

Verso un modello integrato energetico-ambientale: sviluppi metodologici e confronto fra approcci

Elena De Angelis, Matteo Paolo Costa, Laura Zecchi

2023

Progetto Scenari energetici e supporto alla governance

Piano Triennale di Realizzazione 2022-2024 della Ricerca di Sistema Elettrico Nazionale



Accordo di programma 2022-2024 con il Ministero dell'Ambiente e della Sicurezza Energetica per le attività di ricerca e sviluppo di interesse generale per il sistema elettrico nazionale.

Progetto Scenari energetici e supporto alla governance

Work Package WP 1 - Scenari e supporto alla governance

Linea di Attività LA 1.04 - Scenari energetici e ambiente (2023): Versione integrata preliminare del modello IAM, analisi LCA al 2021, metrica della circolarità per il sistema elettrico nazionale

Codice identificativo RT-2.2-1.04-2

Titolo: Verso un modello integrato energetico-ambientale: sviluppi metodologici e confronto fra approcci

Autori: Elena De Angelis, Matteo Paolo Costa, Laura Zecchi (Università di Brescia)

Verificatori: Guido Pirovano

Approvatori: Alberto Gelmini, Michele de Nigris

Tipologia di documento: RAPPORTO

Data di emissione: 29/12/2023

Note: prima emissione

© Copyright 2023 by Ricerca sul Sistema Energetico-RSE S.p.A.

Contributo/i liberamente utilizzabile/i a condizione che venga chiaramente e visibilmente citata la società titolare.

Per la tutela dell'ambiente, prima di stampare questo documento pensa bene se è veramente necessario.

Ricerca sul Sistema Energetico – RSE S.p.A.

Società con unico socio soggetta alla direzione e al coordinamento di GSE S.p.A. - Sede Legale - 20134 Milano - Via R. Rubattino, 54
Tel. +39 023992.1 - Fax +39 023992.5370 - PEC rse@legalmail.it
Reg. Imprese di Milano, P.IVA e C.F. 05058230961
R.E.A. di Milano n. 1793295 – Cap. Soc. € 1.100.000 i.v.



INDICE

INDICE	3
SOMMARIO.....	4
1 - INTRODUZIONE	5
2 - DEFINIZIONE E STIMA DEGLI INDICATORI DI IMPATTO PER L'INTEGRAZIONE CON IL MODELLO ENERGETICO	8
2.1 Metodologia per il calcolo dei costi sanitari	8
2.1.1 <i>Stima di impatto sulla salute</i>	8
2.1.2 <i>Calcolo dei costi sanitari</i>	9
2.2 Calcolo dei costi per unità di energia in SIMBAD	10
2.3 Analisi dei risultati	11
3 - INTEGRAZIONI DELLE BASI DATI RELATIVE AI COSTI DELLE TECNOLOGIE	16
3.1 Tipologie di misure di abbattimento delle emissioni	16
3.2 Costi delle misure di abbattimento delle emissioni	16
3.2.1 <i>Settore del trasporto su strada</i>	19
3.2.2 <i>Riscaldamento residenziale a biomassa</i>	20
3.2.3 <i>Industria e produzione termoelettrica</i>	21
4 - CONFRONTO CON IL MULTI-DIMENSIONAL AIR QUALITY SYSTEM (MAQ)	27
4.1 Metodologia del Multi-dimensional Air Quality system	27
4.1.1 <i>Funzione obiettivo, variabili di controllo e vincoli</i>	27
4.1.2 <i>Modello semplificato emissioni-concentrazioni: le reti neurali</i>	30
4.2 Impatti sanitari	31
4.3 Dataset di input	32
4.3.1 <i>Emissioni</i>	33
4.3.2 <i>Concentrazioni</i>	34
4.4 Applicazioni	35
4.4.1 <i>Scenario 1</i>	36
4.4.2 <i>Scenario 2</i>	38
4.4.3 <i>Scenario 3</i>	40
4.4.4 <i>Scenario 4</i>	43
4.5 Discussione dei risultati	45
5 - CONCLUSIONI	49
6 - BIBLIOGRAFIA	51
7 - APPENDICE	54
8 - ACRONIMI	56



SOMMARIO

L'obiettivo triennale delle attività di ricerca è il potenziamento degli strumenti modellistici ambientali a supporto della pianificazione del sistema energetico, con il fine di implementare un modello di valutazione integrato (*Integrated Assessment Model*, IAM) che permetta la valutazione di strategie energetiche e politiche ambientali a scala nazionale, tenendo conto anche degli impatti sanitari legati all'inquinamento atmosferico.

Il presente rapporto analizza le possibili metodologie per l'implementazione di un modello energetico-ambientale integrato, sviluppato a partire da un modello energetico esistente, TIMES, e un modello semplificato di qualità dell'aria. Si descrive la stima degli indicatori di impatto per l'integrazione con il modello energetico, effettuata facendo un'analisi sui costi sanitari per unità di energia. Il calcolo di questi costi è uno degli step necessari al passaggio del modello energetico-ambientale da *armonizzato* ad *integrato*. Inoltre, i costi sanitari possono essere ridotti, non solo intervenendo sul sistema energetico, ma anche riducendo le emissioni allo scarico. Si è quindi effettuata una ricerca preliminare sulle basi di dati relative alle tecnologie di abbattimento delle emissioni nell'ipotesi di implementarle in futuro nel modello integrato.

Le attività descritte nel rapporto hanno beneficiato della collaborazione con l'*Integrated Assessment Modeling Lab* dell'Università degli Studi di Brescia. Attraverso un percorso di tirocinio, è stato possibile confrontare la catena modellistica di RSE con un modello IAM consolidato, il *Multidimensional Air Quality system* (MAQ). Questa collaborazione ha consentito di valutare come le incertezze legate ai diversi moduli dei sistemi armonizzati/integrati possano influenzare il processo decisionale. Infatti, viene presentata un'analisi dettagliata di confronto tra il modello MAQ e il modello sviluppato in RSE SIMBAD-HAM sia in termini metodologici che di dataset utilizzati. Il confronto tra le due metodologie è approfondito attraverso la proposta di quattro scenari, due di tipo energetico, legati allo sviluppo delle Comunità Energetiche (scenario 1 e 2) e due sulla pianificazione della qualità dell'aria (scenari 3 e 4), che mostrano come un approccio di ottimizzazione multi-obiettivo possa identificare politiche efficienti nella mitigazione dell'inquinamento atmosferico.

Keywords: qualità dell'aria, modellistica integrata, modelli d'impatto sulla salute, air quality, integrated assessment modelling, health impact models.

1 - INTRODUZIONE

L'obiettivo triennale dell'attività di ricerca del filone di attività "Scenari e ambiente" include anche il potenziamento degli strumenti modellistici ambientali a supporto della pianificazione del sistema energetico.

La modellistica integrata è un valido strumento per la valutazione dei sistemi ambientali e delle interazioni con il sistema energetico, sociale ed economico. Nei modelli energetico-ambientali impiegati per le analisi di scenario a supporto delle politiche energetiche, si adottano approcci di tipo "*bottom-up*", sia per fornire una rappresentazione accurata delle componenti tecnologiche del sistema energetico che per esplicitare le molteplici connessioni tra tecnologie, materie prime e fattori chiave che influenzano l'evoluzione del sistema. Tra i modelli di rilievo, spiccano quelli basati sul generatore di modelli MARKAL/TIMES, sviluppato dall'International Energy Agency (IEA). A partire dai dati di input, è possibile rappresentare l'evoluzione su un periodo di uno specifico sistema energetico-ambientale a livello globale, multiregionale, nazionale, statale/provinciale o comunitario. Esempi includono il modello globale TIAM, modelli multiregionali europei come il Pan European Times Model (PET) e il JRC-EU-TIMES model, oltre a modelli configurati a livello di singolo stato. A livello nazionale, RSE usa il modello nazionale TIMES RSE [1]. Per poter considerare, nella valutazione economica implementata in TIMES, anche gli impatti del sistema energetico sulla qualità dell'aria e di conseguenza sulla salute umana, è necessario considerare approcci di modellistica integrata che includano anche il calcolo degli indicatori di inquinamento atmosferico, a partire dai livelli di attività antropica determinati dai consumi calcolati con il modello energetico. Un esempio di integrazione di modelli è dato dalla catena modellistica usata dalla Commissione Europea per la valutazione d'impatto di diversi scenari di policy, mostrata nella Figura 1.1. Focalizzandoci strettamente sui modelli energetici e ambientali vediamo come uno dei modelli di riferimento per le policy europee sulla qualità dell'aria sia GAINS (Greenhouse Gas - Air Pollution Interactions and Synergies) [2], sviluppato dall'International Institute of Applied System Analysis (IIASA). GAINS definisce politiche ottime di qualità dell'aria sulla base di scenari di evoluzione energetica definiti dal modello PRIMES, un sistema di modellizzazione dell'equilibrio parziale che simula un equilibrio di mercato energetico nell'Unione Europea e in ciascuno dei suoi Stati membri [3]. Il lavoro RSE si inserisce in questo contesto di ricerca, con l'obiettivo di integrare l'esistente modello energetico TIMES RSE con un modello ambientale, per la valutazione di politiche energetico-ambientali a scala nazionale.

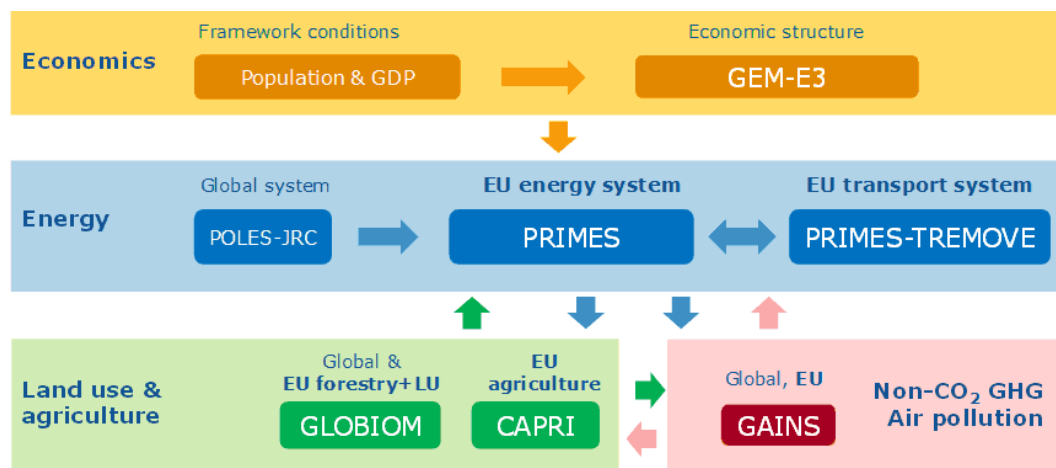


Figura 1.1 - Connessione tra i modelli utilizzati dalla Commissione Europea per la valutazione di politiche energetico-ambientali.



Nel precedente triennio di ricerca (2019-2021) è stata sviluppata e implementata una prima versione del modello armonizzato (SIMBAD Harmonised Assessment Model, SIMBAD-HAM) in grado di valutare attraverso un approccio *off-line* l'impatto sulla qualità dell'aria di politiche energetiche [4], [5], [6]. La catena modellistica armonizzata permette di collegare il modello semplificato di qualità dell'aria SIMBAD (Simplified Air Quality Model based on DDM, [4]) sviluppato in RSE all'esistente modello energetico TIMES RSE. La catena modellistica di SIMBAD-HAM, armonizzata a TIMES RSE, è strutturata sui seguenti moduli:

- Emissivo: calcolo delle emissioni di inquinanti atmosferici conseguenti all'input energetico definito dal modello energetico TIMES RSE.
- Qualità dell'aria: calcolo della variazione nei campi di concentrazione dei principali inquinanti atmosferici grazie a un modello semplificato emissioni-concentrazioni (SIMBAD).
- Impatti sanitari: definizione degli impatti sulla salute umana dovuti all'esposizione a concentrazioni di PM_{2,5} e NO₂ e valutazione economica di tali impatti.

Tutti i moduli sono autoconsistenti ma collegati e armonizzati tra loro, in quanto le diverse basi dati fornite in input ai vari moduli e le variabili che collegano l'uno all'altro, a partire dal modello energetico, sono coerenti.

L'attuale triennio di ricerca (2022-2024) ha l'obiettivo di implementare, a partire dalla catena modellistica esistente, un modello di valutazione integrato (Integrated Assessment Model, IAM) che permetterà di realizzare, in un unico processo, analisi costi-efficacia per la definizione e valutazione integrata di strategie energetiche e politiche ambientali a scala nazionale e regionale, tenendo conto anche degli impatti sanitari legati alla qualità dell'aria.

Nella prima annualità del triennio sono state svolte alcune attività propedeutiche all'evoluzione vera e propria della catena modellistica da armonizzata a integrata; è stato aggiunto il settore industriale ai settori emissivi già investigabili dal modello armonizzato ed è stato validato il modello semplificato emissioni-concentrazioni confrontandone i risultati con quelli ottenuti da una serie di simulazioni condotte con il modello di riferimento CAMx [7].

Nella seconda annualità sono stati affrontati due principali argomenti di ricerca:

1. un ulteriore sviluppo della catena modellistica SIMBAD-HAM, con l'introduzione preliminare di una metodologia per la valutazione di scenari a scala nazionale riferiti alle condizioni di riferimento in anni futuri e la valutazione di indicatori di tipo short-term, quali ad esempio i superamenti del valore limite EU della media giornaliera delle concentrazioni di particolato atmosferico (argomento trattato nel rapporto RdS "Modello armonizzato energetico-ambientale: sviluppi 2023 e applicazioni" [8]);
2. una valutazione preliminare della versione integrata del modello energetico-ambientale, oggetto di questo rapporto, che include sia l'analisi di indicatori di impatto e database per l'integrazione di SIMBAD con TIMES RSE che la valutazione di metodologie di integrazione tramite il confronto con un IAM per la qualità dell'aria consolidato, il Multidimensional Air Quality (MAQ) system.

In questo rapporto si descrivono le analisi fatte e le attività svolte nell'ambito del percorso verso una prima versione del modello integrato.

Il capitolo 2 introduce la definizione e la stima degli indicatori di impatto per l'integrazione di SIMBAD con TIMES RSE. Dopo una breve sintesi della metodologia sviluppata in RSE [5], [6], basata su letteratura scientifica consolidata, per il calcolo degli impatti sanitari dell'inquinamento atmosferico e i relativi costi, si propone una stima dei costi sanitari dovuti alle emissioni di inquinanti per unità di energia. Questo genere di costi potrà essere usato per l'integrazione delle informazioni prodotte da SIMBAD-HAM nel modello energetico TIMES. Nel capitolo 3 si riporta una ricerca preliminare delle basi di dati relative alle tecnologie di abbattimento delle emissioni: i costi sanitari potrebbero essere abbattuti non solo agendo sul sistema energetico (TIMES) ma anche riducendo le emissioni allo scarico. Si descrive quindi



brevemente l'analisi dei database disponibili e delle tecnologie implementabili in futuro nel modello. Le attività descritte in questo rapporto sono state arricchite dalla collaborazione con l'*Integrated Assessment Modeling Lab* del Dipartimento di Ingegneria Meccanica e Industriale dell'Università degli Studi di Brescia, dove tramite un'attività di tirocinio in un percorso di dottorato, è stato possibile confrontare la catena modellistica di RSE con un IAM di qualità dell'aria già ampiamente usato e consolidato, il Multidimensional Air Quality system (MAQ) [9]. Questo ha permesso di valutare come le incertezze legate ai diversi moduli dei sistemi armonizzati/integrati possano impattare sul processo decisionale. Nel capitolo 4 si riporta questa analisi di confronto: dopo una presentazione metodologica del modello MAQ si analizzano i dataset di input usati nei due sistemi modellistici, mettendo in evidenza somiglianze e discrepanze, ed evidenziando la diversità dei due approcci: MAQ è un modello a scala regionale, costruito con un approccio bottom-up (sia per le emissioni che per i livelli di attività e le tecnologie). È un modello integrato di qualità dell'aria, che quindi incide sia sui consumi energetici (la riduzione delle attività antropiche che causano emissioni) sia direttamente sulle emissioni "allo scarico". I livelli di attività sono adattati a scala regionale a partire da uno scenario energetico predefinito a scala nazionale. Il modello SIMBAD-HAM invece è progettato per la scala nazionale, si basa su politiche energetiche nazionali definite dal modello TIMES, con l'obiettivo finale del triennio di poter includere nell'ottimizzazione di TIMES anche la valutazione economica degli impatti sulla qualità dell'aria. Il modello SIMBAD-HAM, che ha lo scopo di valutare le politiche energetiche, è focalizzato sui principali settori legati alla combustione (termoelettrica, residenziale, industriale, dei veicoli). Il confronto tra le due metodologie è stato ulteriormente approfondito con la proposta di 4 scenari sia energetici (scenario 1 e scenario 2) che di sola pianificazione della qualità dell'aria (scenari 3 e 4).

2 - DEFINIZIONE E STIMA DEGLI INDICATORI DI IMPATTO PER L'INTEGRAZIONE CON IL MODELLO ENERGETICO

L'integrazione del modello armonizzato SIMBAD-HAM nel modello energetico TIMES-RSE richiede la stima di indicatori di costi ambientali che quantifichino gli impatti sanitari dell'inquinamento atmosferico derivanti da diversi scenari energetici. Affinché la stima di tali costi sia congruente con la formulazione del modello energetico, essi vanno espressi in termini monetari per unità di energia. A tale scopo sono state impostate le elaborazioni per poter estrarre una stima di questi valori per ogni settore di attività e combustibile attualmente implementati e validati in SIMBAD:

- Trasporto stradale
- Produzione termoelettrica
- Riscaldamento residenziale
- Industria

La metodologia applicata per la stima dei costi segue l'approccio dei percorsi degli impatti, basata sugli studi prodotti dai progetti ExternE [10] e NEEDS [11], e riportata nel manuale comunitario sui costi esterni dei trasporti [12]. In Figura 2.1 si riporta lo schema dell'*Impact Pathway Approach* con l'aggiunta esplicita dei *drivers*, ossia le attività antropiche che causano le emissioni, per la quale sono stati calcolati i costi. Infatti, rispetto alle metodologie citate, in questo caso si sono voluti stimare i costi per unità di attività (energia in PJ o GWh, trasporti in km percorsi) così da poter calcolare un valore direttamente integrabile nel modello energetico. In questo capitolo si riporta brevemente la metodologia implementata nel modulo di stima degli impatti sulla salute, che è stata ampiamente descritta nei precedenti rapporti del precedente ciclo di Ricerca di Sistema [5], [6]. A seguire viene descritta l'impostazione definita per il calcolo dei costi sanitari per unità di energia ed effettuato un confronto con i costi proposti per alcuni settori dal manuale comunitario e ripresi anche in [13].

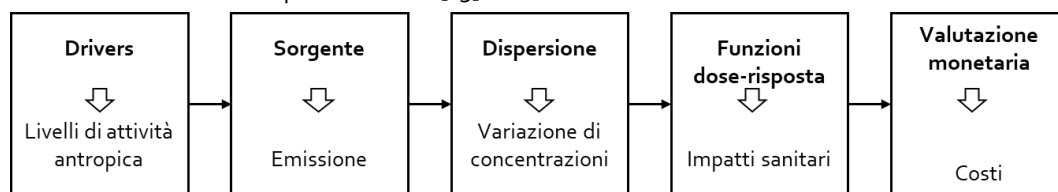


Figura 2.1 - Schema dei percorsi degli impatti adattato a partire da quello proposto dal manuale comunitario per i trasporti [12].

2.1 Metodologia per il calcolo dei costi sanitari

Le funzioni di impatto stimano l'incidenza sulla salute umana di una alterazione della qualità dell'aria associando un determinato effetto sulla salute alla variazione di concentrazione di un inquinante. Altre variabili necessarie alla stima dell'impatto sono la popolazione, intesa come numero di abitanti per unità di territorio e sua distribuzione in classi di età, e il tasso di incidenza complessivo di un determinato effetto sulla salute.

2.1.1 Stima di impatto sulla salute

Gli indicatori di salute sono molteplici e si basano sia sul tasso di mortalità che di morbidità (ad esempio, mortalità prematura, ricoveri ospedalieri etc.). L'impatto della variazione di concentrazione $\Delta \bar{C}$ su un determinato indicatore di salute k può essere calcolato avvalendosi di una funzione log-lineare, secondo l'Eq. 2.1:

$$HI_k = P \cdot r_k \left(1 - \frac{1}{e^{\beta_k \Delta C}}\right) \quad 2.1$$

Dove HI_k è la variazione dell'indicatore di impatto k dovuta ad una variazione di concentrazione ΔC rispetto ad una situazione di riferimento, P è la popolazione residente, β_k è un parametro che tiene conto della sensitività dell'impatto dell'indicatore di salute k alla variazione di concentrazione ΔC e r_k è il tasso di incidenza dell'indicatore k nella situazione di riferimento. Nel modello è attualmente implementato il calcolo della mortalità prematura (quindi $k=1$), dove il valore del parametro β è direttamente legato al rischio relativo RR , come espresso nell'Eq. 2.2.

$$RR = \frac{r_{BC}}{r_{SC}} = e^{\beta_k \Delta C} \quad 2.2$$

r_{BC} è il tasso di incidenza per un contesto di riferimento mentre r_{SC} è il tasso di incidenza di uno scenario definito a cui corrisponde una variazione di concentrazione ΔC . La mortalità prematura è un effetto dell'esposizione a lungo termine quindi la variazione di concentrazione ΔC va intesa su base media annua. In letteratura si riportano i valori di rischio relativo per una variazione di $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (RR_{10}), quindi il parametro β può essere calcolato come espresso nell'Eq. 2.3.

$$\beta = \frac{\ln(RR_{10})}{10} \quad 2.3$$

Nel modulo degli impatti sanitari implementato in SIMBAD-HAM si calcolano gli impatti sulla salute in termini di mortalità utilizzando i coefficienti di rischio relativo riportati nella Tabella 2.1. Per il $\text{PM}_{2,5}$ il Rischio Relativo (RR) è stato ripreso dal progetto HRAPIE dell'OMS [14], si applica per qualsiasi valore di concentrazione. Per l' NO_2 , lo studio propone un RR_{10} di 1,055 per $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ per livelli di concentrazione che eccedono i $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ per adulti con età superiore ai 30 anni, ma evidenzia il problema del doppio conteggio quando si stimano gli impatti combinati di $\text{PM}_{2,5}$ e NO_2 . Quindi, in linea con quanto riportato nei precedenti rapporti della RdS [6], si utilizza il valore proposto in [15] per aggirare il problema del doppio conteggio, pari a 1,00764.

