

INGEGNERIA DELL'AMBIENTE



N. 1/2022

Sonde da campo per rilevazione in continuo

Interfaccia SmartCID per l'invio automatico dei dati registrati e visualizzati su pc, smartphone e tablet.

SONDA TENSIOATTIVI

Per la rilevazione automatica in continuo di ppm Tensioattivi



SONDA TENSIOATTIVI

SONDA COD OUT

Per rilevazione automatica in continuo di:
ppm Solidi sospeso totali
ppm BOD5, COD, Torbidità



SONDA COD OUT

VF30 FANGHI

Misura automatica del volume dei fanghi [cc/l] e velocità di sedimentazione [m/h]

Brevetto 2021 n. 102021000028064

NOVITA'



VF30 FANGHI

dal 1979

 **CID**
Ing. VENTURA srl



INGEGNERIA DELL'AMBIENTE

INDICE



VOL. 9
NUM. 1
2022

Ingegneria
dell'Ambiente
per il 2022
è sostenuta da:



auma[®]
Solutions for a world in motion



In copertina

3 Il progetto Switch-Getri per la gestione transfrontaliera intermodale dei rifiuti inerti.

Editoriale

11 Il monitoraggio del Sars-Cov2 nelle acque reflue: integrazione tra sistemi di sorveglianza epidemiologica e ambientale.

Arianna Azzellino, Manuela Antonelli, Giorgio Bertanza, Marta Domini, Andrea Turolla, Francesca Malpei

Articoli

14 Integrazione di citizen science e monitoraggio strumentale per il riconoscimento delle classi odorogene nelle vicinanze di un impianto di depurazione.

Federico Cangialosi, Edoardo Bruno, Antonio Fornaro

25 Applicazione della modellistica inversa per la stima del flusso emissivo di ammoniaca in ambito zootecnico.

Elisabetta Angelino, Giulia Malvestiti, Alessandro Marongiu, Giuseppe Fossati, Edoardo Peroni

Comunicazioni tecnico-scientifiche

38 Social Life Cycle Assessment: una metodologia per valutare la sostenibilità sociale del ciclo di vita di prodotti e organizzazioni.

Giuseppe Cecere, Lucia Rigamonti

48 I 50 anni del rapporto "I limiti alla crescita".

Dennis Meadows

Pubbliredazionali

54 Xeno™: il sistema MBBR per il trattamento delle acque reflue da industrie farmaceutiche.

62 Garantire la qualità del riciclo: indagine sulla presenza di carta nella frazione organica, analisi 2021.

65 La misurazione in continuo delle emissioni di CO₂ per guidare la transizione verso la neutralità climatica nelle aree urbane.

70 Monitoraggio integrato in tempo reale dell'odore generato da un impianto di trattamento delle acque.

72 Soluzioni a tenuta stagna per il rischio di allagamento

Rubriche

75 Informazioni dalle aziende



IdA



Direttore responsabileStefano Caserini (*Politecnico di Milano*)**Direzione scientifica**Stefano Caserini (*Politecnico di Milano*)Roberto Canziani (*Politecnico di Milano*)**Comitato scientifico**Manuela Antonelli (*Politecnico di Milano*)Arianna Azzellino (*Politecnico di Milano*)Vincenzo Belgiorno (*Università di Salerno*)Giorgio Bertanza (*Università di Brescia*)Alessio Boldrin (*DTU, Copenhagen, Danimarca*)Gianluigi Buttiglieri (*Catalan Institute for Water Research, Girona, Spagna*)Andrea Capodaglio (*Università di Pavia*)Alessandra Carucci (*Università di Cagliari*)Stefano Cernuschi (*Politecnico di Milano*)Raffaello Cossu (*Università di Padova*)Paola Crippa (*Università di Notre Dame, USA*)Giovanni De Feo (*Università di Salerno*)Massimiliano Fabbri (*Università di Napoli Federico II*)Francesco Fatone (*Università Politecnica delle Marche*)Elena Ficara (*Politecnico di Milano*)Paola Foladori (*Università di Trento*)Mario A. Gandini (*Univ. Aut. de Occidente, Cali, Colombia*)Grazia Ghermandi (*Università di Modena e Reggio Emilia*)Daniele Goi (*Università di Udine*)Mario Grosso (*Politecnico di Milano*)Giovanni Lonati (*Politecnico di Milano*)Claudio Lubello (*Università di Firenze*)Francesca Malpei (*Politecnico di Milano*)Salvatore Masi (*Università della Basilicata*)Giulio Munz (*Università di Firenze*)Salvatore Nicosia (*Università di Palermo*)Senem Ozgen (*Laboratorio Energia e Ambiente, Piacenza*)Eleonora Perotto (*Politecnico di Milano*)Francesco Pirozzi (*Università di Napoli Federico II*)Alessandra Poletti (*Università di Roma La Sapienza*)Raffaella Pomi (*Università La Sapienza, Roma*)Marco Ragazzi (*Università di Trento*)Ezio Ranieri (*Politecnico di Bari*)Enrico Remigi (*DHI, Merelbeke, Belgio*)Lucia Rigamonti (*Politecnico di Milano*)Paolo Roccaro (*Università di Catania*)Francesco Romagnoli (*Riga Technical Univ., Riga, Lituania*)Diego Rosso (*University of California, Irvine, USA*)Sabrina Saponaro (*Politecnico di Milano*)Elena Sezenna (*Politecnico di Milano*)Fabio Tatano (*Università di Urbino*)Sergio Teggi (*Università di Modena e Reggio Emilia*)Davide Tonini (*JRC Siviglia*)Vincenzo Torretta (*Università dell'Insubria*)Mentore Vaccari (*Università di Brescia*)Paola Verlicchi (*Università di Ferrara*)Gaspere Viviani (*Università di Palermo*)Maria Chiara Zanetti (*Politecnico di Torino*)**Comitato di redazione**

Arianna Azzellino, Mario Grosso, Giovanni Lonati,

Lucia Rigamonti, Elena Sezenna

Segretaria di redazione

Loredana Alaimo

Grafica e impaginazione

Gianluca Soddu

**Copyright**

I testi sono pubblicati da Ingegneria dell'Ambiente con la licenza CREATIVE COMMONS Attribuzione – Non commerciale – Condividi allo stesso modo 3.0 Italia (CC BY-NC-SA 3.0 IT)

<http://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/3.0/it/deed.it>

Chiunque è libero di:

- *Condividere* – riprodurre, distribuire, comunicare al pubblico, esporre in pubblico, rappresentare, eseguire e recitare questo materiale con qualsiasi mezzo e formato;
- *Modificare* – remixare, trasformare il materiale e basarsi su di esso per le sue opere;

alle seguenti condizioni:

- *Attribuzione* – Deve essere attribuita adeguatamente la paternità del materiale, fornendo un link alla licenza e indicando se sono state effettuate modifiche. È possibile realizzare queste condizioni in qualsiasi maniera ragionevole, ma senza suggerire che il licenziante avalli il modo in cui il materiale è usato.
- *Non Commerciale* – Non è possibile usare il materiale per scopi commerciali.
- *Stessa Licenza* – Se si trasforma il materiale o ci si basa su di esso, è fatto obbligo di distribuire il contributo così prodotto con la stessa licenza del materiale originario.

Il licenziante non può revocare questi diritti fintanto che i termini della licenza sono rispettati.

Editore

COLORSHADE

di Cabrini Matteo M., Via Cristoforo Colombo, 7, 20068 Peschiera Borromeo (MI), Italia.

- Redazione e pubblicità: Loredana Alaimo, Tel. 329.3126157, e-mail: redazione@ingegneriadellambiente.net
- Registrata presso il Tribunale di Milano (n.108 del 21/3/2014)
- Per abbonamenti: Tel. 02.2847518, Fax 02.45482383, e-mail: amministrazione@ingegneriadellambiente.net
- Per informazioni: Ing. Stefano Caserini. Politecnico di Milano, Dipartimento di Ingegneria Civile e Ambientale (DICA), Sezione Ambientale, Via Golgi 39, 20133 Milano, Tel. 02.23996430 – e-mail: info@ingegneriadellambiente.net

Pubblicato on-line il 24 aprile 2022.

Finito di stampare in **aprile 2022**, presso Colorshade di Cabrini Matteo M., Via Cristoforo Colombo, 7, 20068 – Peschiera Borromeo (MI)



IL PROGETTO SWITCH-GETRI PER LA GESTIONE TRANSFRONTALIERA INTERMODALE DEI RIFIUTI INERTI

1. Il progetto Switch-GeTRI

Il progetto Switch-GeTRI (acronimo di Gestione Transfrontaliera di Rifiuti Inerti Intermodale, www.switch-research.org/) nasce dall'osservazione della costante crescita del traffico veicolare transfrontaliero (in termini di numero di mezzi commerciali) tra Lombardia e Canton Ticino, all'interno dei quali il trasporto di materiali oggetto dell'analisi assume un peso rilevante, stimabile intorno al 30% circa delle merci movimentate.

Con inerti, o più propriamente aggregati, s'intende una larga categoria di materiali minerali granulari particellari grezzi (es. sabbia, ghiaia, argilla espansa, vermiculite e perlite) usati nei settori dell'edilizia, di

origine naturale, o riciclati da rifiuti C&D (costruzione e demolizione) in un'ottica di economia circolare.

Il progetto aveva come obiettivo lo studio e la verifica di fattibilità dell'impiego di sistemi intermodali, al fine di:

- ottimizzare il trasporto di inerti vergini dall'Italia verso la Svizzera e dei rifiuti inerti dalla Svizzera verso l'Italia;
- valutare e valorizzare un sistema intermodale che preveda l'integrazione del trasporto su gomma con quello ferroviario;
- migliorare la pianificazione della gestione transfrontaliera logistica ed amministrativa, agendo in maniera coordinata su tutti gli *stakeholder* della filiera;

CAPOFILA: Provincia di Varese e Repubblica e Cantone Ticino
PARTNER: ARS ambiente Srl, LIUC- Università Cattaneo,
Provincia di Como, Regione Lombardia, SBB CFF FSS Cargo.
Il sito web di riferimento: <https://www.switch-research.org/>

Contatti responsabili scientifici: <https://www.switch-research.org/progetto-switch/contatti/>
LinkedIn: <https://www.linkedin.com/company/progetto-switch-getri/>
Twitter: <https://twitter.com/GetriInerti>

IdA



- ridurre l'impatto ambientale del traffico stradale, delle emissioni, del rumore e in generale delle esternalità connesse con l'autotrasporto.

Come già accennato, un flusso importante di materiali inerti viene scambiato tra i due Paesi; in media oltre un milione e mezzo di tonnellate/anno (quantità variabile secondo la congiuntura economica), di cui un milione di inerti vergini (sabbia e ghiaia) dall'Italia alla Svizzera e oltre 500.000 tonnellate di rifiuti inerti (prevalentemente terre e rocce da scavo, ma anche da costruzioni e demolizioni) dalla Svizzera all'Italia.

Un volume imponente di materiali, che genera un traffico superiore ai 120.000 veicoli/anno (considerando un carico medio di 16 t/veicolo e una quota di viaggi a vuoto), che tendono a concentrarsi su pochi corridoi transalpini, generando inquinamento dell'aria, inquinamento acustico e consumo energetico.

La motivazione alla base dell'intenso scambio di materiali inerti tra Italia e Svizzera risiede nella mancanza, da parte di quest'ultima, di siti estrattivi capaci di produrre materiale di qualità per il settore edile del Cantone, presenti invece lungo gli alvei dei fiumi lombardi (es. Olona, Seveso, ecc.), che dalle Alpi scorrono lungo la Pianura Padana per poi gettarsi nel Po.

Inoltre, il Canton Ticino, data la sua conformazione orografica, soffre ormai di una carenza strutturale di discariche per materiali inerti, conseguente alle difficoltà di reperimento di nuovi siti idonei sul territorio. Situazione che ha favorito e incentivato l'esportazione verso l'Italia dei rifiuti inerti, che ha portato a precisi accordi con la Regione Lombardia (es. Progetto COMETA-CONTROLLO MATERIALI ESTERI TRANSFRONTALIERI AUTORIZZATI).

D'altra parte, l'Italia necessita di rifiuti inerti:

- per il ripristino delle cave esaurite, che la normativa e le istanze ambientali richiedono. Se non è possibile un ripristino completo, è quantomeno necessario il loro recupero per mascherare i danni prodotti al territorio dall'attività estrattiva, magari destinando il sedime ad altre attività fruibili dai cittadini (parchi, laghetti, ecc.);
- per attività finalizzate al riciclo dei rifiuti inerti, come previsto dalla normativa europea e dalle buone pratiche dell'economia circolare.

Il mercato ticinese degli inerti ha avuto, negli ultimi anni, un ruolo molto importante per l'industria estrattiva lombarda, messa in difficoltà dal calo della domanda nazionale. Nel periodo successivo alla crisi del

Tabella 1. Nomenclatura doganale, codici CER (Catalogo Europeo dei Rifiuti) e OTRif (Ordinanza sul traffico dei rifiuti, Svizzera) dei prodotti oggetto dello studio.

Fonte. Agenzia delle dogane (IT), CER, Dipartimento federale dell'ambiente, dei trasporti, dell'energia e delle comunicazioni (DATEC)

INERTI	Codice Doganale (NC)	Codice Rifiuti		Descrizione
		Italia (CER)	Svizzera (OTRif)	
Vergini	25.05.10.00			Sabbie silicee e quarzose, anche colorate
	25.05.09.00			Sabbie naturali di ogni specie, escluse le silicee e quarzose
	25.17.10.00			Sassi, ghiaia, pietre frantumate, dei tipi generalmente utilizzati per calcestruzzo o per massicciate stradali, ferroviarie o di altro tipo, ciottoli e selci, anche trattati termicamente
	25.17.10.80			Pietre frantumate dei tipi utilizzati per calcestruzzo e massicciate
Rifiuti	25.30.90.00	17.01.01	17.01.01	Cemento (da demolizione)
	25.30.90.00	17.01.02	17.01.02	Mattoni
	25.30.90.00	17.01.03	17.01.07	Mattonelle e ceramiche (piastrelle)
	25.30.90.00	17.01.07	17.01.07	Miscugli o scorie di cemento, mattoni, mattonelle e ceramiche, diverse da quelle di cui alla voce 17.01.06
	25.30.90.00	17.05.04	17.05.06	Terra e rocce, diverse da quelle alla voce 17.05.03
	38.25.10.00	17.09.04	17.09.04	Rifiuti misti dell'attività di costruzione e demolizione diversi da quelli di cui alle voci 17.09.01, 17.09.02, 17.09.03
	27.15.00.00	17.03.02	17.03.02	Miscele bituminose diverse da quelle di cui alla voce 17.03.01 (PAH<250mg/kg)

2009, che colpì fortemente l'industria delle costruzioni in Lombardia, i loro fornitori di primo livello (come le cave) incominciarono a guardare verso i mercati del Canton Ticino, dove la crisi non aveva influenzato la crescita.

2. I punti di origine e destinazione dei flussi in Italia e in Svizzera

Dal lato del Canton Ticino i punti di O/D (origine/destinazione) sono diversi a seconda che si tratti di materiali in import, piuttosto che in export.

Nel primo caso, import, se dal lato dei prodotti si rileva una forte concentrazione su 2 tipologie (sassi/ghiaia e sabbie), da quello delle destinazioni si nota invece una significativa dispersione sul territorio dei punti di consegna.

La ragione risiede nella struttura stessa del mercato dal lato della domanda e nelle sue modalità operative.

I clienti sono infatti principalmente società edili, che si riforniscono delle materie prime necessarie oggetto dell'indagine, in due modi:

- 1) da un grossista svizzero, che le importa dall'Italia. A questa tipologia di operatore si rivolgono tendenzialmente i piccoli cantieri (es. ristrutturazione di appartamenti, di case singole, ecc.), con un modesto fabbisogno di materiali;
- 2) direttamente da un fornitore italiano, tipicamente una cava, che consegna il materiale a destino av-

valendosi di autotrasportatori iscritti all'Albo nazionale dei gestori ambientali. È il caso dei grandi cantieri per opere edili, o civili, che richiedono quantitativi elevati di materie prime, tali da giustificare la fornitura diretta dall'Italia.

Naturalmente, ogni carico importato dovrà assolvere alle procedure doganali previste. Nel caso infatti dell'export dal Canton Ticino all'Italia, in virtù delle procedure richieste in quanto rifiuti (previste dal protocollo operativo del progetto COMETA), i punti di origine sono più concentrati e rappresentati dalle piattaforme di esportazione che organizzano i viaggi e si occupano delle pratiche burocratiche (c.d. notificatori).

Da notare che, oltre alle terre da escavo, possono essere esportati in Italia anche i materiali provenienti da demolizioni, ad una sola condizione: non devono essere destinati a discariche, ma inseriti in un processo di economia circolare finalizzato al loro recupero, oppure destinati a operazioni di ripristino ambientale.

Le piattaforme di esportazione sono gestite da un numero limitato di aziende (otto), che hanno ottenuto l'autorizzazione cantonale all'esportazione verso l'Italia di materiale di scavo non inquinato.

Nel caso delle esportazioni italiane verso il Canton Ticino, i principali punti di O/D sono, da una parte le cave attive, localizzate nelle province di Como e Varese, dall'altra quelle cessate e soggette a recupero ambientale, oltre agli impianti che si occupano del riciclo dei

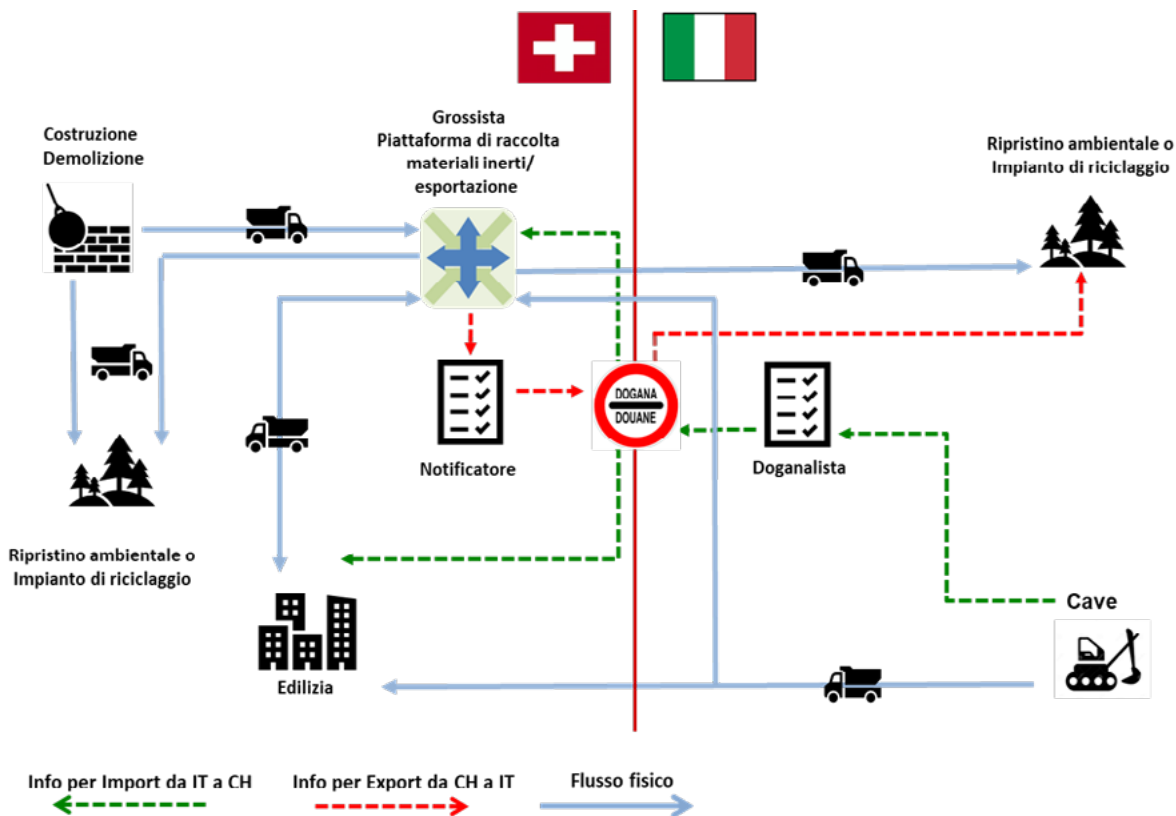


Figura 1. Schema semplificato di flusso Italia-Svizzera di materiali inerti, rifiuti inerti e C&D.
 Fonte. LIUC Università Cattaneo, anno, 2021.

materiali C&D, come nel caso di Cava Fusi, nei pressi di Uboldo (VA). Tra gli inerti vergini, flussi minori di sabbie finissime (granulometria < 0,063 mm) provengono dalle cave localizzate a sud di Milano, verso il Po e il Ticino.

Per quanto riguarda le direttrici di traffico, i due principali punti di valico utilizzati dagli autotrasportatori sono quelli di Chiasso e Gaggiolo.

La scelta è motivata dal fatto, soprattutto nel caso dei rifiuti inerti e C&D, che questi due valichi doganali sono attrezzati per le visite e il controllo delle merci in quanto provvisti di uffici doganali permanenti, a differenza di altri valichi (es. Clivio e Saltrio) provvisti del solo “presidio dinamico”.

Ne consegue che i due percorsi stradali prevalenti sono quelli di adduzione ai punti di frontiera di:

- Chiasso, raggiungibile con l'autostrada A9 (Lainate-Como);
- Gaggiolo, raggiungibile con la SP3, a sua volta collegata dalla SP233 (Varesina) con le zone a nord di Milano.

Un breve accenno può essere fatto alle ditte di autotrasporto e ai mezzi stradali utilizzati. Per quanto riguarda i primi, gli autotrasportatori di rifiuti non pericolosi sono obbligati all'iscrizione all'Albo Nazionale Gestori Ambientali (Ministero dell'Ambiente), mentre le spedizioni transfrontaliere di rifiuti sono regolate dal Reg CE 1013/2006, che prevede l'emissione di notifiche per l'esportazione dei rifiuti della Svizzera all'Italia.

La notifica include informazioni su: il produttore del rifiuto, il notificatore (colui che prende in carico la responsabilità dell'atto di esportazione), il destinatario autorizzato per il recupero (R10) o il riciclaggio (R5) ai sensi della D.lgs. 152/62 (Parte IV), del DM 5/02/98 e del DM 186/2006, tipologia dei rifiuti da esportare e

quantità, la società incaricata del trasporto (imprese iscritte all'albo, tipologia di mezzi, numero di spedizioni previste, itinerario, dogana attraversate, ecc.) e garanzia finanziaria.

Il numero di imprese iscritte all'Albo nazionale gestori ambientali che hanno sede in Lombardia sono 2.831, di cui 100 impegnate nell'attività di trasporto transfrontaliero, di queste, nel 2018, secondo le notifiche pervenute alla Regione Lombardia, hanno effettuato trasporti transfrontalieri 36 imprese, di cui 33 con sede in Lombardia e 3 nel Canton Ticino.

