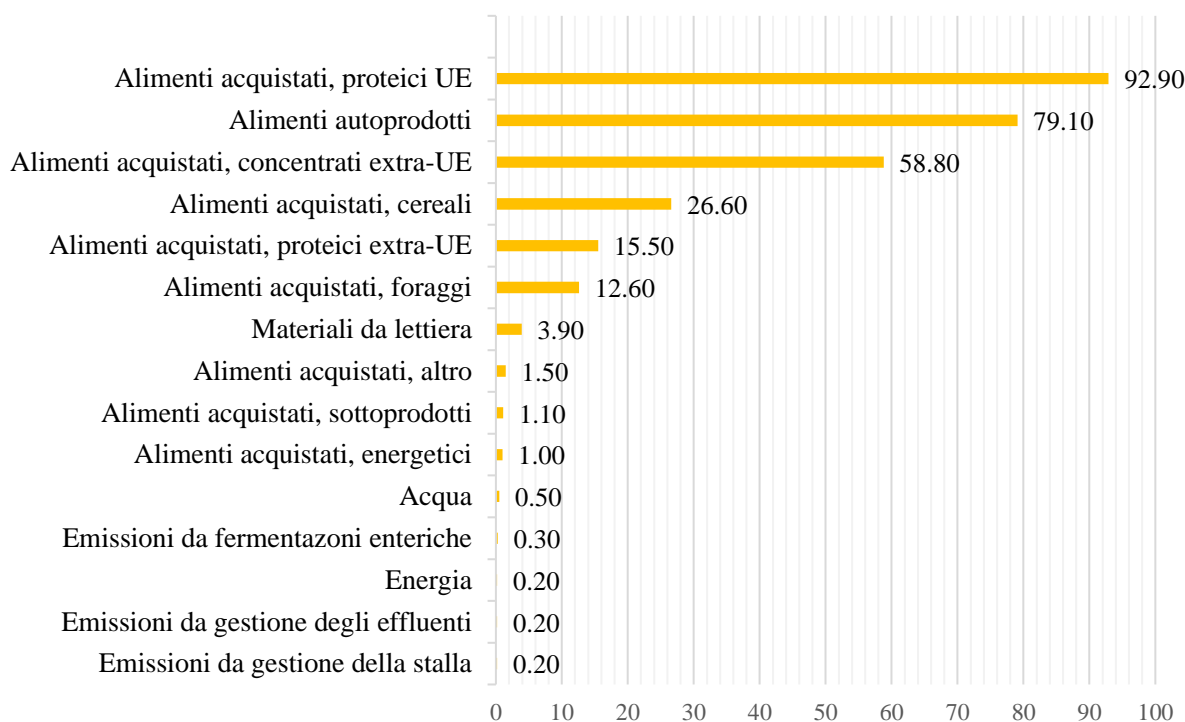


Grafico 5. Variazione nell'impatto totale pesato al variare di più o meno una deviazione standard di ciascuna categoria di impatto.

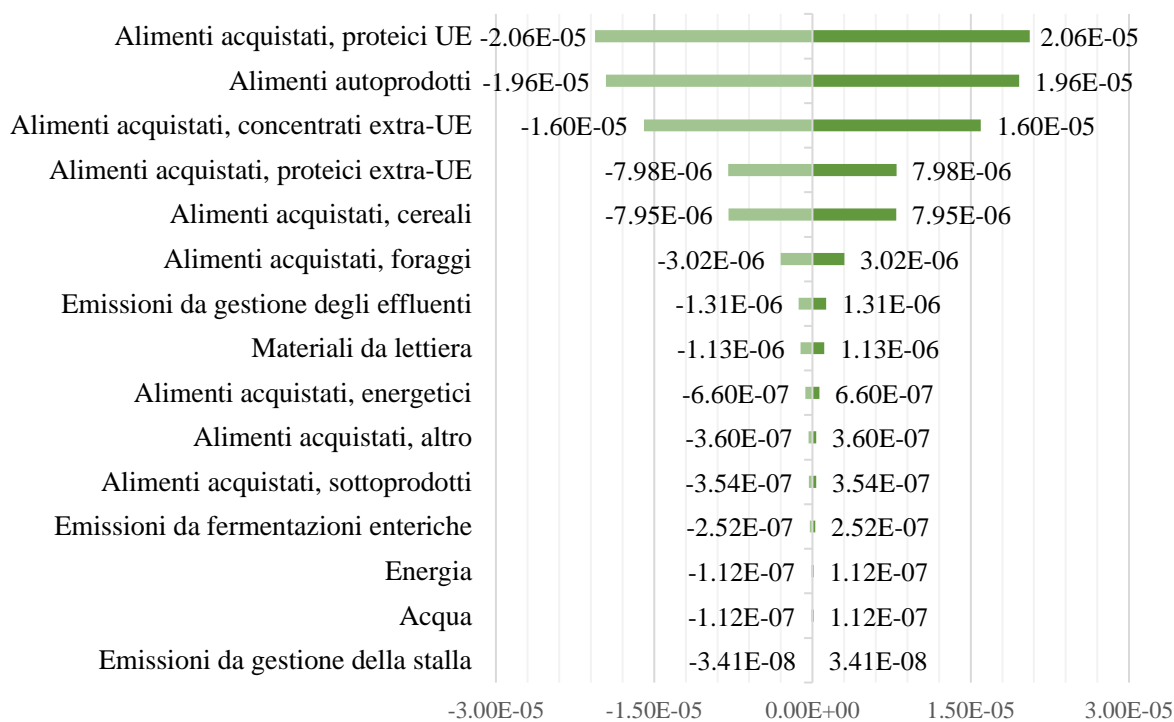


Grafico 6. Correlazione delle categorie di impatto con l'impatto totale pesato.

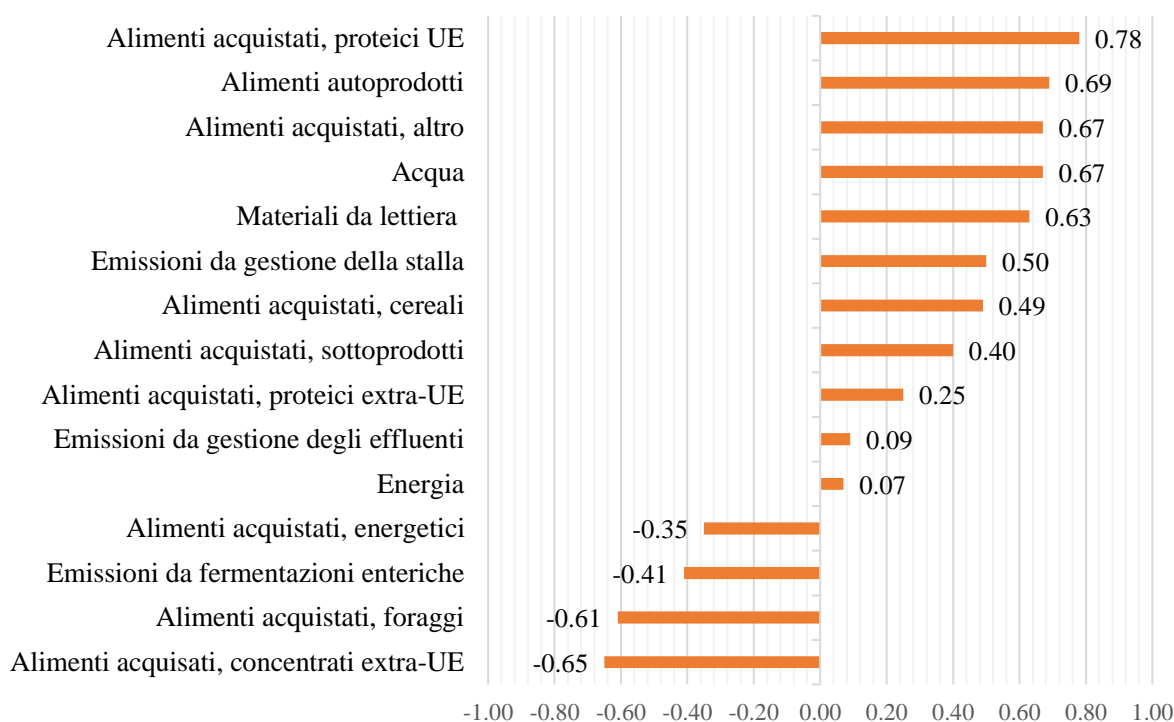


Grafico 7. Contributo delle categorie di impatto alla varianza del cambiamento climatico CC (%).

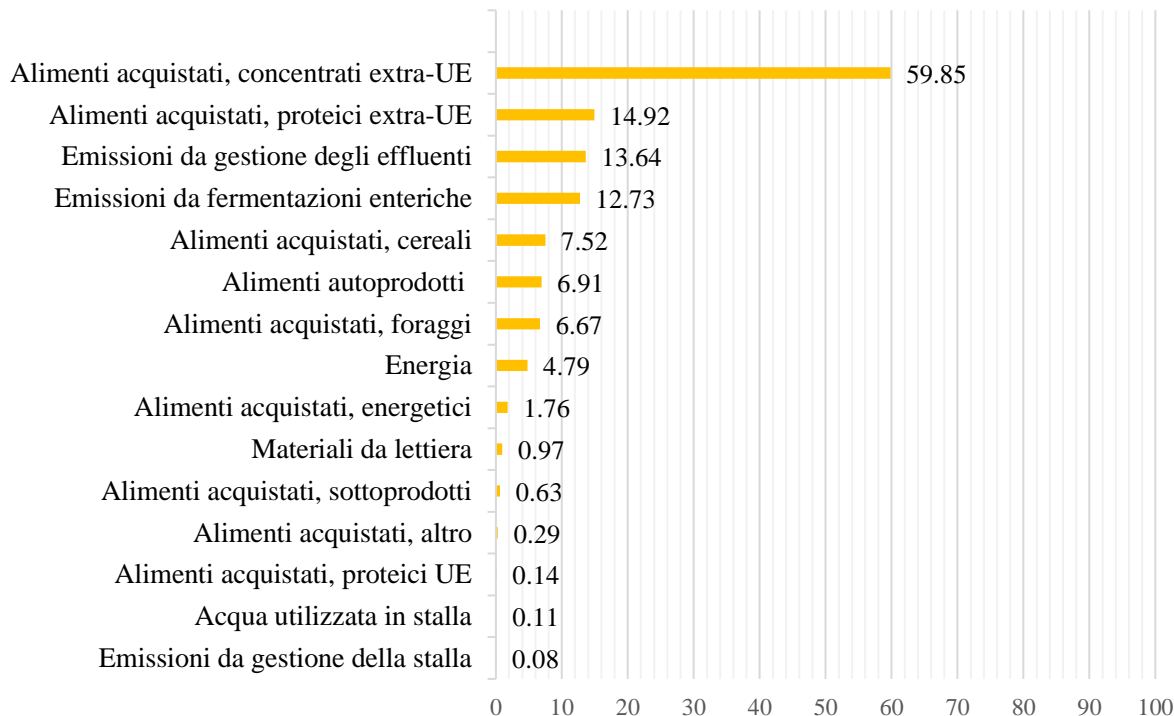


Grafico 8. Variazione dell'indicatore CC al variare di più o meno una deviazione standard di ciascuna categoria di impatto, valori in kgCO₂eq.

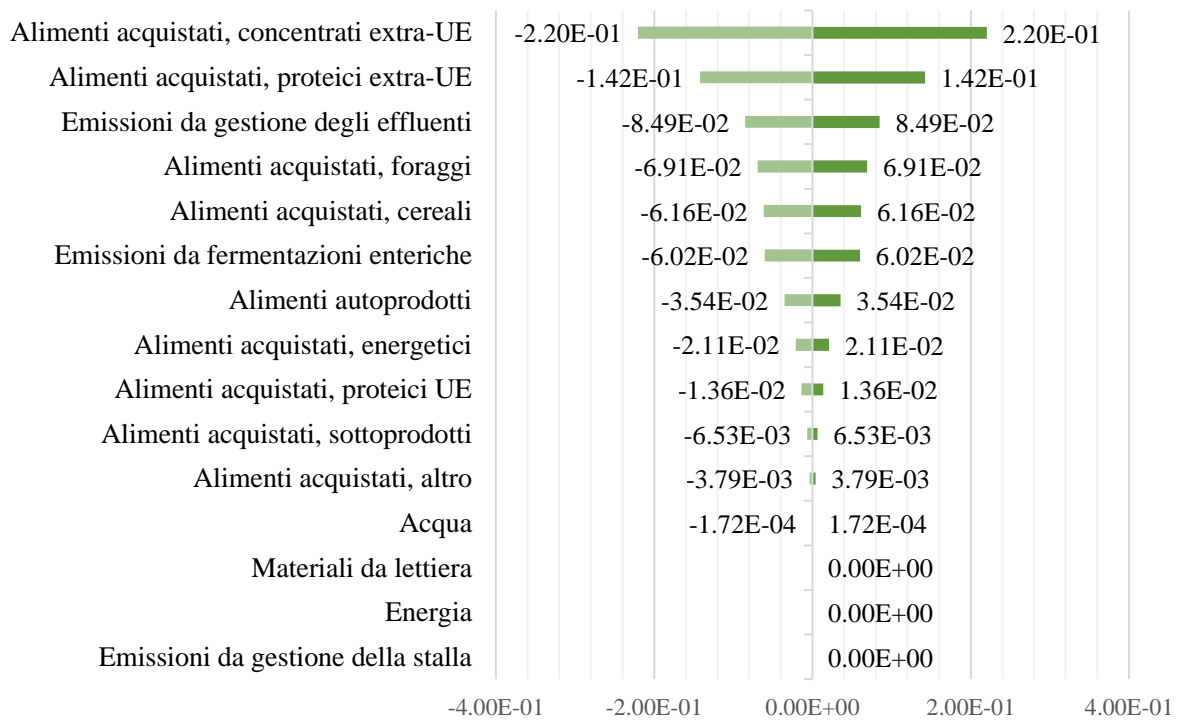


Grafico 9. Correlazione delle categorie di impatto con l'indicatore di impatto CC.