Tabella 2.1 - Coppie di inquinanti-effetti implementate in SIMBAD-HAM e valori di RR e β per la mortalità prematura causata dall'inquinamento atmosferico.

Inquinante	Impatto sanitario	Età	RR per $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$	β per $\mu\text{g}/\text{m}^3$
$\text{PM}_{2,5}$	Mortalità prematura	30+	1,062 (1,040–1,083)	0,006 (0,0039–0,0080)
NO_2	Mortalità prematura	Tutte	1,00764	0,00076

L'implementazione di un algoritmo di stima d'impatto all'interno del modello si basa, in termini pratici, nello sviluppo di un modulo che permetta di applicare le funzioni d'impatto ai valori di concentrazione e popolazione mediati sulle celle della griglia regolare del dominio di calcolo. Nel caso di SIMBAD-HAM il dominio copre l'intero territorio italiano con una risoluzione spaziale di 4 km. Gli indicatori vengono quindi calcolati su ciascuna cella utilizzando i dati di concentrazione e popolazione come input.

2.1.2 Calcolo dei costi sanitari

Per poter completare la stima di impatto sulla salute con una valutazione di tipo monetario, si trasforma l'indicatore che tiene conto delle morti premature M in una variabile economicamente quantificabile, come gli anni di vita persi (*Years of Life Lost*, $YOLL$) tramite l'Eq. 2.4, dove M_i e LE_i sono rispettivamente il numero di decessi prematuri e l'aspettativa di vita all'età i .

$$YOLL = \sum_{i=1}^{i_{max}} M_i \cdot LE_i \quad 2.4$$

Il numero di decessi prematuri M_i è una metrica stimata dal modulo di impatti sulla salute mentre l'aspettativa di vita all'età i è un dato di tipo statistico. Nel modulo di impatti attualmente implementato i dati di aspettativa di vita, necessari per il calcolo degli anni di vita persi, sono stati estratti dal database ISTAT per il 2011 con risoluzione spaziale provinciale e classi d'età annuali.

Il calcolo dei costi si basa su una funzione di monetizzazione, che ha lo scopo di attribuire un valore economico ad un anno di vita perso. In SIMBAD-HAM è stato usato un valore derivato da un approccio VOLY (Value of a Life Year Lost), cioè si quantifica l'ammontare di denaro che una comunità di persone è disposta a pagare per un anno di aspettativa di vita addizionale. Nel manuale comunitario sui costi dei trasporti [12] si propone un valore pari a 70.000 €₂₀₁₆ per gli stati membri dell'Unione Europea, questo è stato inserito nel modello armonizzato calcolando i costi sanitari finali HC come riportato nell'Eq. 2.5.

$$HC = YOLL \cdot 70.000 \text{ €}_{2016}$$

2.5

2.2 Calcolo dei costi per unità di energia in SIMBAD

Lo studio dei costi per unità di energia in SIMBAD-HAM è stato impostato per poter derivare il costo di una unità di energia, che varia in base all'attività antropica considerata. Le attività antropiche analizzate sono quelle al momento pienamente implementate nel modello armonizzato:

1. Il trasporto stradale, suddiviso per tipologia di veicoli (mezzi commerciali pesanti, mezzi commerciali leggeri, auto, cicli e motocicli) e per combustibile (benzina, gasolio e GPL). Per questo settore l'unità di misura dell'attività è il totale nazionale delle percorrenze annuali per tutti i veicoli (10^9 veic_km)
2. La produzione di energia negli impianti termoelettrici, dettagliata per tipologia di combustibile: gas naturale, gas derivato, carbone, olio combustibile, idrocarburi pesanti e diesel.
3. Il riscaldamento residenziale diviso in riscaldamento a biomassa e non (gas naturale, gasolio e GPL).

Tabella 2.2 - Settori, tipologia di attività e combustibile trattati in SIMBAD per il calcolo dei costi unitari.

Settore	Tipo	Combustibile
MSo2Bio	Commerciale/istituzionale	Biomassa
MSo2Bio	Residenziale	Biomassa
MSo2Bio	Agricoltura/silvicoltura/acquacoltura	Biomassa
MSo2noBio	Commerciale/istituzionale	Gasolio
MSo2noBio	Commerciale/istituzionale	Gas naturale
MSo2noBio	Commerciale/istituzionale	GPL
MSo2noBio	Residenziale	Gasolio
MSo2noBio	Residenziale	Gas naturale
MSo2noBio	Residenziale	GPL
MSo2noBio	Agricoltura/silvicoltura/acquacoltura	Gas naturale
MSo2noBio	Agricoltura/silvicoltura/acquacoltura	GPL
MSo7	Automobili	Benzina
MSo7	Automobili	Gasolio
MSo7	Automobili	GPL
MSo7	Commerciali leggeri	Benzina
MSo7	Commerciali leggeri	Gasolio



MS07	Commerciali pesanti e autobus	Gasolio
MS07	Ciclomotori e motocicli	Benzina
MS01	Impianti termoelettrici	Gas naturale
MS01	Impianti termoelettrici	Gas derivato
MS01	Impianti termoelettrici	Carbone
MS01	Impianti termoelettrici	Olio combustibile
MS01	Impianti termoelettrici	Idrocarburi pesanti
MS01	Impianti termoelettrici	Diesel

In SIMBAD è possibile definire gli scenari sia in termini di variazioni nelle emissioni di inquinanti che riducendo o aumentando i livelli di attività, a partire dai quali, tramite il modulo emissivo, vengono calcolate le variazioni di emissioni rispetto al caso base [16], che fluiscono in input al modello semplificato emissioni-concentrazioni.

Per poter calcolare il costo per unità di energia, gli scenari sono stati impostati basandosi sul presupposto che la catena modellistica, dai drivers ai costi sanitari, non sia completamente lineare. Questo si traduce nel fatto che il costo unitario associato, ad esempio, ad una riduzione del 25% nell'attività del riscaldamento residenziale a biomassa non è identico a quello calcolato per una riduzione del 90% della stessa attività. Si rimanda alla metodologia semplificata per il calcolo delle concentrazioni, ampiamente approfondita nel rapporto RdS 2022 [7], per ulteriori approfondimenti sulla relazione emissioni-concentrazioni. Anche la relazione tra le concentrazioni e gli impatti sanitari (mortalità), descritta nell'Eq.2.1 non è lineare ma di tipo log-lineare. Al fine di ottenere dunque una stima robusta del costo per unità di energia sono stati impostati 12 run per ogni settore e combustibile riassunti nella

Tabella 2.2, inserendo una riduzione del livello di attività in un range tra 5% e 100%, incrementando del 5% tra 5 e 50% e del 25% a seguire. A partire dai dati di attività derivati dal modulo energetico per il caso base AL_{base} (in unità di attività, ua), il calcolo del costo unitario UC_i dell'attività i -esima dipende dai costi sanitari evitati ΔHC calcolati dal modulo degli impatti (in M€) e dalla percentuale r di riduzione del livello di attività, come esplicitato nell'Eq.2.6. I costi unitari sono espressi in M€/ua.

$$UC_i = \frac{\Delta HC}{AL_{base} \cdot r} \quad 2.6$$

2.3 Analisi dei risultati

I risultati dell'analisi sono riportati nella Tabella 2.3, mentre un grafico riassuntivo dei valori medi per settore è riportato in Figura 2.2. Si vuole sottolineare come le unità di misura delle attività siano diverse tra i tre macrosettori (trasporti, termoelettrico e residenziale), quindi non è metodologicamente corretto confrontare i costi unitari tra i diversi macrosettori. Dai valori medi riportati in Figura 2.2 emerge subito come il settore della produzione termoelettrica abbia costi unitari comunque molto bassi, tra 0,001 e 0,02 M€. Questo perché l'impatto sulla qualità dell'aria (PM_{2,5} e NO₂) delle centrali termoelettriche è in generale molto inferiore rispetto a quello di altri settori, il cui contributo all'inquinamento atmosferico è più decisivo, soprattutto in aree urbane densamente popolate. È doveroso sottolineare come questa conclusione sia legata anche alla scala del modello di qualità dell'aria (nazionale) e alla sua risoluzione spaziale (4 km), che non permettono di cogliere a pieno gli effetti locali di tali sorgenti emissive.

Il settore dei trasporti, rappresentato in verde nel grafico, ha un costo unitario medio per chilometri percorsi pari a 16,7 M€ con un'ampia variabilità (min 2,3 M€, max 70,1 M€). In generale si conclude che i veicoli a gasolio (mezzi pesanti, autobus, auto) hanno costi unitari maggiori. Infatti, sono dovuti a questi veicoli il 93% e l'82% delle emissioni del trasporto stradale rispettivamente di ossidi di azoto (NOX) e di particolato primario (PM₁₀), sia allo scarico che da



usura¹. Osservando nel dettaglio i dati relativi alle tipologie di veicolo emerge come i mezzi pesanti abbiano costi unitari più alti, questo perché i fattori di emissione dei principali inquinanti associati a questi veicoli sono maggiori, a parità di chilometri percorsi rispetto ai veicoli leggeri. Ad esempio il fattore di emissione degli ossidi di azoto dei mezzi commerciali pesanti usato in SIMBAD è pari a 5113 t/10⁹ km*veic, mentre quello dei veicoli commerciali leggeri è quasi un quinto: 1062 t/10⁹ km*veic; quelli del PM10 sono rispettivamente di 140 t/10⁹ km*veic e 71 t/10⁹ km*veic [6].

Nel settore residenziale i costi più alti sono associati alla combustione di biomassa, un combustibile noto per avere degli elevati fattori di emissione di particolato primario [6], infatti il costo unitario medio stimato per la combustione di biomassa nel settore residenziale-commerciale è pari a 45,1 M€/PJ, di due ordini di grandezza maggiore rispetto alle attività che consumano gas naturale.

I costi qui presentati sono, come spiegato, costi sanitari. Quindi dovuti all'impatto che il consumo di una unità di energia ha sulla salute in termini di esposizione all'inquinamento atmosferico dovuto alle concentrazioni di NO₂ e particolato atmosferico. Si vuole osservare come di fatto le attività che emettono più particolato, che ha un rischio relativo nelle funzioni di impatto presentate nel paragrafo 2.1.1 più alto rispetto all'NO₂, abbiano dei costi unitari più elevati.

Sono stati inoltre calcolati i costi per tonnellata di NOX e PM_{2,5} primario emessi per il settore dei trasporti e per il settore del riscaldamento: in questo caso gli scenari creati in SIMBAD prevedono la riduzione del solo precursore interessato per il settore analizzato (trasporto su strada, riscaldamento a biomassa, riscaldamento con altri combustibili). Per il settore del riscaldamento si riportano i risultati nella Tabella 2.4, dove si nota come il costo di una tonnellata di NOX emessa sia circa pari a 0,02 M€, a fronte di una tonnellata di particolato primario il cui costo è un ordine di grandezza maggiore. I dati del trasporto su strada, riassunti nella Tabella 2.5, sono coerenti con quelli del settore residenziale. La differenza tra il costo di una tonnellata di NOX e una di PM può essere dovuta al diverso contributo che questi due precursori hanno nella formazione di particolato e NO₂ in atmosfera e gli impatti sanitari di questi due inquinanti: le concentrazioni di particolato espongono ad una mortalità prematura maggiore rispetto alle concentrazioni di NO₂. Gli ossidi diazoto (NOX) contribuiscono sia alla formazione di NO₂ che di particolato, giocando però un ruolo parziale nella generazione di particolato (secondario) in atmosfera, risultano invece molto incisivi nella formazione di concentrazioni di NO₂. Le polveri hanno, invece, un impatto diretto sulle concentrazioni di PM e, di conseguenza, il costo di una tonnellata emessa è più elevato, poiché gli impatti sulla salute dell'esposizione alle concentrazioni di particolato sono maggiori. Questi risultati sono legati ai coefficienti di rischio relativo (Tabella 2.1) implementati nel modulo degli impatti sulla salute di SIMBAD.

Per quanto riguarda i costi per tonnellata calcolati per il settore trasporti, è stato possibile fare un confronto con il dato di costo dell'inquinamento atmosferico proposto dal manuale comunitario sui costi esterni dei trasporti [12], che appunto riporta i costi per tonnellata di inquinante emesso. Si deve sottolineare come in [12] viene riportato il costo medio dei danni causato dalle emissioni del settore dei trasporti, considerando tutti gli effetti: impatti sulla salute, perdita di colture disponibili, perdita di biodiversità e danni materiali. Inoltre, nel manuale vengono riportati i valori per le città (distinte nel caso del PM in aree metropolitane, con più di 500.000 abitanti, e aree urbane) e per le zone rurali. Questa distinzione non è stata invece calcolata da SIMBAD, per cui si riporta invece un valore medio nazionale per tutte le tipologie di territorio. I valori stimati da SIMBAD sono coerenti con quelli proposti dal manuale, come mostrato nella Tabella 2.5.

Entrambi i valori stimati da SIMBAD sono inferiori a quelli proposti dal manuale comunitario, in quanto considerano solo gli impatti della qualità dell'aria sulla salute umana. Le

¹ Percentuali basate sull'inventario nazionale delle emissioni di inquinanti atmosferici di ISPRA per il 2015.



discrepanze sono legate anche alla diversa catena modellistica, a partire dal calcolo delle concentrazioni fino ai coefficienti di rischio relativo e il costo associato.

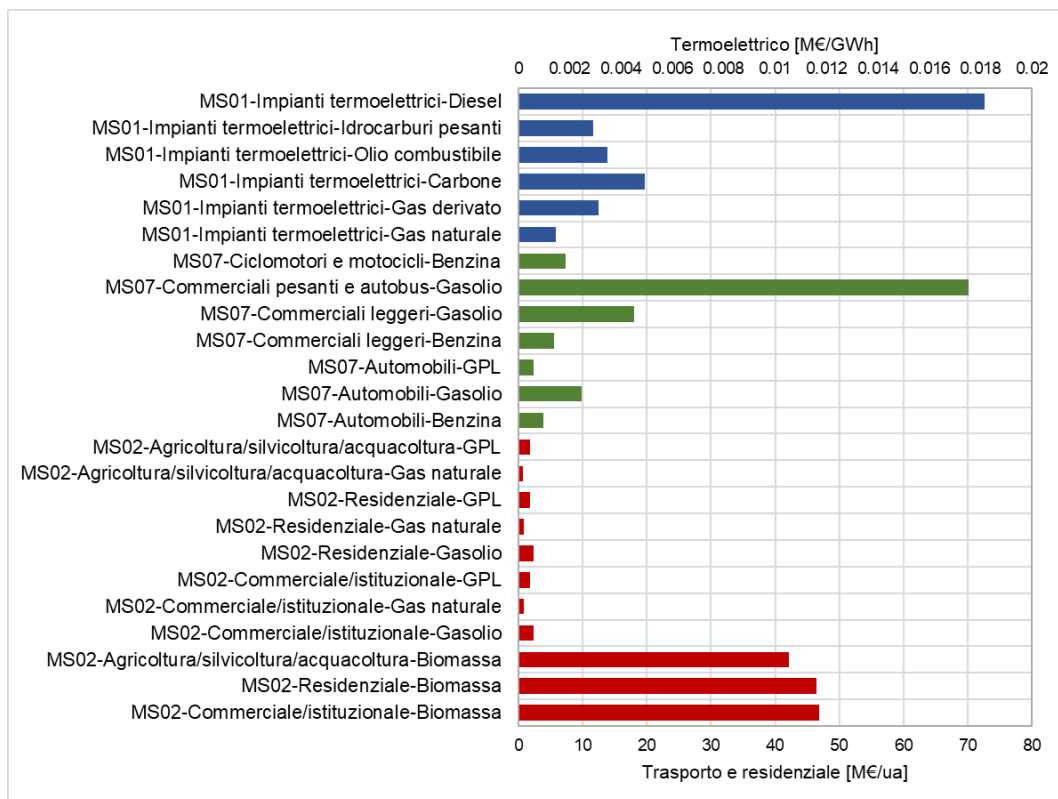


Figura 2.2 - Costi sanitari unitari per attività calcolati da SIMBAD. In rosso il settore del riscaldamento residenziale, in verde il settore dei trasporti e in blu il settore della produzione termoelettrica.

Tabella 2.3 - Costi sanitari (M€) calcolati da SIMBAD per unità di energia per il dominio italiano.

Settore	Tipo	Combustibile	Unità	Min	Max	Media	Mediana
MS02Bio	Commerciale/istituzionale	Biomassa	PJ	46,65	46,90	46,77	46,77
MS02Bio	Residenziale	Biomassa	PJ	45,32	47,25	46,37	46,38
MS02Bio	Agricoltura/silvicoltura/acquacoltura	Biomassa	PJ	41,74	42,42	42,10	42,10
MS02noBio	Commerciale/istituzionale	Gasolio	PJ	2,34	2,43	2,37	2,36
MS02noBio	Commerciale/istituzionale	Gas naturale	PJ	0,78	0,82	0,79	0,78
MS02noBio	Commerciale/istituzionale	GPL	PJ	1,75	1,84	1,78	1,77
MS02noBio	Residenziale	Gasolio	PJ	2,36	2,44	2,37	2,36
MS02noBio	Residenziale	Gas naturale	PJ	0,79	0,83	0,81	0,80
MS02noBio	Residenziale	GPL	PJ	1,76	1,84	1,78	1,77
MS02noBio	Agricoltura/silvicoltura/acquacoltura	Gas naturale	PJ	0,73	0,82	0,77	0,77
MS02noBio	Agricoltura/silvicoltura/acquacoltura	GPL	PJ	1,58	1,82	1,75	1,77
MS07	Automobili	Benzina	10 ⁹ km*veic	3,84	3,95	3,86	3,85
MS07	Automobili	Gasolio	10 ⁹ km*veic	9,74	10,14	9,90	9,87
MS07	Automobili	GPL	10 ⁹ km*veic	2,33	2,39	2,34	2,34
MS07	Commerciali leggeri	Benzina	10 ⁹ km*veic	5,36	5,76	5,54	5,54
MS07	Commerciali leggeri	Gasolio	10 ⁹ km*veic	17,90	18,57	18,08	18,00
MS07	Commerciali pesanti e autobus	Gasolio	10 ⁹ km*veic	68,53	71,85	70,06	69,82
MS07	Ciclomotori e motocicli	Benzina	10 ⁹ km*veic	7,29	7,46	7,32	7,30
MS01	Impianti termoelettrici	Gas naturale	GWh	0,001	0,001	0,001	0,001
MS01	Impianti termoelettrici	Gas derivato	GWh	0,003	0,003	0,003	0,003
MS01	Impianti termoelettrici	Carbone	GWh	0,005	0,005	0,005	0,005
MS01	Impianti termoelettrici	Olio combustibile	GWh	0,003	0,004	0,003	0,003
MS01	Impianti termoelettrici	Idrocarburi pesanti	GWh	0,003	0,003	0,003	0,003
MS01	Impianti termoelettrici	Diesel	GWh	0,000	0,024	0,018	0,020



Tabella 2.4 - Costo sanitario del settore residenziale calcolato da SIMBAD, dettagliato per combustibile, per tonnellata di NOx e PM_{2,5} emessa.

	Costo sanitario del settore residenziale [M€/t]	
	Emissioni di NOx	Emissioni di PM _{2,5}
Biomassa	0,017	0,119
Altri combustibili	0,021	0,121
media	0,019	0,120

Tabella 2.5 - Costo sanitario del settore dei trasporti per tonnellata di NOx e PM_{2,5} emessa.

	Costo sanitario del settore dei trasporti [M€/t]			
	Emissioni di NOx		Emissioni di PM _{2,5}	
	Manuale comunitario [12]	SIMBAD	Manuale comunitario [12]	SIMBAD
aree metropolitane*	-	-	0,409	-
aree urbane	0,025	-	0,132	-
aree rurali**	0,015	-	0,079	-
media	0,020	0,018	0,207	0,101
* Città con popolazione maggiore di 500.000 abitanti				
** Fuori dalle aree urbane				



3 - INTEGRAZIONI DELLE BASI DATI RELATIVE AI COSTI DELLE TECNOLOGIE

Al fine di integrare il modello semplificato di qualità dell'aria e il modello energetico, oltre a stimare i costi ambientali per unità di attività, è necessario costruire un database armonizzato delle tecnologie di abbattimento delle emissioni di inquinanti atmosferici. In questo modo è possibile identificare, in prospettiva, degli scenari che a parità di domanda energetica soddisfatta individuino le soluzioni tecnologiche che minimizzino anche i costi ambientali associati. Grazie al confronto con un modello integrato di qualità dell'aria esistente (capitolo 4) e all'analisi bibliografica, è stato possibile analizzare i dati pubblici messi a disposizione da piattaforme europee per fare una prima valutazione sulle tipologie di misure e il dettaglio delle tecnologie disponibili.

3.1 Tipologie di misure di abbattimento delle emissioni

Le misure di abbattimento delle emissioni che aiutano a ridurre l'esposizione della popolazione all'inquinamento atmosferico e, di conseguenza, gli impatti sanitari, possono essere di diverso tipo e agire sulle attività e i consumi o direttamente sull'emissione "allo scarico" riducendo, a parità di combustibile consumato, le emissioni di inquinanti [2]. Si possono dunque classificare in:

1. Misure allo scarico, "end-of-pipe", che racchiudono quella classe di tecnologie che non riduce i consumi ma direttamente l'emissione finale, abbattendo l'emissione di uno o più inquinanti prima che questa sia rilasciata in atmosfera.
2. Misure energetiche, che impattano direttamente sul consumo, variando il livello di attività e quindi l'intensità e la presenza dell'attività antropica sul dominio di interesse [9]. Le misure energetiche possono essere ulteriormente distinte nelle seguenti tipologie:
 - a. misure di efficienza energetica: riducono i consumi e quindi le emissioni grazie a tecnologie sempre più aggiornate.
 - b. misure di sostituzione ("switch measures"): prevedono la sostituzione di un combustibile con un altro a maggiore efficienza. La richiesta energetica è la medesima, ma il consumo cambia e di conseguenza l'emissione, andando a modificare il combustibile. Un esempio dei primi anni 2000 è stata la diffusione di vetture a GPL o a metano in sostituzione delle tradizionali a benzina.
 - c. misure comportamentali: attività umane che possono ridurre i consumi. Queste possono essere legate a cambiamenti individuali autonomi, a imposizioni normative o a incentivi economici. Ad esempio, nel settore della mobilità ci sono diverse politiche applicabili che incentivino l'utilizzo di mezzi pubblici o mobilità dolce invece del mezzo privato a combustione interna [17], o l'imposizione di limiti di velocità sulle strade a scorrimento per ridurre i consumi di carburante e quindi le emissioni.