Per quanto riguarda i mezzi utilizzati, il DM 120/2014 (art. 15, comma 3, trasporto di rifiuti su strada, e comma 4, trasporto transfrontaliero di rifiuti su strada) obbliga le imprese a documentare l'idoneità dei mezzi di trasporto in relazione alla capacità volumetrica degli stessi e alla tipologia di rifiuti che intendono trasportare.

La tipologia di veicoli maggiormente utilizzata è quella dei cosiddetti *mezzi d'opera, ossia veicoli o complessi di veicoli dotati di particolare attrezzatura per il carico e il trasporto di materiale d'impiego o di risulta dell'attività edilizia, ecc.* (Art. 54 lettera n del Codice della Strada), da 2 a 4 o più assi, con massa limite che può arrivare a 40 tonnellate.

3. Trasferimento modale: unità di carico (UTI), carri ferroviari, linee d'instradamento.

Il trasferimento modale dal tutto-strada alla ferrovia di prodotti alla rinfusa, come nel caso degli inerti vergini e dei rifiuti inerti, implica la scelta di una modalità organizzativa del trasporto alternativa al tutto-strada.

La scelta del gruppo di lavoro dell'Università Cattaneo LIUC si è focalizzata su quella intermodale, che rispetto ad altre, come ad esempio l'utilizzo di carri a tramoggia,



ha il grande vantaggio della flessibilità (utilizzo di container), del potersi avvalere di servizi già in essere (com'è stato nel caso del Progetto Pilota) e di conseguenza nei minori costi di produzione del servizio.

D'altra parte, l'organizzazione basata su carri singoli è decisamente più costosa, oltre a scontare l'assenza dei presupposti infrastrutturali, come ad esempio terminali dedicati alle rinfuse, piuttosto che centri di raccolta (in Svizzera), o di produzione (cave in Italia) raccordati.

Dal punto di vista tecnico la scelta relativa a unità di carico (UTI) e mezzi di trasporto è ricaduta su:

- container open top, ossia senza copertura e con portellone posteriore basculante per evidenti motivi di facilità di carico/scarico;
- bilici (autoarticolati) con rimorchio a pianale ribaltabile, anche in questo caso per facilitare le operazioni di scarico del materiale;
- carri ferroviari Sgns o Sgnss, su cui è possibile caricare combinazioni di container fino ad un massimo di 60' (es. 3 container da 20', oppure 1 container da 40' e 2 da 20'), naturalmente sempre nel rispetto della portata massima utile dei carri pari a 70 t.

Dal punto di vista ferroviario il traffico intermodale Italia-Svizzera può essere instradato lungo due direttrici:

- quella del Gottardo, sull'asse Milano-Como-Lugano-Bellinzona, la più breve per raggiungere l'area di Lugano, ma anche la più congestionata, oltre a lamentare l'assenza di terminal disponibili alla gestione del traffico intermodale;
- quella passante per Luino, in direzione Cadenazzo (CH)-Bellinzona, utile a servire anche l'area di Locarno. È la direttrice utilizzata nel Progetto Pilota, in virtù della presenza del terminal Hupac di Gallarate-Busto Arsizio.



Figura 2. Caratteristiche tecniche della linea ferroviaria scelta per l'instradamento.

Fonte. RFI, SBB-CFF-FFS, 2021.

4. Fattibilità tecnico-economica dello switch modale: il progetto pilota.

Per verificare l'effettiva possibilità del trasferimento modale da strada a rotaia, nell'ambito del progetto GeTRI è stato organizzato un pilota, il cui scopo era quello di verificare sul campo:

- la fattibilità tecnico-ferroviaria del trasporto;
- la quantificazione dei costi e il loro confronto con quelli del tutto-strada;
- l'individuazione dei punti critici del trasporto intermodale.

Nel concreto il Progetto Pilota ha riguardato il trasporto intermodale di 4 container da 20', caricati di:

- materiali vergini, in particolare sabbia vagliata estratta presso la cava di Uboldo (VA), gestita da Cava Fusi;
- rifiuti inerti, in particolare asfalto fresato CER 170302 (miscele bituminose non contenenti catrame di carbone). La scelta è ricaduta su questa tipologia di materiale, in quanto incluso nella lista verde dei rifiuti, che permette la spedizione transfrontaliera con modalità semplificata, senza la necessità di pre-autorizzazione da parte delle autorità competenti svizzere e italiane, quindi con controlli e organizzazione tecnico operativa più veloce. Inoltre, va considerato che l'asfalto fresato è un prodotto pienamente riciclabile, che rientra pertanto in una logica di economia circolare;
- per un peso totale di 216 t (108 t in andata e 108 t in ritorno).

L'asfalto è stato prelevato presso la piattaforma Co.Mi.Bit di Sigirino (CH) e analizzato per valutare l'eventuale presenza di amianto e di PAH (*Polycyclic Aromatic Hydrocarbons*, Idrocarburi Policiclici Aromatici-IPA) superiori ai limiti di legge (PAH > 250 mg/kg). In loro assenza, in quanto rifiuti non pericolosi secondo la normativa attuale, è permessa la spedizione transfrontaliera con una modalità semplificata, senza necessità di preautorizzazione da parte delle autorità svizzere e italiane.

5. Confronto dei costi tra tutto-strada e intermodale

Il caso pilota ha permesso di fornire una prima valutazione, sia dei costi del trasporto intermodale, sia dei suoi benefici, soprattutto sul piano ambientale, nonché di evidenziarne le criticità esistenti.

I costi del trasporto intermodale sono stati raggruppati per tipologia: ferroviari (trazione), di handling (movimentazione nei terminal dei carri e delle UTI), di ultimo miglio (parte stradale), vari e altri costi (notifica, dogana, organizzativi e di consulenza) e quantificati in 34,1 EUR/t, corrispondenti a 36,9 CHF/t, al

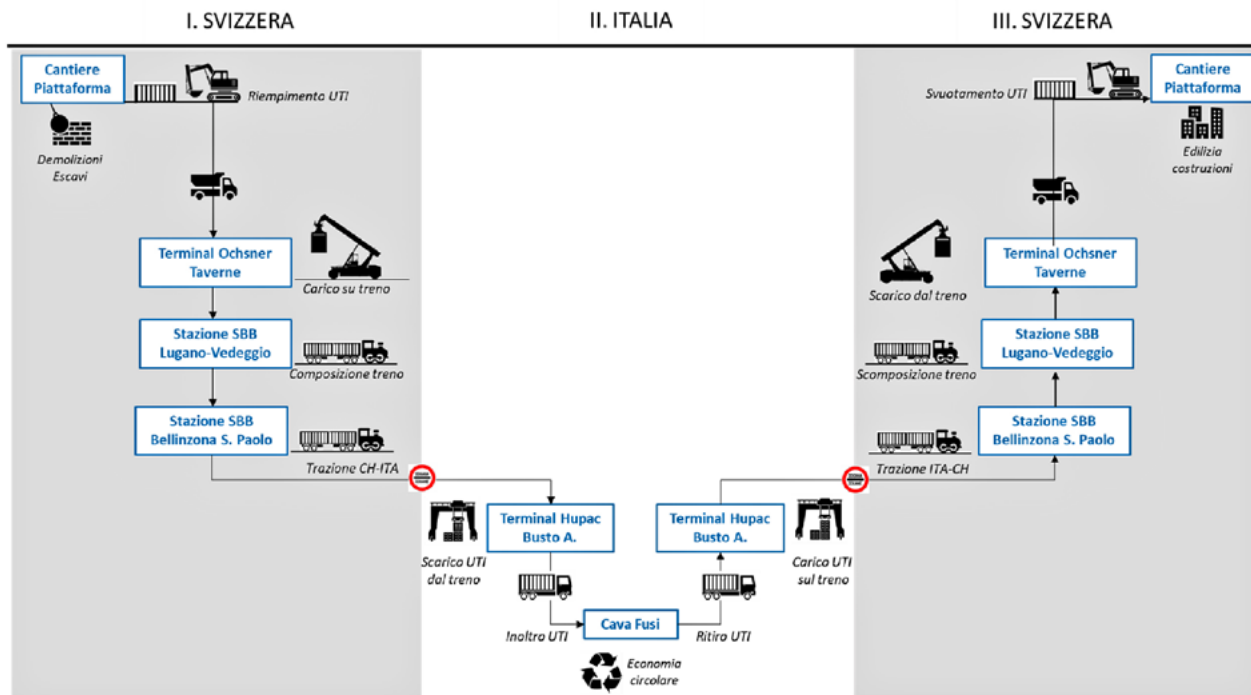


Figura 3. Schema semplificato di flusso Italia-Svizzera di materiali inerti, rifiuti inerti e C&D.
Fonte. LIUC Università Cattaneo, 2021.

cambio di 1,084 CHF per euro. Per quanto riguarda i costi è bene ricordare che quelli del progetto pilota sono più alti rispetto a quelli di una situazione di routine, in quanto vedono la presenza di costi di consulenza e organizzativi non presenti in quest'ultimo caso (quello di routine), nel quale si possono attivare anche economie di apprendimento generatrici di ulteriori risparmi. Il confronto tra i costi di trasporto dell'intermodale con quelli del tutto-strada vede un

costo maggiore del primo di 16,65 EUR/t (+ 94%), che scendono a 10,50 EUR/t (+ 60%), non considerando gli extra-costi di consulenza e organizzativi non presenti in una situazione di routine.

Ma in uno studio che voglia verificare la fattibilità economica del trasferimento modale da strada a ferrovia, è anche necessario calcolare, mettere a confronto e valorizzare le esternalità derivanti dal trasporto su

Tabella 2. Stima dei costi della modalità "intermodale" secondo il progetto pilota per la tratta Terminal Ochsner (Taverne-Torricella a nord di Lugano) -Terminal Hupac (Gallarate-Busto Arsizio) - Cava Fusi A/R (Uboldo, Va). 1 EUR = 1,084 CHF; costo per tonnellata calcolato sul carico trasportato, pari a 216 t.
Fonte. LIUC Università Cattaneo, 2021.

Voce di costo	EUR	%	CHF
Costi ferroviari	2.210,37	30,0%	2.396,00
Costi di handling	1.489,14	20,2%	1.614,20
Costi di ultimo miglio	1.476,04	20,1%	1.600,00
Costi di notifica e doganali	948,36	12,9%	1.028,00
Altri costi (consulenze, noleggio container, ecc.)	1.236,19	16,8%	1.340,00
Totale	7.360,10	100,0%	7.978,20
Costo per tonnellata	34,07		36,94
Totale senza la voce "Altri costi"	6.053,80		6.562,20
Costo per tonnellata	28,03		30,38

Tabella 3. Confronto tra i costi del tutto-strada e dell'intermodale, senza le esternalità.
Fonte. LIUC Università Cattaneo.

Al lordo dei costi delle consulenze e organizzativi	EUR/t	CHF/t
Costi trasporto tutto-strada	17,53	19,00
Costi trasporto intermodale	34,07	36,94
Differenza intermodale vs tutto-strada	16,55	17,94
Al netto dei costi delle consulenze e organizzativi	EUR/t	CHF/t
Costi trasporto tutto-strada	17,53	19,00
Costi trasporto intermodale	28,03	30,38
Differenza intermodale vs tutto-strada	10,50	11,38

gomma e su rotaia. Non entreranno qui, per limiti di spazio, nella descrizione dettagliata della metodologia utilizzata, ci limitiamo ad osservare che sulla base dei dati raccolti è stato possibile stimare il costo delle esternalità dovute alle emissioni, cui vanno aggiunti i costi relativi all'incidentalità, rumorosità, congestione, ecc. secondo i costi chilometrici indicati in tabella.

Con esternalità in economia s'intendono le conseguenze positive o negative che una certa attività, svolta da un dato soggetto, ha su un soggetto terzo che non partecipa all'attività stessa. Nel nostro caso si tratta delle esternalità negative sopra elencate, la cui valorizzazione è contenuta in un'apposita pubblicazione dell'Unione Europea (Van Hessen et al., 2019).

La valorizzazione viene espressa in termini di Euro/km, ossia il costo di quella data esternalità (es. incidentalità, rumore, ecc.) per singolo chilometro percorso da un dato veicolo industriale.

Nel caso delle emissioni di CO₂e, i costi sono differenziati per classe di emissione del veicolo (Euro I, II, III, ecc.) e per la tipologia di strada percorsa (autostrade, ciclo urbano, altre strade), in altri casi distinguendo tra veicoli leggeri e pesanti (LGV, *Light goods vehicles* e HGV, *Heavy goods vehicles*).

I costi vengono espressi anche in Euro/ton-km. Le ton-km sono un'unità di misura abitualmente usata nel mondo dei trasporti per confronti anche internazionali tra sistemi (es. quelli ferroviari), e corrisponde alle tonnellate trasportate per i chilometri percorsi. Pertanto un veicolo che trasporta 30 t per 100 km, ha trasportato 3.000 ton-km.

Per quanto riguarda la modalità intermodale sono state calcolate separatamente le esternalità della parte ferroviaria rispetto a quelle della componente stradale riguardante l'ultimo miglio.

Le esternalità proprie della componente ferroviaria per il trasporto dal Terminal Oschner a quello di Hupac di Gallarate-Busto Arsizio e ritorno sono state valorizzate complessivamente in 282 EUR e quelle imputabili alla parte stradale di ultimo miglio in 456 EUR, per un totale di 738 EUR (3,42 EUR/t).

Il trasporto tutto-strada delle medesime quantità (216 t), con gli stessi punti di O/D, da Sigirino (CH) a Cava Fusi e viceversa, genera invece esternalità valutabili in 1.622 EUR, corrispondenti a 7,51 EUR/t.

Ricordiamo, come illustrato in precedenza, che la differenza di costo a tonnellata, senza considerare le esternalità, oscilla tra un massimo di 16,55 EUR/t e un minimo di 10,50 EUR/t al netto dei costi di consulenza e organizzativi specifici del Progetto Pilota.

Tale differenza scende tra gli 12,45 EUR/t e i 6,41 EUR/t se vengono considerate le esternalità economiche e sociali generate nel processo di trasporto.

6. Criticità operative della modalità intermodale.

L'esperienza del Progetto Pilota ha fatto emergere, oltre che i benefici in termini di emissioni e ambientali e sociali, anche alcune criticità operative che meritano di essere evidenziate e analizzate.

In particolare:

- i rifiuti inerti oggetto del trasporto (asfalto fresato) erano conformi per l'inclusione in lista verde. In caso contrario è richiesta un'autorizzazione preventiva con un conseguente maggiore carico burocratico e di tempi. Va detto che le stesse procedure sarebbero comunque necessarie anche nel caso del tutto-strada;
- la compilazione dell'allegato VII deve essere precisa in ogni sua parte, onde evitare problemi in fase di controllo doganale. La criticità maggiore in

Tabella 4. Modalità stradale e ferroviaria: costi per tipologia di esternalità.

Fonte. van Essen et al. 2019.

Tipologia di esternalità	TUTTO-STRADA		FERROVIA	
	Costi esterni €/km	Costi esterni €/ton-km	Costi esterni €/km	Costi esterni €/ton-km
Incidentalità	0,155	0,013	0,341	0,001
Air pollutions (NH ₃ , NMVOC, SO ₂ , Nox, PM _{2.5} , PM ₁₀)	0,094	0,076	0,021	0,000
Cambi climatici (CO ₂ e)	0,065	0,005	0,000	0,000
Rumorosità	0,065	0,004	3,590	0,006
Congestione (ritardi + tempi morti)	0,205	0,015	0,000	0,000
Emissioni per il rifornimento della rete distributiva	0,025	0,002	0,865	0,002
Cost of habitat	0,024	0,002	1,340	0,002
Costi esterni totali	0,633	0,117	6,157	0,011

Tabella 5. Progetto Pilota: confronto tra i costi dell'intermodale e del tutto-strada comprensivi delle esternalità.

Fonte. LIUC Università Cattaneo.

Al lordo dei costi delle consulenze e organizzativi	EUR/t	CHF/t
Costi trasporto tutto-strada	17,53	19,00
<i>Esternalità tutto strada</i>	7,51	8,14
TOTALE tutto-strada	25,04	27,14
Costi trasporto intermodale	34,07	36,94
<i>Esternalità intermodale</i>	3,42	3,71
TOTALE intermodale	37,49	40,64
Differenza tra EUR/t intermodale vs tutto-strada	12,45	13,05
Al netto dei costi delle consulenze e organizzativi	EUR/t	CHF/t
Costi trasporto tutto-strada	17,53	19,00
<i>Esternalità tutto strada</i>	7,51	8,14
TOTALE tutto-strada	25,04	27,14
Costi trasporto intermodale	28,03	30,38
<i>Esternalità intermodale</i>	3,42	3,71
TOTALE intermodale	31,45	34,09
Differenza tra EUR/t intermodale vs tutto-strada	6,41	6,95

questo caso è la parte che riguarda gli identificativi dei mezzi di trasporto su strada, che deve essere compilata al momento. Non è raro, infatti, che il mezzo di trasporto stradale sia sostituito all'ultimo momento per esigenze operative della società di autotrasporto. Ricordiamo che l'allegato VII, previsto dal Reg (CE) 1013/2006 accompagna le spedizioni di rifiuti; inoltre, al suo interno non è previsto un codice identificativo univoco che possa legarlo facilmente agli altri documenti di viaggio. Si è visto che per evitare confusione non è sufficiente il codice della fattura, ma conviene aggiungere anche il codice del container;

- come ogni documento, le fatture proforma devono essere corrette, soprattutto peso e identificativo del container. L'Agenzia delle dogane ha sempre la possibilità di fermare le merci in transito, i cui documenti o caratteristiche merceologiche non vengano considerati conformi alle normative o alle dichiarazioni;
- le ditte di trasporto autorizzate al trasporto di rifiuti, provviste di mezzi idonei non sono molte e non hanno la possibilità di riallocare risorse velocemente (per lo meno senza il dovuto preavviso e con contratti firmati);
- la fase dei controlli doganali, soprattutto in fase di

importazione lato Italia, per qualsiasi motivo (verifica documenti, code in dogana, ecc.) può allungarsi, impedendo la conclusione del ciclo del trasporto in andata e ritorno nei tempi previsti, con immediate ripercussioni sui costi finali;

- anche la fase di ultimo miglio può accumulare ritardi per svariati motivi (incidenti, guasti ai mezzi, code, ecc.), impedendo la conclusione del ciclo nei tempi previsti. Le tempistiche del trasporto ferroviario sono infatti molto strette. Il rischio è di trovarsi con dei vagoni vuoti e dei container non caricati nel terminal di partenza/arrivo.

Per sopperire ad alcune di queste criticità potrebbero essere esplorate e valutate alcune ipotesi alternative, quali ad esempio l'utilizzo:

- di vagoni per sfusi a tramogge con scarico laterale o inferiore. In questo caso è però necessario avvalersi di un terminal dedicato in cui effettuare operazioni di questo tipo, al momento non disponibili e i cui costi sarebbero verosimilmente più alti di quelli stimati per l'intermodale, oltre a introdurre ulteriori rigidità;
- di mezzi stradali del tipo ACTS che potrebbero facilitare la movimentazione delle UTI, non richiedendo l'impiego di mezzi di movimentazione (es. *reach stacker*) all'interno dei terminal. In questo caso le criticità sono legate alla scarsità di mezzi stradali di questo tipo e la necessità di carri ferroviari specifici.

La fattibilità economica di un trasporto intermodale, in particolare sulle brevi distanze, oltre al forte impegno organizzativo e di coordinamento dei vari attori della catena trasportistica, dipende da un mix di politiche di sostenibilità:

- ridefinizione, se possibile, dei costi di accesso all'infrastruttura ferroviaria e attenta "limatura" di ogni voce di costo;
- internalizzazione anche parziale dei costi delle esternalità del trasporto su strada;
- forme d'incentivazione dello *switch* modale per raggiungere il *break-even* tra tutto-strada e trasporto intermodale. ■

Riferimenti bibliografici

- AA.VV, Switch to a new way of transport. Intermodalità e logistica sostenibile degli inerti, Ed. Guerini e Associati (2021).
- van Essen H., L. van Wijngaarden, A. Schrotten, D. Sutter, C. Bieler, S. Maffii, M. Brambilla, D. Fiorello, F. Fermi, R. Parolin (2019). Handbook on the External Costs of Transport, in Publ. Off. Eur. Union.



IL MONITORAGGIO DEL SARS-COV2 NELLE ACQUE REFLUE: INTEGRAZIONE TRA SISTEMI DI SORVEGLIANZA EPIDEMIOLOGICA E AMBIENTALE

**Arianna Azzellino¹, Manuela Antonelli¹, Giorgio Bertanza², Marta Domini²,
Andrea Turolla¹, Francesca Malpei¹**

¹ Politecnico di Milano, Dipartimento di Ingegneria Civile e Ambientale

² Università degli Studi di Brescia, Dipartimento di Ingegneria Civile, Architettura, Territorio, Ambiente e di Matematica

È il 9 gennaio 2020, quando viene data notizia dell'identificazione di un nuovo Coronavirus come agente causale della malattia respiratoria che poi verrà denominata Covid-19. Pochi mesi dopo, l'11 Marzo 2020, l'Organizzazione Mondiale della Sanità (OMS) dichiarerà lo stato di pandemia. Da allora e nei due anni a seguire il mondo intero ha dovuto imparare a fare i conti con una malattia dal decorso spesso aspecifico e simil-influenzale, in grado di causare disturbi lievi nella maggior parte dei soggetti infettati, ma col rischio elevato di una rapida evoluzione fino a quadri più gravi e spesso mortali in fasce di popolazione più fragili. Il grado di diffusività risulta talmente elevato da sovraccaricare le capacità dei sistemi sanitari dei diversi Paesi, richiedendo, almeno inizialmente,

precedentemente alla disponibilità dei vaccini, severe misure di contenimento e di restrizione delle libertà individuali. L'economia di molti Paesi subisce un significativo arresto, così come il nostro vissuto quotidiano che ancora oggi fatica a ritornare quello precedente alla pandemia.

L'Italia viene duramente colpita dalla prima ondata della pandemia e gli organi competenti in materia di sanità si attivano per istituire sistemi di sorveglianza per monitorare la presenza del virus, integrando i dati microbiologici ed epidemiologici forniti da Regioni e Province Autonome (PA), sotto il coordinamento del Laboratorio Nazionale di Riferimento per SARS-CoV-2 dell'Istituto Superiore di Sanità (ISS). Per lungo tempo questo monitoraggio rimane l'unica guida per le

autorità per definire le regole di contenimento dell'emergenza sanitaria. Tuttavia, il virus si diffonde molto velocemente e manifesta altrettanto velocemente la capacità di dare origine a varianti più contagiose del ceppo originario.