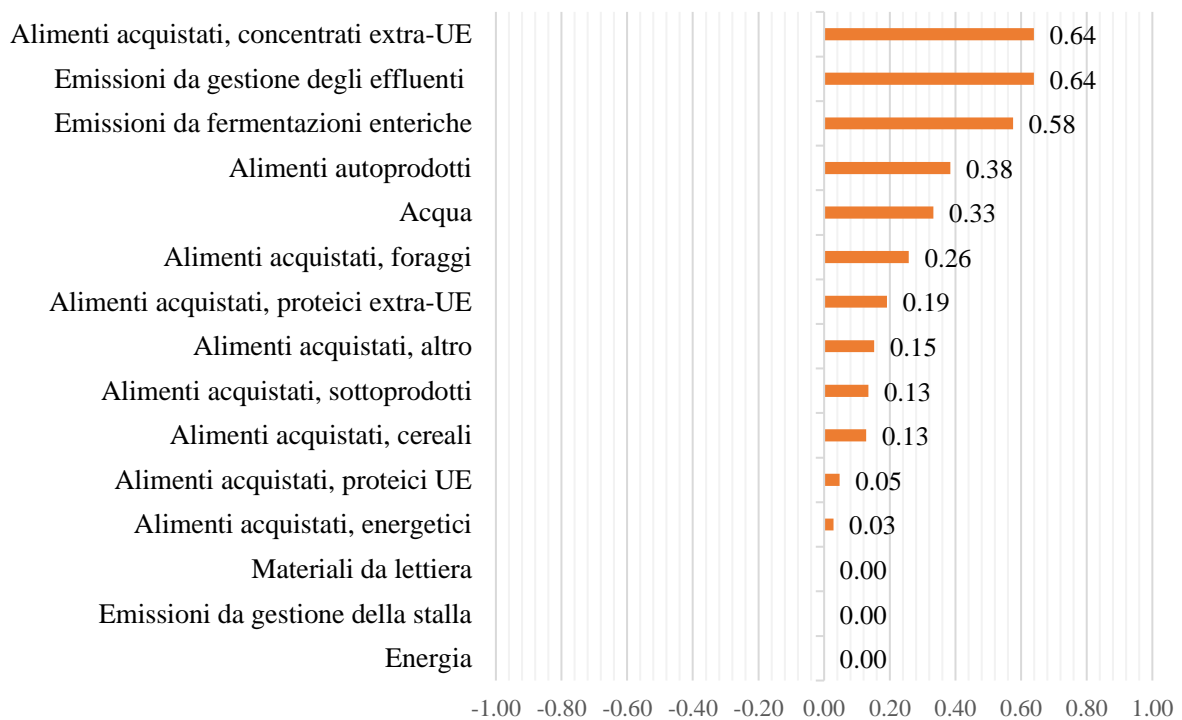


Grafico 10. Contributo delle categorie di impatto alla varianza dell'utilizzo di acqua WRD (%).

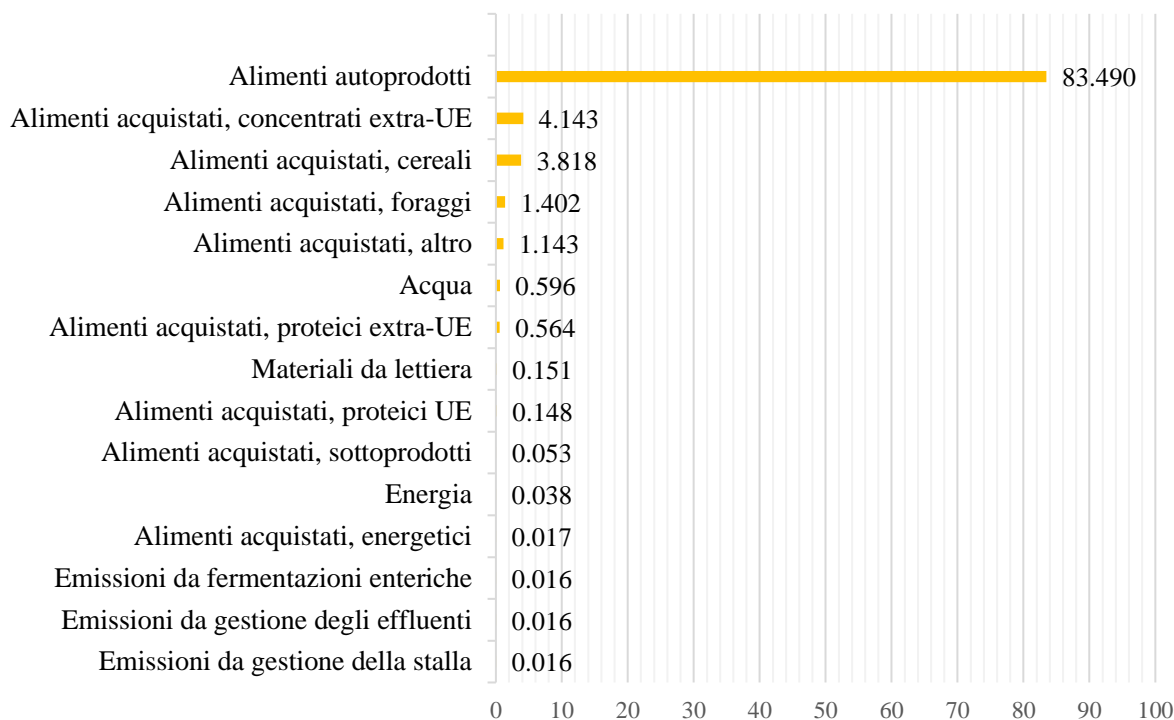


Grafico 11. Variazione dell'indicatore WRD al variare di più o meno una deviazione standard di ciascuna categoria di impatto, valori in m³ depriv.

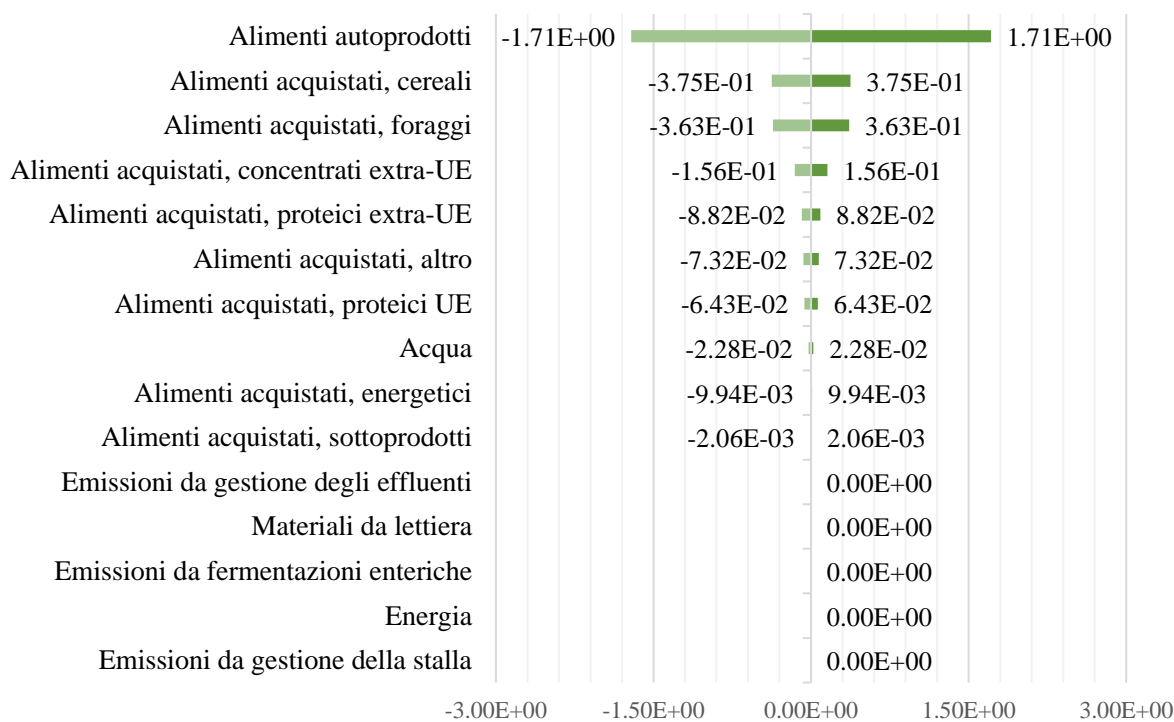


Grafico 12. Correlazione delle categorie di impatto con l'indicatore WRD.

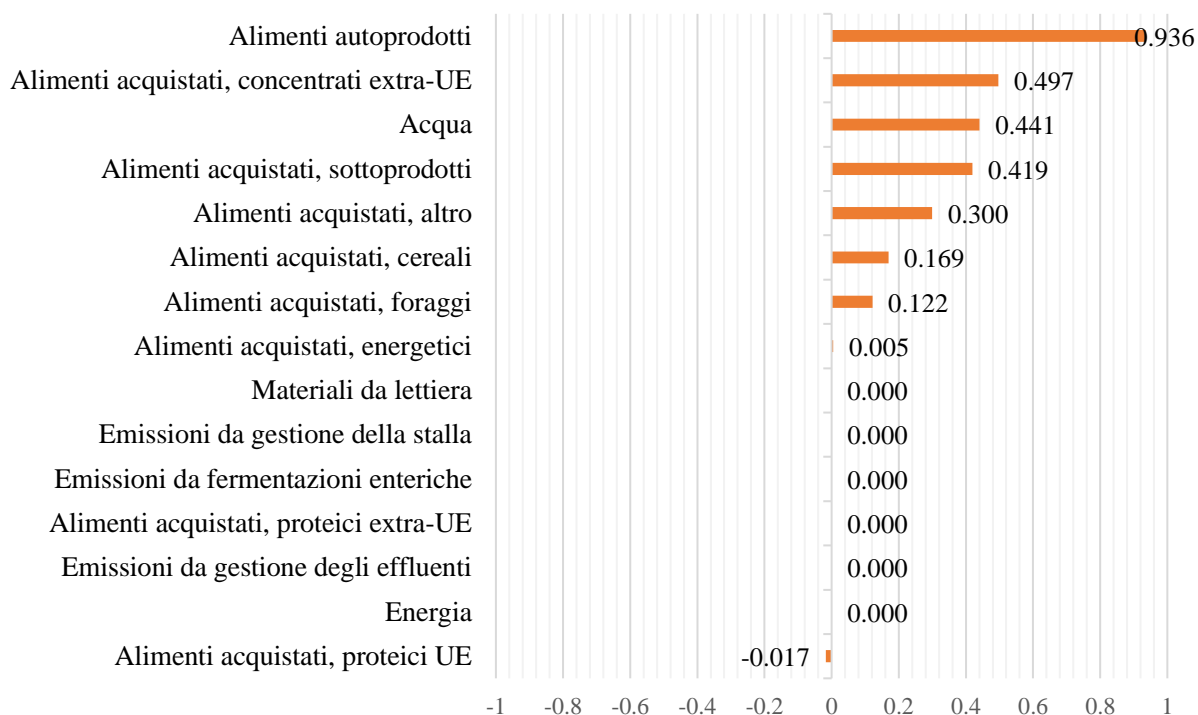


Grafico 13. Contributo delle categorie di impatto alla varianza dell'eutrofizzazione terrestre T-EP (%).