3.2 Costi delle misure di abbattimento delle emissioni

La stima dei costi di riduzione dell'inquinamento atmosferico e di implementazione di queste misure dipende dallo stato di sviluppo tecnologico e dall'estensione con cui alcune di queste misure sono già in atto.

Uno dei database più completi e maggiormente utilizzati per l'analisi delle misure di abbattimento delle emissioni è quello fornito dall'International Institute of Applied System Analysis (IIASA) con il modello GAINS (Greenhouse Gas and Air Pollution Interactions and



Synergies)². GAINS è un IAM usato dalla Commissione Europea per la pianificazione della qualità dell'aria su scala continentale, inoltre è impiegato nel contesto della Convenzione internazionale sul trasporto transfrontaliero di inquinanti atmosferici.

In GAINS i costi sono stimati dal punto di vista del decisore pubblico, coerentemente con lo scopo con cui lo strumento è stato sviluppato, quindi con l'obiettivo di fornire degli strumenti per l'allocazione ottimale delle risorse economiche sociali. Il costo annuo totale della tecnologia è dato dalla somma di tre componenti [2]:

- il costo di investimento, che include la spesa di installazione comprensiva di consegna, montaggio, consulenza ingegneristica, eventuali costi del terreno ecc. Il costo di investimento è annualizzato sulla vita tecnica utile della tecnologia.
- Il costo operativo fisso, calcolato come una percentuale del costo di investimento, include manutenzione, tasse e spese amministrative.
- I costi operativi variabili sono correlati al funzionamento dell'impianto e possono includere, ad esempio, richiesta di manodopera aggiuntiva, consumo di elettricità, domanda aggiuntiva di combustibile, risparmio di solventi o benzina ecc.

Il costo delle singole tecnologie tiene conto delle peculiarità dei singoli stati e dei diversi settori, ad esempio la distribuzione degli impianti e il loro utilizzo, la qualità dei combustibili, costo del lavoro e dell'energia. Il costo unitario finale dipende poi dal fattore di emissione, dall'efficienza di rimozione di un dato inquinante e dalla sua applicabilità [18].

Lo IASA mette a disposizione tramite GAINS i dati delle tecnologie di abbattimento delle emissioni di inquinanti atmosferici per paese, inquinante, settore e diversi scenari energetici. In questo rapporto si descrive una selezione di tecnologie che potrebbero essere integrate nel modello semplificato di qualità dell'aria, per valutare i costi connessi all'abbattimento delle emissioni e quindi fornire all'ottimizzatore del modello energetico un costo ambientale che includa sia la spesa tecnologica di abbattimento dell'emissione che quella sociale sanitaria.

I costi unitari delle tecnologie dipendono dall'applicabilità della misura e questo è strettamente legato allo scenario energetico e all'anno a cui fanno riferimento. La seconda edizione del Clean Air Outlook, pubblicata dalla Commissione Europea nel 2021, valuta le prospettive di raggiungimento degli obiettivi sulla riduzione di emissioni imposta dalla National Emission Ceiling Directive per il 2030, considerando l'ambizioso obiettivo "inquinamento zero" del Green Deal europeo e quello del programma "Aria pulita" che entro il 2030 intende dimezzare, rispetto al 2005, l'impatto dell'inquinamento atmosferico sulla salute [19]. Lo scenario proposto da GAINS include le nuove informazioni fornite dagli Stati membri nei loro primi Piani Nazionali di Controllo dell'Inquinamento Atmosferico (NAPCPs) e nelle bozze dei Piani Nazionali per l'Energia e il Clima. Qui si riportano i dati per lo scenario Air Outlook 2 – NAPCP 2030, selezionando le misure applicabili nei settori di interesse del modello armonizzato.

Nella Tabella 3.1 è riportata una sintesi dei costi annui totali delle tecnologie proposte da GAINS per i settori attualmente analizzati da SIMBAD-HAM, dettagliata per settore e combustibile. Il costo totale, come descritto precedentemente in questo capitolo, è composto dal costo di investimento e i costi operativi (fissi e variabili). Risultano esserci ampie possibilità di investimenti tecnologici per l'abbattimento delle emissioni dei combustibili fossili liquidi nel settore dei trasporti, principalmente per i mezzi commerciali leggeri e le auto. 409 M€/anno possono invece essere indirizzati all'abbattimento delle emissioni di camini e stufe a biomassa.

² <https://iiasa.ac.at/models-tools-data/gains>

Tabella 3.1 - Costi totali delle tecnologie al 2030 per settore e combustibile nel in M€/anno. Sono riportati i valori selezionati per le attività nel settore dei trasporti, della produzione termoelettrica e del riscaldamento residenziale/commerciale.

		Biomasse e rifiuti	Comb. foss. liquidi	Comb. foss. gas
Trasporti	Mezzi commerciali pesanti e bus	-	435,15	72,42
	Mezzi commerciali leggeri e auto	-	1136,73	0,00
	Motocicli	-	31,93	0,00
Produzione di energia	Impianti termoelettrici e teleriscaldamento (esistenti)	-	36,94	2,30
	Impianti termoelettrici e teleriscaldamento (nuovi)	50,81	32,30	-
Riscaldamento residenziale/commerciale	Camini e stufe	409,26	-	-
	Caldaie (<50 MW)	0,55	-	-
	Caldaie autonome (<50 kW)	0,04	-	-
	Riscaldamento commerciale/residenziale	-	7,94	172,79

Una sintesi dei macrogruppi di tecnologie disponibili e dei settori e inquinanti a cui sono dedicate è riportata nella Figura 3.1, dove in azzurro sono riportati i gruppi di tecnologie che abbattano principalmente un solo inquinante, in verde invece quelle che permettono di ridurre le emissioni di più precursori.

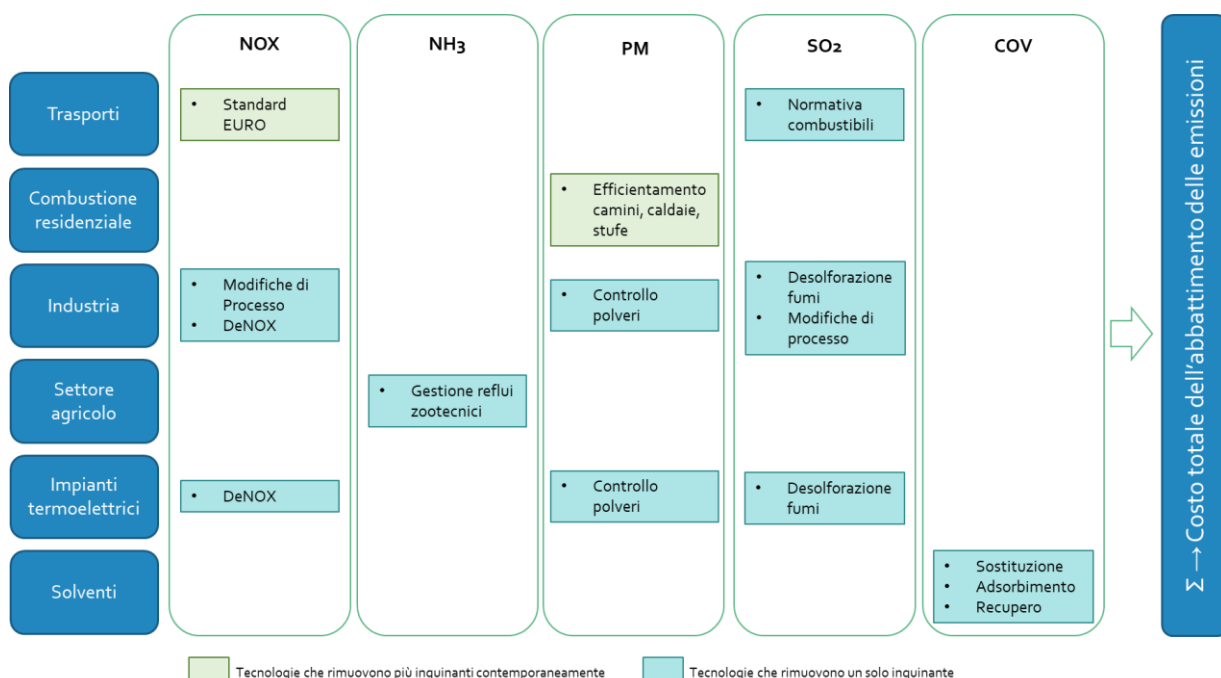


Figura 3.1 - Costi delle misure di abbattimento delle emissioni, schema semplificato della modalità con cui sono riportati nel modello GAINS, adattato da [20].

3.2.1 Settore del trasporto su strada

Le tecnologie del settore dei trasporti sono principalmente legate agli standard europei sulle emissioni inquinanti (classi EURO) che implicano limiti sui fattori di emissione di particolato atmosferico (PM) e ossidi di azoto (NOx) sempre più stringenti all'aumentare della classe. In Tabella 3.2 e Tabella 3.3 sono riportati i limiti sui fattori di emissione del PM e degli NOx per i veicoli leggeri per il trasporto passeggeri (auto) e quelli per il trasporto merci. Nella Tabella 3.2 si riportano anche i limiti proposti (ancora in fase di consultazione ed approvazione) per il 2030, gli Euro 7, che prevederanno un'ulteriore riduzione delle emissioni di ossidi di azoto nei motori diesel, oltre ad una diminuzione del limite per il PM. Altre tecnologie per i motori a combustione interna sono legate alle sempre minori emissioni di SO₂, come l'utilizzo di formulazioni diesel a basso contenuto di zolfo per i mezzi pesanti. Il contenuto di zolfo nei combustibili per l'autotrazione è drasticamente diminuito dagli anni novanta in poi, questo parametro è stato infatti ridotto di duecento volte passando da 2000 mg/kg a 10 mg/kg. L'abbattimento dei solfati che si formano durante la combustione del gasolio nel motore causa una diminuzione dell'emissione del particolato nei gas di scarico e riduce anche l'emissione di anidride solforosa e di acido solforico, responsabili della formazione di particolato secondario in atmosfera.

Tabella 3.2 - Standard europei sulle emissioni di NOx e PM₁₀ (fattori di emissione in mg/km) dei veicoli leggeri per il trasporto passeggeri.

Stage	Accensione comandata (benzina, GPL, metano)		Accensione spontanea (diesel)		Normativa di riferimento
	NOx	PM	NOx	PM	
Euro 1	-	-	-	140	direttiva 91/441/EEC e 93/59/EEC
Euro 2	-	-	-	80	direttiva 94/12/EC e 96/69/EC
Euro 3	150	-	500	50	direttiva 98/69/EC e 2002/80/EC
Euro 4	80	-	250	25	direttiva 98/69/EC e 2002/80/EC
Euro 5	60	5	180	5	direttiva 715/2007
Euro 6	60	5	80	5	direttiva 715/2007
Euro 7	60	4,5	60	4,5	proposta

Tabella 3.3 - Standard europei sulle emissioni di NOx e PM₁₀ (fattori di emissione in mg/km) dei veicoli leggeri per il trasporto merci.

Classe veicolo	Stage	Accensione comandata (benzina, GPL, metano)		Accensione spontanea (diesel)	
		NOx	PM	NOx	PM
N ₁ , Classe I	Euro 1	-	-	-	140
≤1305 kg	Euro 2	-	-	-	80
	Euro 3	150	-	500	50
	Euro 4	80	-	250	25
	Euro 5	60	5	180	5
	Euro 6	60	5	80	5
N ₁ , Classe II	Euro 1	-	-	-	190



1305-1760 kg	Euro 2	-	-	-	120
	Euro 3	180	-	650	70
	Euro 4	100	-	330	40
	Euro 5	75	5	235	5
	Euro 6	75	5	105	5
N₁ , Classe III	Euro 1	-	-	-	250
>1760 kg	Euro 2	-	-	-	170
	Euro 3	210	-	780	100
	Euro 4	110	-	390	60
	Euro 5	82	5	280	5
	Euro 6	82	5	125	5
N₂	Euro 5	82	5	280	5
	Euro 6	82	5	125	5

3.2.2 Riscaldamento residenziale a biomassa

Le misure di abbattimento delle emissioni di particolato nel settore del riscaldamento a biomassa sono sia di tipo energetico (efficientamento, installazione di nuovi impianti), ovvero sia prevedono un miglioramento dei consumi e di conseguenza una riduzione delle emissioni, sia di tipo "end-of-pipe", che quindi riducono direttamente l'emissione, come i sistemi di abbattimento delle polveri sottili. A queste tecnologie sono associate diverse efficienze di rimozione delle emissioni di particolato atmosferico, come riassunto a titolo di esempio nella

Tabella 3.4. I camini a legna possono essere ad alta efficienza e di nuova installazione oppure già installati ma migliorati con tecnologie che aumentino l'efficienza richiedendo meno legna per fornire lo stesso calore: design a convezione a doppia parete, coibentazione dei tubi, l'uso di soffiatori per trasferire il calore ecc [21]. La prima opzione porta ad un abbattimento delle emissioni di particolato, rispetto ad un camino "aperto", del 70%, l'efficientamento di vecchi camini invece riduce l'efficienza di rimozione al 44%. L'utilizzo del pellet come combustibile, così come l'installazione di sistemi di depolverizzazione può ridurre l'emissione primaria di particolato più del 90%. Nella

Tabella 3.4 si riporta anche il costo unitario di applicazione della tecnologia, per unità di attività. Come è facile intuire, l'installazione di nuovi impianti ha un costo più elevato (sia nel caso dei camini che delle stufe o delle caldaie) rispetto all'efficientamento di impianti preesistenti. Però la nuova installazione, a maggiore efficienza e in alcuni casi corredata di dispositivi aggiuntivi di abbattimento delle polveri, permette una riduzione del fattore di emissione del particolato primario più incisiva.

Tabella 3.4 - Misure di abbattimento delle emissioni di particolato atmosferico del settore del riscaldamento residenziale/commerciale. Estratto dei dati GAINS.

Settore	Misura	Fattore di emissione del PM senza abbattimento [kt/PJ]	Efficienza di rimozione del PM [%]	Fattore di emissione dei PM con abbattimento [kt/PJ]	Costo unitario [M€/PJ]	Tipologia di misura
Caminì	Efficientamento di camini esistenti	0,526	44	0,295	0,23	Efficienza energetica
	Nuovi camini	0,526	70	0,158	2,26	Efficienza energetica



Caldaie autonome (<50 kW)	Sistemi di depolverizzazione	0,024	90,026	0,002	0,23-0,48 ³	Misura allo scarico
	Efficientamento di caldaie a biomassa esistenti	0,24	60	0,096	0,12	Efficienza energetica
	Installazione nuova caldaia a biomassa	0,24	79,688	0,049	0,48	Efficienza energetica
	Installazione caldaia a pellet	0,24	90,026	0,024	5,20	Efficienza energetica
	Installazione caldaia a pellet con precipitatore elettrostatico	0,24	99,028	0,002	6,1 - 6,35 *	Efficienza energetica + misura allo scarico
Stufe	Installazione stufa a biomassa con precipitatore elettrostatico	0,502	95,789	0,021	1,29 - 1,54 *	Efficienza energetica + misura allo scarico
	Efficientamento di stufa a biomassa esistente	0,502	63	0,186	0,04	Efficienza energetica
	Installazione nuova stufa a biomassa	0,502	80	0,1	1,07	Efficienza energetica
	Installazione stufa a pellet	0,502	95,027	0,025	5,87	Efficienza energetica
	Installazione stufa a pellet con precipitatore elettrostatico	0,502	99,27	0,004	6,1 - 6,35 *	Efficienza energetica + misura allo scarico
** costo della tecnologia combinata non disponibile, calcolato come costo dell'installazione + costo del sistema di abbattimento polveri						

3.2.3 Industria e produzione termoelettrica

Le tecnologie applicabili nel settore industriale e della produzione termoelettrica sono principalmente volte all'abbattimento di ossidi di azoto, particolato e biossido di zolfo. Nei paragrafi successivi si riporta una breve descrizione delle principali misure già impiegate e impiegabili in questi settori, così come riportato nei rapporti tecnici interni del modello GAINS [18], [21], [22], [23].

³ Possono includere diverse tecnologie quali ciclone, precipitatore elettrostatico e filtri.

3.2.3.1 Controllo delle emissioni di NOx

Le emissioni di NOx di origine antropica provengono principalmente dalla combustione in impianti stazionari (termoelettrici, industriali, residenziali) e mobili (principalmente i motori a combustione interna dei veicoli). Le opzioni di abbattimento delle emissioni possono essere raggruppate in:

1. Modifiche del sistema energetico che consentano una diminuzione del consumo di combustibile, per conservazione dell'energia o modifica dei combustibili.
2. Misure primarie (o di modifica della combustione) che prevedono l'applicazione di tecnologie volte alla riduzione dei livelli di ossigeno in eccesso (soprattutto nei momenti di massima temperatura) o alla riduzione della temperatura di picco della fiamma.
3. Misure secondarie (trattamento dei gas di scarico), tra cui le più diffuse sono i sistemi di abbattimento catalitico (SCR) e non catalitico (SNCR).

Nella Tabella 3.5 si riportano le efficienze di rimozione delle tecnologie selezionate, che possono dipendere anche dal tipo di combustibile e settore a cui sono applicate. Ad esempio, una modifica di combustione associata ad un sistema di abbattimento catalitico ha efficienza inferiore quando applicata a grandi impianti di teleriscaldamento, mentre risulta più efficace nel caso di caldaie per la combustione industriale. Per quanto riguarda le emissioni di processo (quindi le emissioni industriali non dovute al consumo di combustibile), le misure disponibili sono fortemente correlate alla principale metodologia di produzione. Sono tecnologie sito-specifiche e dipendono anche dalla qualità delle materie prime utilizzate, dalla temperatura del processo e da molti altri fattori. È dunque difficile sviluppare caratteristiche tecnologiche generalmente valide in GAINS con lo stesso grado di dettaglio delle emissioni legate ai combustibili. Pertanto, per stimare i potenziali e i costi di controllo delle emissioni, le emissioni di tutti i processi vengono combinate in un unico gruppo, al quale possono essere applicate tre fasi di controllo rappresentate da efficienze di rimozione tipiche (40-60-90%) con costi marginali di riduzione crescenti. In Tabella 3.6 e Tabella 3.7 si riporta un range di costi associati ad alcune di queste misure, che possono variare in base al combustibile su cui agiscono e al settore di produzione.

Tabella 3.5 - Efficienza di rimozione degli ossidi di azoto di una selezione di tecnologie applicabili nell'ambito della combustione industriale, della produzione termoelettrica e dei processi industriali.

Tecnologia	Efficienza di rimozione NOx [%]
Cambio della tipologia di combustione	50
Sistemi di abbattimento catalitico (SCR)	80
Sistemi di abbattimento non catalitico (SNCR)	40
Cambio della tipologia di combustione e sistemi di abbattimento catalitico (SCR)	65-80
Cambio della tipologia di combustione e sistemi di abbattimento non-catalitico (SNCR)	70
Stage 1 - Controllo NOx	40
Stage 2 - Controllo NOx	60
Stage 3 - Controllo NOx	90

Tabella 3.6 - Costi delle tecnologie di abbattimento degli ossidi di azoto applicabili nel settore della combustione industriale e della produzione termoelettrica.

Tecnologia	Costo unitario [M€/PJ]	
	Min	Max
Cambio della tipologia di combustione	0,03	0,07
Cambio della tipologia di combustione e sistemi di abbattimento catalitico (SCR)	0,03	0,55
Cambio della tipologia di combustione e sistemi di abbattimento non-catalitico (SNCR)	0,18	
Sistemi di abbattimento catalitico (SCR)	0,31	
Sistemi di abbattimento non catalitico (SNCR)	0,18 *	
* In assenza del dato specifico si ipotizza un costo pari all'applicazione combinata del cambio di combustibile e SNCR		

Tabella 3.7 - Costi delle tecnologie di abbattimento degli ossidi di azoto applicabili nel settore della produzione industriale, il costo fa riferimento a 10⁶ tonnellate di materiale prodotto.

Settori	Tecnologia	Costo unitario [M€/Mt]	
		Min	Max
Cartiere, forni da coke, produzione di cemento e calce, Impianti di agglomerazione – sinterizzazione, produzione di acido nitrico, raffinerie petrolifere	Stage 1 - Controllo NOX	0,48	
	Stage 2 - Controllo NOX	0,63	12.42
	Stage 3 - Controllo NOX	0,46	27.71
Produzione di mattoni	Forno a tunnel con abbattimento allo scarico	1,31	

3.2.3.2 Controllo delle emissioni di particolato

Le emissioni di polveri nei settori industriale e della produzione energetica possono essere controllate con un gruppo di tecnologie dalle caratteristiche simili, che si differenziano per costo e tipologia di applicazione in base al settore considerato: impianti termoelettrici, combustione nelle industrie e processi industriali. In generale, il controllo delle polveri è effettuato con classiche misure "allo scarico" quali precipitatori elettrostatici, depolverizzatori e filtri. Inoltre, nei casi di utilizzo di olio combustibile nelle industrie, si possono prevedere anche misure primarie di ispezione e manutenzione, oltre ai filtri. I settori della produzione industriale di metalli (ferrosi e non) deve affrontare anche il problema, non trascurabile, delle emissioni diffuse (*fugitive emissions*), ovvero quelle dispersioni di particolato nell'ambiente dovuto a perdite di apparecchiature, processi evaporativi e disturbi causati dalle condizioni meteorologiche. In alcuni settori queste rappresentano quasi la metà delle emissioni stimate e sono difficili da controllare se non con buone pratiche di processo (ad esempio nelle fornaci la copertura almeno parziale dei forni in alcune fasi di lavorazione). Nella Tabella 3.8 si riportano le efficienze di rimozione del particolato di alcune delle principali misure applicabili. In Tabella 3.9 e Tabella 3,10 sono riassunti i costi, rispettivamente, per unità di energia o per unità di materiale prodotto delle suddette misure di abbattimento del PM.