In questo contesto nasce e cresce da subito l'interesse a valutare la fattibilità di integrare i sistemi di sorveglianza epidemiologica e microbiologica con una sorveglianza ambientale basata sull'analisi delle acque reflue. In ambito virologico, la sorveglianza ambientale sulle acque reflue (Wastewater Based Epidemiology, WBE), basata sul principio che i virus vengono escreti dai soggetti infetti in quantità rilevanti, per periodi più o meno lunghi, e quindi risultano tracciabili attraverso la rete fognaria, era già operativa da anni su alcuni virus con via di trasmissione oro-fecale, come i poliovirus (WHO, 2003)

I principi base della WBE sono: consentire di intercettare precocemente e rapidamente la presenza e circolazione del virus in ampi territori, approfondire la conoscenza delle relazioni tra soggetti sintomatici e asintomatici, contribuire alla conoscenza sulla circolazione di "Variants of Concern" (VoC) e supportare i processi decisionali.

I pozzetti in fognatura e le acque reflue in ingresso ai depuratori costituiscono infatti importanti punti di osservazione sulla circolazione di virus, e non solo, nella popolazione, consentendo di ottenere campioni aggregati di reflui provenienti da interi centri urbani e quindi di circoscrivere queste aree di circolazione.

Rimaneva il dubbio però che una sorveglianza di questo tipo potesse essere efficace anche nel caso di virus con trasmissione attraverso le vie respiratorie, come il SARS-CoV2. Durante la pandemia, diversi sono stati gli studi che hanno evidenziato tracce del genoma di SARS-CoV-2 nelle acque reflue in moltissime aree del mondo, tra cui Paesi Bassi, USA, Francia, Spagna, Australia, Cina, Giappone, Regno Unito e Israele (Tran et al., 2021).

In ragione di questi studi, diversi Paesi hanno dato avvio a programmi di sorveglianza ambientale del SARS-CoV-2 nei reflui urbani e hanno creato dei network per lo scambio di informazioni in tempo reale fra ricercatori di tutto il mondo (Bivins et al. 2020).

Uno degli ambiti di intervento riconosciuti come necessari nella Raccomandazione della Commissione Europea 2021/472 del 17 marzo 2021 per affrontare l'emergenza sanitaria innescata dalla pandemia è la rapida individuazione delle varianti di SARS-CoV-2 che destano preoccupazione (VoC). Gli studi condotti a livello Europeo ed extra-Europeo hanno infatti dimostrato come la sorveglianza del SARS-CoV-2 e delle sue varianti nelle acque reflue possa costituire una fonte

di informazioni rapida e affidabile sulla diffusione del virus nella popolazione ed efficiente sotto il profilo dei costi, potendo anche contribuire in misura rilevante a rafforzare la sorveglianza genomica ed epidemiologica.

Il monitoraggio delle acque reflue viene perciò considerato un approccio complementare e indipendente alle strategie di sorveglianza e di test della Covid-19.

La rete di monitoraggio necessaria però, così come le procedure ad essa correlate, dovevano essere totalmente create non essendoci già un framework esistente facilmente adattabile a questa nuova esigenza.

In Italia, nel luglio 2020, veniva avviato il progetto SARI ("Sorveglianza Ambientale di SARS-CoV-2 attraverso i Reflui urbani in Italia"), un progetto non finanziato, avviato dall'ISS e condiviso con il Cip – Coordinamento interregionale della prevenzione, Commissione salute, Conferenza delle Regioni e Province autonome –, che si avvaleva della disponibilità volontaria di laboratori di diverse regioni italiane e della cooperazione del Sistema Nazionale di Protezione Ambientale (Snpa) e dell'Associazione delle aziende idriche Utilitalia.

Il progetto SARI ha perciò costituito una prima fase preparatoria per il monitoraggio auspicato dalla Raccomandazione dell'Unione Europea partito nell'ottobre 2021.

Nell'ambito di SARI furono sviluppati gli indirizzi metodologici e procedurali per il campionamento e l'analisi dei reflui, e viene definita una prima bozza delle gerarchie e dei flussi procedurali delle attività di monitoraggio a partire dalle strutture regionali o delle province autonome aderenti al progetto, fino al coordinamento nazionale di competenza ISS.

Gli enti aderenti hanno così proceduto ad una prima individuazione di siti di campionamento (notevolmente variabile per estensione e frequenza di campionamento e analisi) e di strutture operative responsabili del prelievo dei campioni e/o delle procedure analitiche di estrazione del genoma e identificazione/quantificazione di SARS-CoV-2 nei reflui. Sempre in ambito SARI, è stata anche creata una dashboard di acquisizione e gestione dati ad accesso controllato, funzionale ad essere alimentata e visualizzata da Regioni e Province autonome, con il coordinamento di ISS.

Fin da questa prima esperienza emergono difficoltà ed elementi confondenti associabili sia ai fattori ambientali, che possono influenzare le caratteristiche qualitative dei reflui, sia alle procedure di campionamento, analisi e di acquisizione e trasferimento dati adottate dai diversi laboratori della rete.

Il riflesso di queste difficoltà è anche testimoniato dalla limitata copertura territoriale e rappresentatività dell'archivio dati creato, il cui flusso dati in ingresso è stato discontinuo e sporadico, e spesso addirittura fornito in forma retrospettiva.

Il progetto SARI viene poi incardinato in un primo programma di finanziamento del Ministero della Salute avviato nel marzo 2021, che prevedeva la partecipazione formale di 14 Regioni/Province autonome con capofila la Regione Lombardia e una durata di 24 mesi e consentiva alle Regioni/Province autonome aderenti di cominciare a preparare il terreno per la sorveglianza effettiva.

La Regione Lombardia, tra le prime Regioni ad aderire al progetto SARI, ha potuto a sua volta avvalersi di una rete di collaborazione locale di Università e Istituti di Ricerca ("Rete Lombarda WBE"), nata in precedenza sulla spinta del Dipartimento di Ingegneria Civile Ambientale del Politecnico di Milano, in collaborazione con il Dipartimento DICATAM dell'Università di Brescia, e annoverante diverse eccellenze lombarde per la parte di estrazione e quantificazione del genoma di SARS-CoV-2 nei reflui quali l'Università Bicocca, l'Università Statale di Milano, l'IRSA CNR, l'Università Cattolica di Piacenza e Cremona, l'Istituto di Ricerche Farmacologiche Mario Negri e l'Istituto Zoonosologico Sperimentale della Lombardia e dell'Emilia Romagna (IZSLER).

Nell'ambito delle attività della "Rete Lombarda WBE" è stato infatti organizzato un ring test di inter-confronto tra i laboratori per verificare la confrontabilità delle procedure di estrazione e di quantificazione analitica adottate (Pellegrinelli et al., 2022) ed è stato raccolto un primo importante pool di dati dagli impianti delle aree più colpite fin dalla prima ondata del Covid-19, con i quali si sono iniziati a valutare l'affidabilità dei metodi e i possibili approcci all'elaborazione dei dati. L'esperienza e le collaborazioni maturate in seno alla Rete Lombarda WBE costituiscono anche attualmente il principale supporto conoscitivo per la sorveglianza operativa promossa con la raccomandazione EU che ha preso avvio effettivo nell'ottobre 2021. Da sottolineare l'importanza della stretta collaborazione con le società di gestione dei numerosi impianti di depurazione che hanno aderito all'iniziativa, attuando, con proprie risorse, i piani di monitoraggio proposti dal gruppo di ricerca.

Se una lezione deve infatti essere appresa dall'esperienza della WBE, è la necessaria complementarità delle competenze e la standardizzazione delle proce-

sure a partire dal prelievo del campione fino ad arrivare alla archiviazione ed alla elaborazione integrata ed interpretazione dei dati.

Su questi temi sono diverse le questioni scientifiche ancora aperte, quali la scelta dei geni di riferimento più opportuni per la miglior quantificazione del genoma del SARS-CoV-2, la possibilità che specifiche caratteristiche territoriali delle reti fognarie possano influenzare l'anticipo o il ritardo del segnale presente nei reflui rispetto alla curva epidemica, la necessità di normalizzare il carico virale rilevato nel refluo con stime affidabili e articolate degli abitanti ed abitanti equivalenti allacciati, nel tentativo di valutare non soltanto l'andamento relativo della curva epidemica, ma anche la percentuale di infetti sulla popolazione allacciata, la frequenza di una particolare variante nella popolazione, o la scelta di un approccio di tipo statistico-regressivo piuttosto che concettuale-deterministico per lo sviluppo di modelli di previsione in grado supportare i processi decisionali.

Su tutti questi aspetti sarà importante il contributo dell'Ingegneria Ambientale che potrà fornire il know-how per interpretare correttamente i risultati analitici senza il disturbo dei possibili "fattori di confondimento" (ad esempio, effetto delle condizioni meteorologiche, variabilità della popolazione allacciata, effetto della temperatura sulle cinetiche di scomparsa e degradazione delle tracce virali) e per sviluppare gli opportuni modelli di stima del valore rilevato nei reflui con le caratteristiche della curva epidemica. ■

Riferimenti bibliografici

- Bivins A. et al., 2020 Wastewater-Based Epidemiology: Global Collaborative to Maximize Contributions in the Fight Against COVID-19. *Environmental Science & Technology*, 54 (13), 7754-7757. <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c02388>
- Pellegrinelli L., Castiglioni S., Cocuzza C., Bertasi B., Primache V., Schiarea S., Salmoiraghi G., Franzetti A., Musumeci R., Tilola M., Galuppini E., Bertanza G., Callegari M., Stefani F., Turolla A., Ammoni E., Cereda D., Pariani E., Binda S., 2022, The WBE Study Group Evaluation of Pre-Analytical and Analytical Methods for Detecting SARS-CoV-2 in Municipal Wastewater Samples in Northern Italy. *Water*, 14 (5), 833. <https://doi.org/10.3390/w14050833>
- Tran H.N., Le G.T., Nguyen D.T. et al., 2021, "Sars-cov-2 coronavirus in water and wastewater: A critical review about presence and concern", *Environ Res.*, 193.
- WHO, 2003, Guidelines for environmental surveillance of poliovirus circulation. WHO, Department of Vaccines and Biological, Doc n. WHO/V&B/03.03.

INTEGRAZIONE DI CITIZEN SCIENCE E MONITORAGGIO STRUMENTALE PER IL RICONOSCIMENTO DELLE CLASSI ODORIGENE NELLE VICINANZE DI UN IMPIANTO DI DEPURAZIONE

Federico Cangialosi^{1,*}, Edoardo Bruno¹, Antonio Fornaro²

¹Tecnologia e Ambiente (T&A), Putignano (BA), Italia

²Labservice Analytica. Anzola Dell'Emilia (BO), Italia

Sommario

Le emissioni odorigene sono fonti di disturbo alla popolazione residente molto complessi da caratterizzare efficacemente con i protocolli di monitoraggio che sono oggi applicati per i comuni parametri ambientali. L'estrema complessità risiede nell'elevata dinamicità del fenomeno, legata agli agenti di dispersione atmosferica e all'orografia del territorio, la presenza di composti caratterizzati da una bassissima soglia di percezione che richiedono strumenti analitici molto sensibili per l'identificazione in real-time. Per tale ragione, si sta sempre più diffondendo l'utilizzo di *instrumental odor monitoring systems (IOMS)* come sistemi che integrano una sezione di monitoraggio strumentale con diversi sensori ed una sezione di calcolo che, partendo dai segnali ricevuti dai sensori, applica degli algoritmi per la determinazione della tipologia o concentrazione dell'odore. Nel contesto delle molestie olfattive si inserisce anche il contributo dei cittadini stessi, i quali, come già diversi studi hanno dimostrato, possono costituire uno dei fattori determinanti per il controllo dell'ambiente: la *citizen science* è oggi considerata un'arma in più per la gestione intelligente del monitoraggio ambientale, in grado di effettuare un'analisi approfondita del problema inquinamento. In questo articolo viene presentato uno studio di monitoraggio in continuo degli odori al confine di un impianto di depurazione di acque reflue urbane, integrando il monitoraggio strumentale con IOMS e le segnalazioni dei cittadini. È stata inizialmente svolta un'attività di addestramento in campo dello IOMS, utilizzando algoritmi di classificazione e di quantificazione degli odori ottenuti tramite moderne tecniche di *machine learning*, quali le reti neurali e la

random forest al fine di ottenere un sistema in grado di riconoscere in automatico sia la tipologia dell'odore che la sua intensità. Successivamente, si è fatto ricorso alla *citizen science* raccogliendo ed analizzando le segnalazioni di cattivi odori effettuate dai cittadini, che avevano a disposizione una App per il monitoraggio delle molestie olfattive: l'App era strutturata in modo tale che i cittadini potessero inserire tipologia ed intensità dell'odore che rilevavano, associando ad ogni segnalazione la posizione, il tempo ed i dati meteo. È stato condotto tale monitoraggio in un lasso di tempo della durata di 5 mesi, per poi incrociare i dati ottenuti dagli algoritmi con le segnalazioni dei cittadini. In un primo momento si è provveduto ad un'analisi dei risultati degli algoritmi dello IOMS addestrato, al fine di individuare le classi di odori più frequenti. Successivamente, sono stati incrociati i risultati dello IOMS con le segnalazioni e con i dati del meteo, al fine di verificare se le segnalazioni fossero collegate o meno all'impianto. La descrizione degli odori percepiti dalla popolazione, presente su ogni segnalazione, unitamente all'individuazione del giusto cono di vento di influenza dell'impianto sulla città, ha permesso di isolare gli avvenimenti che evidenziavano un'effettiva correlazione con i trend emissivi dell'impianto. I risultati ottenuti da entrambe le elaborazioni di dati sono quindi risultati utili per stabilire il contributo reale dell'impianto monitorato rispetto alla totalità degli eventi registrati di disturbo olfattivo percepiti dai cittadini.

Parole chiave: *IOMS, machine learning, classificazione odori, quantificazione odori, citizen science.*

INTEGRATING CITIZEN SCIENCE AND INSTRUMENTAL MONITORING FOR THE RECOGNITION OF ODOR CLASSES NEARBY A WASTEWATER TREATMENT PLANT

Abstract

Odor emissions are very complex sources of annoyance to the resident population to be effectively characterized with the monitoring protocols currently applied for common environmental parameters. The extreme complexity lies both in the high temporal variability of the odour perception, related to atmospheric dispersion and the orography of the territory and the presence of compounds characterized by a very low odor threshold that require very sensitive analytical tools for real-time identification. For such reason, the use of instrumental odor monitoring systems (IOMS) is becoming more and more widespread as systems that integrate an instrumental monitoring section with different sensors and a software section that applies algorithms to determine the type or concentration of the odor starting from the signals received from the sensors. In the context of odor nuisances there is also the contribution of citizens, who can be a determining factor for the control of the environment: citizen science is today considered an additional tool for the intelligent management of environmental monitoring, able to carry out an in-depth analysis of the pollution problem. This paper presents a continuous monitoring study of odours at the fenceline of an urban wastewater treatment plant, integrating instrumental monitoring with IOMS and citizens' reports. The training of the IOMS was carried out in the field,

using odor classification and quantification algorithms obtained through modern machine learning techniques, such as neural networks and random forest, in order to obtain a system capable of automatically recognizing either the class of odour or its concentration. Afterward, citizen science was used to collect and analyze reports made by citizens, who had an App for monitoring odour annoyance: the App was designed to make the citizens enter type and odor intensity they detected, associating each signal with position, time and weather data. The monitoring campaign was carried out over 5 months, and then the data obtained from the IOMS were analyzed along with citizens' reports. At first, an analysis was carried out taking into account the results of the algorithms deriving from the trained IOMS, in order to identify the most frequent odor classes. Subsequently, the results of IOMS were correlated with the reports and with the weather data, in order to verify whether the reports were connected to the plant. The description of the odours perceived by the population, together with the identification of the appropriate wind direction, allowed to isolate the events that showed a correlation with the emission trends of the plant. The results of the study were therefore useful for establishing the real contribution of the monitored plant with respect to all the olfactory nuisance events perceived by citizens.

Keyword: *IOMS, machine learning, odor classification, odor quantification, citizen science.*

1. Introduzione

Nel contesto dell'inquinamento atmosferico gli odori si classificano come una componente rilevante ed un indicatore importante della salute delle aree urbane vicine agli impianti di trattamento delle acque reflue urbane (WWTP) [1]

Varie regioni all'interno di alcuni stati hanno implementato o stanno implementando proprie normative per definire i limiti di emissione di composti odoriferi dalle sorgenti e le modalità di gestione dell'inquinamento da odori per i WWTP, in quanto in Europa, America e Australia attualmente non è in vigore nessuna legislazione che regoli gli odori [2-4].

In un contesto così complesso e socialmente sensibile per le varie segnalazioni di cattivi odori in prossimità degli WWTP urbani, il contributo della citizen science per l'identificazione delle emissioni di odori [5-11], e il naso elettronico o sistema di monitoraggio degli odori strumentale (IOMS) [12] sono strumenti potenti per aiutare le Autorità competenti e/o le agenzie di protezione ambientale a definire strategie appropriate al fine di identificare, misurare e

ridurre l'impatto degli odori sui recettori. Per quanto riguarda gli IOMS, gli sviluppi degli ultimi anni sono stati molto rilevanti sia in termini hardware che software, anche grazie al crescente impiego di algoritmi che prevedono un idoneo trattamento dei segnali mediante l'estrazione delle caratteristiche più significative [13,14] e tecniche di machine learning [15, 16, 17].

L'approccio basato sul coinvolgimento attivo dei cittadini nella definizione delle molestie olfattive è basato sulla evidenza che il sistema olfattivo umano può distinguere più di un trilione di odori [18] e superare le apparecchiature di misurazione sensibili nelle attività di rilevamento degli odori [19], sebbene vi siano diverse discussioni sui limiti di questo approccio [20, 21, 22]. Tuttavia, negli ultimi anni diverse esperienze sono state effettuate anche con coinvolgimento delle Agenzie Regionali per la Protezione Ambientale [5, 23-26]

Sebbene vi siano diverse evidenze che indicano le potenzialità di integrare diversi approcci, pochi sono gli studi in cui sono stati utilizzati approcci integra-

ti utilizzando diverse metodologie di indagine e riferiti recentemente all'integrazione della field-inspection con la modellistica previsionale [27]; in questo contesto, si ritiene significativo presentare i risultati di uno studio condotto su un impianto di depurazione reflui civili, con l'obiettivo di integrare l'approccio sensoristico e la citizen science.

In particolare, obiettivo del presente studio è valutare le potenzialità di un sistema di monitoraggio che abbina alle più recenti tecniche di tipo strumentale le potenzialità della citizen-science per valutare l'impatto odorigeno connesso ad un impianto depurazione acque reflue caratterizzato da sorgenti emissive multiple, limitrofe spazialmente.

Il set-up sperimentale ed il coinvolgimento della popolazione nelle segnalazioni, in particolare, sono stati progettati per quantificare il disagio olfattivo, sia in termini di concentrazioni che di classi odorogene misurabili al confine dell'impianto ed identificare il contributo delle diverse sorgenti rispetto agli eventi di disturbo direttamente rilevati dalla popolazione.

2. Materiali e metodi

2.1. Descrizione dell'impianto

L'impianto di depurazione urbano qui considerato è situato nell'area industriale di Monopoli (Bari-Italia), a servizio di 64.695 abitanti equivalenti (PE) e funzionante con una portata media giornaliera di 12.939 m³/d (Figura 1). L'impianto si trova ad una distanza di 420 m dagli edifici residenziali più vicini.

Sulla base dei dati di vari studi effettuati per la caratterizzazione olfattiva degli impianti di trattamento reflui urbani [28] è stato stabilito che le sezioni

più critiche dal punto di vista delle emissioni odorogene sono i pretrattamenti, la sedimentazione primaria e il trattamento dei fanghi. Sulla base di tali studi e delle evidenze raccolte sul campo, è stata effettuata la mappatura degli odori dell'impianto: la prima fase ha previsto una caratterizzazione completa delle sorgenti di emissione, e successivamente è stato definito un programma di campionamento delle sorgenti più critiche. Il programma di campionamento per la raccolta dei campioni per l'addestramento e il test è stato progettato per tenere conto anche delle variazioni ambientali (temperatura, umidità relativa) ed è durato sette mesi. A seguito dell'applicazione di linee guida regionali relative alla gestione dei depuratori [29], le sezioni di pretrattamento e ispessimento fanghi sono state coperte, depressurizzate e l'aria è trattata in due biofiltri; inoltre, nell'impianto è attivo un digestore anaerobico per fanghi, a cui era associato il recupero energetico per combustione, per cui anche il biogas è stato considerato in quanto potenziale fonte di emissioni fuggitive.

2.2. Strumentazioni e procedura di addestramento IOMS

L'IOMS (MSEM32[®] by Sensigent, Baldwin Park, CA, USA) è stato posizionato in posizione SM (Figura 2), vicino alla linea di recinzione dell'impianto lungo la direzione dei venti prevalenti provenienti dall'impianto, verso i più vicini recettori urbani. Dopo la raccolta in duplicato, ogni campione è stato somministrato allo IOMS lo stesso giorno e il campione in replicato è stato analizzato utilizzando l'olfattometria dinamica (DO) presso il Laboratorio T&A entro 24 ore, utilizzando l'olfattometro dinamico LEO (ARCO Solutions srl, Trieste, Italia) per la misurazione delle Concentrazioni di Odore (Cod), che sono espresse come unità olfattiva europea (ouE/m³).

Sono stati raccolti un totale di 51 campioni, con concentrazioni di odore comprese tra 20 e 2435 ouE/m³.

Dopo una caratterizzazione preliminare delle emissioni della sorgente, è stato stabilito che le fonti di emissione più critiche erano i pretrattamenti, il condizionamento dei fanghi e il biogas dal digestore anaerobico. Le classi di odore selezionate erano Classe 1 (pretrattamenti), Classe 2 (condizionamento fanghi), Classe 3 (biogas) e Classe 0 (classe sconosciuta).

Il dataset usato per l'addestramento degli algoritmi di machine learning (ML) è stato ottenuto dai segnali acquisiti dallo IOMS che ha un array di 32 sensori (3 sensori ambientali, ovvero pressione, umidità e temperatura, 4 sensori elettrochimici, 14 sensori MOS (Metal Oxide Sensor), 1 sensore PID e 10 sensori *nano-composite-based*). La fase di addestramento è stata svolta in campo, in quanto ai fini della rappresenta-



Figura 1. Ubicazione dell'impianto.



Figura 2. Mappa dell'impianto

tività del fattore di risposta di ogni singolo sensore è importante che i campioni siano acquisiti in diverse condizioni ambientali (in particolare per umidità e temperatura) [30]. Infatti, è noto in letteratura che variazioni di temperatura e umidità possono influenzare significativamente le condizioni di fondo dei sensori e la loro selettività [31,32] e, di conseguenza, influenzano le elaborazioni delle risposte acquisite.