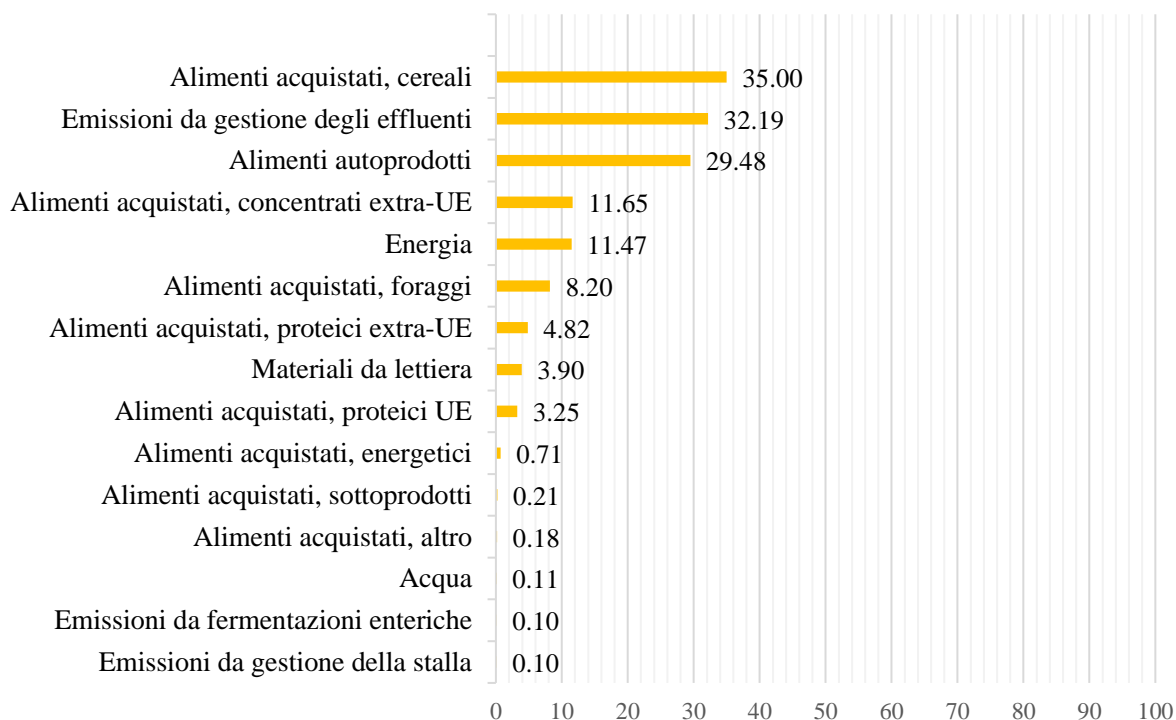


Grafico 14. Variazione dell'indicatore T-EP al variare di più o meno una deviazione standard di ciascuna categoria di impatto, valori in mol N-eq.

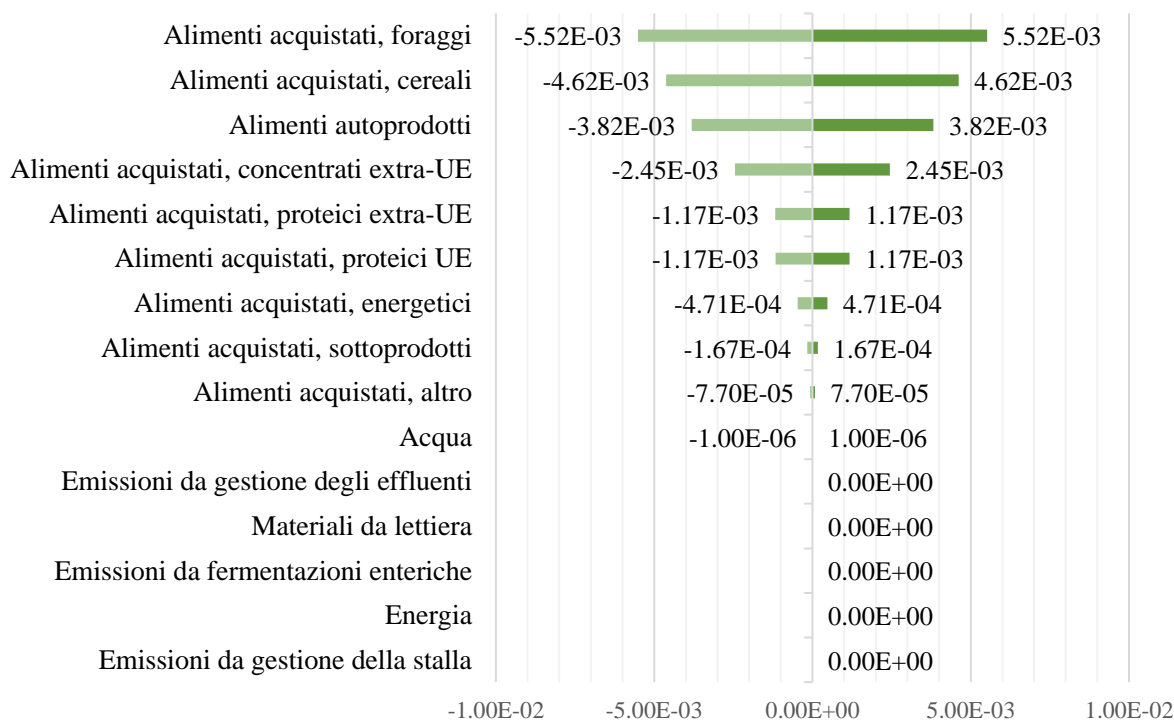


Grafico 15. Correlazione delle categorie con l'indicatore di impatto T-EP.

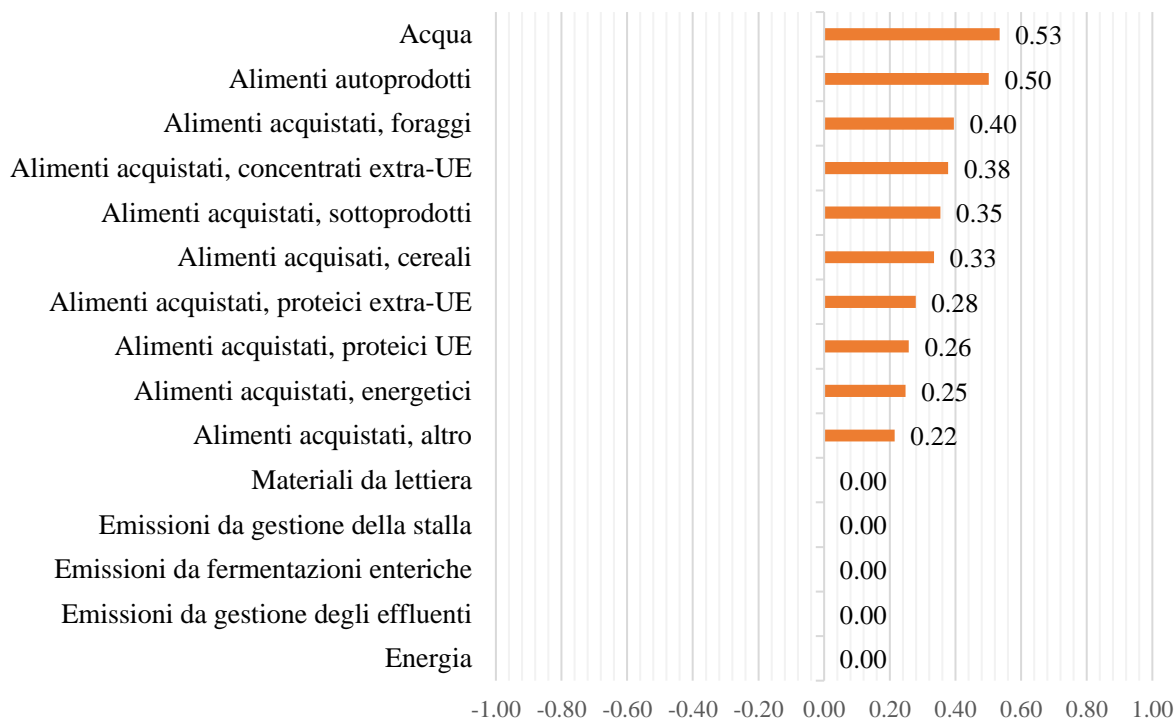


Grafico 16. Contributo delle categorie di impatto alla varianza dell'utilizzo del suolo LOP (%).

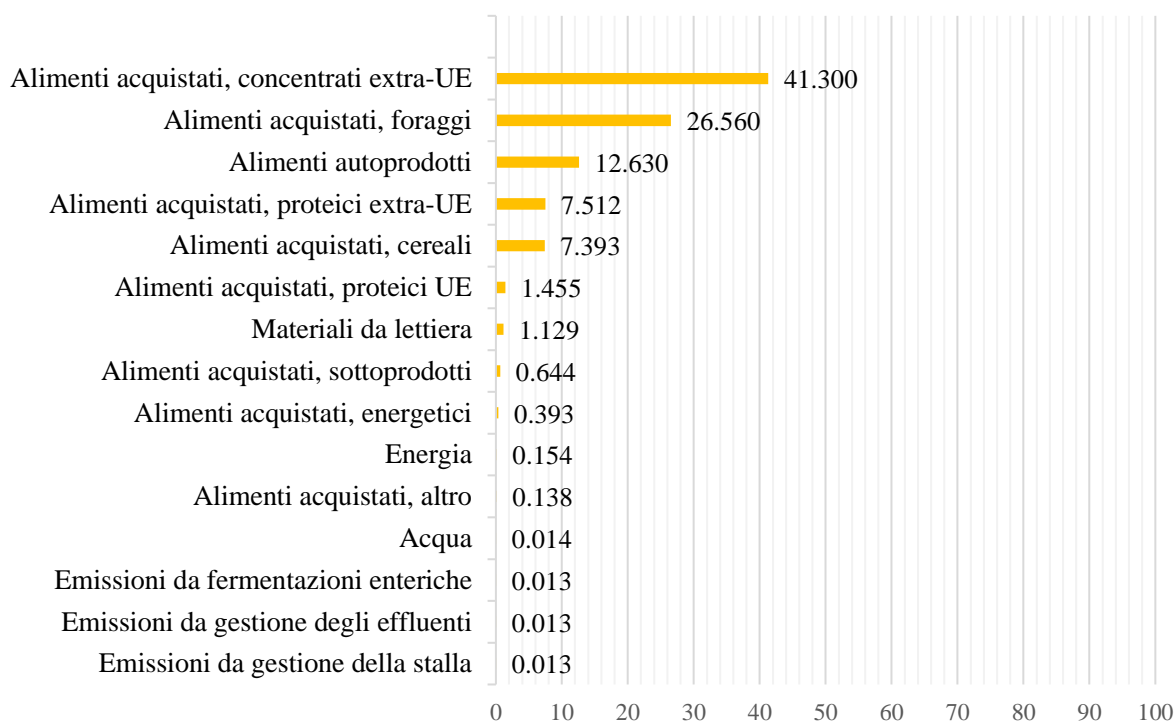


Grafico 17. Variazione dell'indicatore LOP al variare di più o meno una deviazione standard di ciascuna categoria di impatto, valori in Pt.

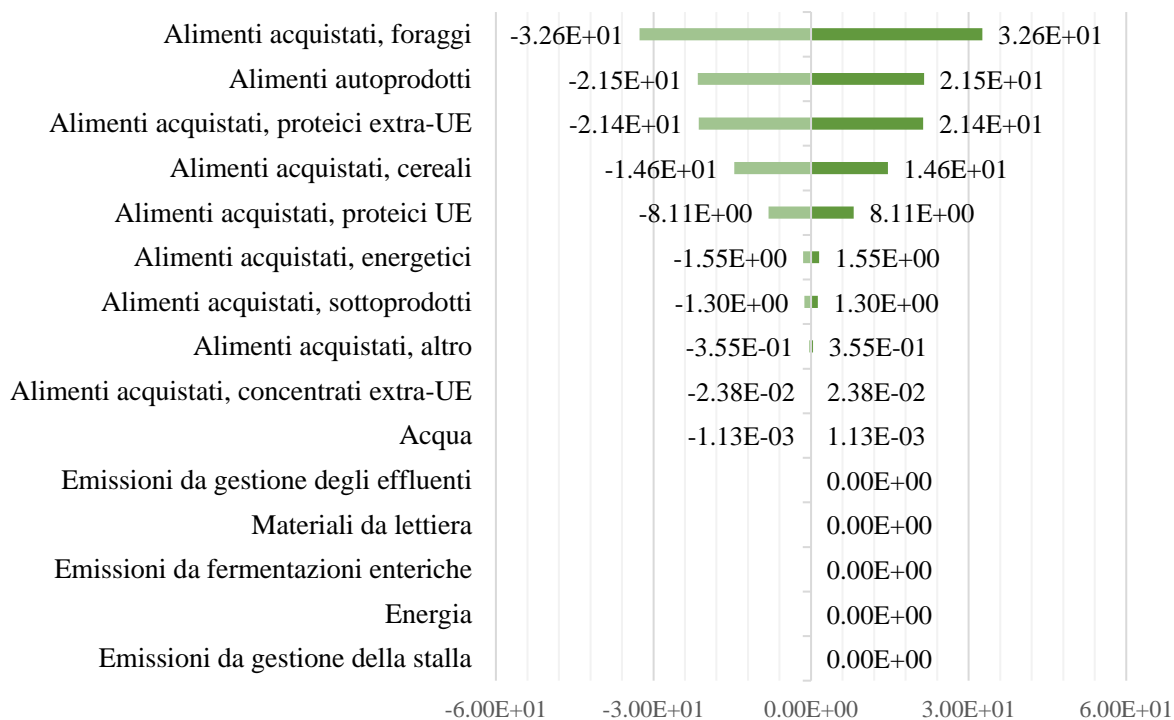


Grafico 18. Correlazione delle categorie con l'indicatore di impatto LOP.