Tabella 3.8 - Efficienza di rimozione del particolato di una selezione di tecnologie applicabili nell'ambito della combustione industriale, della produzione termoelettrica e dei processi industriali.

Tecnologia	Efficienza di rimozione PM ₁₀ [%]
Ciclone	31,7 - 65,3
Precipitatore elettrostatico a 1 campo	93,1 - 94,8
Precipitatore elettrostatico a 2 campi	96,1 - 98,7
Filtri in tessuto	99,6 - 99,7
Manutenzione di caldaie industriali a gasolio	30,0
Buona manutenzione nei processi industriali (emissioni diffuse)	80,0
Buone pratiche di stoccaggio e manipolazione	18,8 - 19,3
Depolverizzatore ad alta efficienza	99,0 - 99,9
Scrubber a umido	94,1 - 94,8

Tabella 3.9 - Costi delle tecnologie di abbattimento del particolato applicabili nel settore della combustione industriale e della produzione termoelettrica.

Tecnologia	Costo unitario [M€/PJ]	
	Min	Max
Precipitatore elettrostatico 2 campi	0,11	0,26
Filtri in tessuto	0,17 *	
Manutenzione di caldaie industriali a gasolio	0,01	0,03
Recupero e riutilizzo ad alta efficienza	0,00	0,00
Depolverizzatore ad alta efficienza	0,11	0,22
* Dato riferito alla combustione di carbone nelle caldaie come da esempio in [21]		

Tabella 3.10 - Costi delle tecnologie di abbattimento del particolato applicabili nel settore della produzione industriale, il costo fa riferimento a 10⁶ tonnellate di materiale prodotto,

Settori	Tecnologia	Costo unitario [M€/Mt]	
		Min	Max
Produzione di cemento e calce, forni da coke, produzione di materiali non ferrosi, alluminio primario e secondario, cartiere, raffinerie petrolifere, altoforni ghisa, impianti di agglomerazione e sinterizzazione, produzione di mattoni, di vetro, gesso e PVC, forno elettrico	Precipitatore elettrostatico 1 campo	0,18	4,31
	Precipitatore elettrostatico 2 campi	0,05	4,75
	Filtri in tessuto	0,64 *	
	Buona manutenzione nei processi industriali (emissioni diffuse)	0,43	6,76
	Buone pratiche di stoccaggio e manipolazione	0,09	0,50
	Depolverizzatore ad alta efficienza	0,19	5,53
* Dato riferito alla produzione di cemento come da esempio in [21]			

3.2.3.3 Controllo delle emissioni di SO₂

Per quanto riguarda il biossido di zolfo, SO₂, le misure di abbattimento delle emissioni includono, oltre alle già citate modifiche del sistema energetico (diminuzione del consumo di combustibile) anche le seguenti categorie:

1. Utilizzo di combustibili a basso contenuto di zolfo o desolforazione del combustibile;
2. Controllo delle emissioni di SO₂ nella combustione, con ad esempio iniezioni di calcare o utilizzo di impianti di trattamento termico a letto fluido;
3. Processi convenzionali di desolforazione dei gas di scarico;
4. Processi avanzati ad alta efficienza di cattura dello zolfo dai gas di scarico;
5. Misure per il controllo delle emissioni di processo.

Queste ultime, come nel caso del controllo degli ossidi di azoto, rappresentano una generica combinazione di misure di abbattimento delle emissioni di processo, strutturate su tre fasi di controllo con efficienze di rimozione e costi marginali di riduzione crescenti. Nella Tabella 3.11 si riportano le efficienze di rimozione delle principali misure di abbattimento dell'SO₂, tra le tecnologie propriamente "end-of-pipe" la desolforazione dei gas di scarico sembra essere una misura valida, con elevate efficienze di rimozione. I costi per energia e per materiale prodotto sono riportati nella Tabella 3.12 e Tabella 3.13, l'ampio range di variabilità presentato in alcuni casi dipende dalla tipologia di combustibile, di impianto o dal settore di produzione.

Tabella 3.11 - Efficienza di rimozione del biossido di zolfo di una selezione di tecnologie applicabili nell'ambito della combustione industriale, della produzione termoelettrica e dei processi industriali.

Tecnologia	Efficienza di rimozione SO ₂ [%]
Recupero e riutilizzo ad alta efficienza	100
Controllo nei forni - iniezioni di calcare	60
Carbone a basso contenuto di zolfo (0.6 %S)	40
Gasolio a basso tenore di zolfo - stage 1 (0.2 % S)	75
Gasolio a basso tenore di zolfo - stage 2 (0.045 % S)	94.4
Olio combustibile a basso tenore di zolfo (0.6 %S)	47.9 - 87.5
Recupero e riutilizzo	100
Stage 1 - Controllo SO ₂	50
Stage 2 - Controllo SO ₂	85
Stage 3 - Controllo SO ₂	97
Desolforazione dei gas di scarico	90 - 95

Tabella 3.12 - Costi delle tecnologie di abbattimento del biossido di zolfo applicabili nel settore della combustione industriale e della produzione termoelettrica.

Tecnologia	Costo unitario [M€/PJ]	
	Min	Max
Desolforazione dei gas di scarico	0,85	3,29
Controllo nei forni - iniezioni di calcare	0,35	
Gasolio a basso tenore di zolfo - stage 1 (0.2 % S)	0,63	
Gasolio a basso tenore di zolfo - stage 2 (0.045 % S)	1,12	
Desolforazione dei gas di scarico	0,96	0,98



Tabella 3.13 - Costi delle tecnologie di abbattimento del biossido di zolfo applicabili nel settore della produzione industriale, il costo fa riferimento a 10^6 tonnellate di materiale prodotto nel settore.

Settori	Tecnologia	Costo unitario [M€/Mt]	
		Min	Max
Produzione di cemento e calce, forni da coke, produzione di materiali non ferrosi, cartiere, raffinerie petrolifere, impianti di agglomerazione e sinterizzazione, produzione di acido solforico	Stage 1 - Controllo SO ₂	0,09	2.15
	Stage 2 - Controllo SO ₂	0,43	0.45 (2.15) ⁴
	Stage 3 - Controllo SO ₂	6,32	50.59
Produzione di mattoni	Forno a tunnel con abbattimento allo scarico	1,31	

⁴ La disponibilità di costi nel database GAINS è limitata per questa tecnologia, si può ragionevolmente ipotizzare un costo massimo della misura pari al costo massimo delle tecnologie di abbattimento dello stage 1 per il settore più dispendioso, le cartiere, pari a 2.15 M€/Mt



4 - CONFRONTO CON IL MULTI-DIMENSIONAL AIR QUALITY SYSTEM (MAQ)

Il progetto in esame si propone di confrontare due modelli di valutazione degli impatti ambientali: il modello integrato MAQ (Multi-dimensional Air Quality system) e il modello armonizzato SIMBAD-HAM. Il modello MAQ è sviluppato presso il Dipartimento di Ingegneria Meccanica e Industriale dell'Università degli Studi di Brescia dall'*Integrated Assessment Modeling Lab*. L'obiettivo del MAQ è di supportare i decisori nella valutazione delle politiche di riduzione dell'inquinamento atmosferico, concentrandosi sulla regione della Pianura Padana. Il confronto inizia con un'analisi dettagliata delle metodologie di simulazione adottate dai due modelli, considerando le diverse scale e la definizione delle emissioni. Mentre il MAQ opera a livello regionale, permettendo la simulazione di scenari multi-obiettivo con valutazione dettagliata delle emissioni a livello di singola attività e tecnologia applicata, SIMBAD si concentra sulle politiche energetiche nazionali, con un dettaglio delle emissioni a livello di macro-attività per i soli macrosettori emissivi legati alla combustione. I due sistemi implementano anche due diversi modelli semplificati emissioni-concentrazioni: il MAQ include dei modelli basati su reti neurali artificiali (*Artificial Neural Networks*, ANN), addestrati usando un insieme di scenari emissioni-concentrazioni generati con un modello di chimica e trasporto. SIMBAD invece implementa un modello completamente diverso, basato sul DDM, un algoritmo sviluppato in CAMx che calcola la sensibilità dell'output (le concentrazioni) al variare di un'unità di input emissivo per tutti i precursori e i settori analizzati. Queste differenze intrinseche influenzano vari aspetti delle simulazioni, compreso il calcolo delle concentrazioni in risposta alle variazioni delle emissioni e la conseguente stima degli impatti. Il confronto dei modelli si è infine basato sugli output ottenuti da diversi scenari di emissione, al fine di identificare eventuali discrepanze nei risultati e valutare criticamente l'impatto di tali differenze nella formulazione di strategie di politiche efficienti per l'inquinamento atmosferico.

4.1 Metodologia del Multi-dimensional Air Quality system

Il modello stima gli indici di qualità dell'aria (*Air Quality Index*, AQI), i costi di implementazione delle politiche (*Implementation Cost*, IC) e gli impatti sulla salute (*Health Impact*, HI). MAQ supporta l'applicazione di due approcci di modellistica integrata di qualità dell'aria [24]:

1. L'analisi di scenario, dove l'utente definisce a priori l'insieme di misure da attuare e il modello stima il conseguente impatto sulla qualità dell'aria, i costi di implementazione delle misure e gli impatti sanitari.
2. L'ottimizzazione multi-obiettivo, dove la selezione delle misure non è predeterminata o scelta dall'utente, ma è scelta dal modello stesso, ossia il modello mira a identificare l'insieme di misure (variabili di decisione) che minimizzi uno o più AQI e i costi associati all'applicazione di tali misure.

4.1.1 Funzione obiettivo, variabili di controllo e vincoli

Le variabili di controllo del problema sono il grado di adozione delle singole misure di abbattimento delle emissioni (tassi di applicazione, *application rate*) in un dato settore emissivo per un determinato inquinante. Vengono presi in considerazione due gruppi principali di misure, meglio dettagliate nel capitolo 3.1: le misure allo scarico (end-of-pipe), tecnologie che riducono le emissioni dei precursori senza modificare il consumo energetico delle attività umane, e le misure energetiche, che hanno un impatto diretto sul consumo di carburante modificando i livelli di attività. Questa classe è divisa in due sottoclassi: le misure di consumo di carburante, che riducono semplicemente i livelli di attività, e le misure di sostituzione del carburante (*fuel switch*), con

l'obiettivo di sostituire una certa percentuale di un'attività con un'altra che consuma meno energia.

Secondo queste definizioni, l'insieme di variabili decisionali è definito come l'unione di tre insiemi (Eq.4.1):

$$\Theta = [\Gamma, \Psi, \Phi] \quad 4.1$$

Dove Γ è l'insieme di tutte le variabili di controllo *end-of-pipe* γ_m , che rappresenta il livello di applicazione della misura m . Ψ è l'insieme delle misure di consumo di carburante ψ_f , dove ψ_f è il livello di applicazione della misura f . Infine, Φ è l'insieme delle misure di *fuel switch* ϕ_s . Le variabili di controllo sono variabili continue. Assumono un valore percentuale compreso tra 0 e 100% che rappresenta il livello di penetrazione della misura sul dominio analizzato.

L'indice di qualità dell'aria (AQI) è un valore aggregato che descrive lo stato di inquinamento atmosferico su un dominio specifico. La sua variazione dovuta all'applicazione delle misure di riduzione delle emissioni, $\frac{\partial AQI}{\partial \Theta}$, può essere formalizzata come descritto in Eq.4.2:

$$\frac{\partial AQI}{\partial \Theta} = \frac{\partial AQI}{\partial E} \cdot \frac{\partial E}{\partial \Theta} \quad 4.2$$

Il primo termine $\frac{\partial AQI}{\partial E}$ rappresenta la relazione tra le emissioni (E) dei precursori e l'AQI. I modelli deterministici di chimica e trasporto sono i più appropriati per descrivere questa relazione. Tuttavia, i loro lunghi tempi di elaborazione li rendono inutilizzabili per l'utilizzo di algoritmi di ottimizzazione, dove le iterazioni richiedono di ripetere il calcolo numerose volte. A questo scopo vengono usati i modelli surrogato o modelli semplificati emissioni-concentrazioni: nel caso del MAQ i modelli implementati sono modelli di tipo *data-driven*, basati su reti neurali, per meglio catturare le non-linearità che caratterizzano i processi atmosferici.

Il secondo fattore $\frac{\partial E}{\partial \Theta}$ rappresenta l'effetto che le misure di abbattimento hanno sulle emissioni dei precursori. Le emissioni per un precursore $p \in P$, dove $P = \{NO_x, VOC, NH_3, PM_{10}, PM_{2.5}, SO_2\}$ possono essere definite considerando l'applicazione delle misure di abbattimento delle emissioni, con una data efficienza di rimozione dell'inquinante p , all'emissione incontrollata, definita dal livello di attività e dal suo fattore di emissione. Se vengono applicate delle misure di tipo energetico, queste riducono il livello di attività. Quindi, le emissioni per un precursore $p \in P$, dove $P = \{NO_x, VOC, NH_3, PM_{10}, PM_{2.5}, SO_2\}$, in una cella d del dominio D considerato sono calcolate nel modello MAQ come segue:

$$E^{d,p}(\Theta) = \sum_k \left[A_k^d \cdot ef_k^p \cdot \left(1 - \left(\sum_{s \in S_k} \phi_s + \sum_{f \in F_k} \psi_f \right) \right) \cdot \left(1 - \sum_{m \in M_k} eff_m^p \cdot \gamma_m \right) \right] \quad 4.3$$

Dove:

- k è l'attività umana che causa le emissioni;
- A_k^d è il livello di attività dell'attività k nella cella d ;
- ef_k^p è il fattore di emissione del precursore p per l'attività k .
- eff_m^d è l'efficienza di rimozione della misura *end-of-pipe* m per il precursore p ;
- M_k è l'insieme delle misure *end-of-pipe* disponibili per l'attività k ;
- F_k è l'insieme delle misure energetiche di consumo del carburante f disponibili per l'attività k ;
- S_k è l'insieme delle misure di sostituzione del carburante s disponibili per l'attività k .

Dalle equazioni precedenti, si osserva come le misure energetiche ψ_f varino il livello di attività A_k^d per ridurre la quantità di emissioni prodotte, mentre l'applicazione di misure allo scarico γ_m diminuisce la quantità di emissioni dopo la loro generazione, senza incidere sul consumo.

Le variabili di controllo (γ_m, ψ_f, ϕ_s) sono soggette a vincoli. I tassi di applicazione delle misure possono variare tra un limite minimo e massimo, come descritto nelle Eq. 4.4. Le misure di cambio del combustibile sono implementate a coppie in modo da descrivere la riduzione di un combustibile a favore dell'aumento di un altro. Le misure attive (aumento dell'utilizzo di un combustibile) hanno valore minimo nullo e valore massimo pari a $\phi_{s,MAX}$. Le misure passive (riduzione del consumo di un combustibile) hanno valore massimo nullo e valore minimo pari a $-\phi_{s,MAX}$.

$$\begin{aligned}\gamma_{m,MIN} &\leq \gamma_m \leq \gamma_{m,MAX} \\ \psi_{f,MIN} &\leq \psi_f \leq \psi_{f,MAX} \\ \phi_{s,MIN} &\leq \phi_s \leq \phi_{s,MAX}\end{aligned}\tag{4.4}$$

Un altro vincolo è legato all'applicazione delle misure che agiscono su uno stesso settore o attività. Le misure allo scarico che riducono il precursore p sono mutualmente esclusive, quindi:

$$\sum_{m \in \Gamma: eff_m^p > 0} \gamma_m \leq 1\tag{4.5}$$

Il vincolo di mutua esclusione viene applicato anche alle misure energetiche: la somma di quelle misure che agiscono sulla medesima attività può essere al massimo pari a 1, come espresso nell'Eq. 4.11.

$$\sum_{f \in \Psi} \psi_f + \sum_{s \in \Phi} \phi_s \leq 1\tag{4.6}$$

L'applicazione delle misure allo scarico deve rispettare la conservazione della massa, questo vincolo significa anche che non è possibile abbattere meno emissioni rispetto al caso base ($\gamma_{m,MIN}$).

$$\sum_{m \in M_k} eff_m^p \cdot \gamma_m \geq \sum_{m \in M_k} eff_m^p \cdot \gamma_{m,MIN}\tag{4.7}$$

Inoltre, per quanto riguarda le misure di sostituzione del combustibile, la quantità di energia (al) ridotta sostituendo un combustibile k_2 (misura passiva, $\phi_{s,PAS}$) con uno più efficiente k_1 (misura attiva, $\phi_{s,ACT}$) deve essere pari all'aumento di energia prodotto dal nuovo combustibile, come espresso nell'Eq. 4.10.

$$al_{k1} \cdot \phi_{s,ACT} + al_{k2} \cdot \phi_{s,PAS} = 0\tag{4.8}$$

Al fine di poter fare una valutazione integrata e un'ottimizzazione multi-obiettivo, è essenziale considerare i costi di attuazione delle diverse misure, selezionando la combinazione più efficiente. L'indice dei costi interni IC è calcolato come descritto nell' Eq.4.9:

$$IC(\theta) = \sum_d \sum_k C_k^d(\theta)\tag{4.9}$$

dove C_k^d è il costo dell'applicazione delle misure per ridurre le emissioni dell'attività k nella cella d appartenente al dominio D . Il costo dell'applicazione delle misure è calcolato considerando il costo unitario di implementazione della misura, spiegato più nel dettaglio nella sezione 3.2, e il tasso di applicazione della misura. Il calcolo dei costi è modellizzato come $uc \cdot A_k$ dove uc è il generico costo unitario della misura e A_k è il livello di un'attività (ad esempio, i chilometri percorsi dalle auto a benzina, PJ di gas naturale usato nel riscaldamento domestico ecc...). Le misure di efficienza energetica o sostituzione del carburante (ϕ_s, ψ_f) impattano sul livello di attività, quindi il costo della politica dipende in forma non lineare dalle variabili di controllo (cioè l'applicazione delle misure) come descritto dalla funzione riportata nell' Eq. 4.10:

$$\begin{aligned}C_k^d(\theta) = & \left[\sum_{m \in M_k} uc_m \cdot A_k^d \cdot \left(1 - \left(\sum_{s \in S_k} \phi_s + \sum_{f \in F_k} \psi_f \right) \right) \cdot \gamma_m \right] + \sum_{s \in S_k} \left[uc_s \cdot A_k^d \cdot \left(- \sum_{s \in S_k} \phi_s \right) \right] \\ & + \left[\sum_{f \in F_k} uc_f \cdot A_k^d \cdot \left(1 - \left(\sum_{s \in S_k} \phi_s \right) \right) \cdot \psi_f \right]\end{aligned}\tag{4.10}$$

Dove:

- uc_m è il costo unitario della misura allo scarico m , espresso in M€/alu, l'unità di attività (alu) cambia in base al tipo di attività;
- uc_f è il costo unitario delle misure energetiche di consumo del carburante f , espresso in M€/alu;
- uc_s è il costo unitario delle misure di sostituzione del combustibile s , espresso in M€/alu. Il costo delle misure di sostituzione prevede un risparmio (costo negativo) dove il combustibile viene ridotto e una spesa (costo positivo) dove invece aumenta il consumo.

4.1.2 Modello semplificato emissioni-concentrazioni: le reti neurali

Le reti neurali artificiali (ANN) fanno parte del campo di studio dell'intelligenza artificiale e si basano su una struttura che imita la rete di connessione dei neuroni umani. Una ANN è modellizzata come una funzione, che descrive una rete organizzata su più livelli:

1. un livello di input, che riceve ed elabora le informazioni di input;
2. uno o più livelli nascosti che elaborano le informazioni recepite dal livello di input;
3. un livello di output, che produce il risultato finale.

Ogni livello è costituito da nodi, simili ai neuroni, che eseguono calcoli sui dati di input. Questi nodi sono quindi collegati tra loro e ogni connessione ha un peso che determina l'importanza delle informazioni che trasporta. Mentre i dati fluiscono attraverso la rete, questi pesi vengono regolati durante il processo di apprendimento, consentendo alla rete di perfezionare il suo trattamento dei dati e fare previsioni più accurate. Nel MAQ sono implementate ANN con due livelli, dove il livello nascosto corrisponde al livello di input, e la funzione che descrive l'ANN può essere formalizzata, in notazione vettoriale, come riportato nell' Eq. 4.11.

$$f_{NN}(v) = f_o[\mathbf{O} \cdot (f_n(\mathbf{W} \cdot \mathbf{v} + \mathbf{b}))] + \mathbf{g} \quad 4.11$$

Dove il singolo elemento del vettore f_{NN} è definito come:

$$f_{NN}(v) = f_o \cdot \sum_{m=1}^M \left[O_{lm} \cdot f_n \left(\sum_{q=1}^Q (W_{mq} \cdot v_q) + b_m \right) + g_l \right] \quad 4.12$$

$\mathbf{W}$ ($M \times Q$) e $\mathbf{O}$ ($L \times 1$) sono rispettivamente le matrici dei pesi di input e output, dove Q è la dimensione del vettore di input, M è il numero di neuroni nello strato nascosto, L è la dimensione dei vettori di output e 1 il numero di nodi nei vettori di output. f_n è la funzione di attivazione dello strato nascosto (che coincide con il layer di input), f_o è la funzione di attivazione dello strato di output. $\mathbf{b}$ ($M \times 1$) e $\mathbf{g}$ ($L \times 1$) sono i vettori dei termini di polarizzazione, rispettivamente, del livello nascosto e del livello di output.

Generalmente, l'input di un modello semplificato emissioni-concentrazioni basato su ANN è un'aggregazione di emissioni dei precursori locali, seguendo ad esempio l'approccio consolidato di [25]. In questo caso è stato utilizzato un metodo combinato dove l'input della rete è sia l'emissione annuale totale dei precursori nell'area adiacente la cella recettore, calcolata per quattro sezioni, come rappresentato nella Figura 4.1, che le coordinate UTM (x,y) della cella recettore [26].