Per queste ragioni lo strumento impiegato era dotato sistema di generazione interna di aria neutra inodore (zero air-ZA) generata localmente alle medesime condizioni di fondo di temperatura e umidità dell'ambiente esterno.

La durata di ciascuna fase è stata determinata sulla base della letteratura [14] e valutando puntualmente i tempi di t_{rise} e t_{fall} per la risposta specifica di ogni sensore, in relazione alla sua specifica costruttiva. È stato considerato un tempo medio di 90 s, in linea con i tempi di risposta di tutto l'array sensore utilizzato.

Per ottenere i migliori profili di acquisizione, il ciclo di misurazione è stato impostato in 1 min di purging con ciclo ZA, 3 min di somministrazione del campione da imputare (fase di acquisizione) e 3 min per il recupero delle condizioni di fondo; per ogni campione il ciclo di misura è stato ripetuto quattro volte. La frequenza di campionamento dello strumento è stata impostata su 0,1 Hz, in modo che fossero disponibili 12 punti dati per ogni replica di campione.

2.3. Pretrattamento dati

Le curve di risposta (Fig. 3), che rappresentano la variazione del segnale dei sensori, sono state analizzate per estrarre le caratteristiche del segnale. Sebbene dalle curve di risposta siano estraibili diverse caratteristiche (risposta R , risposta alla massima concentrazione rilevata dai sensori, t_{rise} , tempo necessario al raggiungimento della risposta R , t_{fall} , tempo necessario a ritornare ai valori di riposo R_0), studi recenti suggeriscono che i valori di picco dei segnali, che rappresentano il massimo grado di variazione nei sensori, siano più efficaci per la classificazione degli odori.

2.4. Algoritmi per la classificazione e la quantificazione degli odori

La classificazione degli odori e la previsione dell'unità odorimetrica è stata effettuata mediante l'utilizzo

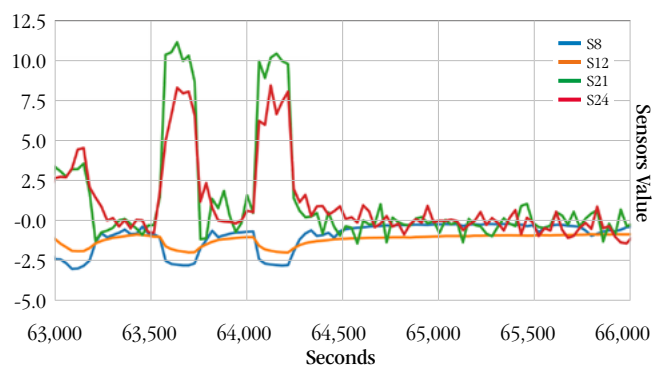


Figura 3. Esempio di andamento dei sensori durante una somministrazione.

Tabella 1. Struttura del dataset, diviso per classi di odore e i relativi intervalli di concentrazione.

Classe	Numero di Campioni	Numero di dati	Intervalli di concentrazione [ouE/m ³]
Classe 0	28	216	20-200
Classe 1	24	160	25-2435
Classe 2	28	215	40-510
Classe 3	28	160	64-1866

due algoritmi di machine learning opportunamente costruiti. Il primo è la Random Forest, ed il secondo è una rete neurale multistrato (Multi-Layer Perceptron – MLP). Tutti i dati raccolti dall'IOMS, che rappresentano le risposte dei sensori, sono stati registrati in un archivio cloud sicuro e quindi estratti per l'addestramento.

2.4.1. Estrazione delle feature e flusso di lavoro

Nella Figura 4 viene fornito il flusso di lavoro complessivo per lo sviluppo del modello. Dopo il pretrattamento dei dati, sono stati eseguiti diversi test per scegliere un sottoinsieme appropriato delle variabili di input, utilizzando l'algoritmo Recursive Feature Elimination con Cross Validation (RFECV) [33], al fine di ottenere l'insieme dei sensori più significativi che sono successivamente stati utilizzati per la costruzione di entrambi gli algoritmi.

Il dataset complessivo con le feature selezionate è stato quindi diviso in un *training set* ed in *test set* con rapporto 80:20, utilizzando così 600 dati per l'addestramento e 150 per la valutazione delle performances.

La procedura di Cross Validation consente di verificare se sia presente o meno un fenomeno di overfitting. Per i modelli selezionati si è deciso di utilizzare una 5-fold Cross Validation (ripetuta 5 volte): in dettaglio, il tasso di accuratezza complessivo di MLP e RF è stato calcolato cinque volte suddividendo il set di dati di addestramento (600 dati) in dati di addestramento interni (480 punti dati) e dati di convali-

da (120 punti dati) con suddivisioni diverse ogni volta. I modelli sono stati adattati ai dati di addestramento interni e i punteggi sono stati calcolati con riferimento ai dati di convalida. Dopo la Cross Validation e la selezione dei modelli, l'ultimo passaggio è stato quello di utilizzare il test set (20% del data set complessivo) per analizzare le performance dei modelli selezionati sia per la classificazione che per la regressione. Per il processo di classificazione è stata calcolata una matrice di confusione sia per la rete neurale che per la Random Forest e sono stati utilizzati come parametri di punteggio la *accuratezza*, calcolata sia per ciascuna classe sia in maniera complessiva, e il coefficiente *kappa da Cohen*, utile soprattutto in situazione di sbilanciamento di dati.

L'introduzione di questo parametro è correlata alle applicazioni di campo previste dell'IOMS. Se, ad esempio, dopo una campagna di monitoraggio della durata di un tempo T, risulta che la classificazione restituisce per il 90% del tempo la Classe 0 e per il 10% la Classe 1, e ci interessa confrontare le classi previste con quelle effettive, l'utilizzo del tasso di accuratezza complessivo distorcerebbe il risultato, poiché non tiene conto del fatto che le classi non sono equamente distribuite durante il rilevamento. Pertanto, il kappa di Cohen può essere utilizzato per affrontare situazioni che molto si potrebbero verificare durante il monitoraggio sul campo.

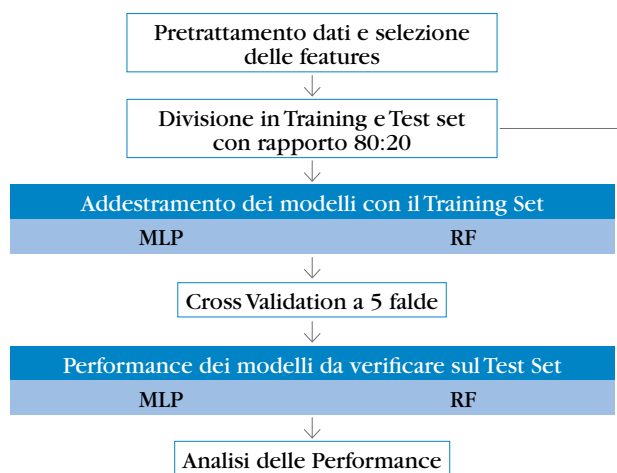
Per la regressione sono state calcolate le differenze in assoluto fra concentrazioni odorimetriche misurate e quelle predette, sia dall'algoritmo MLP che dalla RF.

2.5. Descrizione della APP

L'app utilizzata per la raccolta si chiama *Segnal App-Odori* ed è stata sviluppata dal Comune di Monopoli per i sistemi operativi Android (<https://play.google.com/store/apps/details?id=it.segnalapp.odori>) e iOS (<https://apps.apple.com/it/app/segnal-app-odori/id1446855011>).

Una volta che l'utente ha effettuato il login, è possibile effettuare una segnalazione quando si percepisce un disturbo olfattivo.

L'utente può selezionare il livello di intensità del fastidio olfattivo (debole, facilmente rilevabile o molto forte) e il tipo di odore avvertito (plastico, organico, bruciato o altro) e può anche inserire una breve descrizione dell'odore percepito (es. o fogna), per facilitare

**Figura 4.** Schema del flusso di lavoro.

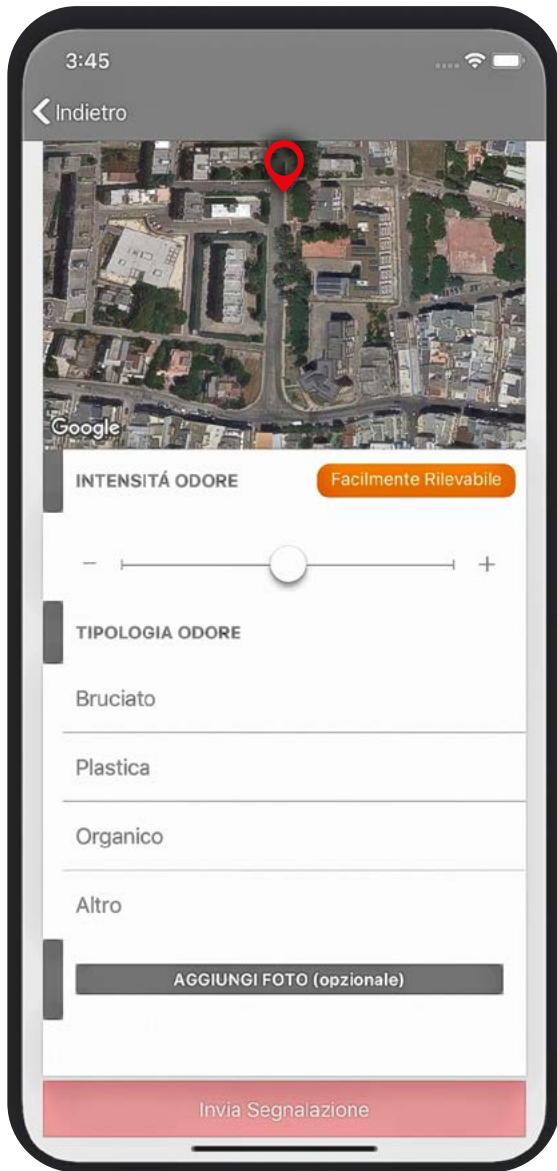


Figura 4. Schermata della applicazione Segnal APP-Odori.

tare la classificazione dell'odore, e anche dei possibili effetti sulla sua persona (ad esempio mal di testa o mal di gola o nausea).

Affinché la segnalazione sia utilizzabile per successive elaborazioni, ogni report inviato è associato alle coordinate geografiche rilevate in quel momento e ai dati di velocità e direzione del vento. Quest'ultima potenzialità, non presente in molte App per la segnalazione odori, è stata molto utile nelle elaborazioni successive per stabilire se il segnalatore fosse sottovento o sopravvento alla sorgente indagata.

3. Risultati e Discussioni

3.1. Fase di addestramento in campo per la classificazione e regressione

I segnali strumentali sono stati processati mediante una procedura di Feature selection che individua la variabile più idonea da utilizzare nei successivi model-

li di classificazione e regressione. Gli iperparametri dei modelli machine learning sono stati selezionati per la fase di classificazione e sono rappresentati dal numero di strati nascosti e dal numero di nodi per MLP e dal numero di alberi decisionali o stimatori per Random Forest. Per MLP la massima accuratezza è stata ottenuta con 5 strati nascosti e 100 neuroni, mentre per RF sono stati utilizzati 20 stimatori [16].

3.1.1. Classificazione

Una volta selezionati i modelli (MLP e RF), sono stati calcolati i tassi di accuratezza della classificazione per ciascuna classe e il tasso di accuratezza complessivo per i migliori modelli. I risultati per il training set hanno mostrato una accuratezza per ciascuna classe non inferiore a 0.99 per MLP e pari a 1 per RF. La Cross Validation a 5 classi ha consentito di escludere problemi di overfitting, in quanto le prestazioni di classificazione (superiori a 0.97 sia per MLP che per RF) hanno dimostrato che la scelta dei dati di allenamento non ha influenzato l'accuratezza della classificazione complessiva. Analizzando i risultati della classificazione con i dati del test-set, costituito da 150 campioni, solo tre elementi sono stati non correttamente classificati.

Il tasso di accuratezza complessivo ed il kappa di Cohen sono riportati nella seguente Tabella 2 per entrambi gli algoritmi e si ritengono soddisfacenti.

3.1.2. Regressione

Per la determinazione della concentrazione degli odori, è stata scelta la stessa struttura della MLP della classificazione: non sono stati variati gli iperparametri della rete neurale in quanto la riduzione del numero di strati e neuroni nascosti ha comportato solo una diminuzione delle prestazioni, senza una diminuzione significativa di tempo computazionale.

Nella seguente figura (Fig. 6) sono riportati gli scarti tra i valori predetti dal modello per il test-set rispetto ai valori reali, per entrambi gli algoritmi.

Lo scarto quadratico medio RMSE per MLP è pari a 130 uo/m^3 , mentre per RF il valore è pari a 97 uo/m^3 . Entrambi i valori corrispondono a degli scarti quadratici medi sull'intervallo di misura dei campioni analizzati in olfattometria dinamica [$20 - 2455 \text{ uo/m}^3$] inferiori al 10% e si ritengono accettabili per la successiva fase di monitoraggio in campo.

Tabella 2. Punteggio della accuratezza per la classificazione di ogni classe, punteggio accuracy globale e coefficiente Kappa di Cohen per MLP e RF sul test set.

Classe	MLP	RF
Punteggio accuratezza globale	0.98	0.98
Coefficiente Kappa di Cohen	0.97	0.97

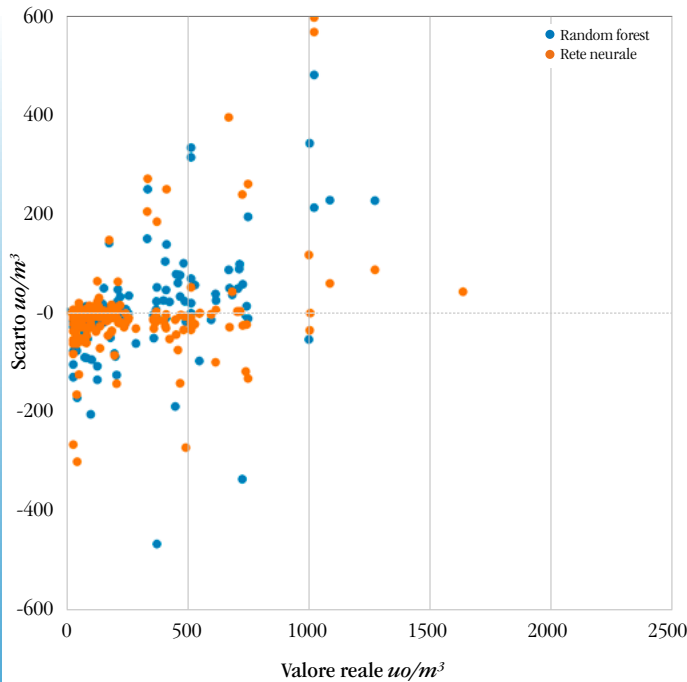


Figura 6. Grafico dello scarto fra i valori reali ed i valori predetti da entrambi gli algoritmi.

3.2. Analisi congiunta dei dati classe-concentrazione

Una volta completato l'addestramento dello IOMS e verificata l'idoneità dei parametri prestazionali per il monitoraggio in campo, sono stati raccolti i dati fra il 10 Febbraio 2021 e il 5 Maggio 2021. Il database ricavato ammonta ad un totale di 258.600 dati, raccolti con frequenza ogni 30 secondi.

Dall'analisi univariata della distribuzione della concentrazione in tutto il periodo sono stati ottenuti i più rappresentativi indici statistici, quali la media

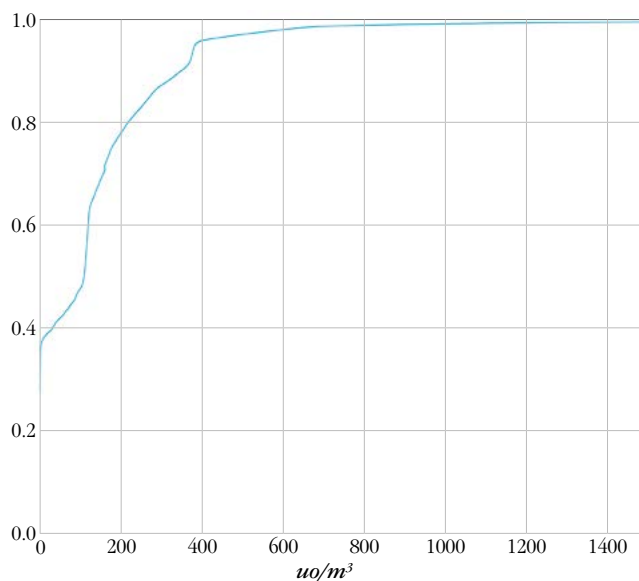


Figura 7. Distribuzione cumulata della concentrazione di odori.

Percentuali di Classi rilevate per fasce di uo/m^3

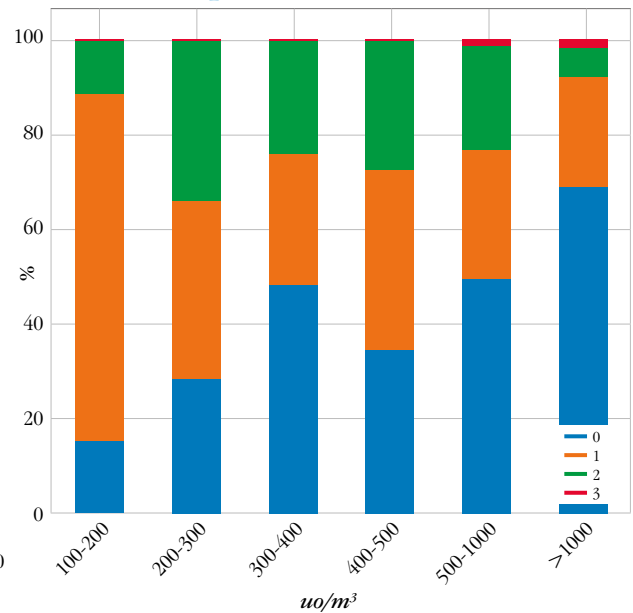


Figura 8. Percentuali delle classi di odori rivelate fra le diverse fasce di intensità odorigena.

(130 uo/m^3), la mediana (108 uo/m^3) ed il 95% percentile (382 uo/m^3). La Figura 7 riporta il grafico della distribuzione cumulata dell'intensità odorigena.

La simultanea disponibilità dei dati di concentrazione e classe odorigena ha consentito di esaminare congiuntamente i dati: si è deciso, in particolare, di suddividere tutti i dati proveniente dall'IOMS in fasce rispetto all'intensità rilevata. Le fasce sono state prese a partire dalle 100 uo/m^3 in quanto, sotto le 100 uo/m^3 i risultati della classificazione potrebbero non essere rilevanti.

Si sono considerati intervalli di ampiezza 100 uo/m^3 : 100-200, 200-300, 300-400 e 400-500 uo/m^3 . Da 500 uo/m^3 in poi, vista la minore numerosità di dati, si è ritenuto di considerare unicamente due fasce: 500-1000 uo/m^3 e > 1000 uo/m^3 .

Come si può vedere dalla Figura 8, più è alto il valore di concentrazione, più si riscontra la presenza di classe 0 (altro o sconosciuto): la percentuale più bassa si attesta al 15% nella fascia 100-200 uo/m^3 e si arriva fino ad oltre il 69% nella fascia con valori superiori a 1000 uo/m^3 . Considerando i dati aggregati in due range di concentrazioni, ovvero 100-500 uo/m^3 e maggiori di 500 uo/m^3 , la questione analizzata è ancora più evidente: per i valori di concentrazione più bassi, la percentuale di classi odorogene non riferibili all'impianto è del 24%, mentre per concentrazioni più alte, le sorgenti esterne all'impianto sono state rilevate per circa il 54% del tempo.

Poiché le concentrazioni più alte sono verosimilmente maggiormente responsabili dell'impatto si recet-

tori, è importante analizzare gli eventi segnalati dai cittadini e verificare, mediante i dati dello IOMS, quanti di essi si riferissero ad una sorgente interna all'impianto o esterna, come discusso nel seguente paragrafo.

3.3. Selezione delle segnalazioni ed analisi congiunta ai dati dello IOMS

Nel periodo di interesse (febbraio-maggio) sono state raccolte 268 segnalazioni complessive mediante SegnalApp (Fig. 9a). Per valutare l'integrazione informativa tra segnalazioni ed i dati strumentali registrati in continuo dallo IOMS dopo la procedura di addestramento, è stata effettuata una selezione dei dati registrati dalla App in due step.

Prima di tutto sono state ritenute pertinenti solo le segnalazioni per cui il vento spirasse lungo la direzione impianto-recettore: sono stati, quindi, selezionati due coni di afferenza dei venti, centrati sull'impianto e con ampiezza di 60°. Il primo cono è il cono Nord-Ovest compreso fra 60 e 120 gradi rispetto alla direzione nord, mentre il secondo cono considerato è il cono Sud-Est compreso fra 300 e 360 gradi rispetto alla direzione nord.

Successivamente, sono state considerate quelle segnalazioni rientranti nei coni di afferenza, per cui erano disponibili anche le descrizioni della tipologia di odore, risultate estremamente utili nella selezione delle informazioni. Sono state elaborate unicamente le segnalazioni che facevano riferimento alla tipologia di odore che potesse provenire dall'impianto considerato o da impianti limitrofi di trattamento acque e sono state scartate quelle che facevano riferimento ad altre tipologie di odori. Le segnalazioni considerate, registrate all'interno dei coni di vento e riferite ad una tipologia di odore che potesse provenire dall'impianto, sono riportate nella Fig. 9b.

Avendo selezionato le segnalazioni potenzialmente pertinenti, si è passati ad incrociare queste ultime

con i dati dell'IOMS e con le elaborazioni degli algoritmi in materia di classificazione.

Poiché le segnalazioni sono riferite ad un momento preciso, si è deciso di considerare, per ogni segnalazione, tutti i dati dell'IOMS e tutti i risultati degli algoritmi contenuti in una finestra temporale di un'ora centrata nel momento della segnalazione, in modo da poter avere un range più ampio da analizzare, tenendo conto anche di eventuali ritardi della segnalazione rispetto al momento della percezione o a segnalazioni effettuate nel momento di iniziale percezione dell'odore che plausibilmente avrebbe poi avuto un successivo aumento di intensità nel periodo successivo.

In Fig. 10 si presenta la distribuzione temporale giornaliera delle segnalazioni, confrontata con la distribuzione temporale giornaliera degli eventi registrati dall'IOMS con concentrazione maggiore di 500 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, entrambe normalizzate rispetto al numero massimo di eventi.

È interessante notare che le segnalazioni correlate alle emissioni di un impianto di depurazione si collocano nei periodi di fine febbraio di inizio aprile ovvero nei periodi in cui si trova maggiore correlazione fra tutte le segnalazioni con gli eventi odorigeni più elevati registrati dallo IOMS.