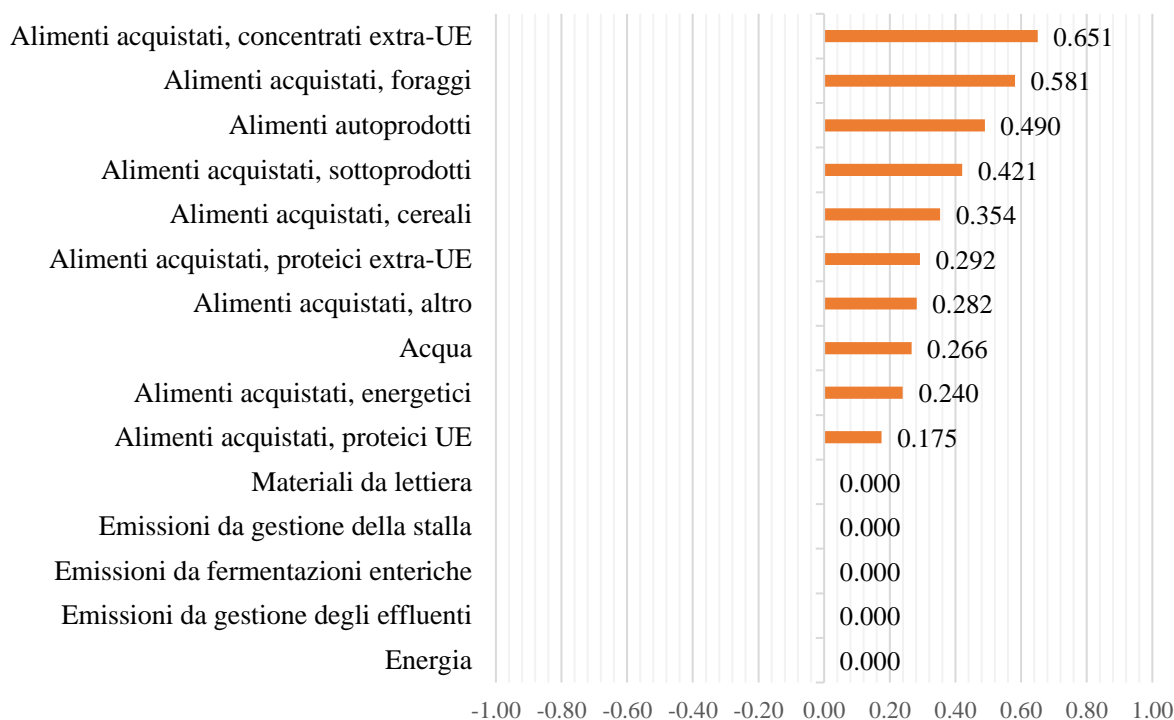


Grafico 19. Contributo delle categorie di impatto alla varianza del potenziale di formazione dell'ozono fotochimico POCP (%).

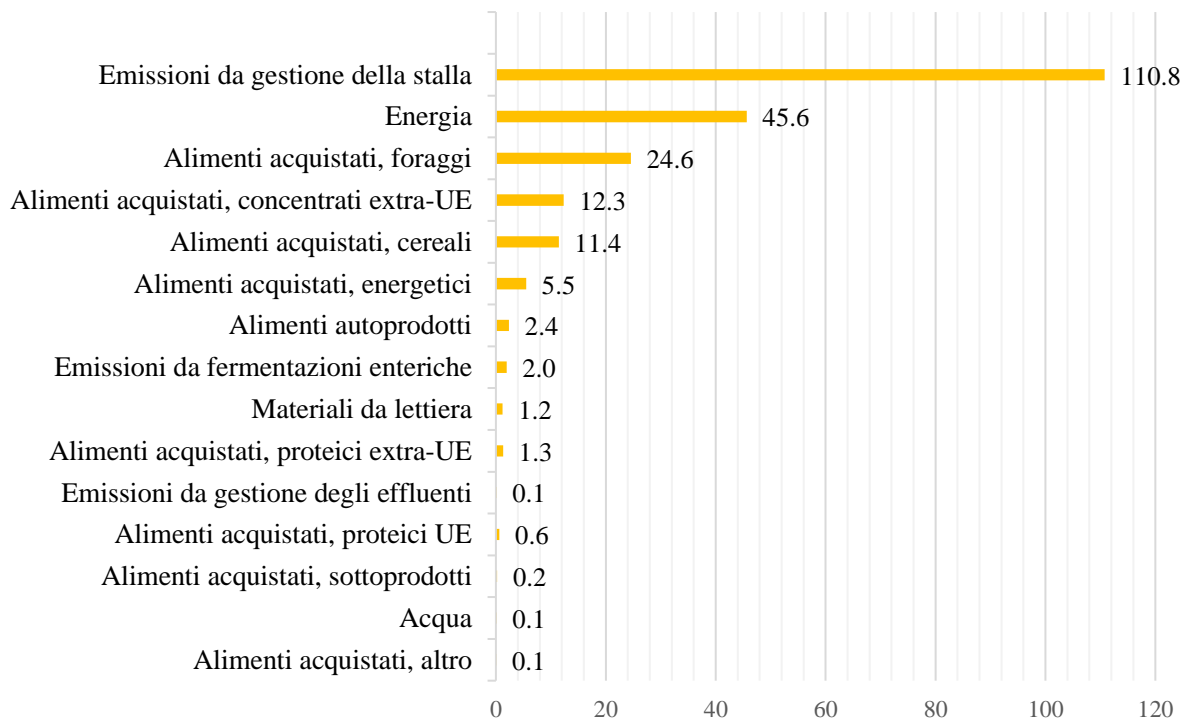


Grafico 20. Variazione di POCP al variare di più o meno una deviazione standard di ciascuna categoria di impatto, valori in kg NMVOC-eq.

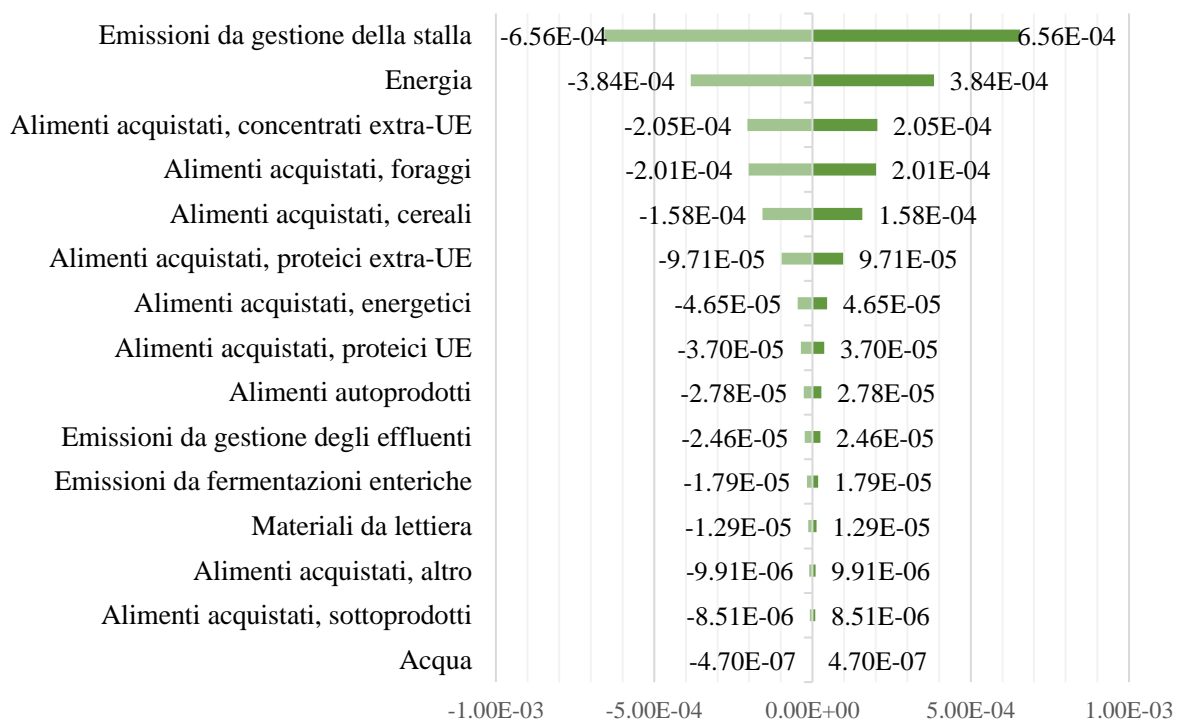


Grafico 21. Correlazione delle categorie di impatto con l'indicatore di impatto POCP.

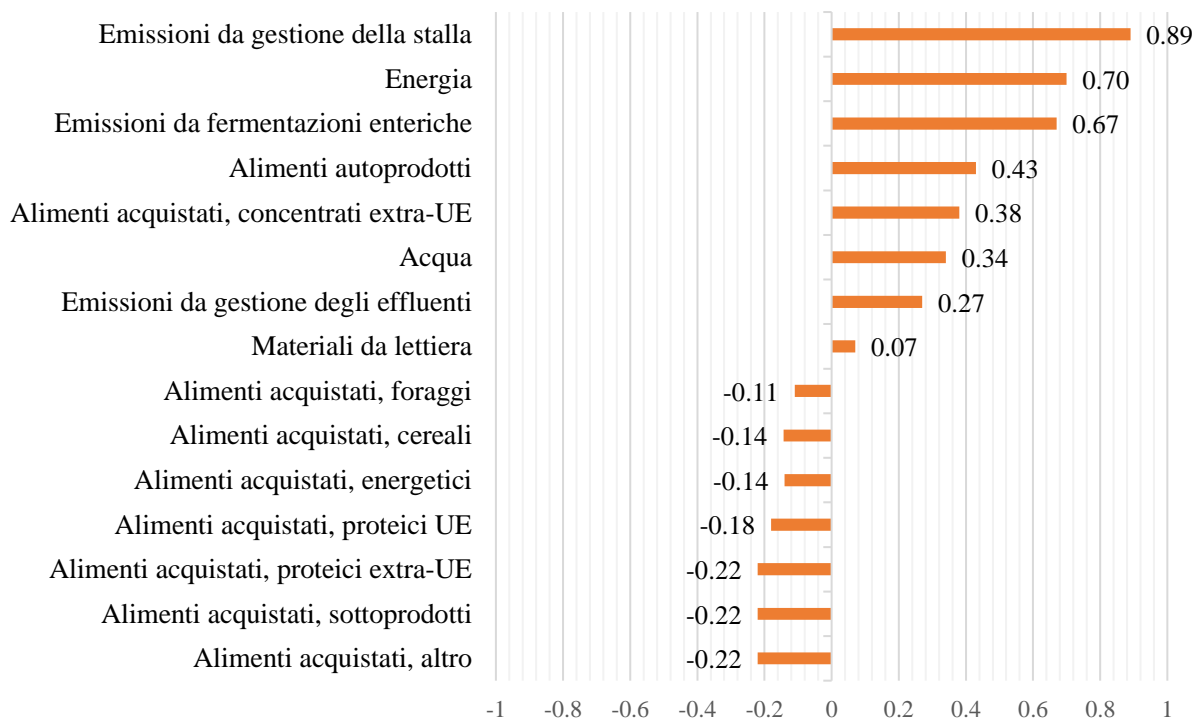


Grafico 22. Contributo percentuale all'impatto totale pesato, gruppo a media produzione; post-ottimizzazione.

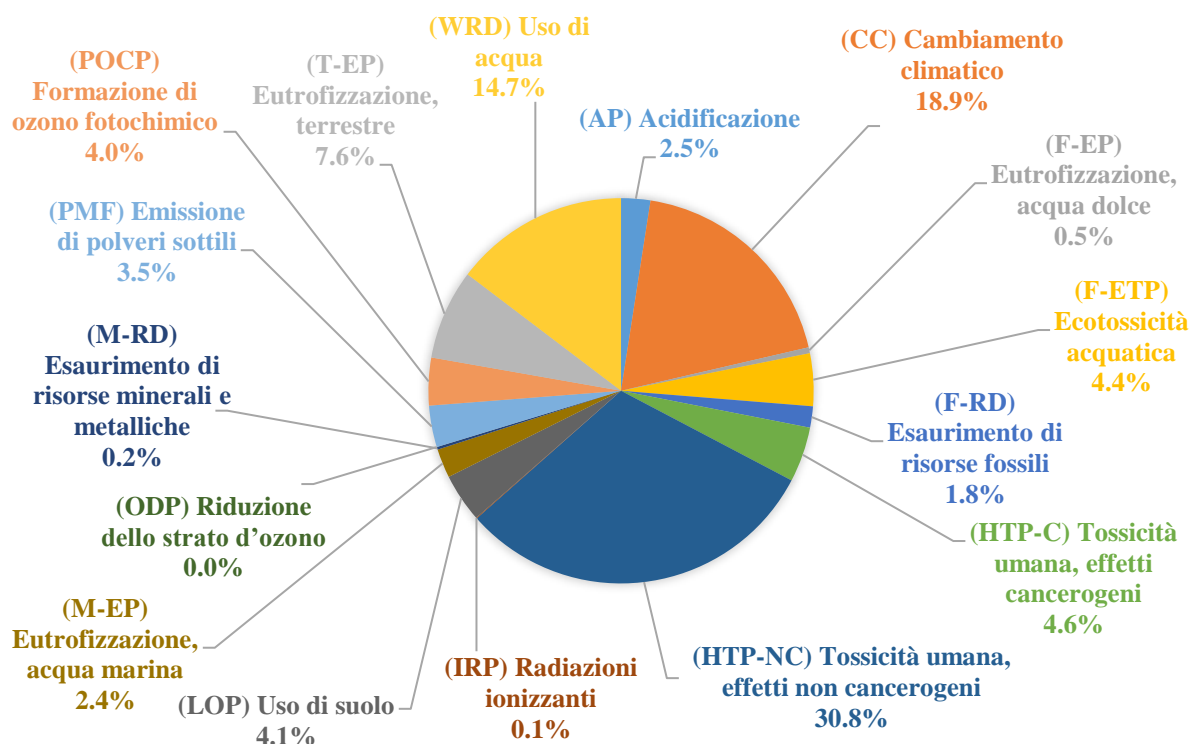


Grafico 23. Contributo percentuale all'impatto totale pesato, gruppo ad alta produzione; post-ottimizzazione.