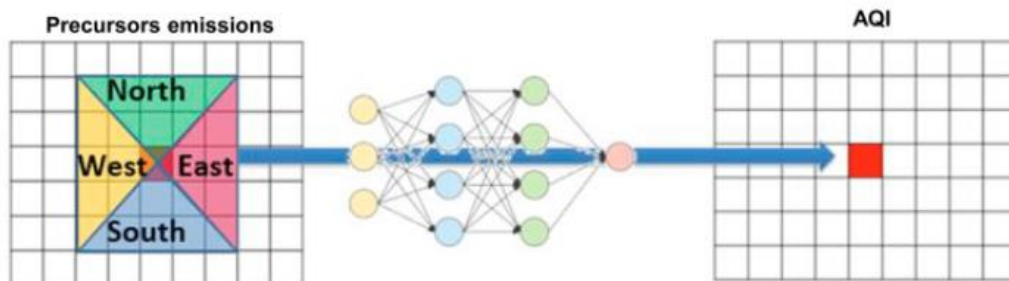


Figura 4.1 - Schema di calcolo dei modelli semplificati emissione-concentrazione basati su reti neurali [26].

Per addestrare il modello basato su ANN e testare la sua capacità di ricostruire correttamente e rapidamente i risultati CAMx, vengono utilizzati 14 diversi scenari emissivi. Gli scenari di addestramento e validazione sono stati ottenuti variando sistematicamente le emissioni dei precursori (NO_x, VOC, NH₃, SO₂, PM₁₀ e PM_{2,5}) entro un intervallo compreso tra uno scenario emissivo minimo ed uno massimo. Lo scenario emissivo minimo è costruito applicando una ulteriore riduzione del 10% rispetto allo scenario in cui si adottano tutte le misure di riduzione realizzabili (Maximum Feasible Reduction scenario, MFR). Lo scenario di emissioni massime è quello che rappresenta il Current Legislation scenario (CLE), ovvero sia un'applicazione delle misure di abbattimento delle emissioni così come previsto dalla normativa europea e nazionale, incrementato del 10%. I dati di input sono divisi tra i set di identificazione e validazione. La metodologia sviluppata per l'addestramento e la validazione delle reti prevede che i valori vengano scelti estraendo casualmente per la validazione il 10% delle celle disponibili per ogni scenario (cioè 6986 valori) in modo uniforme sul dominio, mentre il restante 90% è usato per l'addestramento. La rete viene addestrata utilizzando l'algoritmo di *back-propagation* di Levenberg-Marquardt con 270 epoche (un'epoca corrisponde a un passaggio intero di dati attraverso la rete). I dati vengono normalizzati tra -1 e 1, e la rete migliore è selezionata in base all'errore al quadrato medio minimo.

4.2 Impatti sanitari

Gli impatti sanitari vengono calcolati stimando il numero di decessi dovuti all'esposizione agli inquinanti atmosferici in funzione delle concentrazioni medie annue di PM_{2,5} e NO₂ nelle celle del dominio. Il calcolo implementa le metodologie note in letteratura [14], [27] che si basano sulla stima di un indice (*attributable fraction*), che indica il tasso di decessi, in termini di mortalità, attribuibile all'inquinamento atmosferico. Il calcolo è per cella e aggregato per comune come riportato nell'Eq. 4.13.

$$AD_{AQI}^m = \sum_{d \in m} AD_{AQI}^d = \sum_{d \in m} AF_{AQI}^d \times D_{all}^d \quad 4.13$$

Dove AD_{AQI}^m e AD_{AQI}^d sono le morti attribuibili alla concentrazione di una singola specie (NO₂, PM_{2,5}) nel comune m e nella cella d , rispettivamente. D_{all}^d è il numero di decessi per tutte le cause nella cella d , e AF_{AQI}^d è la frazione dei decessi attribuibile all'esposizione all'inquinante (AQI). AF_{AQI}^d è una funzione della concentrazione media in ogni comune. In particolare, come riporta l'Eq. 4.14, la frazione attribuibile aumenta con l'aumentare delle concentrazioni.

$$AF_{AQI}^d = 1 - \frac{1}{\exp[\ln(RR_{AQI}) \cdot (AQI^d - AQI^{tr}) \cdot I(AQI^d - AQI^{tr})]} \quad 4.14$$

RR_{AQI} è la funzione di rischio, che misura la correlazione tra AQI e mortalità, AQI^d è la media annuale della concentrazione in ogni comune, AQI^{tr} è il valore di soglia definita dall'Organizzazione Mondiale della Sanità, OMS (PM_{2,5}=5 µg/m³ NO₂=10 µg/m³), e rappresenta

il valore massimo della media annuale delle concentrazioni per i quali non vi è alcun effetto nocivo per la salute umana, $I(AQI^d - AQI^{tr})$ è una funzione pari a zero se la concentrazione è inferiore alla soglia, altrimenti è pari a 1. I valori di rischio relativo utilizzati derivano da dati di letteratura [28], [29] e sono riportati nella Tabella 4.1.

Tabella 4.1 - Valori di rischio relativo derivati da [28], [29].

Causa	PM _{2,5}	NO ₂
Mortalità per tutte le cause	1,08 (1,06-1,09)	1,02 (1,01-1,04)

I risvolti sulla salute sono affiancati da una valutazione di natura economica. Come in SIMBAD, si veda il capitolo 2.1, anche in MAQ l'indicatore scelto è il costo sociale dovuto ad un decesso prematuro, *Value Of a Life Year Lost* (VOLY) è riferito agli anni di vita persi (YOLL), che sono stimati tramite la seguente equazione:

$$YLL_{AQI}^d = AF_{AQI}^d \cdot pop^d \cdot INC \cdot AYL \quad 4.15$$

Dove pop^d è la popolazione nella cella d (per tutte le classi di età nel caso dell'NO₂ e compresa tra 30 e 90 anni per PM_{2,5}), INC è l'incidenza media di mortalità dovuta a cause naturali nel dominio (13.71) e AYL è la media degli anni di vita persi a causa dell'inquinamento atmosferico, il valore è una media Europea calcolata dall'Agenzia Europea per l'Ambiente, pari a 10,3 anni [15].

Il costo dovuto all'impatto sanitario (HC) è dato dalla relazione proposta in Eq.4.16

$$HC = \sum_{AQI} \sum_{d \in D} VOLY \cdot YLL_{AQI}^d \quad 4.16$$

Dove $VOLY$ è il costo perso per la morte prematura di una persona, imposto pari a 70000€ per YOLL [12].

4.3 Dataset di input

Nella Tabella 4.2 sono riportati i principali input usati dai due modelli. I due modelli utilizzano diversi set di dati, che portano quindi alla definizione di scenari di base leggermente diversi tra loro, che vengono nel seguito analizzati in termini di emissioni e concentrazioni. Dal momento che SIMBAD opera su un dominio nazionale e MAQ su scala regionale, i confronti sono eseguiti solo per il bacino padano, la parte del dominio incluso nel MAQ (Lombardia, Piemonte, Veneto ed Emilia-Romagna).

Tabella 4.2 - Confronto tra i dati di input usati nel MAQ e in SIMBAD.

	MAQ (UNIBS)	SIMBAD (RSE)
Dominio	Bacino padano	Italia
Griglia	5890 celle: 6 km x 6 km	179488 celle: 4 km x 4 km
Database emissivo	INEMAR 2017 (comunale) ^{5*}	ISPRA 2015 (provinciale)
Dati meteorologici	anno: 2019	anno: 2017
Dati di popolazione	ISTAT 2011 (comunale)	ISTAT 2011 (comunale)
Dati di mortalità	ISTAT 2019 (comunale)	ISTAT 2011 (comunale)

⁵ inventario INEMAR 2017, sviluppato nell'ambito del progetto LIFE PREPAIR: PREPAIR – LIFE15 IPE IT 013 (<https://www.lifeprepare.eu>)



4.3.1 Emissioni

In MAQ è stato usato l'inventario emissivo di bacino INEMAR2017, sviluppato nel contesto del progetto LIFE PREPAIR. INEMAR2017 viene fornito con le emissioni dettagliate per macrosettore-settore-attività e combustibile, secondo la classificazione CORINAIR, a scala comunale. È un inventario di tipo bottom-up, che descrive in maniera precisa i contributi emissivi dei vari settori nelle singole municipalità. Le emissioni sono quindi spazializzate sulla griglia di calcolo del modello MAQ (6 km x 6 km) seguendo la proporzione di area del comune che ricade nella cella del dominio. L'inventario ISPRA 2015, usato per l'implementazione dello scenario base di SIMBAD è invece prodotto a livello nazionale per l'intero Paese, i dati sono forniti con la stessa classificazione CORINAIR usata da INEMAR. In questo caso l'inventario è fornito per provincia, ed è quindi spazializzato sulla griglia di calcolo (4 km x 4 km) tramite l'utilizzo di proxy, dei pesi che descrivono la distribuzione spaziale delle attività relative ad una specifica sorgente emissiva: ad esempio le emissioni del trasporto sono distribuite usando la proxy della rete stradale.

In Figura 4.2 si riporta il confronto tra i due inventari: nel grafico è rappresentata l'emissione totale di ciascun precursore sul dominio della Pianura Padana, aggregata per macrosettore CORINAIR [30] (la definizione dei macrosettori è riportata nella Tabella 4.3). Le principali discrepanze tra i due inventari sono nella quantità totale di composti organici volatili (VOC) nel settore dell'agricoltura. Questo perché in INEMAR viene stimata una quota importante di emissioni di composti organici volatili, assimilabili a quelli di origine biogenica (dunque isoprene, monoterpene e limonene), legati alle colture permanenti, le risaie e le foraggere. Nell'inventario ISPRA invece queste emissioni non vengono stimate, probabilmente per una differenza nell'approccio metodologico usato. Inoltre per SIMBAD non sono state usate le emissioni del macrosettore 11, che include principalmente le emissioni biogeniche, in quanto queste vengono calcolate con il modello MEGAN [31].

Tabella 4.3 - Macrosettori CORINAIR per la classificazione delle emissioni.

Macrosettore	Descrizione
1	Combustione - Energia e industria di trasformazione
2	Combustione - Non industriale
3	Combustione – Industria
4	Processi Produttivi
5	Estrazione, distribuzione combustibili fossili / geotermico
6	Uso di solventi
7	Trasporti Stradali
8	Altre Sorgenti Mobili
9	Trattamento e Smaltimento Rifiuti
10	Agricoltura
11	Altre sorgenti di emissione ed Assorbimenti

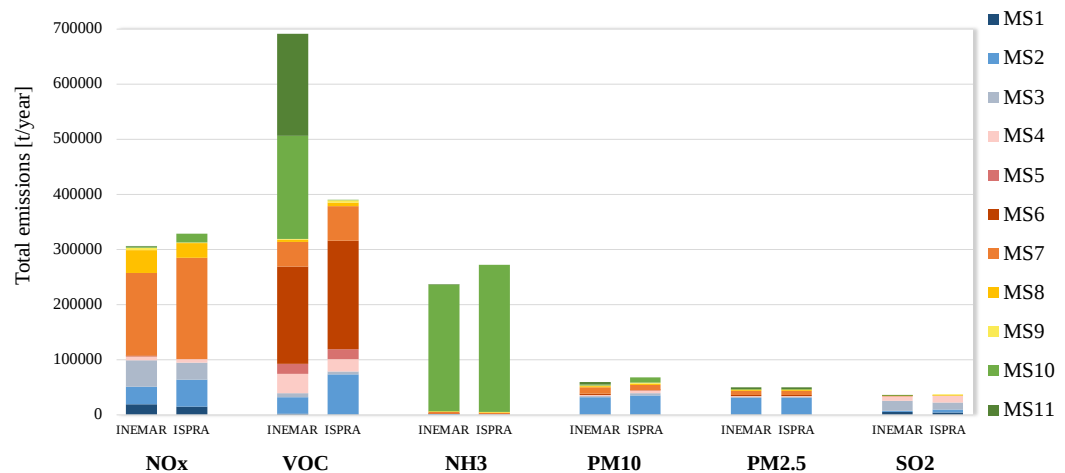


Figura 4.2 - Confronto tra gli inventari emissivi usati da MAQ (INEMAR2017) e SIMBAD (ISPRA2015).

4.3.2 Concentrazioni

Le concentrazioni nel caso base derivano da due diverse simulazioni ottenute, per entrambi i modelli, con il modello di chimica e trasporto CAMx. Nel caso del modello MAQ, la simulazione viene effettuata utilizzando in input i campi meteorologici per l'anno 2019, mentre in SIMBAD la simulazione CAMx ha in input la meteorologia 2017. La meteorologia diversa è un dato non trascurabile quando si confrontano i campi di concentrazione, fortemente influenzati dai parametri meteorologici che regolano i fenomeni di trasporto e dispersione degli inquinanti. Le differenze nei campi di concentrazione sono inoltre legate ai diversi input emissivi usati, descritti nel paragrafo precedente. In Figura 4.3 si riportano le mappe della media annuale di PM_{2,5} sul dominio, campo di concentrazioni di base per il modello MAQ (a sinistra) e SIMBAD (a destra). È evidente come le concentrazioni base di SIMBAD descrivano picchi più elevati, che superano i 30 µg/m³ soprattutto in corrispondenza delle aree densamente popolate (Torino, zona metropolitana di Milano-Bergamo-Brescia, fascia veneta di Verona-Vicenza-Padova). Entrambi i modelli i casi base ricostruiscono la spazializzazione diffusa delle concentrazioni di PM_{2,5}, che si attesta intorno ai 20 µg/m³, tipica della pianura padana, caratterizzata da condizioni orografiche e meteorologiche che non favoriscono la dispersione di inquinanti [32]. Nella Figura 4.4 si riportano invece i campi di concentrazione media annua di NO₂. Anche in questo caso emerge la diversa spazializzazione delle concentrazioni, dovuta ai differenti campi di emissioni in input, alla meteorologia e anche ai modelli surrogato emissioni-concentrazioni usati. Il MAQ stima una concentrazione annua media di NO₂ sul dominio più elevata di SIMBAD (15,7 µg/m³ a fronte di 11,3 µg/m³) ma la diversa distribuzione sulle aree abitate fa sì che nei centri urbani e soprattutto nell'area metropolitana milanese, SIMBAD stimi picchi di 50 µg/m³ mentre le concentrazioni nelle aree urbane stimate da MAQ si attestano intorno ai 35 µg/m³.

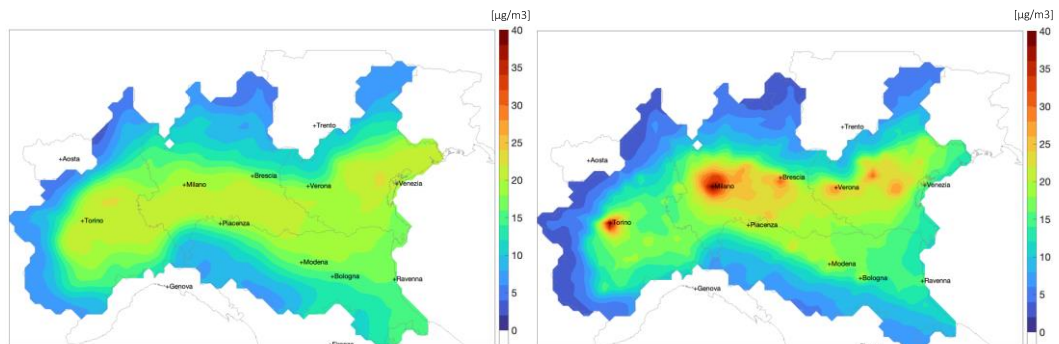


Figura 4.3 - Concentrazione media annua di PM_{2,5} simulata da MAQ (a sinistra) e SIMBAD (a destra).

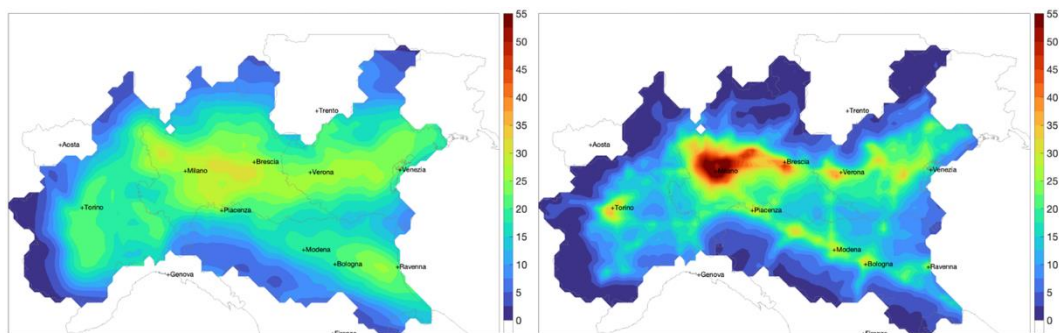


Figura 4.4 - Concentrazione media annua di NO₂ simulata da MAQ (a sinistra) e SIMBAD (a destra).

4.4 Applicazioni

Per confrontare gli output dei due modelli, sono stati simulati tre scenari: due analisi di scenario che ricostruiscono degli scenari energetici e uno scenario ottimo, ottenuto attraverso l'ottimizzazione MAQ e ricostruito a posteriori in SIMBAD. SIMBAD permette di lavorare solo sui macrosettori con combustione [7], quindi sono stati implementati degli scenari che prevedano la sola riduzione delle emissioni dei macrosettori o1 (produzione di energia), o2 (combustione non industriale) e o7 (trasporti). È stato poi aggiunto un quarto scenario per mostrare le ulteriori potenzialità del modello MAQ e per dimostrare come l'applicazione di misure di abbattimento delle emissioni su tutti i macrosettori e più precursori possano portare a risultati più efficienti in termini di pianificazione della qualità dell'aria. Le due analisi di scenario ipotizzano che le comunità energetiche rinnovabili (CER) raggiungano una copertura del 23,6% dei consumi finali del settore del riscaldamento residenziale. Tale percentuale è derivata dal Programma Regionale Energia Aria e Clima della Regione Lombardia (PREAC [33]) ed è stata estesa alle 4 regioni del bacino padano elaborate con il modello MAQ. Dallo scenario riportato nel PREAC si è quindi ipotizzato che il 23,6% dell'energia consumata nel settore domestico sia autoprodotta e che quindi venga sottratta all'energia prodotta dalle centrali che usano fonti non rinnovabili. Inoltre, si ipotizza che gli utenti delle CER abbiano installato le pompe di calore, applicando una riduzione anche nel settore della combustione domestica, pari sempre al 23,6%. Sono stati elaborati quindi due scenari:

1. Nello Scenario 1 si ipotizza una riduzione della 'domanda di energia alle centrali, dovuta alle CER, che porta quindi a una diminuzione della produzione di energia termoelettrica da fonti non rinnovabili e dunque una diminuzione delle emissioni del MS_{o1}. L'ipotesi dell'installazione di pompe di calore fa sì che anche i consumi e quindi le emissioni del settore residenziale vengano abbattuti.
2. Nello Scenario 2 si ipotizza che l'energia prodotta dal settore termoelettrico e non consumata nel settore domestico venga invece utilizzata per alimentare una flotta

elettrica, sostituendo parte della flotta di veicoli tradizionali e quindi riducendo le emissioni dei motori a combustione interna del MS₀₇.

Lo scenario 3 prevede l'utilizzo del modello MAQ con un approccio di ottimizzazione multi-obiettivo, lo scenario è uno dei punti ottimi risultanti dall'ottimizzazione. È stato aggiunto anche un quarto scenario, sviluppato solo con il modello MAQ, che prevede un'ottimizzazione multi-obiettivo che consideri tutte le variabili di controllo (misure allo scarico) disponibili in tutti i macrosettori. È stata estratta la soluzione con costo pari allo scenario 3, per valutare quanto, in termini di qualità dell'aria e impatti sanitari, possa essere più efficiente agire su più macrosettori e non solo quelli legati alla combustione. Poiché SIMBAD non consente informazioni tecnologiche dettagliate, le riduzioni delle emissioni sono state calcolate per precursore e macrosettore e quindi inserite come input al modello, così da ricostruire lo stesso scenario emissivo.

4.4.1 Scenario 1

Il primo scenario ipotizza una diffusione delle CER *Comunità energetiche rinnovabili*, che copre il 23,6% della domanda totale di energia domestica, inoltre prevede che gli utenti delle CER abbiano applicato le pompe di calore, riducendo quindi i consumi anche del settore residenziale. Questo valore è una proiezione del programma regionale energia ambiente e clima della Regione Lombardia, PREAC, per il 2030 [33]. La diffusione delle comunità energetiche comporta due principali conseguenze:

1. una riduzione della domanda di combustibili fossili per il riscaldamento dovuta all'installazione delle pompe di calore;
2. una riduzione della domanda di energia dalla rete perché autoprodotta.

Per calcolare la riduzione della domanda di energia sono stati utilizzati i dati regionali del rapporto TERNA al 2019, che mostrano la produzione totale di energia elettrica e la suddivisione dei consumi nei diversi settori di utilizzo. In particolare, il settore domestico utilizza il 22% dell'energia totale prodotta. A partire da questi dati, è possibile calcolare la quantità di energia prodotta dalle REC, pari a 6349,5 GWh/anno, che corrisponde a una riduzione del 5% dell'energia totale prodotta dalle centrali elettriche, come mostrato nella Tabella 4.4.

Lo scenario è costruito riducendo i livelli di attività del 23,6% nel MS₀₂ in entrambi i modelli.

Tabella 4.4 - Dati di produzione e consumi di energia elaborati dal report di TERNA nel caso base e nella proiezione dello scenario 1.

	Caso base (GWh)	Scenario 1 (GWh)	Variazione
Produzione di energia	117572	111223	-5%
Consumo di energia			
Industria	73167	73167	0%
Usi finali	26905	20555	-23,6%
Agricoltura	2914	2914	0%
Altro	44076	44076	0%



Tabella 4.5 - Riduzione di emissioni per precursore e macrosettore per lo scenario 1.

MAQ	NO _x	VOC	NH ₃	PM ₁₀	PM _{2.5}	SO ₂
MSo1	-5%	-5%	-5%	-5%	-5%	-5%
MSo2	-23,6%	-23,6%	-23,6%	-23,6%	-23,6%	-23,6%
SIMBAD	NO _x	VOC	NH ₃	PM ₁₀	PM _{2.5}	SO ₂
MSo1	-5%	0%	0%	-5%	-5%	-5%
MSo2nobio	-23,6%	-23,6%	-23,6%	-23,6%	-23,6%	-23,6%
MSo2bio	-23,6%	-23,6%	-23,6%	-23,6%	-23,6%	-23,6%

La risultante variazione totale delle emissioni genera i campi di concentrazione media annua di PM_{2,5} riportati in Figura 4.5. L'ordine di grandezza delle riduzioni di concentrazione simulate dai due modelli è confrontabile, le riduzioni sono più accentuate in corrispondenza delle aree urbane. SIMBAD ricostruisce delle riduzioni maggiori, che arrivano a un massimo del 10% in corrispondenza delle principali città del bacino padano.