Il dataset dello IOMS direttamente correlato alle segnalazioni della popolazione è stato quindi analizzato con riferimento alle classi odorigene oggetto di addestramento (Fig. 11).

La percentuale di attribuzione alla classe 0, ovvero di classe non riconosciuta e quindi non proveniente dall'impianto, è risultata essere pari allo 40%, mentre il 60% degli intervalli temporali in cui si sono avute segnalazioni da parte dei cittadini è attribuibile alle sorgenti dell'impianto, ovvero 27.24% pretrattamenti (classe 1), 32.51% sorgente fanghi (classe 2), mentre la classe 3 (biogas) è trascurabile (0.15%). Pertan-

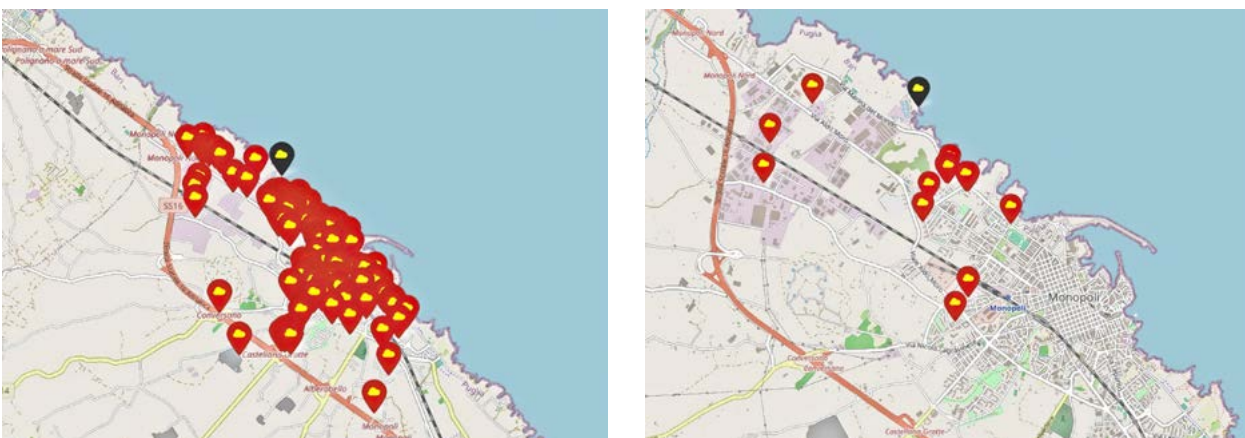


Figura 9. Analisi delle segnalazioni nel periodo di interesse (a), con evidenza di quelle selezionate per direzione di provenienza dall'impianto e tipologia di odore (b).

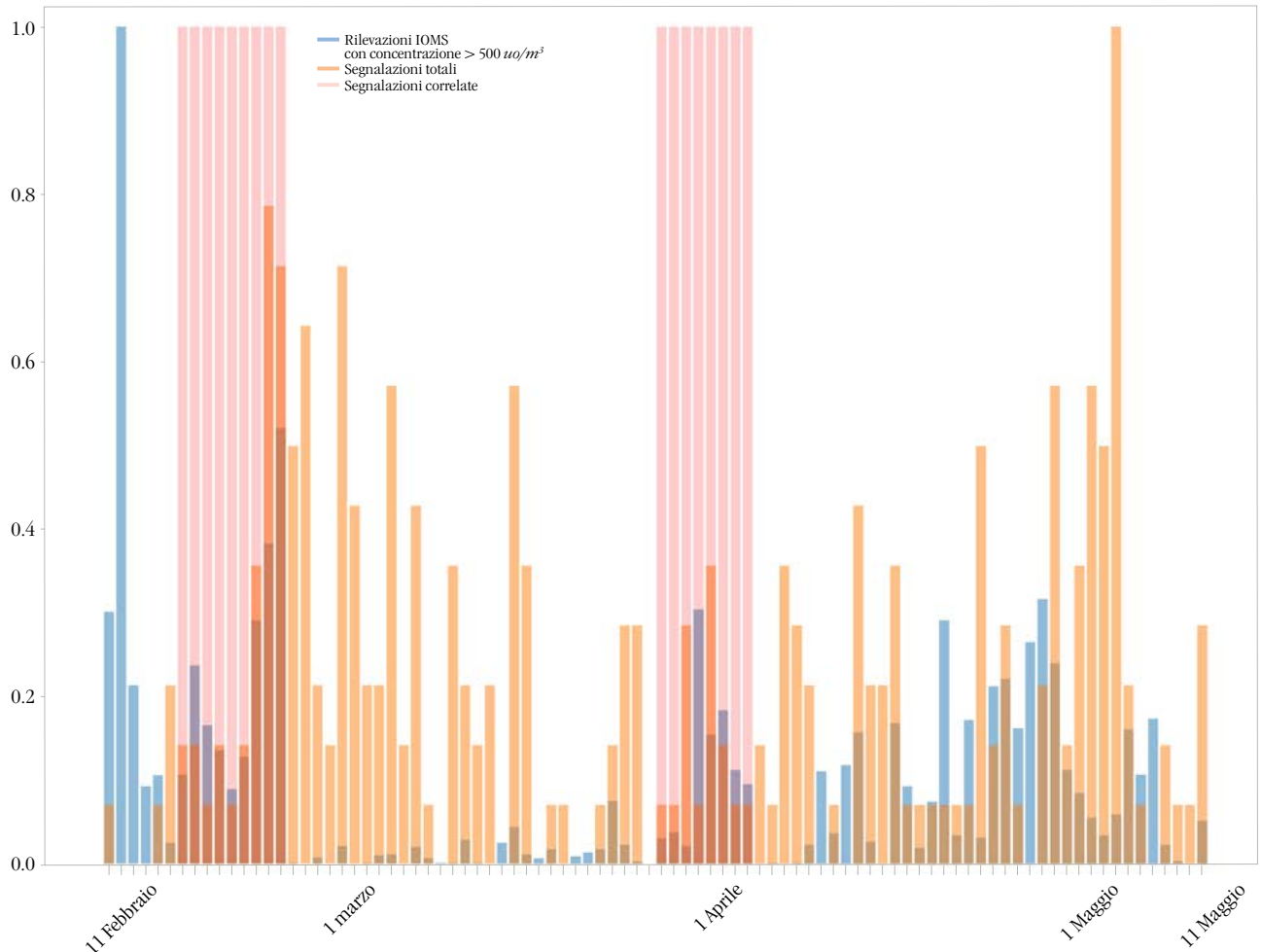


Figura 10. Confronto fra la distribuzione temporale delle segnalazioni e quella degli eventi registrati con concentrazioni > 500 uo/m³ e marcatura dei periodi di maggiore correlazione.

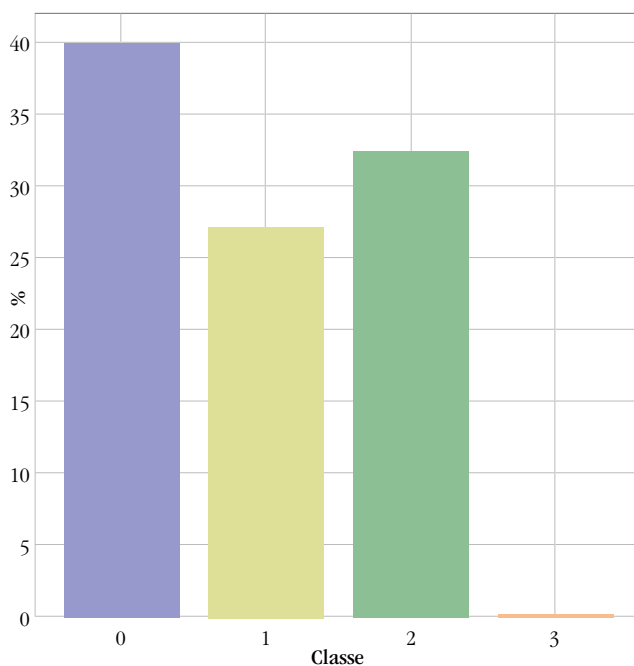


Figura 11. Percentuali delle classi di odore rilevate durante le segnalazioni significative.

to, i dati acquisiti dal sistema IOMS, unitamente ai criteri di post-analisi delle segnalazioni inviate dai cittadini, hanno evidenziato chiaramente come una parte di queste, quantificabile in una quota pari al 40%, derivi da aree emissive non attribuibili a specifiche sorgenti presenti nell'impianto monitorato e che hanno costituito il data set di addestramento.

Tale dato è coerente con quanto analizzato nel paragrafo precedente in cui è emerso che i valori di concentrazione più alti sono causati, per circa la metà, da sorgenti esterne all'impianto.

Poiché il caso studio rientra in un'area in cui insistono altre sorgenti di tipo industriale, alcune delle quali anche connesse al trattamento di reflui, le risultanze dello studio hanno indicato la possibile presenza di altre sorgenti esterne, non identificabili con le sorgenti campionate, che costituiscono una rilevante concausa rispetto alle molestie segnalate dai cittadini e corroborate dall'analisi di concentrazioni e classi odorigene dallo IOMS.

4. Conclusioni

Nel presente lavoro è stata descritta l'integrazione tra strumenti di Citizen Science e l'utilizzo di IOMS dotati di algoritmi di intelligenza artificiale per il monitoraggio degli impatti odorigeni da un impianto di depurazione di acque reflue civili.

Gli algoritmi sono stati costruiti a partire dai dati di addestramento in campo dello IOMS, posto al confine dell'impianto considerato. Per quanto riguarda l'implementazione degli algoritmi, sono stati ottenuti ottimi risultati sia nella classificazione (coefficiente Kappa di Cohen al 97%), sia nella regressione con uno scarto quadratico medio di 130 uo/m³ per la MLP e di 97 uo/m³ per la RF.

L'analisi dei dati di campo, post-addestramento, ha permesso di individuare le classi di odori che sono responsabili dei più alti valori di concentrazione durante i diversi mesi di monitoraggio, rilevando che circa la metà dei dati caratterizzati da valori elevati di concentrazione non fossero riferibili a classi odorigene interne all'impianto, ma ad altre sorgenti limitrofe.

I dati delle segnalazioni effettuate dai cittadini, oltre 60 al mese per i quattro mesi di monitoraggio, sono stati analizzati per tener conto della direzione del vento al momento della segnalazione e della descrizione della tipologia di odore, per evidenziare quelle più strettamente legate al trattamento di acque reflue. L'analisi dei dati dello IOMS durante le ore in cui sono state effettuate tali segnalazioni ha consentito di quantificare il contributo delle sorgenti emmissive dell'impianto, individuando la sorgente fanghi come la maggior responsabile tra le sorgenti analizzate nel depuratore. Si è altresì dimostrato che il 40% delle molestie percepite dalla popolazione come legate al trattamento acque reflue, non è riferibile ad alcuna sorgente interna allo stesso e dovrebbe essere ricercata in altre sorgenti analoghe e limitrofe allo stesso.

L'utilizzo combinato dell'approccio strumentale e dei dati relativi alle segnalazioni dei cittadini mediante App si è dimostrato utile ed efficace, in particolare modo in presenza di sorgenti emmissive di odori multiple e ravvicinate. ■

Riferimenti bibliografici

- Oliva G., Zarra T., Massimo R., Senatore V., Buonerba A., Belgiorno V., Naddeo V. Optimization of Classification Prediction Performances of an Instrumental Odour Monitoring System by Using Temperature Correction Approach. *Chemosensors* 2021, 9, 147, doi:10.3390/chemosensors9060147.
- Linee guida per la caratterizzazione emission gassose da attività a forte impatto odorigeno, D.g.r. 15 February 2012 – n. IX/3018. Available online: <http://www.olfattometria.com/download/dgr-lomb.pdf> (accessed on 02 July 2021).
- Legge sulle Emissioni Odorigene. L.R. 16 July 2018– n. 32. Available online: http://www.ager.puglia.it/documents/10192/29519220/LR_32_2018.pdf (accessed on 02 July 2021).
- Bokowa A., Diaz C., Koziel J.A., McGinley M., Barclay J., Schauburger G., Guillot J.-M., Sneath R., Capelli L., Zorich V., et al. Summary and overview of the odour regulations worldwide. *Atmosphere* 2021, 12, 206, doi:10.3390/atmos12020206.
- Brattoli M., Mazzone A., Giua R., Assennato G; de Gennaro G. Automated Collection of Real-Time Alerts of Citizens as a Useful Tool to Continuously Monitor Malodorous Emissions. *Int. J. Env. Res. Pub. Health* 2016, 13, 263, doi:10.3390/ijerph13030263.
- Real time, automatic and remote-activated sampling system for industrial odour emissions compliant with the European Standard EN 13725, CORDIS EU Research results. Available online: cordis.europa.eu/project/id/756865 (accessed on 02 July 2021).
- Lotesoriere B., Giacomello A., Bax C., Capelli L. The Italian Pilot Study of the D-NOSES Project: An Integrated Approach Involving Citizen Science and Olfactometry to Identify Odour Sources in the Area of Castellanza (VA). *Chem. Eng. Trans.* 2021, 85, 145-150.
- Yen-Chia Hsu, Paul Dille, Jennifer Cross, Beatrice Dias, Randy Sargent, and Illah Nourbakhsh. 2017. Community-Empowered Air Quality Monitoring System. *Proceedings of the 2017 CHI Conference on Human Factors in Computing Systems*. Association for Computing Machinery, New York, NY, USA, 1607-1619. DOI:<https://doi.org/10.1145/3025453.3025853>
- Zheng H., Hong Y., Long D., and Jing H.: Monitoring surface water quality using social media in the context of citizen science, *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 21, 949-961, <https://doi.org/10.5194/hess-21-949-2017>, 2017.
- W. Reimringer, T. Conrad and A. Schütze, "Citizens network as reference for odor impact sensors – A case study," 2017 ISOCS/IEEE International Symposium on Olfaction and Electronic Nose (ISOEN), 2017, pp. 1-3, DOI:10.1109/ISOEN.2017.7968903.
- Yen-Chia Hsu, Jennifer Cross, Paul Dille, Michael Tasota, Beatrice Dias, Randy Sargent, Ting-Hao (Kenneth) Huang, and Illah Nourbakhsh. 2020. Smell Pittsburgh: Engaging Community Citizen Science for Air Quality. *ACM Trans. Interact. Intell. Syst.* 10, 4, Article 32 (December 2020), 49 pages. DOI:<https://doi.org/10.1145/3369397>

- Karakaya D., Ulucan O., Turkan M. Electronic Nose and Its Applications: A Survey. *Int. J. Aut. Comp.* 2020, 17, 179-209, doi:10.1007/s11633-019-1212-9.
- Yan J., Guo X., Duan S., Jia P., Wang L., Peng C., Zhang S. Electronic Nose Feature Extraction Methods: A Review. *Sensors* 2015, 15, 27804-27831, doi:10.3390/s151127804.
- Zarra T., Galang M.G.K., Ballesteros, F.C. Jr., Belgiorio V., Naddeo V. Instrumental Odour Monitoring System Classification Performance Optimization by Analysis of Different Pattern-Recognition and Feature Extraction Techniques. *Sensors* 2021, 21, 114, dx.doi:10.3390/s21010114.
- Men H., Fu S., Yang J., Cheng M., Shi Y., Liu J. Comparison of SVM, RF and ELM on an Electronic Nose for the Intelligent Evaluation of Paraffin Samples. *Sensors* 2018, 18, 285, doi:10.3390/s18010285.
- Cangialosi E., Bruno E., De Santis G. Application of Machine Learning for Fenceline Monitoring of Odor Classes and Concentrations at a Wastewater Treatment Plant. *Sensors* 2021, 21, 4716. <https://doi.org/10.3390/s21144716>
- Yelim Choi, Kyunghoon Kim, Seonghwan Kim, Daekeun Kim, Identification of odor emission sources in urban areas using machine learning-based classification models, *Atmospheric Environment: X*, Volume 13, 2022, 100156, ISSN 2590-1621. <https://doi.org/10.1016/j.aeoa.2022.100156>.
- Bushdid C., Magnasco M.O., Vosshall L.B., and Keller A. 2014. Humans can discriminate more than 1 trillion olfactory stimuli. *Science* 343, 6177 (2014), 1370-1372.
- Shepherd G.M. 2004. The human sense of smell: Are we better than we think? *PLoS Biol.* 2, 5 (2004), e146.
- Obrist M., Tuch A.N., and Hornbaek K. 2014. Opportunities for odor: Experiences with smell and implications for technology. In *Proceedings of the SIGCHI Conference on Human Factors in Computing Systems*. ACM, 2843-2852.
- Ottinger G. 2010. Buckets of resistance: Standards and the effectiveness of citizen science. *Sci. Technol. Hum. Val.* 35, 2 (2010), 244-270.
- Stuetz R.M., Fenner R.A., Engin G. Assessment of odours from sewage treatment works by an electronic nose, H2S analyzer and olfactometry. *Water Res.* 1999, 33, 453-461.
- Progetto NOSE Arpa Sicilia/CNR <https://www.isac.cnr.it/content/nose-ITA>
- Prog. OdorNet Arpa Marche <https://odornet.arpa.marche.it>
- Progetto Molf Arpa Lombardia <https://www.arpalombardia.it/Pages/Asfalti-Brianza%2C-monitoraggi-e-attivita-svolte-da-Arpa-Lombardia.aspx>
- Progetto Arpa FVG <https://www.snpambiente.it/2021/03/26/odori-nuovo-applicativo-web-di-arpa-fvg/>
- Zarra T., Belgiorio V., Naddeo V. Environmental Odour Nuisance Assessment in Urbanized Area: Analysis and Comparison of Different and Integrated Approaches. *Atmosphere* 2021, 12, 690. <https://doi.org/10.3390/atmos12060690>
- Naddeo V., Zarra T., Oliva G., Kubo A., Ukida N., Higuchi T. Odour measurement in wastewater treatment plant by a new prototype of e.Nose: Correlation and comparison study with reference to both European and Japanese approaches. *Chem. Eng. Trans.* 2016, 54, 85-90.
- Linee guida per il rilascio di pareri riguardanti le emissioni in atmosfera prodotte dagli impianti di depurazione ARPA Puglia (rev. 2014). Available online: https://old.arpa.puglia.it/c/document_library/get_file?uuid=6e747fc8-859a-4cd6-9302-bb73913f7410&groupId=13879
- UNI 11761:2019; Emissioni e qualità dell'aria- Determinazione degli odori tramite IOMS (Instrumental Odour Monitoring Systems). Available online: <http://store.uni.com/catalogo/uni-11761-2019>
- Eusebio L., Capelli L., Sironi S. Electronic Nose Testing Procedure for the Definition of Minimum Performance Requirements for Environmental Odor Monitoring. *Sensors* 2016, 16, 1548, doi:10.3390/s16091548.
- Wu Z., Zhang H., Sun W., Lu N., Yan M., Wu Y., Hua Z., Fan S. Development of a Low-Cost Portable Electronic Nose for Cigarette Brands Identification. *Sensors* 2020, 20, 4239, doi:10.3390/s20154239.
- Demarchi L., Kania A., Ciężkowski W., Piórkowski H., Oświecimska-Piasko Z., Chormański J. Recursive Feature Elimination and Random Forest Classification of Natura 2000 Grasslands in Lowland River Valleys of Poland Based on Airborne Hyperspectral and LiDAR Data Fusion. *Remote. Sens.* 2020, 12, 1842, doi:10.3390/rs12111842.

Ringraziamenti

Si ringrazia il Comune Monopoli per aver messo a disposizione i dati della APP, Acquedotto Pugliese SpA per il supporto logistico e la Regione Puglia per il finanziamento del Progetto ASPIDI.

APPLICAZIONE DELLA MODELLISTICA INVERSA PER LA STIMA DEL FLUSSO EMISSIVO DI AMMONIACA IN AMBITO ZOOTECNICO

Elisabetta Angelino^{1,*}, Giulia Malvestiti¹, Alessandro Marongiu¹, Giuseppe Fossati¹, Edoardo Peroni¹

¹ARPA LOMBARDIA, U.O. Modellistica Qualità dell'Aria e Inventari

Sommario

La modellistica inversa è una tecnica largamente utilizzata in ambito scientifico per l'individuazione delle sorgenti di emissione di composti climalteranti e per la creazione di inventari di emissioni di tipo "top-down". Nel presente lavoro, tale metodologia è stata implementata con l'obiettivo di stimare i flussi di emissione di ammoniaca (NH₃) derivanti dalle sorgenti emmissive caratterizzanti il settore zootecnico, quali le aree di stabulazione, stoccaggio e spandimento degli effluenti da allevamento. Nello studio sono state analizzate due aziende agricole, ospitanti bovini e suini, situate in Regione Lombardia, utilizzando come modello di dispersione degli inquinanti in atmosfera il software Aermod (EPA, 2018): un modello stazionario a pennacchio di tipo gaussiano in cui la concentrazione è simulata con un pennacchio in continuo. I flussi di emissione di ammoniaca sono stati stimati tramite regressione ai minimi quadrati tra le concentrazioni di NH₃ fornite in output da Aermod e le concentrazioni dello stesso inquinante misurate durante le campagne di monitoraggio

condotte da ARPA Lombardia presso le aziende agricole in esame.

I flussi emissivi di ammoniaca, che sono stati ottenuti, sono risultati confrontabili con quelli riportati nella letteratura scientifica: in particolare, la modellistica inversa ha consentito di individuare emissioni più elevate nel caso di distribuzione dei reflui zootecnici tramite spandimento superficiale rispetto alla tecnica di interrimento, come documentato in *Guidance document on preventing and abating ammonia emissions from agricultural sources* (UN-ECE, 2014). I flussi ottenuti sono risultati, inoltre, confrontabili con quelli calcolati a partire dai fattori di emissione dell'inventario delle emissioni di Regione Lombardia e dal BAT-Tool, software sviluppato nell'ambito del progetto LIFE-PREPAIR per il calcolo delle emissioni di NH₃ dagli allevamenti intensivi di suini e avicoli.

Parole chiave: modellistica inversa, Aermod, ammoniaca, reflui zootecnici, allevamento.