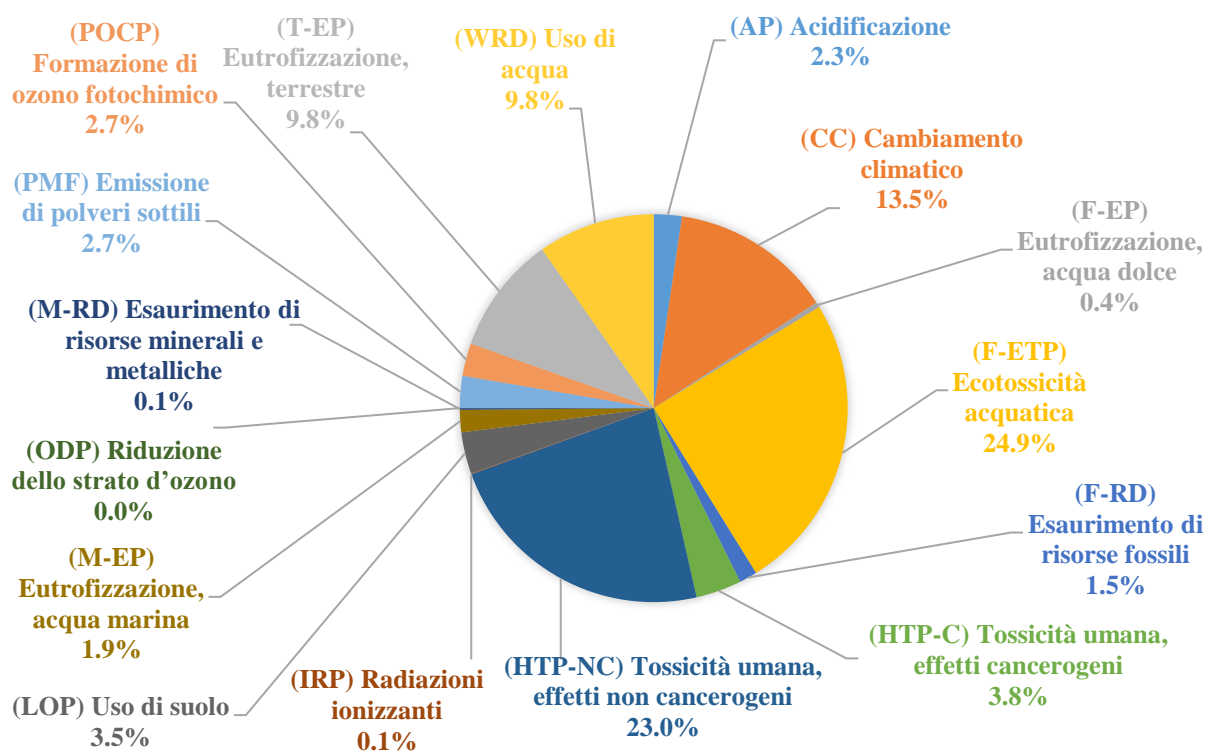


Grafico 24. Contributo delle categorie di impatto alla varianza dell'impatto totale pesato (%); post-ottimizzazione.

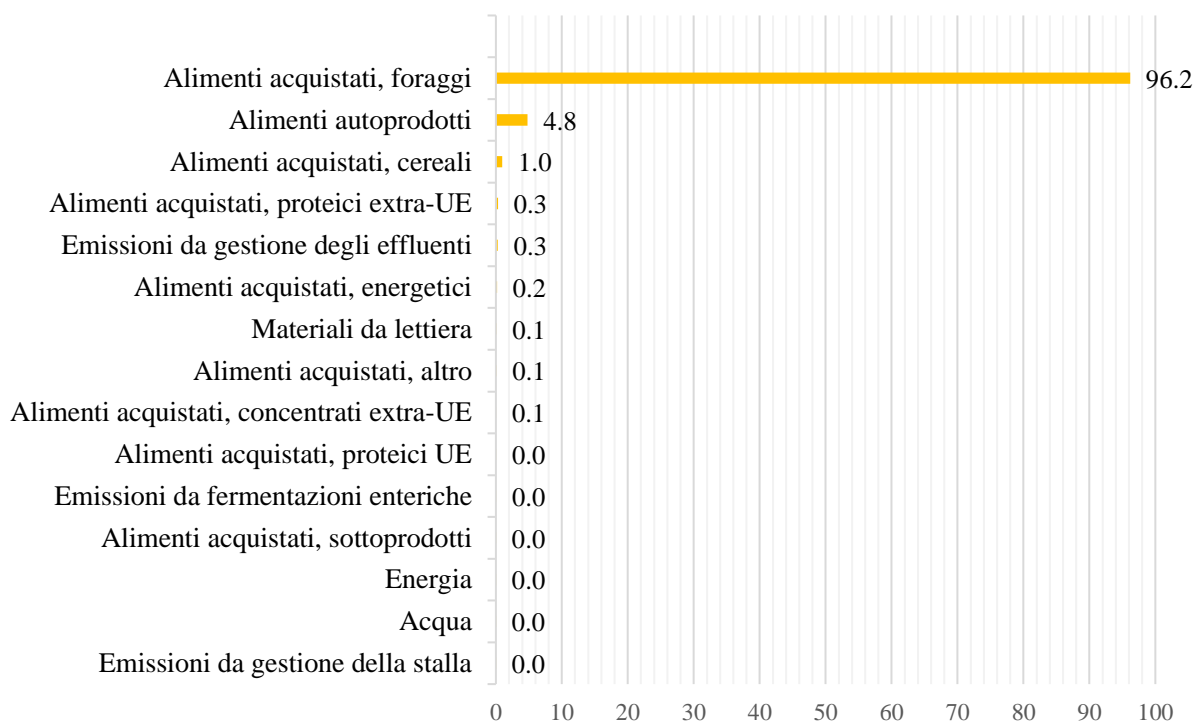


Grafico 25. Variazione nell'impatto totale pesato al variare di più o meno una deviazione standard di ciascuna categoria di impatto; post-ottimizzazione.

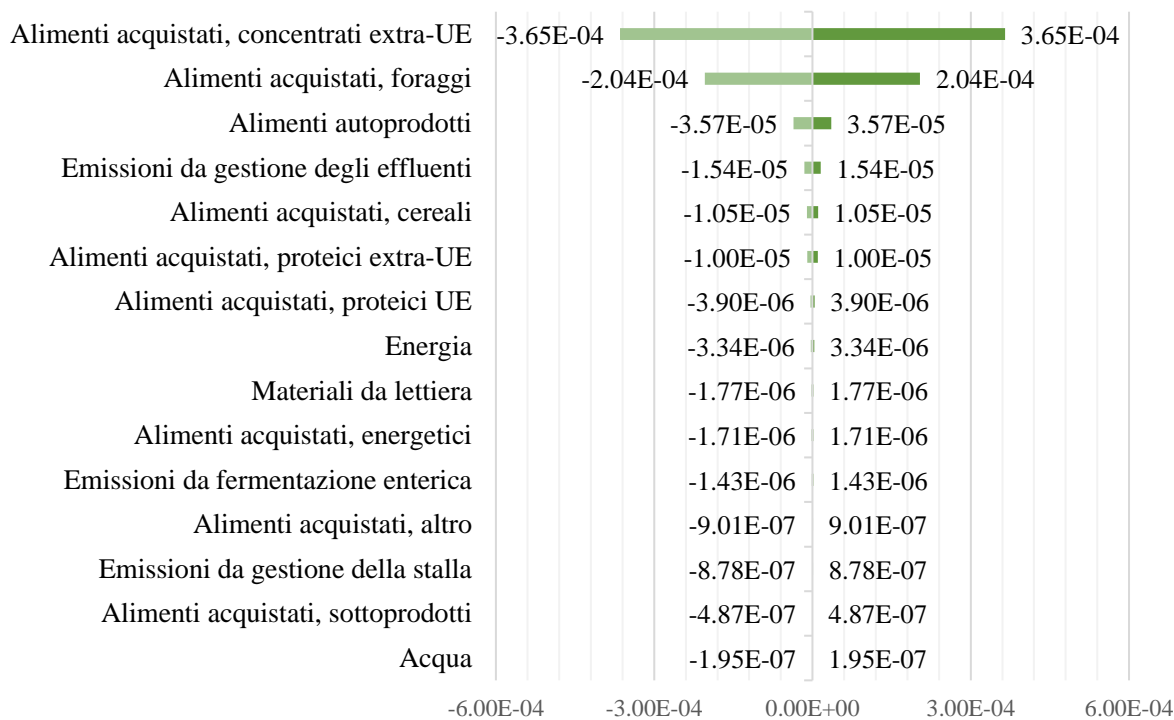


Grafico 26. Correlazione delle categorie di impatto con l'impatto totale pesato; post-ottimizzazione.

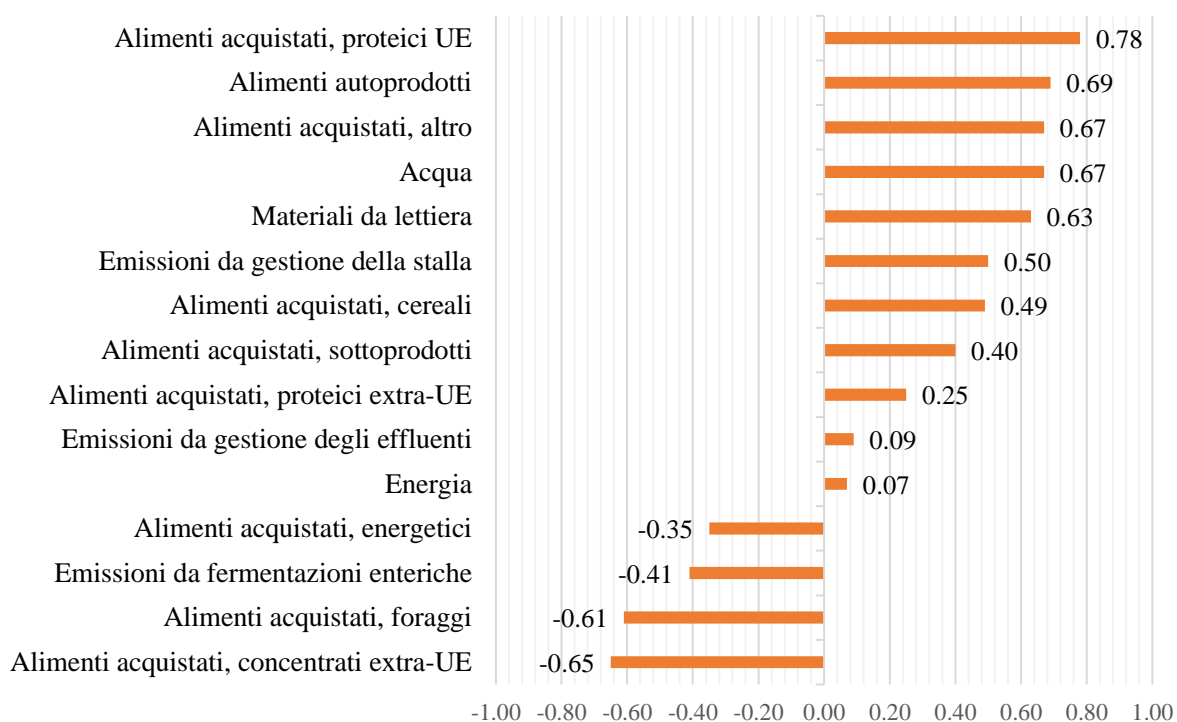


Grafico 27. Contributo delle categorie di impatto alla varianza di CC (%); post-ottimizzazione.