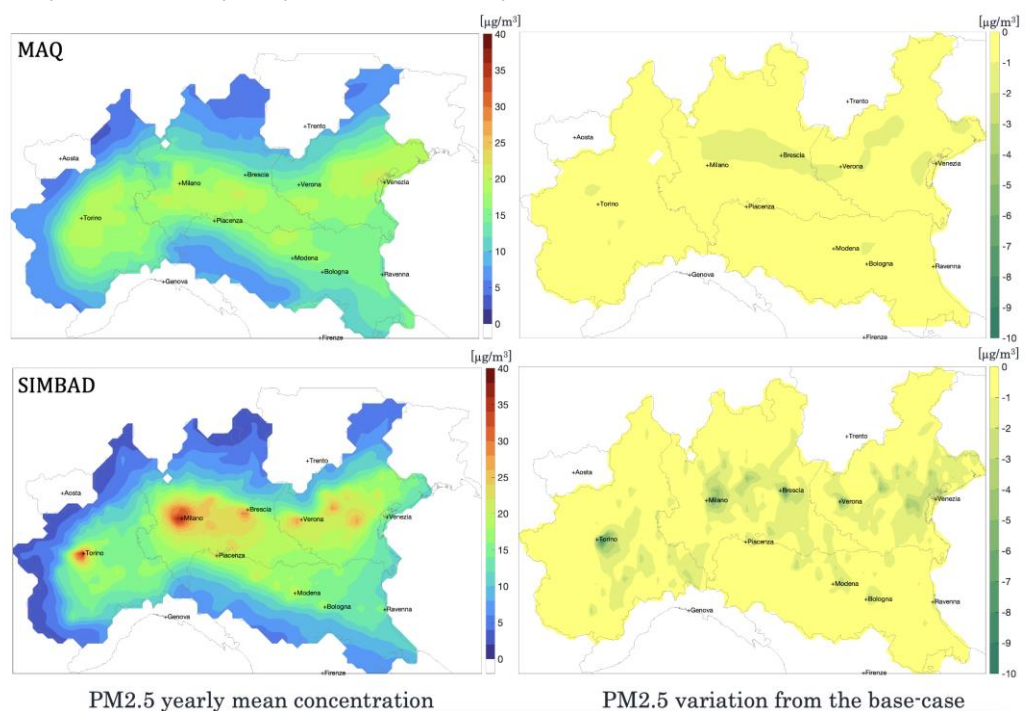


Figura 4.5 - Concentrazioni medie annue di PM_{2,5} dello scenario 1 (a sinistra) e variazione percentuale rispetto al caso base (a destra) per i due modelli MAQ e SIMBAD.

Nella Tabella 4.6 si riportano le morti attribuibili all'esposizione alle concentrazioni di PM_{2,5} e di NO₂ calcolate dai due modelli. Le riduzioni delle morti attribuibili all'esposizione al PM_{2,5} stimate da SIMBAD variano tra il 3% (Emilia-Romagna) e il 10% (Piemonte) mentre quelle stimate da MAQ risultano più omogenee sul bacino, attestandosi tra il 5 e il 7%. Le morti attribuibili alle concentrazioni di NO₂ stimate da SIMBAD sono trascurabili, il MAQ stima una riduzione degli impatti dell'NO₂ media sul bacino pari al 5%, con valori assoluti di morti/100000 abitanti decisamente più alti di SIMBAD. Questo è dovuto, oltre che a dei campi di concentrazione di base diversi, anche ad un fattore di rischio relativo per l'NO₂ maggiore (si faccia riferimento alla Tabella 2.1 per SIMBAD e alla Tabella 4.1 per MAQ).

Tabella 4.6 - Morti attribuibili all'inquinamento atmosferico per 100.000 abitanti per lo scenario 1.

Regioni	SIMBAD Morti attribuibili al PM _{2,5} (morti/100000 abitanti)			MAQ Morti attribuibili al PM _{2,5} (morti/100000 abitanti)		
	Caso base	Scenario 1	Variazione	Caso base	Scenario 1	Variazione
Piemonte	135	122	-10%	102	96	-6%
Lombardia	139	129	-8%	95	88	-7%
Veneto	116	108	-6%	91	85	-6%
Emilia-Romagna	102	99	-3%	79	75	-5%
Totale	127	118	-7%	92	86	-6%
Regioni	SIMBAD Morti attribuibili all'NO ₂ (morti/100000 abitanti)			MAQ Morti attribuibili all'NO ₂ (morti/100000 abitanti)		
	Caso base	Scenario 1	Variazione	Caso base	Scenario 1	Variazione
Piemonte	2,9	2,6	-10%	19,8	18,5	-6%
Lombardia	10,8	10,7	-1%	32,4	31,1	-4%
Veneto	2,0	2,0	-0%	22,6	21,6	-4%
Emilia-Romagna	1,7	1,7	-3%	15,6	14,7	-5%
Totale	5,8	5,7	-2%	24,9	23,8	-5%

4.4.2 Scenario 2

Il secondo scenario analizza, ugualmente al primo, la diffusione di REC come prevista dal PREAC. In questo caso si ipotizza che il surplus di energia prodotta venga utilizzato per alimentare una flotta di veicoli elettrici, che sostituisce le auto tradizionali con il motore a combustione interna. Pertanto, sia le emissioni del settore del riscaldamento residenziale che quelle del trasporto stradale diminuiscono. L'energia prodotta dalle REC è calcolata come nello scenario 1 ed è pari a 6349,5 GWh/anno. Il calcolo della riduzione della domanda di carburante nel settore del trasporto su strada si basa sui dati di consumo di carburante forniti per il 2019 dal Ministero delle Imprese e del Made in Italy e dall'ACI [34], [35]. In questo caso, il calcolo tiene conto dell'energia totale richiesta dalla flotta tradizionale e di un fattore di conversione che tiene conto della maggiore efficienza dei motori elettrici (rendimento pari a 0,4 per i veicoli tradizionali e 0,8 per i veicoli elettrici). Sulla base di questi dati, è possibile convertire il 10% dei veicoli tradizionali ad elettrici, utilizzando l'energia delle REC, come mostrato nella Tabella 4.7.

Tabella 4.7 - Consumi energetici della flotta veicolare tradizionale e della flotta veicolare elettrica.

	Caso base (GWh)	Scenario 1 (GWh)	Variazione
Veicoli tradizionali	134235	120811	-10%
Veicoli elettrici	78,9	6428,4	8048%

Per implementare lo scenario, le riduzioni emissive (Tabella 4.8) sono calcolate riducendo i livelli di attività del MS₀₂ e del MS₀₇ rispettivamente del 23.6% e 10%, in entrambi i modelli.



Tabella 4.8 - Riduzioni di emissioni per macrosettore e precursore per lo scenario 2.

MAQ	NO _x	VOC	NH ₃	PM ₁₀	PM ₂₅	SO ₂
MSo2nobio	-23,6%	-23,6%	-23,6%	-23,6%	-23,6%	-23,6%
MSo7	-10%	-10%	-10%	-10%	-10%	-10%
SIMBAD	NO _x	VOC	NH ₃	PM ₁₀	PM ₂₅	SO ₂
MSo2nobio	-23,6%	-23,6%	-23,6%	-23,6%	-23,6%	-23,6%
MSo2bio	-23,6%	-23,6%	-23,6%	-23,6%	-23,6%	-23,6%
MSo7	-10%	-10%	-10%	-10%	-10%	-10%

La risultante variazione totale delle emissioni è applicata ai casi base di entrambi i modelli su tutto il dominio e genera i campi di concentrazione media annua di PM_{2,5} riportati nella Figura 4.6. L'ordine di grandezza delle riduzioni di concentrazione simulate dai due modelli è confrontabile, anche in questo caso le riduzioni sono più accentuate in corrispondenza delle aree urbane. Rispetto allo scenario 1, il modello MAQ ricostruisce delle riduzioni su aree più estese, mostrando una maggiore incisività di questa politica in termini di esposizione al PM_{2,5}.

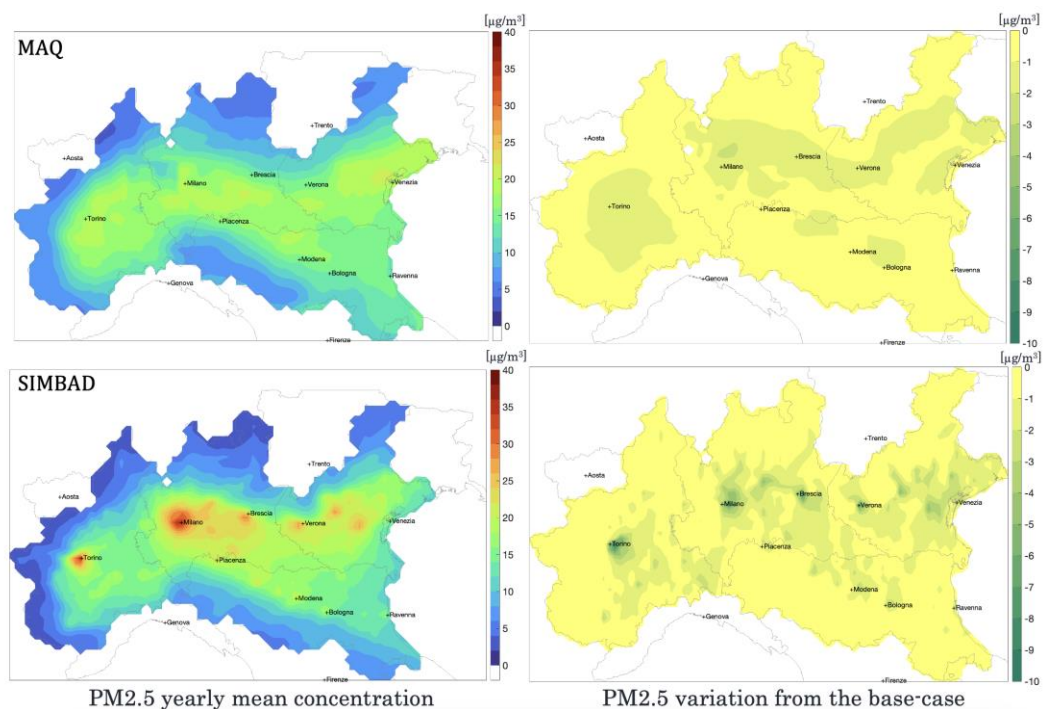


Figura 4.6 - Concentrazioni medie annue di PM_{2,5} dello scenario 2 (a sinistra) e variazione percentuale rispetto al caso base (a destra) per i due modelli MAQ e SIMBAD.

La riduzione delle morti attribuibili all'esposizione al PM_{2,5}, riportata nella Tabella 4.9, mostra coerenza tra le riduzioni di mortalità stimate dai due modelli. Infatti, entrambi i modelli stimano una concentrazione media annua di PM_{2,5} sul dominio paragonabile, nonostante la diversa spazializzazione, rispettivamente pari a 12,2 (SIMBAD) e 12,6 (MAQ) µg/m³. Gli scostamenti nei valori legati agli impatti delle concentrazioni di NO₂ sono probabilmente dovuti alla già citata differenza tra i valori di Rischio Relativo implementati nelle due metodologie.

Tabella 4.9 - Morti attribuibili all'inquinamento atmosferico per 100.000 abitanti per lo scenario 2.

Regioni	SIMBAD Morti attribuibili al PM _{2,5} (morti/100000 abitanti)			MAQ Morti attribuibili al PM _{2,5} (morti/100000 abitanti)		
	Caso base	Scenario 2	Variazione	Caso base	Scenario 2	Variazione
Piemonte	135	120	-11%	102	93	-8%
Lombardia	139	125	-10%	95	85	-10%
Veneto	116	107	-8%	91	84	-7%
Emilia-Romagna	102	97	-5%	79	73	-7%
Totale	127	115	-9%	92	84	-9%
Regioni	SIMBAD Morti attribuibili all'NO ₂ (morti/100000 abitanti)			MAQ Morti attribuibili all'NO ₂ (morti/100000 abitanti)		
	Caso base	Scenario 2	Variazione	Caso base	Scenario 2	Variazione
Piemonte	2,9	2,3	-22%	20	17	-15%
Lombardia	10,8	10,0	-8%	32	28	-12%
Veneto	2,0	1,9	-7%	23	20	-11%
Emilia-Romagna	1,7	1,6	-8%	16	13	-16%
Totale	5,8	5,3	-10%	25	22	-13%

4.4.3 Scenario 3

Il terzo scenario è stato ottenuto eseguendo un'ottimizzazione multi-obiettivo con il modello MAQ. L'ottimizzazione ha l'obiettivo di minimizzare una funzione che include l'indice di qualità dell'aria, in questo caso la concentrazione media annua di PM_{2,5} sul dominio e i costi di implementazione delle misure di abbattimento delle emissioni (in questo caso non sono inclusi anche i benefici economici derivanti dall'abbattimento delle concentrazioni). Le variabili di decisione selezionate sono le sole misure allo scarico per i settori del riscaldamento residenziale, della produzione di energia e del trasporto su strada. Le soluzioni di un'ottimizzazione multi-obiettivo possono essere descritte nello spazio degli obiettivi come una curva di Pareto, che rappresenta gli scenari che minimizzano entrambi gli obiettivi.

Sull'asse delle ascisse è riportato il costo totale di implementazione della politica, sull'asse delle ordinate la media annua di PM_{2,5} sul dominio.

Il primo punto della curva, a costo nullo, rappresenta il CLE al 2020 (Current Legislation scenario). Questo scenario è una rielaborazione dello scenario base che ricostruisce il campo emissivo dovuto all'implementazione delle misure di qualità dell'aria previste dalla legislazione europea e nazionale al 2020. Questo passaggio è necessario in MAQ perché permette di definire, per ciascuna tecnologia, il suo attuale livello di adozione nel dominio.

L'ultimo punto rappresenta invece lo scenario di massima riduzione, con il dataset di misure di abbattimento delle emissioni disponibile. Lo scenario 3 è lo scenario ottimo estratto dal set di soluzioni, corrispondente ad un costo di 300 M€/anno.

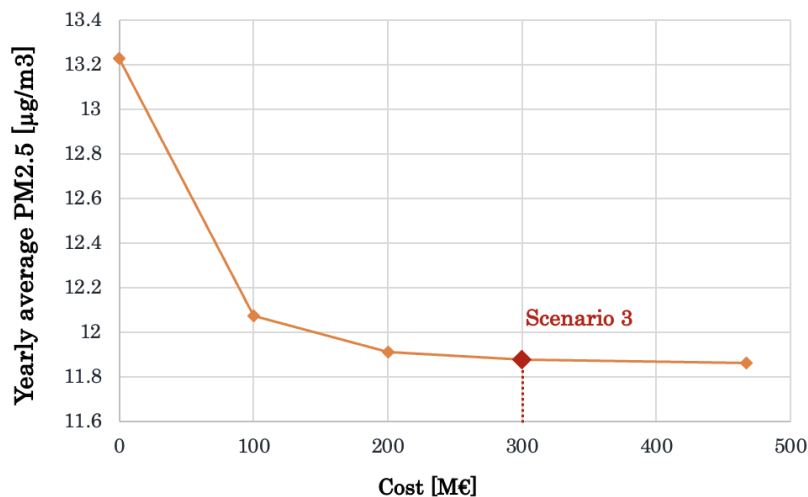


Figura 4.7 - Curva di Pareto.

Il modello MAQ include un dettagliato dataset di tecnologie, *end-of-pipe* e di tipo energetico, costruito con un approccio bottom-up a partire dai dati GAINS e dai dati raccolti in diversi studi [17], [36], [37], che permette dunque una costruzione degli scenari a partire dall'applicazione delle misure di abbattimento delle emissioni sul dominio. L'applicazione di tali misure comporta dunque una riduzione di emissioni, che è riportata, per i macrosettori analizzati, nella Tabella 4.10. Per procedere coerentemente ad un confronto tra i modelli, queste riduzioni sono state applicate anche al caso base di SIMBAD al fine di ricostruire lo scenario ottimo individuato dal MAQ.

Tabella 4.10 - Riduzioni di emissioni per macrosettore e precursore per lo scenario 3.

	NOx	VOC	NH ₃	PM ₁₀	PM ₂₅	SO ₂
MSo1	-24%	-21%	-8%	-53%	-51%	-42%
MSo2nobio	-26%	-47%	0%	-57%	-57%	0%
MSo2bio	-26%	-47%	0%	-57%	-57%	0%
MSo7	-5%	-5%	-7%	0%	-1%	0%

Le riduzioni totali di emissioni, riportate nella Tabella 4.11, portano ai campi di concentrazione mostrati nella Figura 4.8. Questo scenario dimostra di essere incisivo, andando a ridurre in maniera significativa le emissioni di particolato primario (quello direttamente emesso in atmosfera), che ha infatti un impatto sulle concentrazioni di PM_{2,5} spazialmente molto diffuso su tutto il dominio. Anche in questo caso il confronto mostra come le concentrazioni ricostruite da MAQ siano più basse (il caso base ha concentrazioni inferiori) e spazialmente più omogenee, mentre SIMBAD descrive maggiori hotspot in corrispondenza delle aree urbane.

Tabella 4.11 - Riduzioni totali di emissioni dei precursori nello scenario 3.

	NOx	VOC	NH ₃	PM ₁₀	PM ₂₅	SO ₂
Scenario 3	-7%	-2%	0%	-31%	-37%	-7%

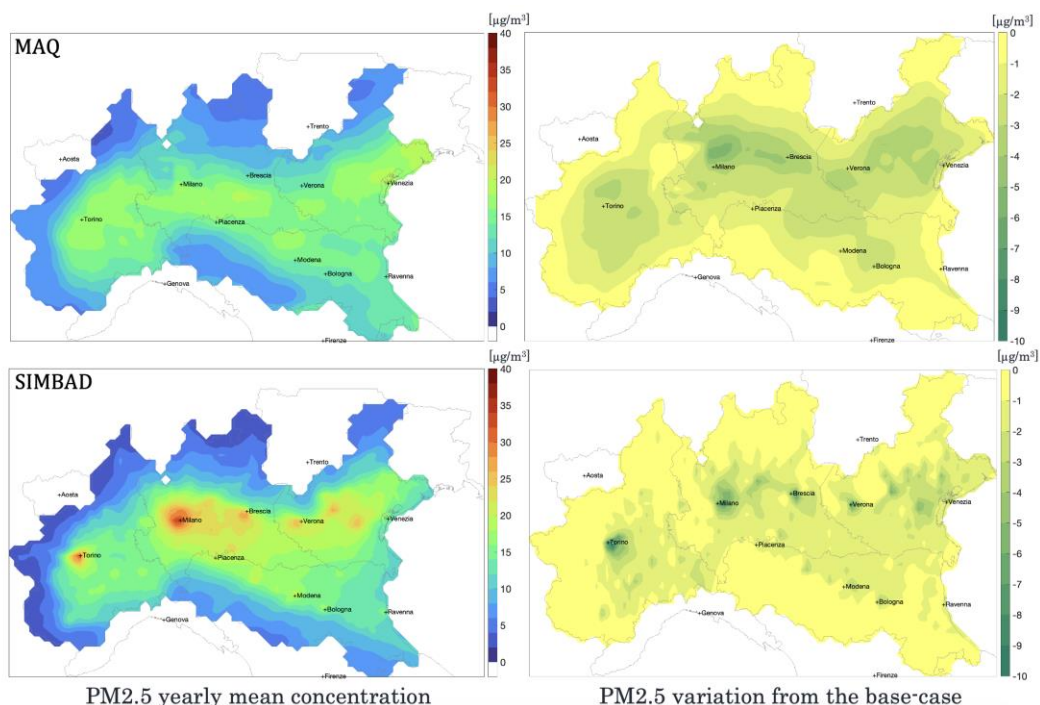


Figura 4.8 - Concentrazioni medie annue di PM_{2,5} dello scenario 3 (a sinistra) e variazione percentuale rispetto al caso base (a destra) per i due modelli MAQ e SIMBAD.

Anche per questo scenario si riporta la riduzione delle morti attribuibili all'esposizione a PM_{2,5} e NO₂ nella Tabella 4.12. In questo scenario i due modelli stimano una riduzione media della mortalità causata dall'esposizione al PM_{2,5} paragonabile, pari al 18-19%. Il contributo dell'esposizione al biossido di azoto modello stimato da MAQ è più elevato, probabilmente a causa dei diversi coefficienti di Rischio Relativo usati.

Tabella 4.12 - Morti attribuibili all'inquinamento atmosferico per 100.000 abitanti per lo scenario 3.

Regioni	SIMBAD Morti attribuibili al PM _{2,5} (morti/100000 abitanti)			MAQ Morti attribuibili al PM _{2,5} (morti/100000 abitanti)		
	Caso base	Scenario 3	Variazione	Caso base	Scenario 3	Variazione
Piemonte	135	101	-25%	102	85	-16%
Lombardia	139	112	-19%	95	76	-20%
Veneto	116	96	-17%	91	74	-19%
Emilia-Romagna	102	91	-11%	79	68	-13%
Totale	127	103	-19%	92	76	-18%
Regioni	SIMBAD Morti attribuibili all'NO ₂ (morti/100000 abitanti)			MAQ Morti attribuibili all'NO ₂ (morti/100000 abitanti)		
	Caso base	Scenario 3	Variazione	Caso base	Scenario 3	Variazione
Piemonte	2,9	2,4	-18%	20	17	-14%



Lombardia	10,8	10,3	-5%	32	29	-11%
Veneto	2,0	2,0	-2%	23	21	-7%
Emilia-Romagna	1,7	1,6	-8%	16	13	-15%
Totale	5,8	5,4	-7%	25	22	-11%

4.4.4 Scenario 4

Un quarto scenario è stato estratto da un'ottimizzazione multi-obiettivo che considerasse però le misure di controllo dell'inquinamento in tutti i macrosettori, non solo in quelli selezionati per lo scenario 3. Lo scopo di questo scenario è mostrare le potenzialità dello strumento MAQ, un modello regionale integrato di qualità dell'aria, che considera tutte le sorgenti emissive che contribuiscono all'inquinamento atmosferico, non solo quelle strettamente legate alla combustione, per poter fornire supporto alla pianificazione della qualità dell'aria. L'approccio di ottimizzazione multiobiettivo implementato in MAQ ha permesso di valutare come, avendo a disposizione misure di contenimento dell'inquinamento in tutti i macrosettori ossia allargando l'insieme delle variabili di controllo, si possano ottenere delle politiche di qualità dell'aria più efficienti e quindi maggiormente incisive sulle concentrazioni di PM_{2,5}, a parità di costo (300 M€/anno). Il confronto risulta di interesse anche nel contesto dello sviluppo di strumenti dedicati prioritariamente alla pianificazione di politiche energetiche perché permette di evidenziare la complessità più generale delle problematiche ambientali e quindi di sottolineare l'importanza di sviluppare azioni di intervento sempre più sinergiche fra tutti i settori di attività antropica, ciascuno secondo le proprie possibilità.