APPLICATION OF REVERSE MODELLING TO EVALUATION OF AMMONIA EMISSION FLOW IN THE AGRICULTURAL SECTOR

Abstract

Reverse modelling consists in the use of a local dispersion model to calibrate the value of emissions produced by specific sources or to determine the value of emission factors that can also be used in other contexts. It is a procedure widely applied in scientific literature, in particular for the identification of emission sources of greenhouse gases and for the creation of top-down emission inventories. The main steps to carry out reverse modelling require the definition of some information, such as meteorological data, geographical data related to

emissive sources and their hypothetical emission flows, that are given in input to an air quality dispersion model. The model calculates pollutant concentration in air due to the emissive sources and then a regression between measured concentrations and those estimated by the model is applied in order to optimize emission flows' values. The aim of this study is the implementation of reverse modelling to estimate ammonia (NH₃) emission flows from housing, storage and slurry application, the typical sources related to the agricultural sector. In this work, two farms located in Lombardia Region are analyzed; they deal with livestock (cattle and pigs) and cultivation of surrounding fields by applying different technologies such as band spreading on soil surface and injection. Since reverse modelling requires an air quality dispersion model, Aermod, a

* Per contatti: Via Rosellini 17, 20214 Milano.
E-mail: e.angelino@arpalombardia.it

Ricevuto il 8-11-2022. Modifiche sostanziali richieste il 23-12-2022.
Accettazione il 24-3-2022.

gaussian steady-state plume model that incorporates air dispersion based on planetary boundary layer turbulence structure, is used: in this model pollutant concentration is simulated as a continuous plume. Ammonia emission flows are then calculated through linear regression between the concentrations of NH_3 simulated by Aermid, and field measurements of the same pollutant carried out by ARPA Lombardia (Regional Environmental Protection Agency) in the farms analyzed during slurry application. The results obtained from the implementation of reverse modelling show the consistency of the procedure: ammonia emission flows are comparable with values reported by scientific literature and with results obtained by the implementation of other methodologies. First, reverse modelling confirms the difference in terms of ammonia emission between the different techniques of spreading since emission flows related to band spreading on the soil surface are higher than the ones estimated during injection: for example, by considering slurry application carried out in May 2018 in the cattle farm, Aermid estimates an ammonia concentration of $232 \mu\text{g m}^{-3}$ and of $40,2 \mu\text{g m}^{-3}$ respectively for band spreading and injection. These results comply with data reported by UN-ECE (2014) in *Guidance document on preventing and abating ammonia emissions from agricultural sources*. Emission flows estimated

by linear regression are also comparable with the ones calculated from emission factors defined in the emission inventory of Lombardia region since values of the same order of size are provided by both the methodologies for the main agricultural sources. BAT-tool model (CRPA, 2019), a software developed by LIFE-PRPAIR (Progetto PREPAIR – LIFE15 IPE IT013, <https://www.lifeprepair.eu/>) project, whose aim is the assessment of NH_3 emissions from intensive pigs and poultry livestock, also calculate ammonia losses comparable to ones got by reverse modelling. Nevertheless, reverse modelling concentrations are more similar to measured data because this procedure is representative of farms analyzed and of the period of slurry application, whereas emission inventory and BAT-Tool model estimate the annual mean concentrations. The results of this study show the consistency of reverse modelling procedure, whose main critical issue is overfitting; moreover, if the number of sources is much higher than the number of observations, then the air quality dispersion model cannot easily allocate emissions to specific sources.

Keyword: *reverse modelling, emission inventory, Aermid, emission flow, ammonia, manure management, livestock.*

1. Introduzione

La modellistica inversa, o reverse modelling, consiste nell'utilizzo di un modello di dispersione per calibrare la stima delle emissioni prodotte da una o più specifiche sorgenti o per determinare un fattore di emissione che possa poi essere utilizzato per generalizzare tale stima ad altri contesti territoriali.

L'utilizzo della modellistica inversa ai fini dell'individuazione delle sorgenti di emissione di composti climateranti e della creazione di inventari di emissioni di tipo "top-down" (ossia creati a partire dalle osservazioni atmosferiche di gas serra) è una metodologia largamente utilizzata in ambito scientifico. L'approccio è, infatti, raccomandato, ad esempio, nell'ambito del programma WMO IG3IS – Integrated Global Greenhouse Gas Information System (© 2020 World Meteorological Organization (WMO), <https://ig3is.wmo.int/en>) oltre che in ambito IPCC, per verificare in modo indipendente gli inventari nazionali basati su dati statistici (bottom-up) trasmessi dalle Parti della Convenzione sui Cambiamenti Climatici. Questa tecnica, a partire da campi di emissioni "a priori" (tipicamente gli stessi inventari nazionali o prodotti nell'ambito di iniziative scientifiche, es. EDGAR – Emissions Database for Global Atmospheric Research (© European Union, 1995-2021, edgar.jrc.ec.europa.eu/), combina le osservazioni atmosferiche dei composti di interesse con uno (o più) modelli di trasporto atmosferico in congiunzione con un metodo di inversione, al fine di allocare e quantificare spazialmen-

te le emissioni di tali composti. Attualmente, tre governi nazionali (Svizzera, UK ed Australia) includono le stime "top-down" di alcuni gas serra delle emissioni nelle comunicazioni nazionali alla UNFCCC. In particolare, tali metodologie appaiono particolarmente robuste per i composti atmosferici (gas e particolato atmosferico) con un tempo di vita in atmosfera sufficientemente lungo da poter descrivere un trasporto di qualche giorno; questo comprende i principali gas ad effetto serra come CO_2 , CH_4 , N_2O ed i gas fluorurati HFCs, SF_6 , PFCs.

Nel presente studio, la tecnica di modellazione inversa è stata utilizzata per stimare il flusso di emissione di ammoniaca derivante dalle sorgenti emissive che tipicamente caratterizzano un'azienda agricola (aree di stabulazione, aree di stoccaggio, aree di spandimento) a partire dai dati di concentrazione dell'inquinante misurati in campo.

Il settore agricolo influisce in modo significativo sulle emissioni di ammoniaca in atmosfera: l'inventario delle emissioni di Regione Lombardia nel 2017 (INEMAR, 2020), attribuisce il 97% delle emissioni regionali di tale inquinante ad attività dell'ambito zootecnico e di fertilizzazione anche con l'uso di fertilizzanti sintetici. La gestione dei reflui azotati nel settore zootecnico, sempre secondo le stime di INEMAR, in Lombardia ammonterebbe all'86% delle emissioni totali di ammoniaca nel 2017. L'ammoniaca, con gli ossidi di azoto, contribuisce in modo significativo alla formazione di $\text{PM}_{2,5}$ secondario (Angelino et al., 2013). Lo schema in Figura 1 defini-

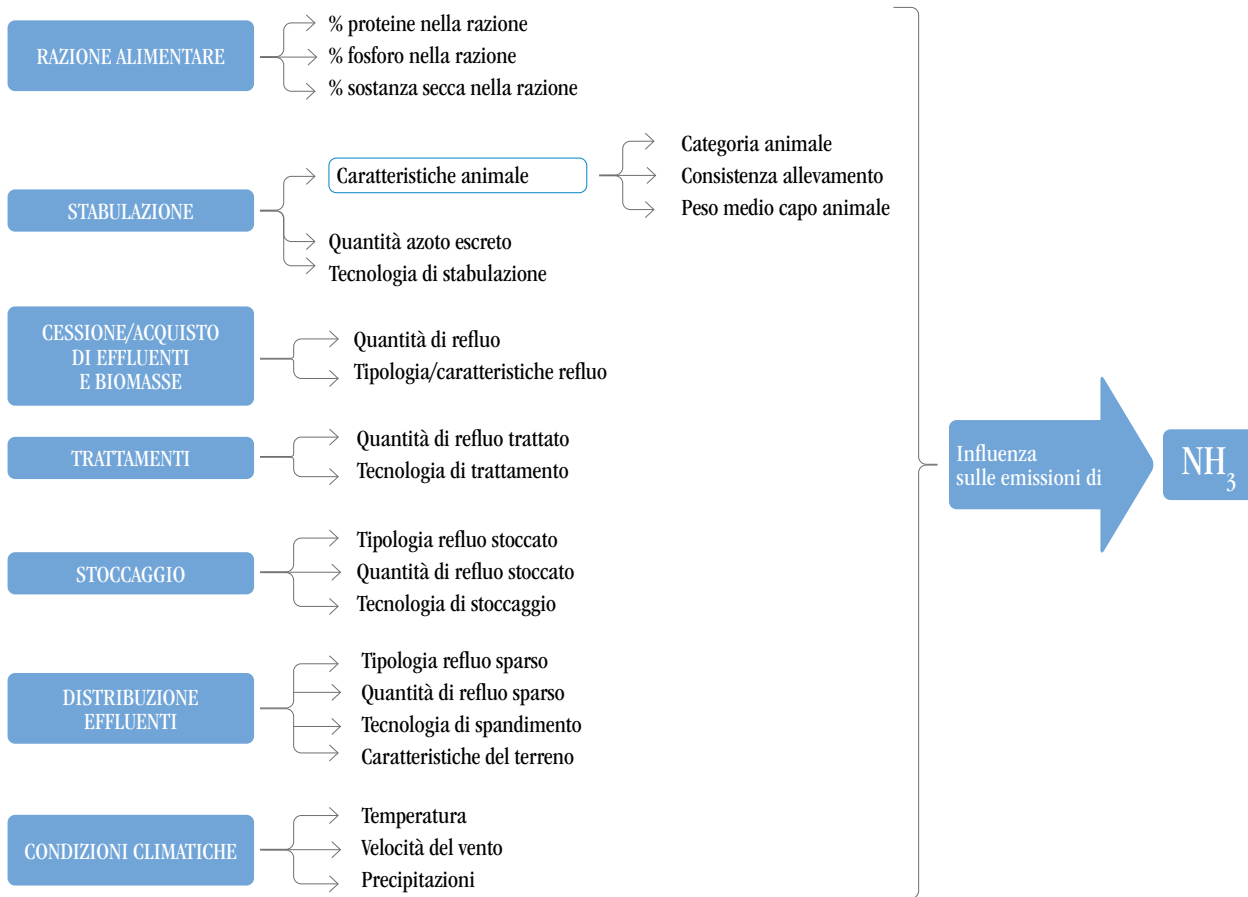


Figura 1. Principali variabili che influenzano le emissioni di NH_3 in ambito zootecnico; elaborazioni sulla base della documentazione dei modelli di calcolo e studi specifici.

scie le principali variabili che influenzano la quantità di NH_3 rilasciata dalle sorgenti zootecniche, tra le quali le tecnologie di stabulazione, stoccaggio e spandimento degli effluenti da allevamento. Parte di queste variabili sono considerate negli strumenti di calcolo delle emissioni di ammoniaca a livello aziendale, quali il software ERICA (ERICA, 2005) e il software BAT-Tool, sviluppato nell'ambito del progetto LIFE-PREPAIR o identificate in specifici studi ed approfondimenti (Pezzolo et al., 2015).

2. Materiali e metodi

2.1. Metodologia

Le sorgenti di emissione di un'azienda agricola sono, prevalentemente, sorgenti a cielo aperto, che emettono ammoniaca con una portata variabile anche in

funzione delle condizioni meteorologiche, geografiche e della tipologia del terreno.

Nel presente studio, per la stima del flusso emissivo di ammoniaca è stata adattata la metodologia prevista dalla norma europea (recepita anche in Italia) UNI EN 15445 – Emissioni da fughe e diffuse relative ai settori industriali – *Determinazione di sorgenti di polveri da fughe mediante metodo RDM (modello di dispersione inversa)* che specifica un metodo basato sul modello di dispersione inversa (reverse dispersion modelling) per determinare le emissioni di polveri diffuse da aree industriali con sorgenti multiple (UNI, 2008). La procedura per l'applicazione di tale metodo è schematizzata in Figura 2. Come modello di dispersione degli inquinanti in atmosfera, è stato utilizzato il modello Aermod.

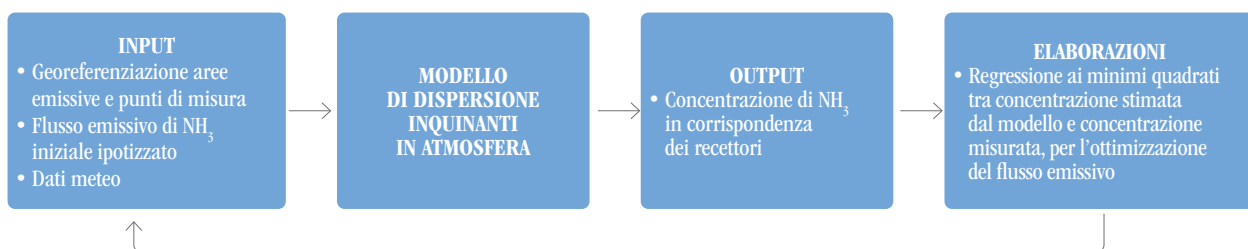


Figura 2. Schema della procedura di reverse modelling.

2.1.1. AERMOD

AERMOD è un modello di dispersione stazionario a pennacchio di tipo gaussiano fra quelli di riferimento dell'agenzia statunitense per la protezione dell'ambiente (US-EPA) (<https://www.epa.gov/scram/air-quality-dispersion-modeling-preferred-and-recommended-models#aermod>), che permette di calcolare le concentrazioni di inquinante sia in prossimità della superficie sia a quote elevate, ed è particolarmente idoneo in caso di terreni ad orografia semplice.

I dati che devono essere forniti in input al modello AERMOD, oltre a parametri di configurazione delle opzioni da eventualmente attivare nella simulazione e data e ora di inizio e fine simulazione, riguardano i seguenti gruppi di informazioni:

- le sorgenti di emissione che possono essere di tipo diffusivo-areale, volumetrico o lineare;
- caratteristiche del dominio (quota, celle etc.);
- posizione dei recettori;
- i campi meteorologici.

Le sorgenti emissive sono definite dal flusso di emissione di ammoniaca ($\text{g m}^{-2} \text{s}^{-1}$), inizialmente ipotizzato, e dalle indicazioni che ne permettono la georeferenziazione quali, per esempio, la modalità di schematizzazione geometrica e le coordinate dei relativi vertici. Tali informazioni variano a seconda della tipologia di sorgente, come dettagliato in *User's Guide for the AMS/EPA Regulatory Model (AERMOD)* (EPA, 2018). Il valore del flusso di emissione, che sarà determinato tramite regressione ai minimi quadrati, viene, in un primo momento, initializzato sulla base dei valori riportati nella letteratura scientifica.

La posizione dei recettori è determinata sulla base di un grigliato cartesiano definito dalle coordinate (x,y) dell'origine degli assi, dal numero di recettori in x e y e dalla distanza tra i recettori sui due assi. È possibile, inoltre, definire recettori discreti, individuati tramite le loro coordinate (x,y), che nel presen-

te studio sono stati posti in corrispondenza dei punti di misura della campagna di monitoraggio.

Per quanto riguarda le informazioni meteorologiche, i campi meteorologici da cui sono stati estratti i dati, poi tradotti nel formato compatibile con AERMOD, sono quelli prodotti quotidianamente dal sistema modellistico diagnostico di qualità dell'aria in uso presso la U.O. Modellistica della Qualità dell'Aria e Inventari di ARPA Lombardia. Tale sistema modellistico è applicato ad un dominio tridimensionale di calcolo rappresentato da 13 livelli verticali, estesi da 10 a 6000 m di quota e da strati orizzontali, di lati 236 km x 244 km centrati sulla Regione Lombardia (Figura 3), costituito da un grigliato di celle di 1 km di lato ed estensione 1 km². Per la costruzione dei file meteorologici il sistema si interfaccia al database di ARPA Lombardia che raccoglie i dati delle reti di qualità dell'aria e meteo-idrologica. L'input meteorologico (vento, temperatura, umidità, pressione e parametri che descrivono la turbolenza atmosferica) viene, quindi, costruito assimilando ai campi prodotti dello European Centre for Medium-Range Weather Forecast (ECMWF), trattati come profili verticali per ciascun punto della griglia modello, i dati raccolti su base oraria da un sottoinsieme di stazioni delle reti locali e dai radiosondaggi fini di Linate mediante modello mass-consistent Swift (Silibello et al., 2007). I parametri di turbolenza atmosferica sono poi stimati con il processore SurfPRO (Silibello et al., 2007). Di fatto, quindi, i campi meteorologici sono prodotti assimilando i risultati del modello meteorologico ai dati misurati nel giorno specifico a cui tali campi si riferiscono.

AERMOD restituisce in output, per ogni punto recettore, la concentrazione oraria e la concentrazione media di NH₃ sull'intervallo di tempo scelto dall'utente.

2.1.2. Regressione ai minimi quadrati

A partire dagli output di concentrazione oraria stimati da AERMOD, i flussi di emissione di ammoniaca,

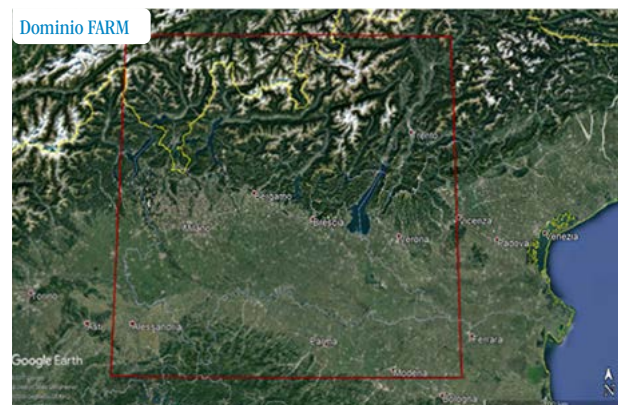


Figura 3. Dominio delle simulazioni del sistema modellistico.

il cui valore è stato inizialmente ipotizzato, sono stati stimati tramite regressione ai minimi quadrati. In particolare:

- per ogni recettore r -esimo e per ogni sorgente emissiva i , è stata calcolata la concentrazione media di NH_3 sul periodo di simulazione C_{Sri_hp} , a partire dalla concentrazione oraria restituita in output dal modello. Tale valore dipende dal flusso di emissione inizialmente ipotizzato e fornito in input al modello FE_{i_hp} ;
- è stata calcolata la concentrazione nel recettore r -esimo dovuta alla sorgente i -esima C_{Sri} , che dipende dal valore del flusso di emissione della sorgente i -esima FE_i , inizialmente posto pari al flusso emissivo ipotizzato FE_{i_hp} e da ottimizzare, secondo la seguente uguaglianza;

$$C_{Sri} = \frac{C_{Sri_hp} * FE_i}{FE_{i_hp}} \quad (\text{Eq. 1})$$

- per ogni recettore discreto (posizionato in corrispondenza delle stazioni di misura) è stato sommato il contributo emissivo di ogni sorgente i individuata;

$$C_{Sr} = \sum_i C_{Sri} \quad (\text{Eq. 2})$$

- infine, il flusso emissivo di ogni sorgente FE_i è stato stimato tramite regressione ai minimi quadrati tra la concentrazione simulata (C_{Sr}) e quella misurata (C_{Mr}) in corrispondenza di ogni recettore discreto;

$$FE_i = \min_r \sum (C_{Sr} - C_{Mr})^2 \quad (\text{Eq. 3})$$

- nei casi in cui la sorgente emissiva è risultata suddivisa in sotto-sorgenti, il relativo flusso emissivo medio è stato calcolato rapportando il flusso totale alla superficie totale dell'area di spandimento.

$$FE = \frac{\sum_i FE_i * A_i}{\sum_i A_i} \quad (\text{Eq. 4})$$

2.1.3. Windtrax

L'applicazione del modello Aermol è stata confrontata con l'implementazione del modello Windtrax, definito come un modello a particelle (Flesch et al., 2005 e Crenna, 2016). Windtrax è un modello di dispersione degli inquinanti che simula il trasporto di gas nello strato superficiale dell'atmosfera e può essere usato per calcolare sia il tasso di emissione da una fonte emissiva, sia la concentrazione di inquinante in recettori discreti posti nelle vicinanze della sorgente, cioè sia in modalità diretta sia in modalità inversa. Il software può essere applicato se la superficie intorno alle sorgenti e ai sensori può essere

considerata piana e priva di ostacoli e se la massima distanza tra di essi è di un chilometro.

In Windtrax non è stato possibile implementare un campo di vento variabile nel tempo. Dal momento che i parametri meteorologici forniti dalle misure sono su base oraria, per la stima del flusso di emissione sono state condotte tante simulazioni quante le ore di spandimento, ottenendo, in questo modo, un flusso emissivo per ogni ora di distribuzione dell'effluente. Il flusso emissivo è stato, successivamente, stimato tramite la procedura di reverse modelling e tramite regressione ai minimi quadrati tra la concentrazione simulata dal modello e la concentrazione oraria fornita in output da Aermol, dal momento che le misure di concentrazione di ammoniaca non erano disponibili su base oraria.

2.2. Casi di studio

La procedura di reverse modelling descritta nel paragrafo precedente è stata applicata a due realtà zootecniche situate in regione Lombardia.

Nella prima azienda agricola, che ospita capi bovini, la principale sorgente di emissione di ammoniaca è costituita dalle aree di campo oggetto di spandimento di reflui zootecnici; la modellistica inversa è stata, pertanto, applicata con l'obiettivo di stimare il flusso emissivo derivante dall'attività di distribuzione degli effluenti da allevamento.

La seconda attività, che ospita capi suini, è inserita, invece, in un contesto più complesso caratterizzato da una pluralità e diversità di fonti emissive che non possono essere trascurate. In questo caso la procedura di reverse modelling è stata utilizzata per calcolare il flusso di emissione derivante dalle diverse sorgenti individuate.

Entrambe le aziende agricole sono state oggetto di campagne di monitoraggio, condotte da ARPA Lombardia durante la pratica di spandimento degli effluenti da allevamento, al fine di misurare le concentrazioni di NH_3 tramite l'utilizzo di un laboratorio mobile e di campionatori passivi, posti in prossimità o in corrispondenza dei campi interessati dallo spandimento (D'Angelo et al., 2020). Durante le misure, i campionatori passivi sono stati installati nell'intervallo di tempo di qualche ora in cui è avvenuta la distribuzione dei reflui e dalla loro analisi è stato possibile ottenere la concentrazione media di ammoniaca sul periodo di esposizione delle fiale. Il laboratorio mobile, invece, è stato installato per periodi di qualche settimana a cavallo delle ore di spandimento degli effluenti a campo e ha restituito in output la concentrazione di ammoniaca media su dieci minuti.

2.2.1. Azienda agricola di bovini

Per l'azienda agricola di bovini sono stati analizzati quattro scenari, in corrispondenza dei momenti di spandimento condotti nel maggio e nel settembre 2018

con due diverse tecniche: la distribuzione superficiale e la distribuzione tramite interrimento a solchi chiusi di refluo bovino (Angelino et al. 2020).

Le attività hanno riguardato porzioni di campo diverse, con punti di misura diversi, a seconda della tecnica di spandimento adottata e in funzione della stagione primaverile/autunnale. Nelle Figure 5-8 sono rappresentati le aree di spandimento e i recettori discreti posti in corrispondenza dei punti di misura nei quattro scenari analizzati. Si sottolinea che, al fine di migliorare le prestazioni del modello, la superficie complessiva oggetto di spandimento è stata suddivisa in sotto-porzioni considerate come singole sorgenti emissive.

L'azienda agricola è stata oggetto di una campagna di monitoraggio per la misura della concentrazione di ammoniaca in corrispondenza dei quattro scenari di distribuzione degli effluenti da allevamento. Prima dello spandimento, le misure hanno rilevato valori di concentrazione di fondo di NH_3 sopravento al sito pari a circa $28,3 \mu\text{g m}^{-3}$ calcolati come media sulle tre ore (ARPA Lombardia, 2019).