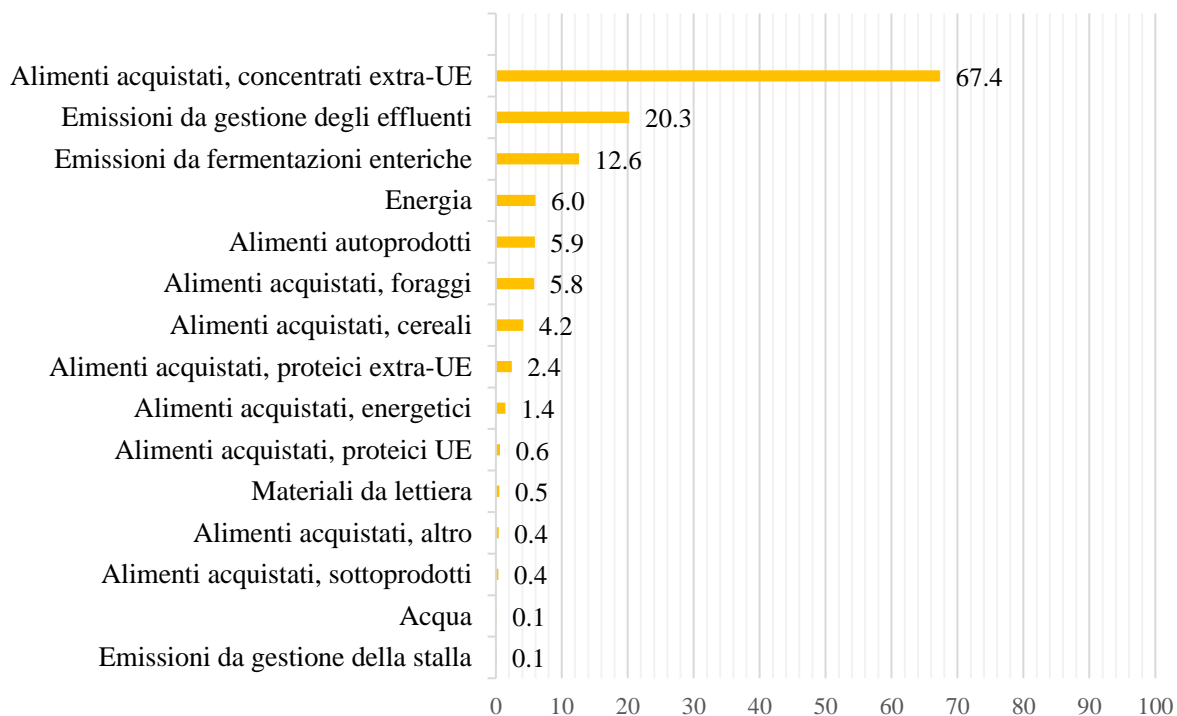


Grafico 28. Variazione di CC al variare di più o meno una deviazione standard di ciascuna categoria di impatto, valori in kgCO₂eq.; post-ottimizzazione.

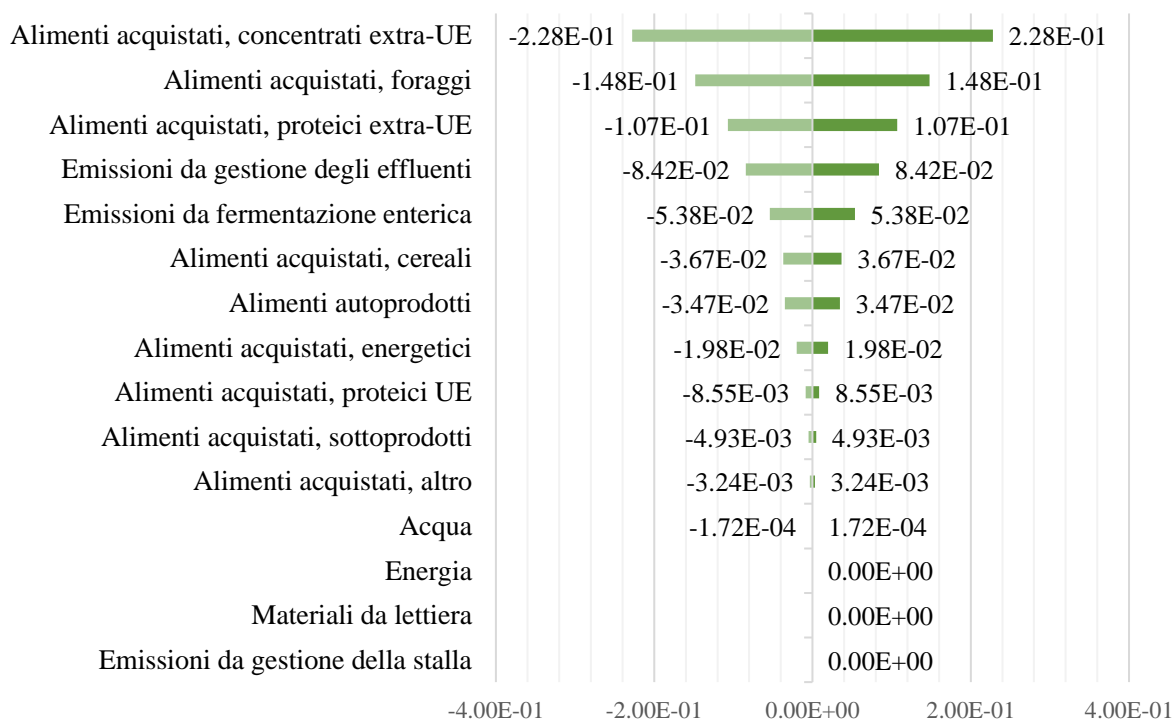


Grafico 29. Correlazione delle categorie di impatto con CC; post-ottimizzazione.

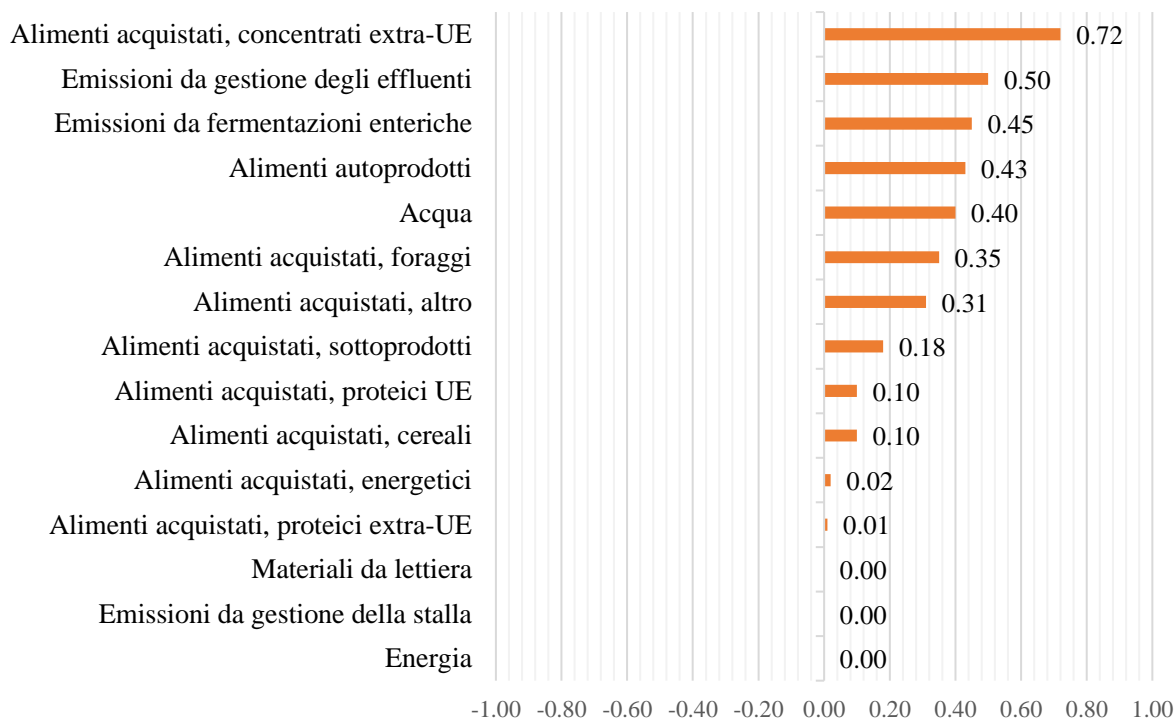


Grafico 30. Contributo delle categorie di impatto alla varianza di WRD (%); post-ottimizzazione.

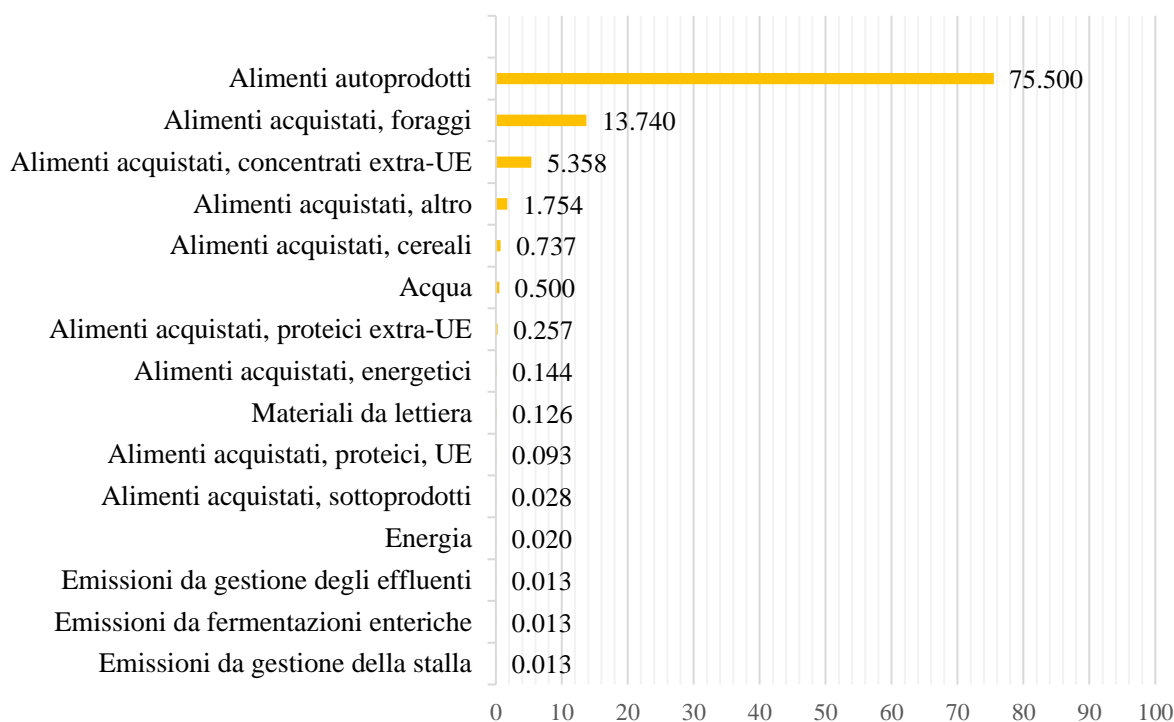


Grafico 31. Variazione di WRD al variare di più o meno una deviazione standard di ciascuna categoria di impatto, valori in m³ depriv.; post-ottimizzazione.

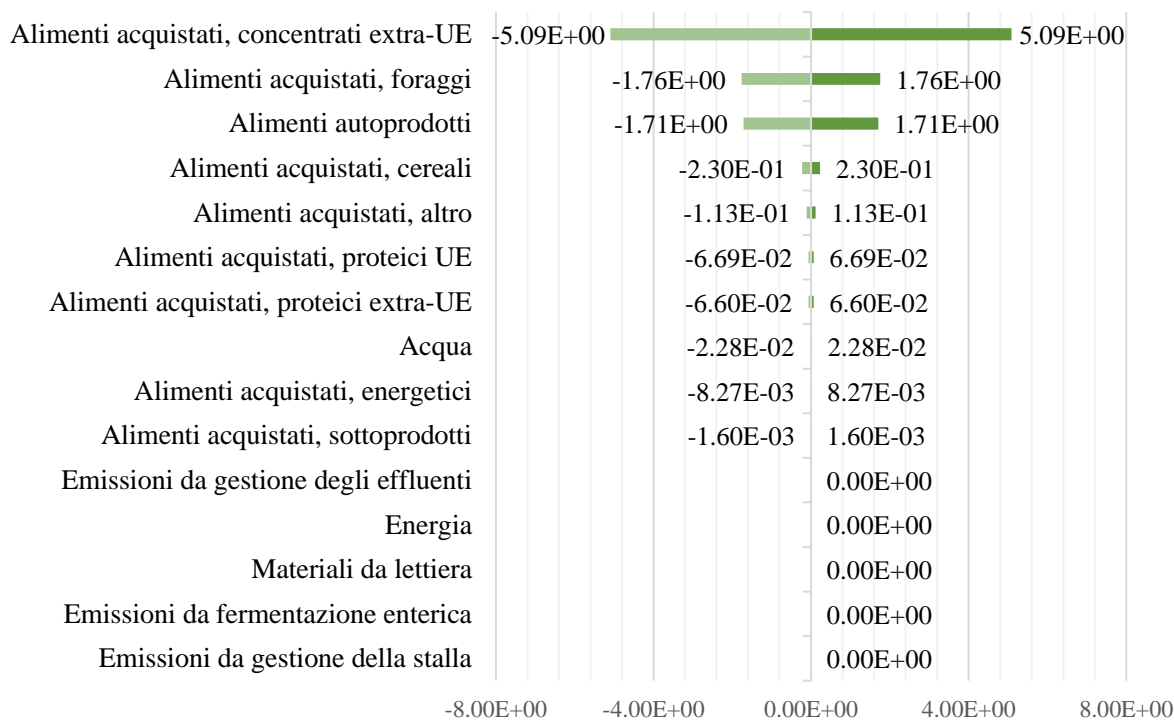


Grafico 32. Correlazione delle categorie di impatto con WRD; post-ottimizzazione.