La Figura 4.9 mostra il confronto tra la curva di Pareto ottenuta ottimizzando tutti i macrosettori e quella risultante dall'ottimizzazione che include solo i macrosettori 1, 2 e 7. Già dalla rappresentazione nello spazio degli obiettivi si evince come la disponibilità di un insieme di misure più ampio, che agisce su più precursori e macrosettori, permetta a parità di costi di ottenere una riduzione media annua delle concentrazioni di 1,02 µg/m³ maggiore.

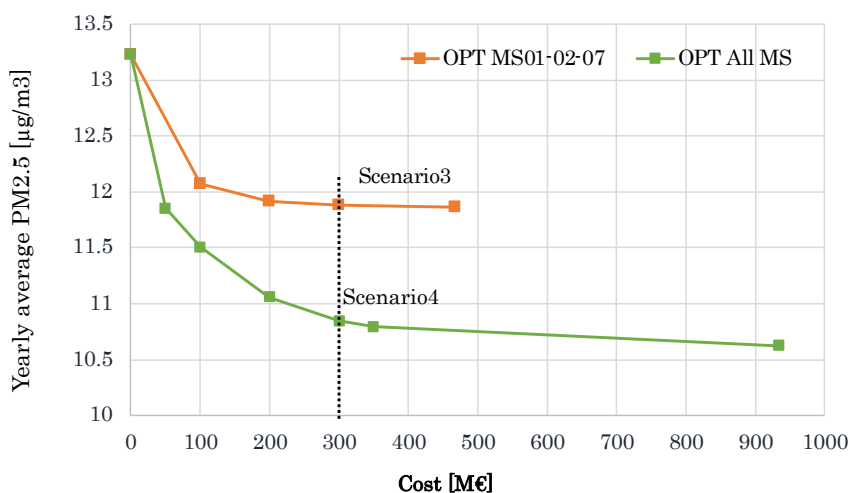


Figura 4.9 - Curva di Pareto di due ottimizzazioni multiobiettivo. La prima considera solo i macrosettori 1,2 e 7, la seconda considera tutti i macrosettori.

Il confronto tra lo scenario 3 e lo scenario 4 mostra come, a parità di costi di implementazione, sia più efficiente investire in misure che riducano le emissioni dei MSo8 e MSo10. Il MSo8 include le attività legate ai trasporti *off-road* che quindi includono sia la navigazione, che i macchinari agricoli o da cantiere (spesso motori diesel). Il settore agricolo è il principale emettitore di ammoniaca, che è un precursore del particolato inorganico secondario. Inoltre, il settore



agricolo risulta ancora poco normato, quindi c'è ampio spazio di miglioramento nell'applicazione delle misure di abbattimento delle emissioni, a differenza di settori quali il trasporto su strada o la produzione termoelettrica dove le tecnologie applicate sono già avanzate e ulteriori miglioramenti risultano quindi molto costosi.

Tabella 4.13 - Riduzioni di emissioni per macrosettore e precursore per lo scenario 4.

Macrosettore	NOx	VOC	NH ₃	PM ₁₀	PM _{2,5}	SO ₂
MS01	-10%	-21%	-2%	-48%	-46%	-23%
MS02	0%	-37%	0%	-57%	-57%	0%
MS03	-10%	-0%	-5%	-54%	-47%	-6%
MS04	-2%	-1%	0%	21%	-27%	-4%
MS07	-4%	-5%	-6%	0%	-1%	0%
MS08	-60%	-38%	+24%	-70%	-70%	0%
MS10	0%	0%	-35%	0%	0%	0%

Le riduzioni totali di emissioni sono rappresentate nella Figura 4.10, dove si mostra un confronto tra le riduzioni previste dallo scenario 3 e dallo scenario 4. Mentre l'abbattimento del particolato primario sembra essere una soluzione efficiente in entrambi i casi, ampliando il numero di misure applicabili risulta più incisivo abbattere l'ammoniaca e incrementare la riduzione di ossidi di azoto, incidendo maggiormente sul particolato secondario. Lo scenario 4 consente di ottenere una minore esposizione della popolazione all'inquinamento atmosferico (PM_{2,5} e NO₂) a parità di costo, come mostrato nelle mappe in Figura 4.11, riducendo le emissioni in tutti i macrosettori. I risultati dell'ottimizzazione, espressi come la selezione di tecnologie di abbattimento delle emissioni che minimizzano sia i costi di implementazione che l'indice di qualità dell'aria, sono stati riportati nel dettaglio nell'Appendice A. Emerge come primaria in entrambi gli scenari l'installazione di nuovi camini per la combustione di legna, importanti emettitori di particolato primario (per un approfondimento sul tipo di tecnologie si rimanda al paragrafo 3.2.2). Mentre nei risultati dello scenario 3 risultano quindi sostanziali gli interventi nel settore del riscaldamento residenziale e del teleriscaldamento (utilizzo di sistemi SCR e SNCR), nello scenario 4 sono invece ottimizzate le tecnologie di abbattimento delle emissioni negli allevamenti, per la riduzione delle emissioni di ammoniaca e nei macchinari agricoli, al fine di ridurre le emissioni di ossidi di azoto dei motori a gasolio.

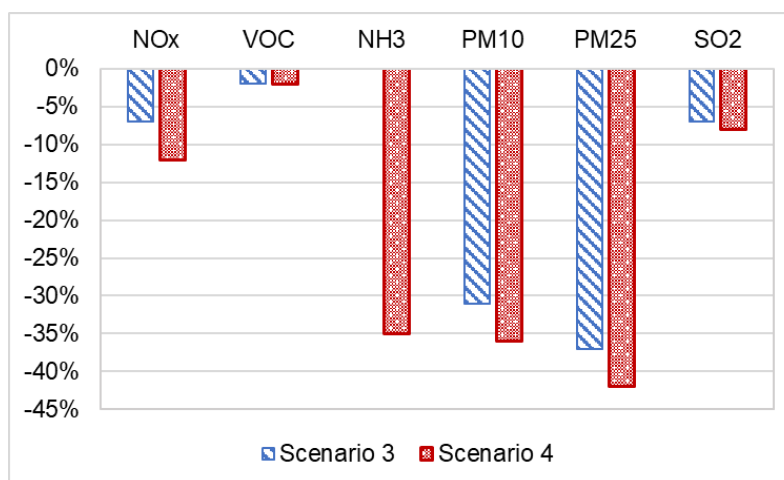


Figura 4.10 - Riduzioni totali di emissioni dei precursori nello scenario 3 e nello scenario 4.

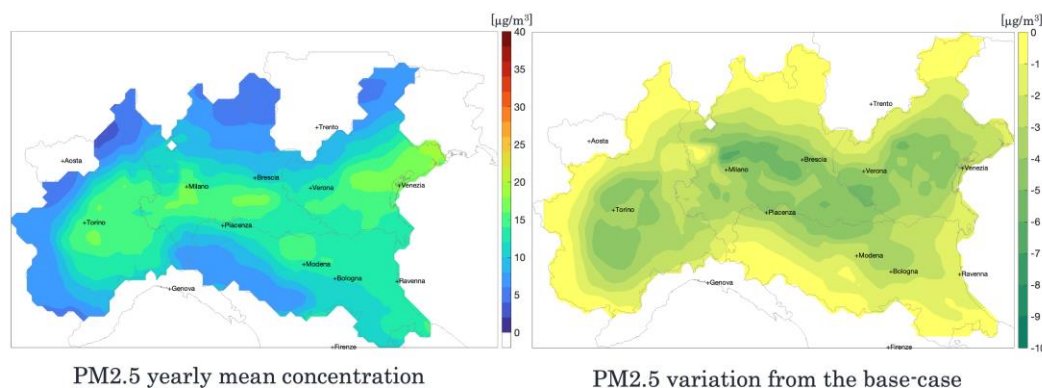


Figura 4.11 - Concentrazioni medie annue di PM_{2,5} dello scenario 4 (a sinistra) e variazione percentuale rispetto al caso base (a destra) per il solo modello MAQ.

4.5 Discussione dei risultati

In questo capitolo è stato presentato un modello integrato di qualità dell'aria consolidato e applicato da anni a scala regionale (Lombardia) e scala di bacino (Pianura Padana) [17], [38], [39], [40] per poter mettere in luce affinità e differenze rispetto al modello armonizzato SIMBAD-HAM sviluppato in RSE. Il confronto riguarda l'intera catena modellistica che, come è proprio dei modelli integrati, valuta le interazioni della sfera ambientale, in questo caso della qualità dell'aria, con la salute umana, le attività economiche e le implementazioni tecnologiche.

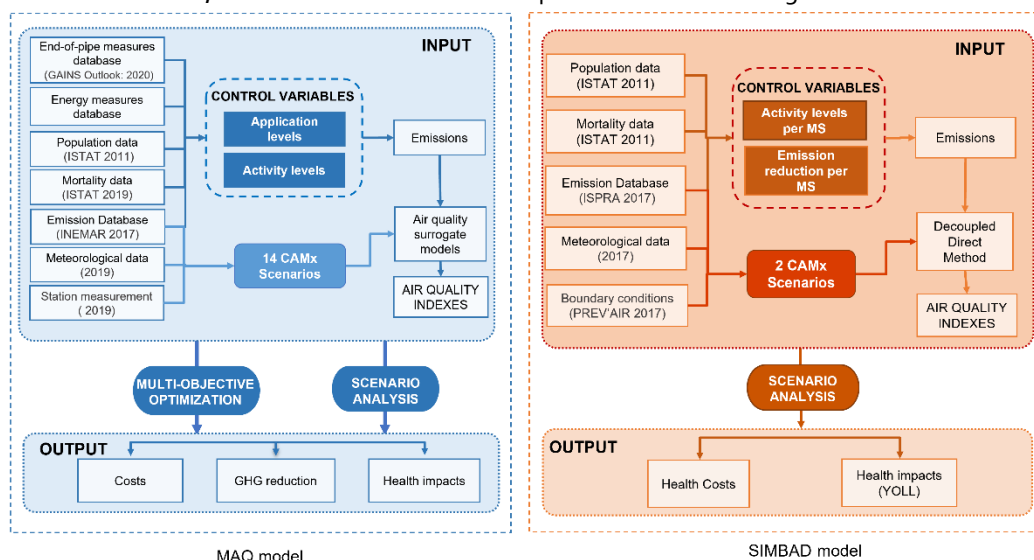


Figura 4.12 - Schema riassuntivo dell'implementazione dei due modelli, MAQ a sinistra e SIMBAD a destra.

Ci sono alcune differenze nello scopo dei due modelli che è necessario mettere in evidenza: MAQ è un modello integrato di qualità dell'aria per il supporto alla pianificazione di misure di mitigazione dell'inquinamento atmosferico a scala regionale. Si basa dunque su una descrizione dettagliata degli input emissivi e di database tecnologici di tipo *bottom-up* e strettamente legata al dominio analizzato. Inoltre, il contesto energetico nazionale di riferimento è prefissato, e può essere modificato a scala regionale con l'applicazione locale di misure di tipo energetico. Dall'altro lato invece SIMBAD nasce come modello per la scala nazionale, l'obiettivo



del triennio di ricerca è poterlo usare come strumento per definire degli indicatori che entrino nella funzione obiettivo di TIMES-RSE per influenzare la definizione dei piani energetici, considerando anche le esternalità legate all'inquinamento atmosferico. Da qui deriva anche la differenza negli approcci implementati: mentre SIMBAD è studiato per costruire analisi di scenario e quindi definire gli impatti sulla concentrazione e sulla salute umana derivanti da uno scenario energetico nazionale, in MAQ è implementata anche la possibilità di un'ottimizzazione multi-obiettivo che mira a minimizzare una funzione che include diversi indici, in questo caso un indice di qualità dell'aria e un indice di costo di implementazione della politica. MAQ calcola anche i costi sanitari, questi sono elaborati a valle dell'ottimizzazione e non inclusi nella funzione obiettivo. Una sintesi dei due modelli, in termini di approcci implementati e dataset di input è riportata in Figura 4.12.

Dal punto di vista degli input, le basi di dati usate e il trattamento applicato sono diversi: MAQ spazializza l'inventario regionale INEMAR, fornito a dettaglio municipale, su una griglia 6 km x 6 km. La spazializzazione adottata, coerente con il dettaglio municipale dell'inventario, distribuisce le emissioni sulle celle usando un peso definito dall'area di intersezione del limite amministrativo e la cella. SIMBAD invece adotta l'inventario nazionale ISPRA, disponibile al dettaglio provinciale. Dato che i valori di emissione fanno riferimento ad aree più estese, in questo caso la spazializzazione adottata fa uso di proxy che determinino, per ogni attività, la sua distribuzione sul territorio. Ad esempio, le emissioni del trasporto stradale sono spazializzate sulla rete viaria, il riscaldamento residenziale usa la densità abitativa, le attività agricole la copertura di suolo. Questa singolare peculiarità dei modelli, non solo nell'inventario usato, ma anche nella modalità con cui vengono spazializzate le emissioni sulla griglia di calcolo, fa emergere le differenze negli input emissivi utilizzati.

La relazione emissioni-concentrazioni è un passaggio cruciale nei modelli integrati di qualità dell'aria. La descrizione completa dei complessi fenomeni atmosferici di trasporto, dispersione e diffusione a scala regionale può essere affrontata con dei modelli euleriani di chimica e trasporto (CTM). Questi risultano essere inefficienti dal punto di vista della velocità di calcolo, caratteristica essenziale nel contesto della modellistica integrata per due ragioni: a) per poter supportare il decisore nell'esaminare molteplici scenari; b) per poter implementare delle ottimizzazioni in cui gli algoritmi prevedono molte iterazioni e quindi ripetuti calcoli emissioni-concentrazioni. Per questa ragione si costruiscono dei modelli surrogato (modelli semplificati, meta-modelli), capaci di replicare il comportamento dei modelli di chimica e trasporto, con tempi di calcolo di molto inferiori. Nei due sistemi modellistici oggetto di questo confronto sono implementati due modelli semplificati di qualità dell'aria molto diversi tra loro. Il MAQ usa dei modelli basati su reti neurali, addestrati con un set di simulazioni del CTM con una metodologia che si inserisce nel campo di studio del *machine learning*. L'input della rete è la somma di emissioni per ogni precursore, effettuata su quadranti nel raggio di 4 celle nel caso del PM_{2,5} (24 km), e le coordinate geografiche della cella. SIMBAD invece usa un modello basato sul *Direct Decoupled Method*, un algoritmo implementato in CAMx che permette di calcolare la sensibilità delle concentrazioni di output alla variazione unitaria dell'input emissivo (per inquinante e per settore). Il modello semplificato è poi costruito sulla base dello sviluppo in serie di Taylor delle concentrazioni, in cui i coefficienti del primo ordine coincidono con le sensibilità calcolate dal DDM. I due modelli semplificati sono fondamentalmente diversi, sia per metodologia che per ipotesi alla base. Le reti neurali, con l'opportuna scelta delle funzioni di attivazione, fanno sì che il modello possa catturare anche le non linearità proprie dei fenomeni atmosferici. Dall'altro lato invece in SIMBAD il modello si basa proprio su un'ipotesi di linearizzazione, ma il fatto che dipenda strettamente dalle sensibilità calcolate da CAMx (ovverosia il CTM che dovrebbe riprodurre), fa sì che le prestazioni siano molto alte e la risoluzione temporale sia la medesima del CTM (cioè oraria) rendendolo flessibile a diverse applicazioni.

Per quanto riguarda i campi di concentrazione dei casi base, la differenza che emerge maggiormente è legata all'anno meteorologico scelto, nel MAQ il 2019 e in SIMBAD il 2017. La meteorologia ha un impatto importante sullo stato della qualità dell'aria (definita in questo caso

tramite lo stesso modello euleriano di chimica e trasporto, CAMx) quindi non si ritiene sia metodologicamente corretto fare un confronto diretto tra i campi di concentrazione degli inquinanti. Questo spiega perché l'analisi degli scenari si sia concentrata sulle variazioni (Tabella 4.14). I campi di concentrazione di base mostrati nel paragrafo 4.3.2 dipendono anche dai modelli semplificati usati, che, come detto in precedenza, risultano essere metodologicamente differenti.

Il modulo degli impatti sulla salute fa riferimento alla medesima letteratura scientifica ma è implementato in modo leggermente diverso nei due modelli. Nel MAQ si tiene conto delle soglie di concentrazione, per NO₂ e PM_{2,5}, definite dall'OMS come i valori massimi per i quali non sussistono impatti sulla salute. In SIMBAD queste soglie non sono implementate, stimando gli impatti anche per livelli di concentrazione molto bassi. Inoltre, sono diversi i valori di rischio relativo assunti nei due modelli. Mentre quello per il PM_{2,5} è paragonabile, forse perché anche più consolidato in letteratura scientifica, quello dell'NO₂ usato nel MAQ è più alto rispetto a quello usato in SIMBAD (1,02 invece di 1,0076). Una riflessione sull'incertezza delle stime di rischio relativo e il suo propagarsi al calcolo dei costi andrebbe fatta per valutare la sensitività dei moduli di impatto al variare di questo parametro delicato. Un'analisi di sensitività potrebbe introdurre inoltre informazioni nuove per supportare i decisori nella pianificazione delle politiche energetiche e di qualità dell'aria. Un riassunto degli impatti sulla salute calcolati dai due modelli è riportato nella Tabella 4.15.

Infine, il calcolo dei costi sanitari (Tabella 4.16) nei due modelli è applicato con la medesima modalità, usando il valore VOLY pari a 70.000 €₂₀₁₆. Questo valore è però applicato a un dato YOLL leggermente diverso: in SIMBAD gli YOLL sono calcolati come riportato nell'Eq. 2.4, e dipendono dall'aspettativa di vita per classe di età. In MAQ il calcolo è implementato come nell'Eq. 4.15 dove si considerano invece gli anni medi di vita persa a causa dell'inquinamento atmosferico, un dato medio europeo su tutte le fasce d'età.

L'analisi riportata in questo capitolo ha messo in evidenza come ci possano essere differenze e incertezze legate ai sistemi di modellistica integrata. Nonostante ciò, entrambi i modelli mostrano la progressiva efficacia degli scenari proposti, sia in termini di riduzione delle concentrazioni che di abbattimento della mortalità dovuta all'esposizione all'inquinamento atmosferico e, di conseguenza, i suoi costi. Le variazioni degli indicatori sono coerenti tra i due modelli e risultano essere dello stesso ordine di grandezza sia per le concentrazioni che gli impatti sulla salute. Le stime economiche tendono ad essere più discordanti, in quanto dipendono dal calcolo degli anni di vita persi (Years of Life Lost, YLL) che diverge in termini implementativi tra i due modelli. In generale, il confronto tra SIMBAD e MAQ ha reso rilevante come le differenze sui valori assoluti degli indicatori e delle rispettive variazioni confermino la necessità di introdurre una misura di incertezza sui risultati che può essere valutata sia attraverso un'analisi di sensitività che con il confronto fra più modelli, come si è voluto proporre in questo caso. La conoscenza delle fonti di incertezza e la sua quantificazione è una ulteriore informazione che può essere usata per il supporto ai decisori nella pianificazione delle politiche energetiche e di qualità dell'aria.

Tabella 4.14 - Sintesi delle concentrazioni di PM_{2,5} media di dominio risultanti dalle applicazioni di SIMBAD e MAQ.

	SIMBAD			MAQ		
	PM _{2,5} [µg/m ³]	Var [µg/m ³]	Var [%]	PM _{2,5} [µg/m ³]	Var [µg/m ³]	Var [%]
caso base	12,84	-	-	13,23	-	-
S1	12,32	-0,52	-4%	12,74	-0,49	-4%
S2	12,21	-0,63	-5%	12,57	-0,66	-5%
S3	11,94	-0,90	-7%	11,88	-1,35	-10%
S4	-	-	-	10,86	-2,37	-18%

Tabella 4.15 - Sintesi degli impatti sulla salute risultanti dalle applicazioni di SIMBAD e MAQ.

Scenario	SIMBAD Morti attribuibili al PM _{2,5} (morti/100000 abitanti)			MAQ Morti attribuibili al PM _{2,5} (morti/100000 abitanti)		
	Caso base	Scenario	Var [%]	Caso base	Scenario	Var [%]
S ₁	127	118	-7%	92	86	-6%
S ₂	127	115	-9%	92	84	-9%
S ₃	127	103	-19%	92	76	-18%
Scenario	SIMBAD Morti attribuibili all'NO ₂ (morti/100000 abitanti)			MAQ Morti attribuibili all'NO ₂ (morti/100000 abitanti)		
	Caso base	Scenario	Var [%]	Caso base	Scenario	Var [%]
S ₁	5,8	5,7	-2%	24,9	23,8	-5%
S ₂	5,8	5,3	-10%	24,9	21,7	-13%
S ₃	5,8	5,5	-7%	24,9	22,2	-11%

Tabella 4.16 - Sintesi dei costi sanitari evitati risultanti dalle applicazioni di SIMBAD e MAQ.

Scenario	Costi sanitari evitati [M€]	
	SIMBAD	MAQ
S ₁	2518	1014
S ₂	2965	1546
S ₃	3687	2792



5 - CONCLUSIONI

All'interno del percorso che porterà, nel corso del triennio di ricerca, alla realizzazione della versione integrata del modello di valutazione dei costi sanitari dovuti agli inquinanti atmosferici, in questa seconda annualità sono state portate avanti le attività necessarie alla effettiva trasformazione del modello da armonizzato a integrato.