Azienda agricola suini

Per l'azienda agricola ospitante suini è stata implementata un'unica simulazione nel periodo di rilevamento delle concentrazioni di ammoniaca, condotto

nel marzo 2019 durante lo spandimento di reflui zootecnici tramite tecnica di interrimento. Prima dello spandimento, le misure hanno rilevato valori di concentrazioni di NH_3 variabili tra $16,1 \mu\text{g m}^{-3}$ e $147,3 \mu\text{g m}^{-3}$ (D'Angelo et al., 2020).

Nell'area in cui è ubicata l'azienda sono state individuate diverse sorgenti emissive riconducibili all'attività in esame, alle aziende agricole poste nelle vicinanze e al contesto territoriale. In particolare, le principali fonti di emissione di cui si è tenuto conto nelle simulazioni modellistiche, rappresentate in Figura 9, sono:

- due aree di stabulazione per bovini (B1 e B2);
- un'area di stabulazione per suini (P1);
- tre aree di stoccaggio liquami e palabili (S1, S2 e S3);
- un'area di campo oggetto di spandimento di effluenti da allevamento suino (D1);
- due sorgenti lineari (L1 e L2), ciascuna delle quali suddivisa in tre sotto-sorgenti, corrispondenti all'autostrada (a sud) e alla strada provinciale (a est).

3. Risultati e discussione

In Tabella 1 sono riportati i flussi di emissione di ammoniaca, risultati dall'applicazione della modellistica inversa, corrispondenti ai livelli di concentrazione misurati durante le campagne di monitoraggio. L'accuratezza dei risultati è mostrata dal coefficiente

Tabella 1. Flussi di emissione stimati tramite procedura di reverse modelling per le sorgenti emissive individuate nelle aziende agricole oggetto di studio.

Scenario	Azienda	Sorgente emissiva	Flusso di emissione [$\mu\text{g m}^{-2} \text{s}^{-1}$]	R2	Pendenza retta di regressione	Scarto quadratico medio	Bias
Scenario 1	Azienda bovini	Area di campo spandimento interrato – maggio 2018	40,20	0,63	0,63	22,91	1%
Scenario 2	Azienda bovini	Area di campo spandimento superficiale – maggio 2018	232,00	0,73	0,83	319,31	33%
Scenario 3	Azienda bovini	Area di campo spandimento interrato – settembre 2018	62,90	0,98	0,98	39,18	7%
Scenario 4	Azienda bovini	Area di campo spandimento superficiale – settembre 2018	110,00	0,65	0,76	464,7	34%
Scenario 5	Azienda suini	Area stabulazione bovini B1	80,64	0,81	1,04	24,97	-2%
	Azienda suini	Area stabulazione bovini B2	186,4				
	Azienda suini	Area stabulazione suini P1	74,44				
	Azienda suini	Area stoccaggio S1	75,38				
	Azienda suini	Area stoccaggio S2	26,24				
	Azienda suini	Area stoccaggio S3	37,64				
	Azienda suini	Area di campo spandimento interrato D1	3,57				
	Azienda suini	Strada provinciale L1 – tratto 1	16,67				
	Azienda suini	Strada provinciale L1 – tratto 2	0,00				
	Azienda suini	Strada provinciale L1 – tratto 3	898,12				
	Azienda suini	Autostrada L2 – tratto 1	32,22				
Azienda suini	Autostrada L2 – tratto 2	63,44					
Azienda suini	Autostrada L2 – tratto 3	0,00					

di determinazione R^2 , che rappresenta la proporzione tra la variabilità dei dati e la correttezza del modello. R^2 varia tra 0 e 1 e maggiore è il suo valore, più il modello interpola correttamente i dati misu-

rati. Generalmente, si ritiene che il modello abbia un buon adattamento ai dati sperimentali per valori di R^2 maggiori di 0,6. I risultati sono riportati per i diversi scenari analizzati:

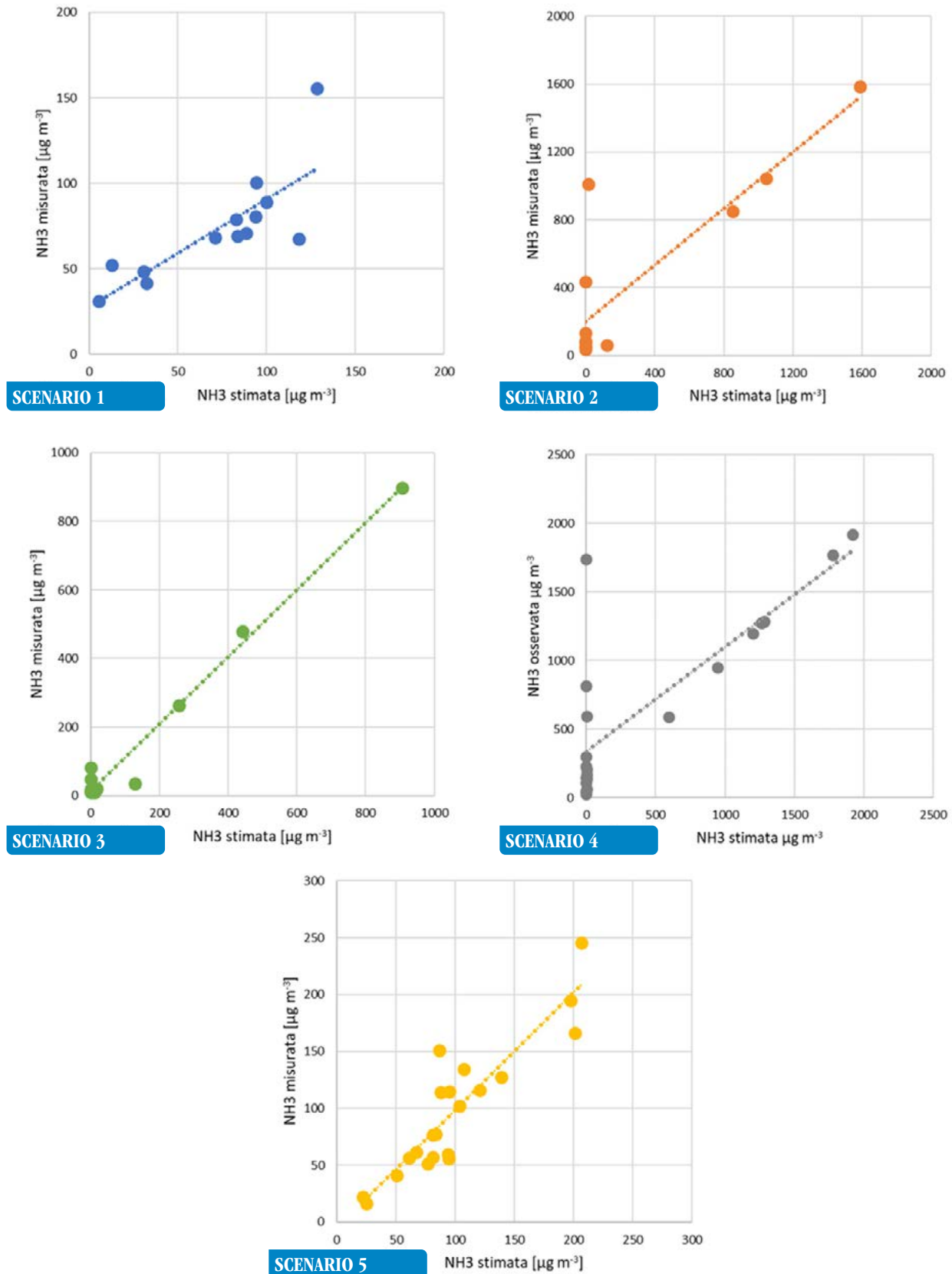


Figura 4. Rette di interpolazione tra concentrazione di ammoniaca ($\mu\text{g m}^{-3}$) misurata e stimata con Aermod per i diversi scenari analizzati.

- scenario 1, azienda bovini, spandimento interrato maggio 2018, simulato sul periodo tra le ore 11:00 e le ore 16:00 del 17 maggio 2018;
- scenario 2, azienda bovini, spandimento superficiale maggio 2018, simulato sul periodo tra le ore 16:00 e le ore 19:00 del 17 maggio 2018;
- scenario 3, azienda bovini, spandimento interrato settembre 2018, simulato sul periodo tra le ore 10:00 e le ore 12:00 del 25 settembre 2018;
- scenario 4, azienda bovini, spandimento superficiale settembre 2018, simulato sul periodo tra le ore 10:00 e le ore 16:00 del 26 settembre 2018;

- scenario 5, azienda suini, simulato sul periodo tra le ore 09:00 e le ore 14:00 del 1° marzo 2018.

Dall'analisi dei coefficienti di determinazione, il modello Aermod appare un buon interpolatore dei dati misurati. L'R2 infatti risulta, in tutti i casi analizzati superiore a 0,6 e, in corrispondenza dello scenario 3, raggiunge il valore di 0,98. La bontà del modello è confermata anche dalle rette di interpolazione (Figura 4) che confrontano le concentrazioni misurate e quelle simulate con Aermod, in corrispondenza del flusso emissivo ottimizzato, nei cinque scenari analizzati. Negli scatter plot relativi agli

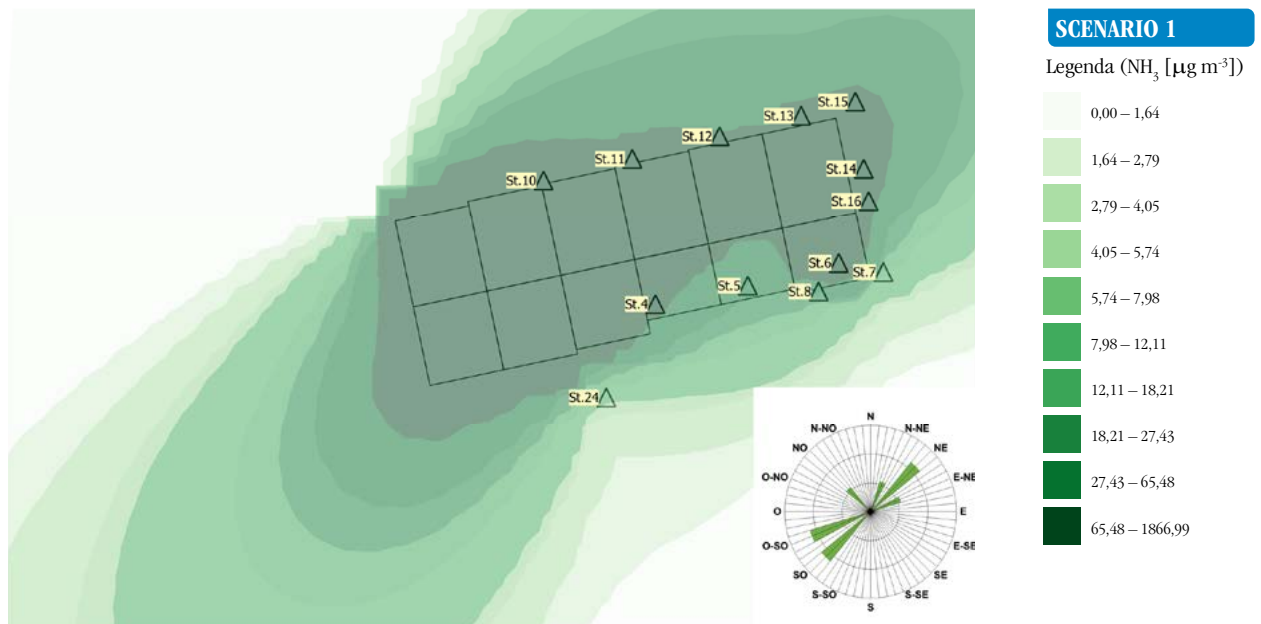


Figura 5. Mappa della concentrazione media di NH_3 sull'intervallo di simulazione relativa allo scenario 1, azienda di bovini, spandimento interrato maggio 2018. In figura, le aree individuano le sorgenti emissive e i triangoli i punti di misura.

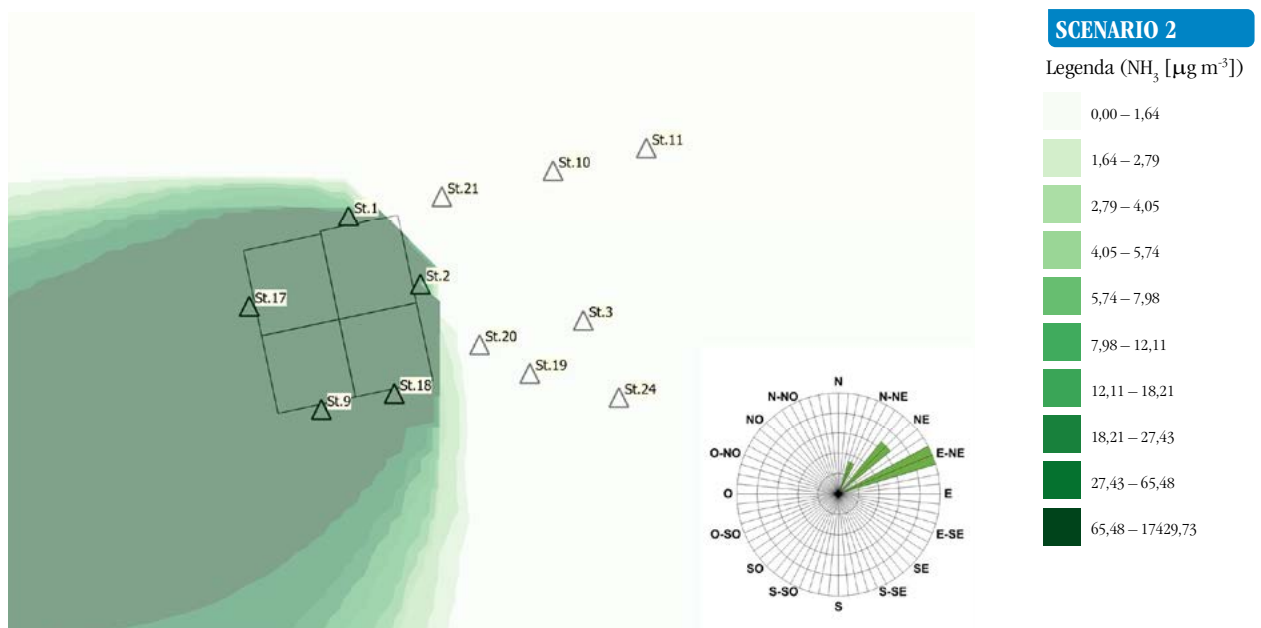


Figura 6. Mappa della concentrazione media di NH_3 sull'intervallo di simulazione relativa allo scenario 2, azienda di bovini, spandimento superficiale maggio 2018. In figura, le aree individuano le sorgenti emissive e i triangoli i punti di misura.

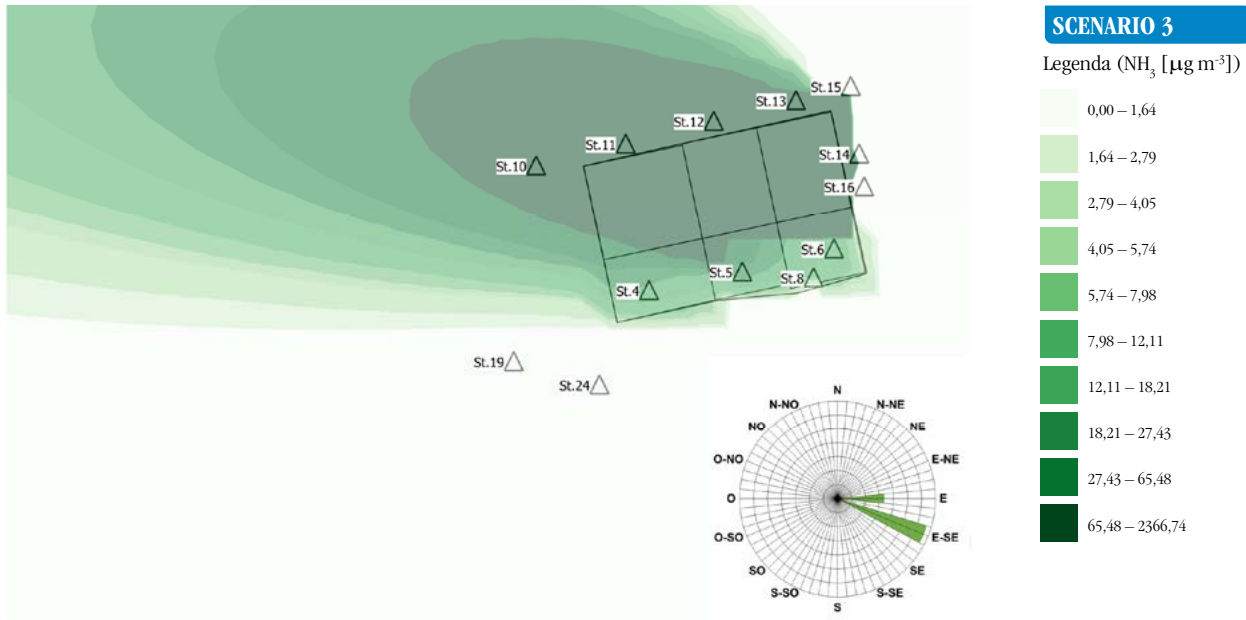


Figura 7. Mappa della concentrazione media di NH_3 sull'intervallo di simulazione relativa allo scenario 3, azienda di bovini, spandimento interrato settembre 2018. In figura, le aree individuano le sorgenti emissive e i triangoli i punti di misura.

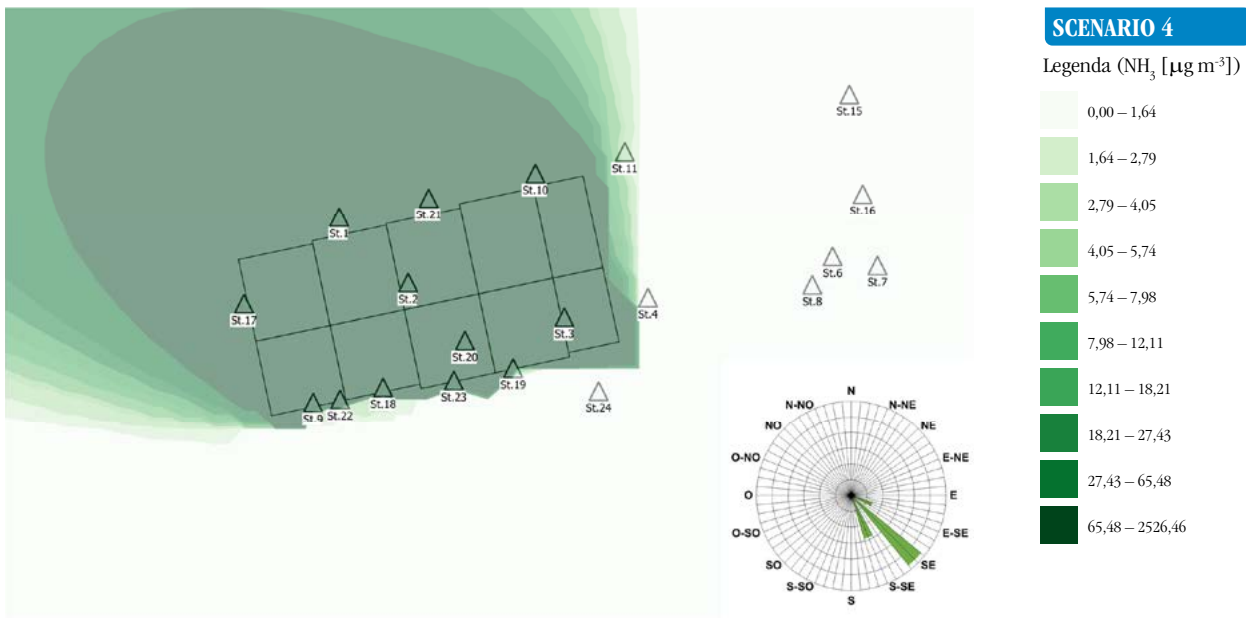


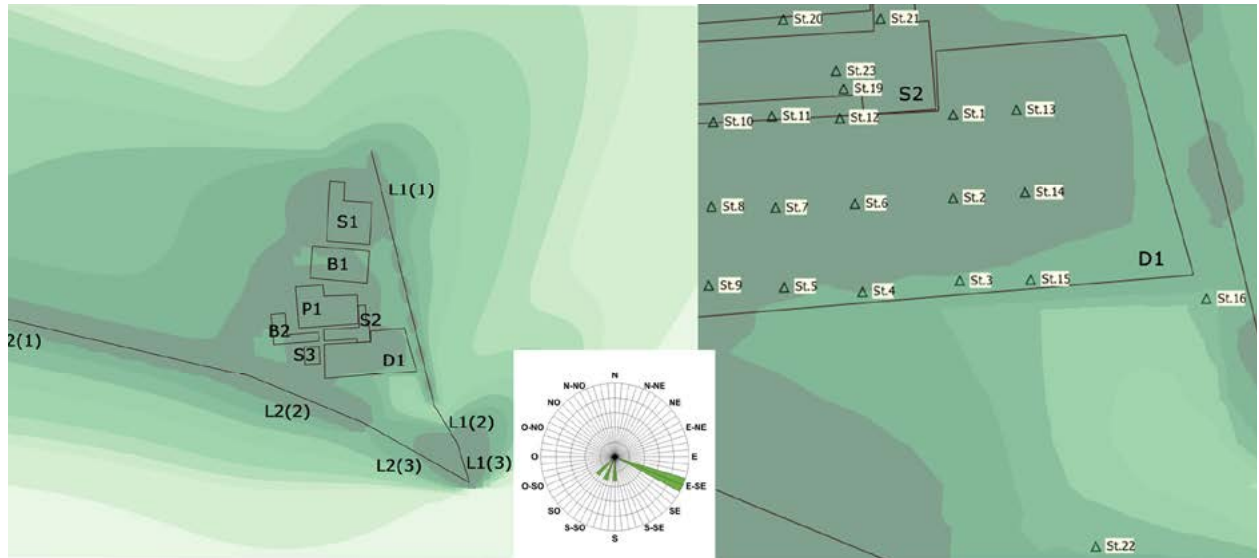
Figura 8. Mappa della concentrazione media di NH_3 sull'intervallo di simulazione relativa allo scenario 4, azienda di bovini, spandimento superficiale settembre 2018. In figura, le aree individuano le sorgenti emissive e i triangoli i punti di misura.

scenari 2 e 4, i valori pari a zero sono stati stimati dal modello in corrispondenza dei punti di misura situati al di fuori dell'area di spandimento.