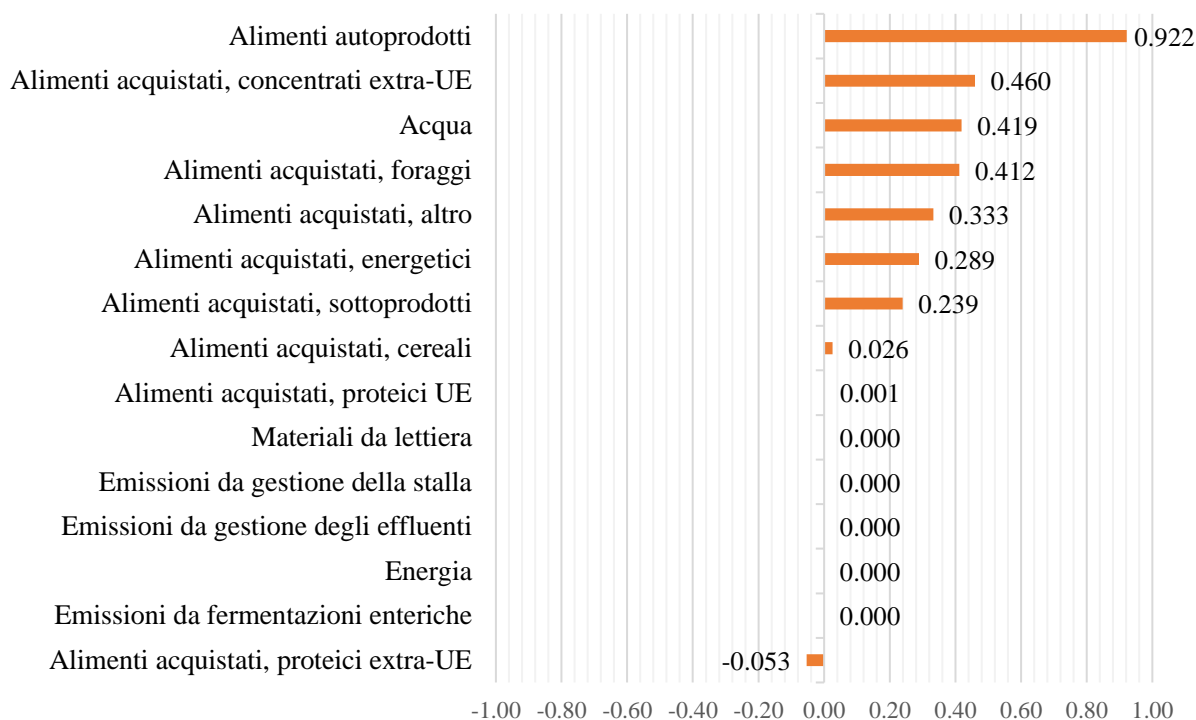


Grafico 33. Contributo delle categorie di impatto alla varianza di T-EP (%); post-ottimizzazione.

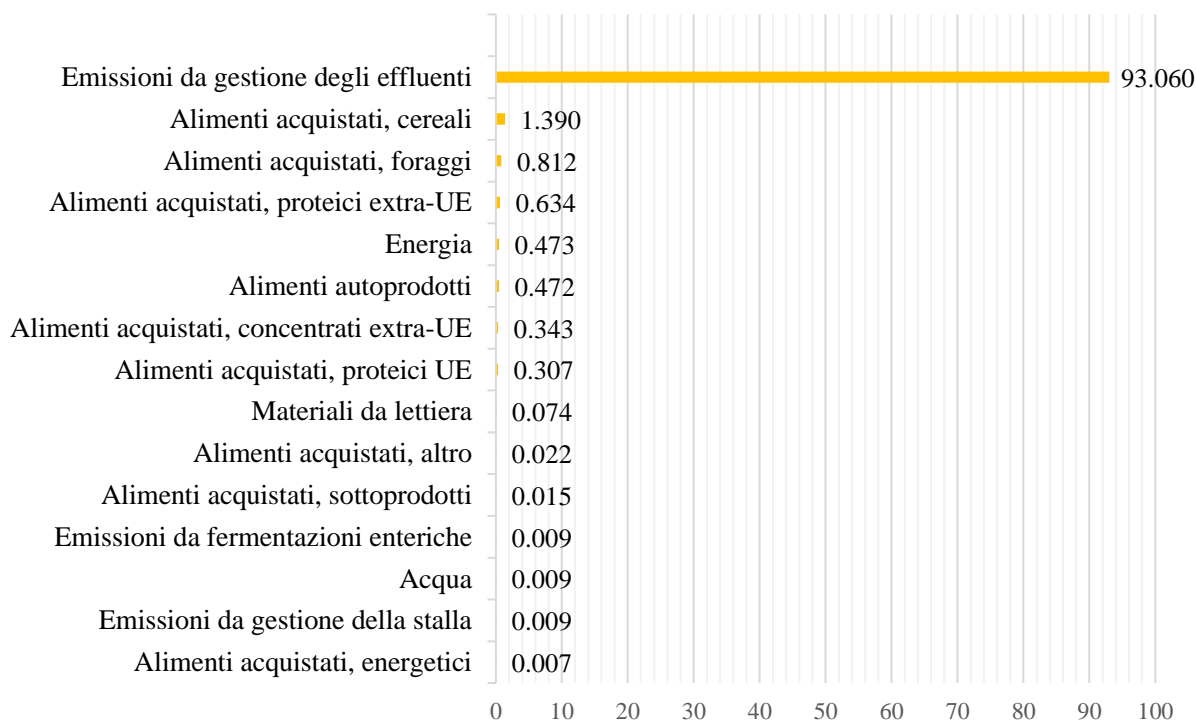


Grafico 34. Variazione di T-EP al variare di più o meno una deviazione standard di ciascuna categoria di impatto, valori in mol N-eq.; post-ottimizzazione.

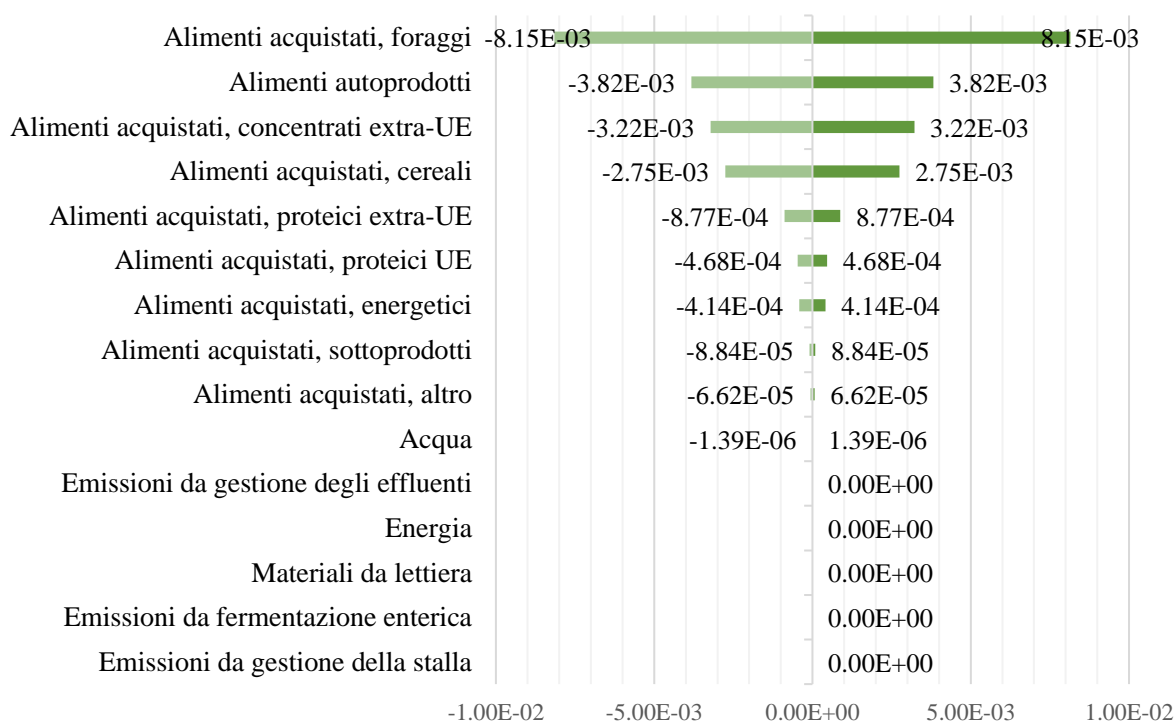


Grafico 35. Correlazione delle categorie con l'indicatore T-EP; post-ottimizzazione.

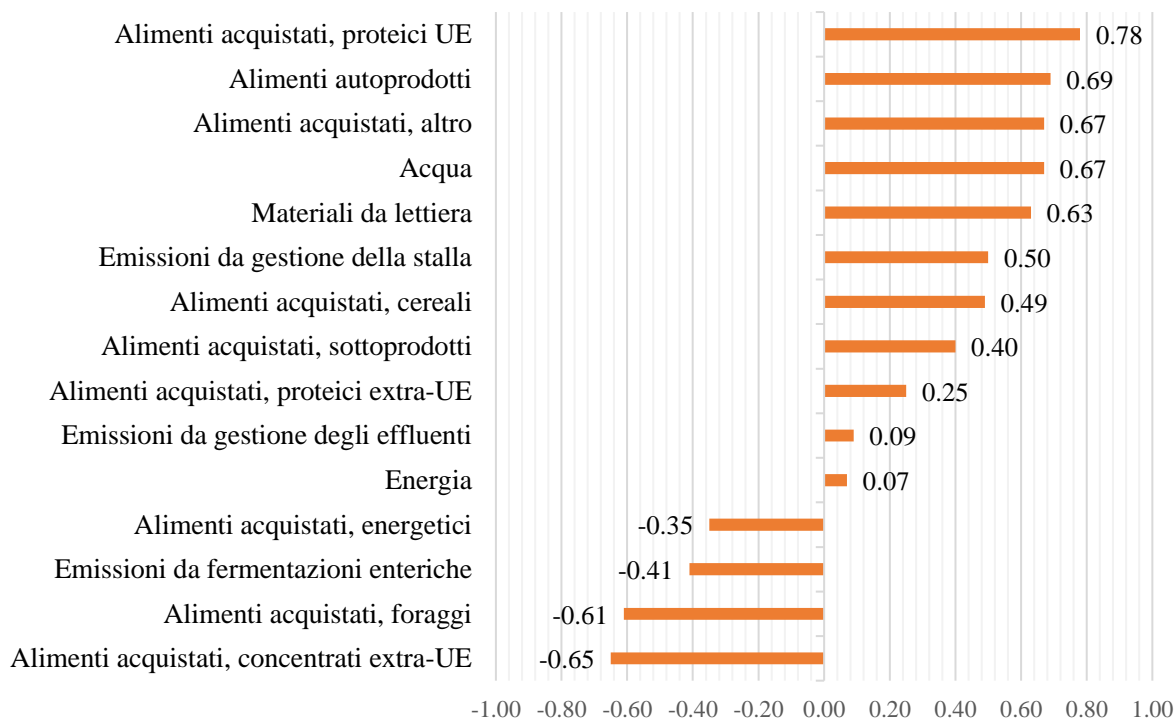


Grafico 36. Contributo delle categorie di impatto alla varianza di LOP (%); post-ottimizzazione.