A tal fine si è implementata una metodologia per un calcolo robusto dei costi unitari per attività. La metodologia di stima degli impatti sanitari e la successiva monetizzazione, sviluppata nel precedente triennio di ricerca e qui riassunta e consolidata, è servita per poter derivare degli indicatori direttamente integrabili nel modello energetico TIMES-RSE. I costi calcolati sono molto variabili, soprattutto in base al combustibile. Nel settore dei trasporti i veicoli con motori alimentati a gasolio risultano essere quelli con costi più elevati, in particolare i mezzi pesanti che hanno un costo medio per unità di energia pari a 70,1 M€. Emerge, come atteso, che le attività caratterizzate da elevate emissioni di PM hanno costi maggiori. Questo perché l'esposizione cronica alle concentrazioni di particolato è, tra gli inquinanti atmosferici, quella con conseguenze più gravi sulla salute umana. È stato anche calcolato il costo sanitario del settore del trasporto stradale e del riscaldamento residenziale per tonnellata di NOx e PM_{2,5} emesse. I costi del trasporto stimati da SIMBAD sono stati confrontati con quelli proposti dal manuale comunitario dei costi dei trasporti: i valori sono confrontabili e coerenti, tenendo in considerazione che il valore proposto dal manuale considera gli impatti dell'inquinamento atmosferico non solo sulla salute umana, ma anche su coltivazioni, biodiversità, colture e materiali.

Un'attività di sviluppo futura del modulo di calcolo dei costi sanitari riguarda la sensibilità di questi output rispetto ai coefficienti di rischio relativo proposti dalla letteratura scientifica. Questi valori vengono forniti con un intervallo di confidenza, inoltre sono spesso aggiornati dall'OMS sulla base della nuova letteratura scientifica pubblicata. Quantificare l'impatto dell'incertezza di questi valori può essere un'ulteriore informazione di supporto ai decisori nella pianificazione di politiche energetiche e di qualità dell'aria.

La riduzione degli impatti sanitari, dovuti al beneficio dell'esposizione a concentrazioni di inquinanti inferiori, può essere pianificata non solo agendo sui livelli di attività e quindi sul sistema energetico, ma anche ipotizzando di implementare delle efficaci misure di abbattimento delle emissioni allo scarico. Per poter modellizzare l'eventuale introduzione di misure di tipo *end-of-pipe* in una politica, in questo rapporto si sono studiati i dati disponibili pubblicamente nel database del modello GAINS. Viene descritto quindi il database disponibile, per diversi anni e scenari energetici, che include informazioni riguardanti il tasso di penetrazione della misura a livello nazionale e i relativi costi totali di implementazione delle misure, che considerano l'investimento, il costo operativo fisso e variabile. GAINS stima i costi dal punto di vista del decisore pubblico, con l'obiettivo di fornire degli strumenti per l'allocazione ottimale delle risorse economiche sociali. Un possibile sviluppo futuro del modello integrato può includere questi dati per poter stimare le ulteriori riduzioni di concentrazioni, a parità di scenario energetico di TIMES, possibili con l'implementazione di queste misure e fare una valutazione economica dell'investimento necessario.

Il percorso di trasformazione del modello armonizzato in modello integrato ha potuto beneficiare della collaborazione con l'*Integrated Assessment Modeling Lab* dell'Università degli Studi di Brescia. Attraverso un percorso di tirocinio, è stato possibile confrontare la catena modellistica di RSE con un modello IAM consolidato, il *Multidimensional Air Quality system* (MAQ). Questa collaborazione ha consentito di valutare come le incertezze legate ai diversi moduli dei sistemi armonizzati/integrati possano influenzare il processo decisionale. Il confronto tra le due metodologie ha messo in evidenza come alcune discrepanze nelle impostazioni modellistiche, ad esempio l'anno meteorologico di riferimento del modello di qualità dell'aria, possano avere degli impatti non trascurabili sulle concentrazioni di base calcolate. Inoltre, si mette in luce una diversa



tipologia di modello semplificato emissioni-concentrazioni, basato su reti neurali, molto distante dall'implementazione algebrica basata sul DDM invece implementata in SIMBAD. Il confronto è stato approfondito attraverso la proposta di quattro scenari, due di tipo energetico, legati allo sviluppo delle Comunità Energetiche e due sulla pianificazione della qualità dell'aria.

Il confronto ha messo in evidenza, come atteso, che ci possono essere differenze e incertezze nei risultati di sistemi modellistici integrati, dovuti alla loro formulazione e ai dati di input. Nonostante ciò, nel caso in esame, i modelli mostrano la stessa progressione della efficacia degli scenari proposti, sia in termini di riduzione delle concentrazioni che di abbattimento della mortalità dovuta all'esposizione all'inquinamento atmosferico e, di conseguenza, i suoi costi. Le variazioni degli indicatori sono coerenti tra i due modelli e risultano essere dello stesso ordine di grandezza sia per le concentrazioni che gli impatti sulla salute. Le stime economiche tendono ad essere più discordanti, in quanto dipendono dal calcolo degli anni di vita persi (*Years of Life Lost*, YLL) che diverge in termini implementativi tra i due modelli. In generale, il confronto tra SIMBAD e MAQ ha reso rilevante come le differenze sui valori assoluti degli indicatori e delle rispettive variazioni confermino la necessità di introdurre una misura di incertezza sui risultati che può essere valutata sia attraverso un'analisi di sensitività che con il confronto fra più modelli, come si è voluto proporre in questo caso. Tale informazione può essere usata per rafforzare la robustezza delle valutazioni fornite ai decisori.

Infine, sono state messe in evidenza le potenzialità di un modello integrato di qualità dell'aria, MAQ, che permette di controllare tutte le sorgenti emissive che contribuiscono all'inquinamento atmosferico. L'analisi dello scenario ottimo (ovvero che minimizza un indice di qualità dell'aria e il costo di implementazione della politica) esteso a tutti i settori ha permesso una valutazione completa del sistema antropico ed energetico e delle sue interazioni con l'ambiente.



6 - BIBLIOGRAFIA

- [1] C. N. Businge, F. Lanati, e M. Gaeta, «Sviluppi dei modelli TIMES di RSE», RSE SpA, Milano, 20009859, 2020.
- [2] M. Amann *et al.*, «Cost-effective control of air quality and greenhouse gases in Europe: Modeling and policy applications», *Environ. Model. Softw.*, vol. 26, fasc. 12, pp. 1489–1501, dic. 2011, doi: 10.1016/j.envsoft.2011.07.012.
- [3] E3Modelling, «PRIMES MODEL», 2018.
- [4] V. Agresti e G. Pirovano, «Schema concettuale del collegamento fra modello energetico e di qualità dell'aria e modello semplificato emissioni concentrazioni (versione preliminare)», RSE SpA, Milano, 19012839, 2019.
- [5] G. Pirovano, V. Agresti, A. Balzarini, e P. Costa, «Stato avanzamento sviluppo modello armonizzato: modulo emissivo, modello semplificato emissioni-concentrazioni, modulo di stima degli impatti sulla salute», RSE SpA, Milano, 20010642, 2020.
- [6] M. P. Costa e V. Agresti, «Completamento modello armonizzato energetico – ambientale e sua applicazione a un caso studio», RSE SpA, Milano, 21010393, 2021.
- [7] M. P. Costa e E. De Angelis, «Estensione del modello armonizzato HAM al settore industriale e applicazioni», RSE SpA, Milano, 2022.
- [8] Costa, Matteo Paolo e De Angelis, Elena, «Modello armonizzato energetico-ambientale: sviluppi 2023 e applicazioni», RSE SpA, Milano, 23013103, 2023.
- [9] E. Turrini, C. Carnevale, G. Finzi, e M. Volta, «A non-linear optimization programming model for air quality planning including co-benefits for GHG emissions», *Sci. Total Environ.*, vol. 621, pp. 980–989, apr. 2018, doi: 10.1016/j.scitotenv.2017.10.129.
- [10] P. Bickel e Europäische Kommission, A c. di, *ExternE: externalities of energy; methodology 2005 update*. in Sustainable energy systems. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities, 2005.
- [11] Preiss P., Friedrich R., e Klotz V., «NEEDS, Report on the procedure and data to generate averaged/aggregated data.», Stuttgart, Germany, 2008.
- [12] European Commission. Directorate General for Mobility and Transport. e CE Delft., *Handbook on the external costs of transport: version 2019 – 1.1*. LU: Publications Office, 2020. Consultato: 4 gennaio 2024. [Online]. Disponibile su: <https://data.europa.eu/doi/10.2832/51388>
- [13] A. Molocchi, G. Mela, P. C. Brambilla, e P. Girardi, «Fattori di costo per la valutazione delle esternalità dei trasporti nel contesto italiano», RSE SpA, Milano, 2021.
- [14] M.-E. Héroux *et al.*, «Quantifying the health impacts of ambient air pollutants: recommendations of a WHO/Europe project», *Int. J. Public Health*, vol. 60, fasc. 5, pp. 619–627, lug. 2015, doi: 10.1007/s00038-015-0690-y.
- [15] CE Delft, «Health costs of air pollution in European cities and the linkage with transport», 2020. Consultato: 24 gennaio 2024. [Online]. Disponibile su: https://cedelft.eu/wp-content/uploads/sites/2/2021/03/CE_Delft_190272_Health_costs_of_air_pollution_in_European_cities_and_the_linkage_with_transport_Def.pdf
- [16] Ferrari, Fabrizio e Maffei, Giuseppe, «SIMBAD SIMplified emission-concentration model BAsed on DDM GUIDA PER L'UTENTE».
- [17] C. Carnevale, E. De Angelis, G. Finzi, E. Turrini, e M. Volta, «Evaluating economic and health impacts of active mobility through an integrated assessment model», *IFAC-Pap.*, vol. 51, fasc. 5, pp. 49–54, gen. 2018, doi: 10.1016/j.ifacol.2018.06.198.



- [18] Z. Klimont, M. Amann, e J. Cofala, «Estimating Costs for Controlling Emissions of Volatile Organic Compounds (VOC) from Stationary Sources in Europe».
- [19] *RELAZIONE DELLA COMMISSIONE AL PARLAMENTO EUROPEO, AL CONSIGLIO, AL COMITATO ECONOMICO E SOCIALE EUROPEO E AL COMITATO DELLE REGIONI SECONDE PROSPETTIVE IN MATERIA DI ARIA PULITA*. 2021. Consultato: 2 gennaio 2024. [Online]. Disponibile su: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/IT/TXT/?uri=CELEX:52021DC0003>
- [20] «GAINS Europe online». Consultato: 13 febbraio 2024. [Online]. Disponibile su: <https://gains.iiasa.ac.at/gains/cost.EUN/index.menu>
- [21] Zbigniew Klimont, Janusz Cofala, Imrich Bertok, Markus Amann, Chris Heyes and Frantisek Gyarfas, «Modeling Particulate Emissions in Europe. A Framework to Estimate Reduction Potential and Control Costs», Interim Report IR-02-076, 2002. [Online]. Disponibile su: <https://pure.iiasa.ac.at/6712>
- [22] J. Cofala e S. Syri, «Nitrogen oxides emissions, abatement technologies and related costs for Europe in the RAINS model database».
- [23] J. Cofala e S. Syri, «Sulfur emissions, abatement technologies and related costs for Europe in the RAINS model database».
- [24] G. Guariso e M. Volta, A. c. di, *Air Quality Integrated Assessment*. in SpringerBriefs in Applied Sciences and Technology. Cham: Springer International Publishing, 2017. doi: 10.1007/978-3-319-33349-6.
- [25] «Surrogate models to compute optimal air quality planning policies at a regional scale - ScienceDirect». Consultato: 23 gennaio 2024. [Online]. Disponibile su: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1364815211001058>
- [26] L. Ferrari e G. Guariso, «Geography-based Neural Networks for the Simulation of Air Pollution», *IFAC-Pap.*, vol. 56, fasc. 2, pp. 8296–8301, 2023, doi: 10.1016/j.ifacol.2023.10.1017.
- [27] «Health risks of air pollution in Europe – HRAPIE project», [Online]. Disponibile su: <http://primarysources.brillonline.com/browse/human-rights-documents-online/health-risks-of-air-pollution-in-europe-hrapie-project;hrdhrd98412013041>
- [28] J. Chen e G. Hoek, «Long-term exposure to PM and all-cause and cause-specific mortality: A systematic review and meta-analysis», *Environ. Int.*, vol. 143, p. 105974, ott. 2020, doi: 10.1016/j.envint.2020.105974.
- [29] P. Huangfu e R. Atkinson, «Long-term exposure to NO₂ and O₃ and all-cause and respiratory mortality: A systematic review and meta-analysis», *Environ. Int.*, vol. 144, p. 105998, nov. 2020, doi: 10.1016/j.envint.2020.105998.
- [30] «Metodologia - Classificazione delle attività (InemarDatiWeb.Classificazione delle attività (SNAP 97)) - XWiki». Consultato: 24 gennaio 2024. [Online]. Disponibile su: <https://www.inemar.eu/xwiki/bin/view/InemarDatiWeb/Classificazione+delle+attivita%C3%A0+%28SNAP+97%29>
- [31] A. B. Guenther *et al.*, «The Model of Emissions of Gases and Aerosols from Nature version 2.1 (MEGAN2.1): an extended and updated framework for modeling biogenic emissions», *Geosci. Model Dev.*, vol. 5, fasc. 6, pp. 1471–1492, nov. 2012, doi: 10.5194/gmd-5-1471-2012.
- [32] S. Caserini, P. Giani, C. Cacciamani, S. Ozgen, e G. Lonati, «Influence of climate change on the frequency of daytime temperature inversions and stagnation events in the Po Valley: historical trend and future projections», *Atmospheric Res.*, vol. 184, pp. 15–23, feb. 2017, doi: 10.1016/j.atmosres.2016.09.018.
- [33] Regione Lombardia, «Programma regionale energia ambiente e clima 2030». 2022. [Online]. Disponibile su: <https://www.regione.lombardia.it/wps/portal/istituzionale/HP/DettaglioRedazionale/istitu>



zione/direzioni-general/direzione-generale-ambiente-e-clima/preac-programma-regionale-energia-ambiente-e-clima

- [34] Ministero delle Imprese e del Made in Italy, «Bollettino petrolifero», 2019. [Online]. Disponibile su: <https://dgsaie.mise.gov.it/bollettino-petrolifero?anno=2019>
- [35] Automobile club d'Italia, «Dati e statistiche ACI». 2019. [Online]. Disponibile su: <https://www.aci.it/laci/studi-e-ricerche/dati-e-statistiche.html>
- [36] «Progetto Valuta (2013-2014) - ARPA Lombardia». Consultato: 24 gennaio 2024. [Online]. Disponibile su: <https://www.arpalombardia.it/progetti/aria/progetto-valuta-2013-2014/>
- [37] C. Carnevale, F. Ferrari, G. Guariso, G. Maffei, E. Turrini, e M. Volta, «Assessing the Economic and Environmental Sustainability of a Regional Air Quality Plan», *Sustainability*, vol. 10, fasc. 10, p. 3568, ott. 2018, doi: 10.3390/su10103568.
- [38] M. Arrighini, L. Zecchi, e M. Volta, «Integrated Modelling Assessment of Low Carbon and Air Quality Plan Synergies», *IFAC-Pap.*, vol. 56, fasc. 2, pp. 8308–8313, gen. 2023, doi: 10.1016/j.ifacol.2023.10.1019.
- [39] M. Volta *et al.*, «Co-benefits of changing diet. A modelling assessment at the regional scale integrating social acceptability, environmental and health impacts», *Sci. Total Environ.*, vol. 756, p. 143708, feb. 2021, doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.143708.
- [40] E. De Angelis, C. Carnevale, G. D. Marcoberardino, E. Turrini, e M. Volta, «Low Emission Road Transport Scenarios: An Integrated Assessment of Energy Demand, Air Quality, GHG Emissions, and Costs», *IEEE Trans. Autom. Sci. Eng.*, vol. 19, fasc. 1, pp. 37–47, gen. 2022, doi: 10.1109/TASE.2021.3073241.

7 - APPENDICE

Nella Tabella 7.1 e nella Tabella 7.2 si riportano alcune delle misure di abbattimento delle emissioni risultanti dall'ottimizzazione del MAQ rispettivamente per lo scenario 3 e lo scenario 4, descritti nei paragrafi 4.4.3 e 4.4.4. Tra tutte le variabili di decisione implementate nel MAQ, per la descrizione della soluzione sono state selezionate le misure che hanno un costo di implementazione superiore ai 5 M€. Nelle tabelle si riporta la variazione dell'Application Rate (ΔAR , in %) rispetto al caso base, il costo di implementazione della misura (IC in M€/anno) e l'abbattimento delle emissioni di NO_x, VOC, NH₃, PM₁₀, PM_{2,5} e SO₂ (in tonnellate/anno).

Tabella 7.1 - Misure di abbattimento delle emissioni di tipo end-of-pipe risultanti dallo scenario 3. Variazione dell'Application Rate (ΔAR), costo di implementazione della misura (IC) e abbattimento delle emissioni di NO_x, VOC, NH₃, PM₁₀, PM_{2,5} e SO₂ (in tonnellate/anno).

MS	Settore	Attività	Tecnologia	ΔAR	IC	ΔNOX	ΔVOC	ΔNH_3	ΔPM_{10}	$\Delta PM_{2,5}$	ΔSO_2
2	Camini	Legna	Installazione di nuovi camini	57	107	0	3835	0	16410	15911	0
2	Residenziale-commerciale	Gas naturale	Cambio della tipologia di combustione	100	103	7269	0	0	0	0	0
2	Stufe	Legna	Installazione nuova caldaia a biomassa	47	33	0	10006	0	1097	417	0
1	Processi di combustione	Olio combustibile pesante	Processi ad alta efficienza di desolforazione dei gas di combustione	58	13	0	0	0	0	0	4333
1	Teleriscaldamento (nuovi impianti escluso carbone)	Altre biomasse e rifiuti	Sistemi di abbattimento catalitico (SCR)	50	7	1491	0	6	0	0	0
7	Auto strade urbane	Benzina	EURO 6	12	6	1122	562	62	4	3	0
1	Teleriscaldamento (impianti esistenti escluso carbone)	Combustibili a biomasse	Sistemi di abbattimento non-catalitico (SNCR)	100	6	1414	0	0	0	0	0

Tabella 7.2 - Misure di abbattimento delle emissioni di tipo end-of-pipe risultanti dallo scenario 4. Variazione dell'Application Rate (ΔAR), costo di implementazione della misura (IC) e abbattimento delle emissioni di NO_x, VOC, NH₃, PM₁₀, PM_{2,5} e SO₂ (in tonnellate/anno).

MS	Settore	Attività	Tecnologia	ΔAR	IC	ΔNOX	ΔVOC	ΔNH_3	ΔPM_{10}	$\Delta PM_{2,5}$	ΔSO_2
2	Camini	Legna	Installazione di nuovi camini	57	107	0	3835	0	16410	15911	0
8	Agricoltura	Diesel	Stage 5 motori a gasolio	40	40	21094	1569	-2	1242	1175	0
10	Allevamento suini	Suidi - sistemi liquidi	Combinazione di LNF+BF+CS+LNA ⁶	20	19	0	0	9259	0	0	0
10	Applicazione di urea	No combustibile	Sostituzione dell'urea	50	18	0	0	14134	0	0	0
10	Bestiame da latte	Bovini da latte - sistemi liquidi	Combinazione di CS+LNA	95	17	0	0	13595	0	0	0
10	Pollame	Altro pollame	Ricoveri zootecnici a basse emissioni e gestione delle deiezioni	42	16	0	0	7181	0	0	0
10	Altro bestiame	Altro bestiame - sistemi liquidi	Combinazione di CS+LNA	80	16	0	0	13293	0	0	0

⁶ LNF (Low Nitrogen Feed): mangime a basso contenuto di azoto; BF (Air Scrubber): filtro dell'aria; CS (Covered outdoor Storage of manure, mean efficiency): copertura dei liquami depositati all'aperto, alta efficienza; LNA (Low ammonia application, mean efficiency): distribuzione del letame in agricoltura ponendolo sotto una copertura di suolo o vegetazione per ridurre il rilascio di ammoniaca.



8 - ACRONIMI

Acronimo	Descrizione
ACI	Automobile Club d'Italia
ANN	Artificial Neural Networks
AQI	Air Quality Index
BF	Air Scrubber
CAMx	Comprehensive Air Quality Model with Extensions
CLE	Current Legislation scenario
CORINAIR	COordination INformation AIR
CS	Covered outdoor Storage of manure, mean efficiency
CTM	Chemical Transport Model
DDM	Decoupled Direct Method
ENEA	Agenzia nazionale per le nuove tecnologie, l'energia e lo sviluppo economico sostenibile
ExternE	External cost of Energy
GAINS	Greenhouse Gas - Air Pollution Interactions and Synergies
HAM	Harmonized Assessment Model
HRAPIE	Health risks of air pollution in Europe
IAM	Integrated Assessment Model
IC	Implementation Cost
IEA	International Energy Agency
IIASA	International Institute of Applied System Analysis
INEMAR	INventario EMissioni ARia
ISPRA	Istituto superiore per la protezione e la ricerca ambientale
ISTAT	Istituto nazionale di statistica
JRC	Joint Research Centre
LNA	Low ammonia application, mean efficiency
LNF	Low Nitrogen Feed
MAQ	Multidimensional Air Quality system
MEGAN	Model of Emissions of Gases and Aerosols from Nature
MFR	Maximum Feasible Reduction scenario
NAPCP	National Air Pollution Control Plan
NEEDS	New Energy Externalities Development for Sustainability
OMS	Organizzazione Mondiale della Sanità
PET	Pan European Times model
PM	Particulate Matter
PREAC	Programma Regionale Energia Ambiente e Clima
PREPAIR	Po Regions Engaged to Policies if AIR
PRIMES	Price-Induced Market Equilibrium System
RdS	Ricerca di Sistema
REC	Renewable Energy Community



Acronimo	Descrizione
RR	Relative Risk
RSE	Ricerca Sistema Energetico
SCR	Sistemi di abbattimento catalitico
SIMBAD	SIMplified air quality model BAsed on DDM
SNCR	Sistemi di abbattimento non-catalitico
TIMES	The Integrated MARKAL-EFOM ₁ System
UTM	Universal Transverse Mercator
VOLY	Value of a Life Year Lost
YOLL	Years of Life Lost