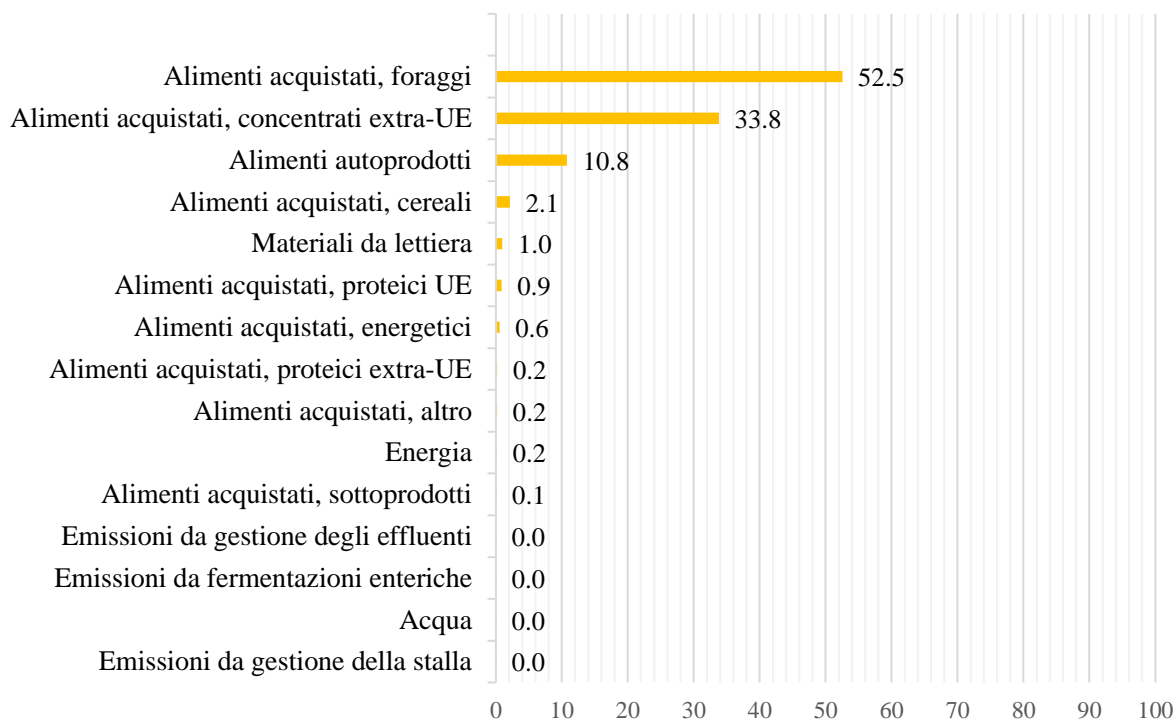


Grafico 37. Variazione di LOP al variare di più o meno una deviazione standard di ciascuna categoria di impatto, valori in Pt; post-ottimizzazione.

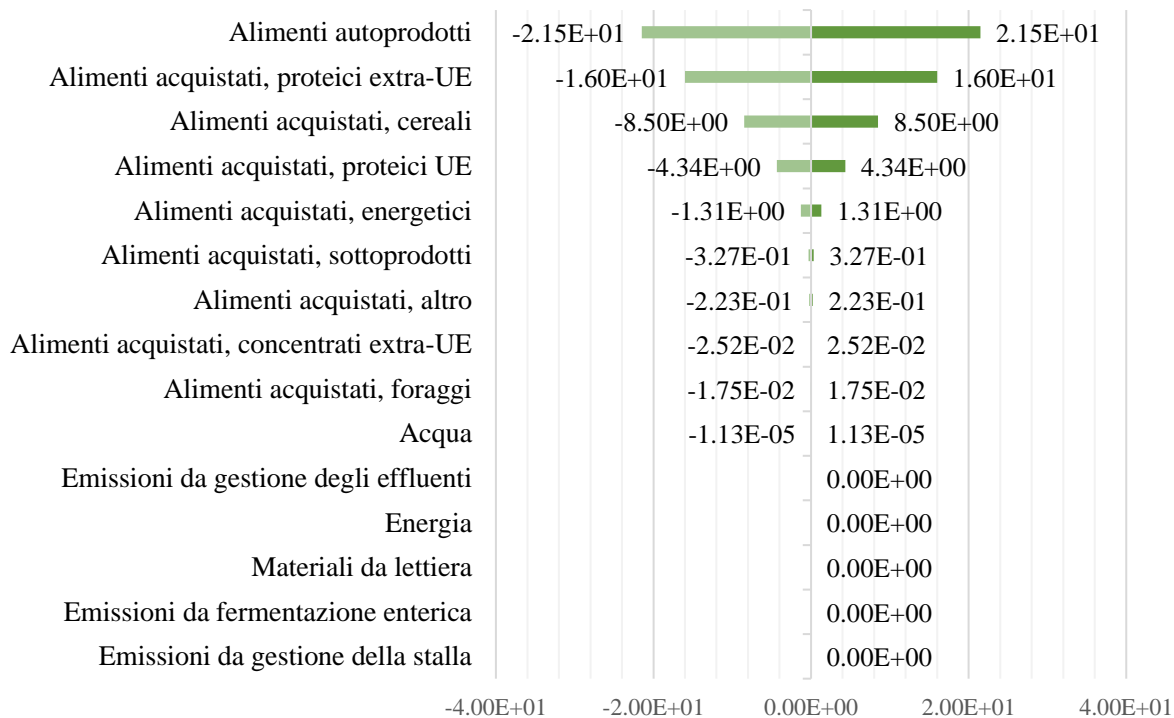


Grafico 38. Correlazione delle categorie di impatto con LOP; post-ottimizzazione.

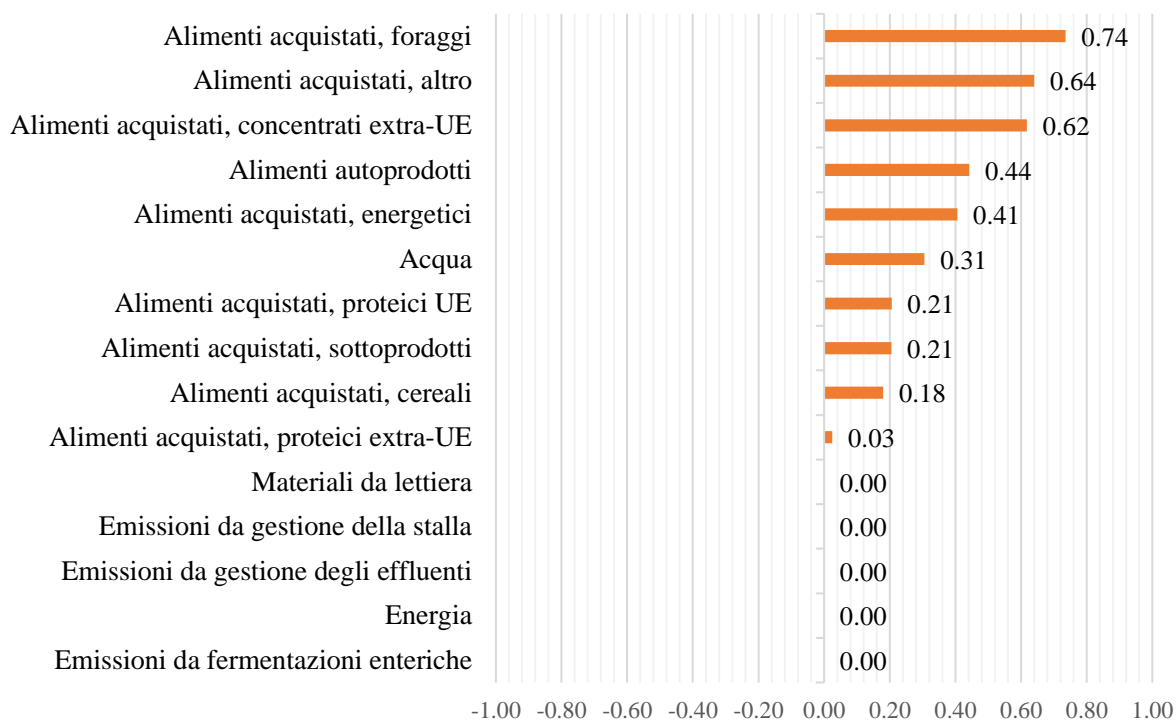


Grafico 39. Contributo delle categorie di impatto alla varianza di POCP (%); post-ottimizzazione.

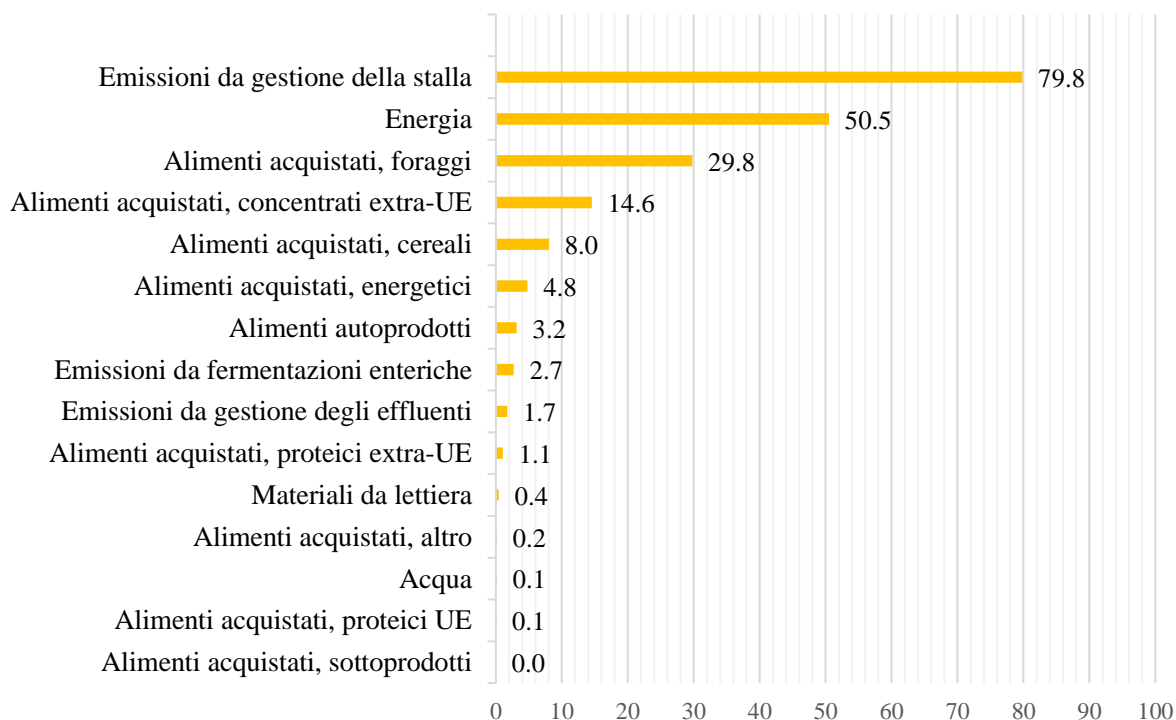


Grafico 40. Variazione di POCP al variare di più o meno una deviazione standard di ciascuna categoria di impatto, valori in kg NMVOC-eq.; post-ottimizzazione.

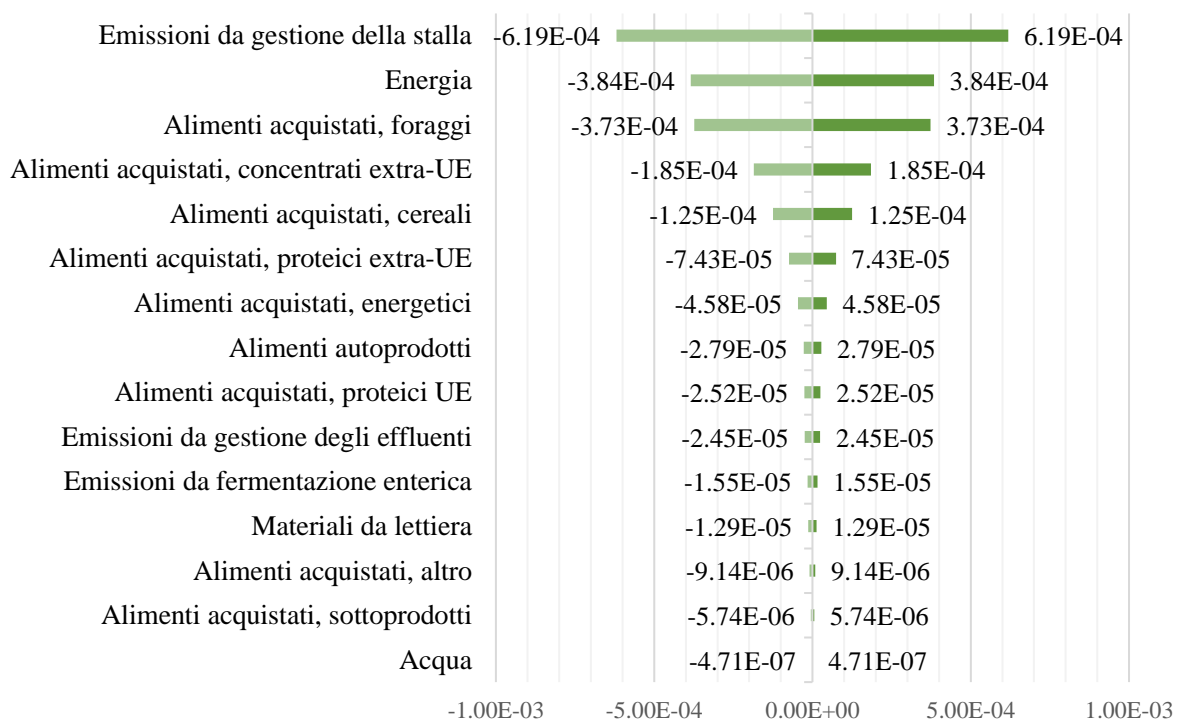


Grafico 41. Correlazione delle categorie di impatto con POCP; post-ottimizzazione.