Le mappe in Figura 5-9 rappresentano la concentrazione di ammoniaca media sul periodo di simulazione nei diversi scenari analizzati. I risultati ottenuti mostrano che le concentrazioni massime maggiori derivano dalla distribuzione dei reflui da allevamento mediante tecnica di spandimento superficiale; i valori più significativi, inoltre, si osservano al di sopra delle sorgenti emissive individuate e l'ammoniaca si disperde significativamente verso la direzione prevalente in cui soffia

il vento, come indicato dalle relative rose dei venti. Per quanto riguarda lo scenario 5, i livelli di NH_3 stimati dal modello sono maggiori rispetto agli altri scenari caratterizzati da spandimento interrato a causa della molteplicità di sorgenti emissive (aree di stabulazione, aree di stoccaggio, aree di spandimento e strade) presenti nell'area di studio.

I risultati in Tabella 1 permettono di comparare le due tecniche di spandimento di reflui zootecnici utilizzate nelle aziende agricole in esame: dal confronto si osserva un flusso di emissione minore nel caso di spandimento per interrimento a solchi chiusi, nell'or-



SCENARIO 5

Legenda (NH_3 [$\mu\text{g m}^{-3}$])

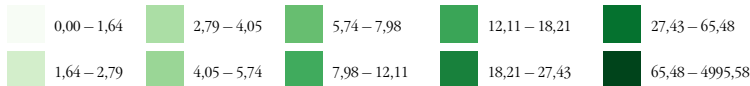


Figura 9. Mappa della concentrazione media di NH_3 sull'intervallo di simulazione relativa allo scenario 5, azienda di suini. In figura, le aree individuano le sorgenti emissive areali e volumetriche, le rette le fonti di emissione lineari (autostrada e strada provinciale) e i triangoli i punti di misura.

dine di 10^{-5} o 10^{-6} $\text{g m}^{-2} \text{s}^{-1}$, rispetto alla distribuzione superficiale di 10^{-4} $\text{g m}^{-2} \text{s}^{-1}$. In particolare, per l'azienda agricola ospitante bovini, all'interramento può essere associato un flusso emissivo inferiore dell'80% (a maggio 2018) e del 40% (a settembre 2018) rispetto al valore stimato in caso di spandimento superficiale. Questa differenza si allinea con i dati di letteratura: il documento UN-ECE (2014) "Guidance document on preventing and abating ammonia emissions from agricultural sources" riporta una riduzione maggiore del 60% in caso di spandimento di liquame con tecnica di interramento. I risultati relativi allo scenario 2 potrebbero essere influenzati dagli effetti dello spandimento analizzato nello scenario 1, poiché i due momenti di distribuzione reflui avvengono in successione nella stessa giornata.

I valori di flusso emissivo ottenuti con la procedura di reverse modelling descritta trovano conferme nella letteratura scientifica e dall'utilizzo di altri modelli o metodologie che conducono a risultati simili.

I quattro scenari relativi all'azienda agricola ospitante bovini sono stati analizzati anche utilizzando il modello Windtrax, in alternativa al modello Aermot, all'interno della procedura di modellazione inversa.

I flussi di emissione derivanti dall'implementazione di Windtrax sono riportati in Tabella 2: i risultati ottenuti sono confrontabili e, nella maggior parte dei casi, dello stesso ordine di grandezza dei valori stimati con l'applicazione del modello Aermot. Il coefficiente di determinazione che indica l'affidabilità del modello, però, è ampiamente variabile tra un minimo di 0,27 e un massimo di 0,98 (a ogni scenario di simulazione è associato un intervallo di variabilità di R2 e non unico valore, in quanto sono state condotte tante simulazioni quante le ore di spandimento).

I valori di flusso emissivo relativi all'attività di spandimento di effluenti da allevamento, ottenuti applicando sia Aermot sia Windtrax, sono confrontabili con i dati di letteratura: Carozzi et al. (2012) propongono un metodo per la stima del flusso di emissione di NH_3 derivante dal-

Tabella 2. Flussi di emissione stimati tramite procedura di reverse modelling applicando il modello Windtrax.

Scenario	Azienda	Sorgente emissiva	Flusso di emissione [$\mu\text{g m}^{-2} \text{s}^{-1}$]	R2
Scenario 1	Azienda bovini	Area di campo spandimento interrato – maggio 2018	11,90	0,38-0,58
Scenario 2	Azienda bovini	Area di campo spandimento superficiale – maggio 2018	105,00	0,72-0,98
Scenario 3	Azienda bovini	Area di campo spandimento interrato – settembre 2018	27,53	0,27-0,41
Scenario 4	Azienda bovini	Area di campo spandimento superficiale – settembre 2018	67,80	0,60-0,84

lo spandimento superficiale di liquame bovino utilizzando il modello a dispersione Windtrax in “backward” e riportano un flusso emissivo pari a $163 \mu\text{g m}^{-2}\text{s}^{-1}$.

Per quanto riguarda l’azienda agricola di suini, a partire dai fattori di emissione dell’inventario delle emissioni di Regione Lombardia e dall’utilizzo del software BAT-Tool (strumento predisposto nell’ambito del progetto LIFE-PREPAIR che permette di stimare le emissioni di ammoniaca in funzione dei dati sulle tecniche applicate negli allevamenti intensivi di suini ed avicoli) sono stati stimati i flussi di emissione corrispondenti alla stabulazione dei suini, alle aree di stoccaggio e all’area di campo oggetto di spandimento: i valori ottenuti risultano dello stesso ordine di grandezza, o sono di poco variabili, rispetto agli output della procedura di modellistica inversa (Tabella 3). Tuttavia, i valori di concentrazione relativi ai flussi di emissione stimati con Aermod si allineano maggiormente alle concentrazioni di ammoniaca misurate durante la campagna di monitoraggio rispetto ai valori calcolati a partire dai fattori di emissione dell’inventario delle emissioni di Regione Lombardia, INEMAR, o del software BAT-Tool. Infatti, i flussi di emissione calcolati utilizzando i dati di INEMAR e del BAT-Tool si riferiscono ad una media annuale, mentre i risultati della modellazione inversa derivano dalla minimizzazione degli scarti dato calcolato-dato misurato (regressione ai minimi quadrati) e sono rappresentativi della specifica realtà dell’azienda agricola e sul periodo di simulazione. L’approccio del reverse modelling in questo studio poggia su una base fisica rigorosa. L’estensio-

ne di studi di questo tipo potrebbero arricchire le base dati di strumenti quali INEMAR e BAT-Tool sviluppati per altre finalità come, rispettivamente, la stima delle emissioni annuali di un intero comparto e il calcolo delle emissioni di NH_3 dagli allevamenti di suini e avicoli soggetti ad Autorizzazione Integrata Ambientale.

La principale fonte di incertezza dovuta all’implementazione della procedura di reverse modelling è legata alla molteplicità di sorgenti presenti nell’intorno dell’azienda agricola oggetto di studio che comporta un eccessivo numero di parametri rispetto al numero di osservazioni con conseguenti problemi di overfitting e la difficoltà del modello di dispersione degli inquinanti ad attribuire l’origine delle emissioni a specifiche sorgenti. Nel caso specifico dell’overfitting, l’incremento dei parametri da sottoporre alla procedura di regressione descritta al paragrafo 2.1.2, può determinare da una parte un miglioramento della descrizione modellistica del caso in esame ma dall’altra la perdita della capacità del modello di ricostruire la fenomenologia dal punto vista fisico. L’identificazione di un dominio di calcolo circoscritto alle aree destinate all’allevamento zootecnico potrebbe inoltre comportare il problema delle possibili condizioni al contorno. Tale fenomeno si osserva in corrispondenza della sorgente relativa al tratto sud di strada provinciale per il quale la modellistica inversa stima un flusso emissivo significativamente maggiore rispetto a quello che si ricaverebbe a partire dai fattori di emissione definiti nell’inventario INEMAR ($898,12 \mu\text{g m}^{-2}\text{s}^{-1}$ contro $0,17 \mu\text{g m}^{-2}\text{s}^{-1}$). La sovrastima potrebbe

Tabella 3. Flussi di emissione ($\mu\text{g m}^{-2}\text{s}^{-1}$) stimati con la metodologia di reverse modelling, a partire dai fattori di emissione dell’inventario INEMAR e utilizzando il software BAT-Tool.

Scenario	Azienda	Sorgente emissiva	Flusso di emissione [$\mu\text{g m}^{-2}\text{s}^{-1}$]		
			Reverse modelling	Inemar	BAT-Tool
Scenario 5	Azienda suini	Area stabulazione suini P1	74,44	19,12	19,92
	Azienda suini	Area stoccaggio S1	75,38	11,90	7,99
	Azienda suini	Area stoccaggio S2	26,24	11,90	7,99
	Azienda suini	Area stoccaggio S3	37,64	11,90	7,99
	Azienda suini	Area di campo spandimento interrato (D1)	3,57	6,66	4,53

Tabella 4. Flussi di emissione ($\mu\text{g m}^{-2}\text{s}^{-1}$) relativi alle aree oggetto di spandimento e relative temperatura e velocità del vento medie sul periodo di simulazione.

Scenario	Azienda	Sorgente emissiva	Flusso di emissione [$\mu\text{g m}^{-2}\text{s}^{-1}$]	Temperatura [$^{\circ}$]	Velocità del vento [m s^{-1}]
Scenario 1	Azienda bovini	Spandimento interrato – maggio 2018	40,20	20,5	1,20
Scenario 2	Azienda bovini	Spandimento superficiale – maggio 2018	232,00	19,4	0,84
Scenario 3	Azienda bovini	Spandimento interrato – settembre 2018	62,90	19,0	2,20
Scenario 4	Azienda bovini	Spandimento superficiale – settembre 2018	110,00	18,5	1,50
Scenario 5	Azienda suini	Area di campo spandimento interrato	3,57	12,8	1,20

essere causata dall'attribuzione al tratto sud di strada provinciale della concentrazione di ammoniaca rilevata in corrispondenza del recettore posto nelle vicinanze rappresentativo, invece, della situazione di background oppure dall'assenza di informazioni relative alle sorgenti emmissive eventualmente presenti ad est dell'area oggetto di studio. In riferimento alle sorgenti emmissive oggetto di distribuzione reflui da allevamento, la variabile che maggiormente influenza le emissioni di ammoniaca è la tecnica di spandimento adottata (superficiale o per interrimento). Tuttavia, come riportato da Carozzi et al. (2012) anche le variabili climatiche quali temperatura e velocità del vento sono controllanti. In Tabella 4 sono riportati i flussi di emissione di NH_3 relativi allo spandimento di effluenti da allevamento, le modalità di distribuzione adottate e le relative temperature e velocità del vento medie sul periodo di simulazione.

4. Conclusioni

La tecnica di modellazione inversa è una metodologia che consente di quantificare l'entità dell'emissione e attribuirne l'origine alle relative sorgenti a partire dai dati di concentrazione misurati in sito.

I risultati ottenuti permettono una caratterizzazione profonda di specifiche sorgenti e dipendono fortemente dalle misure e dal numero e dall'ubicazione dei punti di monitoraggio.

La maggior fonte di incertezza è riconducibile ai problemi di overfitting che si riscontrano quando la molteplicità di sorgenti emmissive richiede un numero di parametri che risulta eccessivo rispetto al numero di osservazioni; l'elevato numero di parametri rispetto alle osservazioni rende, inoltre, difficoltosa la capacità del modello di attribuire l'origine delle emissioni a specifiche sorgenti. Nonostante ciò, l'applicazione della procedura di reverse modelling negli scenari analizzati nel presente studio ha portato a risultati confrontabili con i valori dei flussi di emissione stimati con altre metodologie e con quelli riportati nella letteratura scientifica. Si sottolinea, tuttavia, che i flussi di emissione calcolati tramite procedura di reverse modelling si riferiscono allo specifico caso studio su cui sono stati settati e, in particolare, alle specifiche condizioni meteorologiche e di concentrazione di ammoniaca registrate in corrispondenza del periodo di simulazione e non costituiscono, quindi, un valore medio annuo di emissione. ■



Riferimenti bibliografici

- Angelino E., Costa M.P., D'Allura A., Finardi S., Fossati G., Lanzani G., Peroni E., Radice P., Silibello C., 2013. Air quality influence of ammonia and nitrogen oxides emissions reduction over the Po valley. Conference: Proceedings of 15th International Conference on Harmonisation within Atmospheric Dispersion Modelling for Regulatory Purposes, Madrid, 6-9 May 2013.
- Angelino E., Malvestiti G., Marongiu A., Moretti M., Peroni E., Del Santo U., 2020. Procedura di reverse modelling per la stima del flusso di emissione di NH₃. PM2020, IX Convegno Nazionale sul Particolato Atmosferico, Lecce 14-16 ottobre 2020.
- ARPA Lombardia, 2019. Progetto Ammoniaca: relazione finale triennio 2017-2019. https://www.arpalombardia.it/sites/DocumentCenter/Documents/Aria-progetti/Pgt_NH3_triennio2017_2019.pdf
- Carozzi M., Ferrara R.M., Fumagalli M., Sanna M., Chiodini M., Perego A., Chierichetti A., Brenna S., Rana G., Acutis M., 2012. Field-scale ammonia emissions from surface spreading of dairy slurry in Po Valley. Italian Journal of Agrometeorology – 3/2012.
- Centro Ricerche Produzioni Animali (CRPA), BAT-Tool – Un software per il calcolo delle emissioni di ammoniaca dagli allevamenti intensivi di suini e avicoli. Disponibile su: www.crpa.it/battool.
- Centro Ricerche Produzioni Animali (CRPA), 2019. Software BAT-Tool. Manuale di utilizzo. Progetto LIFE_PREPAIR.
- Crenna B., 2016. An introduction to WindTrax. Disponibile su: www.thunderbeachscientific.com/.
- D'Angelo L., Colombi C., Cuccia E., Algeri A., Del Santo U., Corbella L., Cosenza R., Gianelle V., Lanzani G., Boccasile G., Zucchelli L., 2020. Concentrazioni di ammoniaca presso sorgenti agricole: caratterizzazione dei siti e confronto tra due tecniche di spandimento liquami. PM2020, IX Convegno Nazionale sul Particolato Atmosferico, Lecce 14-16 ottobre 2020.
- ERICA, Supporto di calcolo delle emissioni, loro riduzione integrata e controllo degli allevamenti zootecnici, 2005. Manuale d'uso, Istituto di ingegneria agraria.
- European Union, 1995-2021. EDGAR – Emissions Database for Global Atmospheric Research. Disponibile su: edgar.jrc.ec.europa.eu/.
- Flesh T.K. and Wilson J.D., 1995. Backward-Time lagrangian stochastic dispersion models and their application to estimate gaseous emissions. Journal of Applied Meteorology, vol. 34, Issue 6, pp.1320-1332.
- INEMAR – ARPA Lombardia (2020), INEMAR, Inventario Emissioni in Atmosfera: emissioni in regione Lombardia nell'anno 2017 – revisione pubblica. ARPA Lombardia Settore Monitoraggi Ambientali.
- Istituto di Ingegneria Agraria, 2005. Erica: Supporto di Calcolo delle Emissioni, loro Riduzione Integrata e Controllo degli Allevamenti Zootecnici.
- Perazzolo F., Mattachini G., Provolo G., 2015. Valutazione delle emissioni dagli stoccaggi di effluenti zootecnici dopo trattamento di separazione e di digestione anaerobica, Maggio 2015
- Progetto PREPAIR – LIFE15 IPE IT013 www.lifeprepare.eu
- Silibello C., Calori G., Brusasca G., Giudici A., Angelino E., Fossati G., Peroni E., Buganza E., 2007. Modelling of PM₁₀ concentrations over Milano urban area using two aerosol modules. Environmental Modelling & Software 23 (2008) 333-343.
- United Nations Economic and Social Council (UN-ECE), 2014. Guidance document on preventing and abating ammonia emissions from agricultural sources.
- UNI EN, 2008. UNI 15445 – Emissioni da fughe e diffuse relative ai settori industriali – Determinazione di sorgenti di polveri da fughe mediante metodo RDM (modello di dispersione inversa).
- United States Environmental Protection Agency (EPA), Air Quality Dispersion Modeling – Preferred and Recommended Models. Disponibile su: www.epa.gov/scram/air-quality-dispersion-modeling-preferred-and-recommended-models#aermod
- United States Environmental Protection Agency, Office of Air Quality Planning and Standards, Air Quality Assessment Division, Air Quality Modeling Group, 2018. User's Guide for the AMS/EPA Regulatory Model (AERMOD).
- World Meteorological Organization (WMO), 2020. WMO IG3IS – Integrated Global Greenhouse Gas Information System Disponibile su ig3is.wmo.int/en.

Ringraziamenti

Il lavoro descritto nel presente articolo è stato svolto nell'ambito del "Progetto di monitoraggio delle concentrazioni di ammoniaca dal comparto agricolo" richiesto ad ARPA Lombardia da Regione Lombardia e che prevede uno studio specifico di approfondimento dell'impatto del comparto agricolo sulle emissioni di ammoniaca <https://www.arpalombardia.it/Pages/Aria/Aria-Progetti/Progetto-Ammoniaca.aspx>. Si ringrazia la Direzione Generale Agricoltura, Alimentazione e Sistemi Verdi di Regione Lombardia. Si ringraziano i colleghi di ARPA Lombardia che hanno svolto le campagne di monitoraggio per la misura delle concentrazioni di ammoniaca e reso disponibili i dati.



SOCIAL LIFE CYCLE ASSESSMENT: UNA METODOLOGIA PER VALUTARE LA SOSTENIBILITÀ SOCIALE DEL CICLO DI VITA DI PRODOTTI E ORGANIZZAZIONI

Giuseppe Cecere^{1,*}, Lucia Rigamonti¹

¹ Politecnico di Milano, Dipartimento di Ingegneria Civile e Ambientale (DICA) – Sezione ambientale.

Sommario

Nel 2009 la Life Cycle Initiative pubblicò un insieme di linee guida riguardo la Social Life Cycle Assessment (S-LCA): l'obiettivo di questa pubblicazione fu quello di trovare un denominatore comune nell'applicazione pratica della metodologia, per offrire una base solida da cui partire negli studi di settore. Nell'ultimo decennio, da quando sono state pubblicate le prime linee guida S-LCA, la S-LCA ha acquisito maturità e si è affermata come metodologia autonoma (UNEP, 2020). Nel 2020 sono state pubblicate le nuove linee guida aggiornate sulla base dei primi undici anni di applicazione. La S-LCA è nata come metodologia complementare alla LCA, ereditandone la struttura già standardizzata dalla ISO 14040 nel 1997. Nonostante il concetto di sostenibilità sociale sia quello più difficile da definire tra tutti i diversi approcci alla sostenibilità, esso può essere generalizzato, secondo la definizione United Nations Global Compact, come: "l'identificazione e la gestione degli impatti, sia positivi

che negativi, sulle persone". La S-LCA può essere utilizzata per supportare i processi decisionali, al fine di migliorare le prestazioni sociali di un'organizzazione o per valutare gli impatti sociali relativi a un prodotto o un servizio. Allo stato attuale, i principali utenti della S-LCA sono spesso esperti di sostenibilità o di diritti umani, che necessitano di una pratica consolidata, in grado di coniugare le competenze tecniche derivanti dallo sviluppo metodologico a quelle dell'indagine sociale. Lo scopo di questo articolo è quello di introdurre la metodologia S-LCA seguendo gli sviluppi più recenti, per fornire una sua conoscenza introduttiva. L'articolo si basa principalmente sulle linee guida pubblicate nel 2020 e nel 2009 dalla UNEP; il lavoro fatto dagli autori è stato quello di riassumere gli aspetti salienti della metodologia S-LCA per fornire uno spunto di approfondimento a una platea scientifica italiana.

Parole chiave: *Social Life Cycle Assessment, Impatti sociali, Analisi del ciclo di vita, Sostenibilità, Società.*

SOCIAL LIFE CYCLE ASSESSMENT: A METHODOLOGY TO EVALUATE THE SOCIAL SUSTAINABILITY OF THE LIFE CYCLE OF PRODUCTS AND ORGANIZATIONS

Abstract

The Guidelines for Social Life Cycle Assessment of Products, published in 2009 from the joint effort of the United Nations Environment Program (UNEP) and the Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC), was one of the first comprehensive publication about the social life cycle assessment (S-LCA) methodology. In 2020, new guidelines, based on the first eleven years of application, have been published. Since the first publication, the idea was to apply the methodology already developed in ISO14040 (2006) for the evaluation of the environmental impacts to the assessment of the social sustainability.

The S-LCA can be used to support decision-making processes, to improve the performance of organizations and to identify social hotspots, which could highlight social themes of interest. S-LCA, as environmental LCA (E-LCA), has been identified as a potential tool that could also be used to measure the progress of business activities and products into the Sustainable Development Goals (Goedkoop et al., 2017). In 2009, the UNEP SETAC Life Cycle Initiative published a first set of guidelines on the S-LCA theme, providing a methodological structure to assess the positive and negative social impacts throughout the entire life cycle. The audience of the guidelines was mainly composed by the E-LCA experts, who were familiar with the methodology already developed in the field of environmental sustainability. In 2013 the UNEP SETAC also proposed methodological sheets that identified and classified all the subcategories for the different stakeholders. The publication of the methodological sheets represented

IdA



* Per contatti: Piazza Leonardo da Vinci 32 – 20133 Milano.
Tel: +39 338 7858553; giuseppe.cecere@polimi.it

Ricevuto il 17-5-2021. Modifiche sostanziali richieste il 5-7-2021.
Modifiche sostanziali richieste il 9-12-2021.
Modifiche sostanziali richieste il 7-1-2022. Accettazione il 18-1-2022.

a pivotal moment for the methodology, consolidating and defining the tools necessary for the application of the analysis. The approaches to the methodology have been broadened and sectorialized, with publications that have consolidated the practice and provided new insights for the future analysis. The Handbook on Product Social Impact Assessment, published by the Roundtable for Product Social Metrics for the first time in 2013, has reached its fifth edition, consolidating a close relationship between industrial partners and scientific research on social sustainability. However, the development of the methodology and its consequent applications are still recent, given the relative novelty of the practice and the difficulties related to its applications. The new guidelines published in 2020 from the UNEP are the main product of the interest that the scientific community, together with the entrepreneurial reality, have shown to the issue. To date, the main users of the S-LCA are experts in human rights or sustainability, who increasingly need a consolidated practice, capable of combining the technical

skills, deriving from methodological development, and social investigation techniques, necessary to ensure correct understanding and interpretation of the data. S-LCA methodology is still at early stages of development (van Haaster, B. et al. 2017), due mainly to the complexity of social systems and the difficulty of translating qualitative data into quantitative indicators (Corona et al. 2017). Nevertheless, its application and development have been intense in the last years, aiming at providing high-quality assessments of the social impacts related to products, services, and organizations (Herrera Almanza et al. 2020). The purpose of this article is to introduce the practice of S-LCA based on the most recent developments, to provide an overall knowledge of the methodology and of its possible applications.

Keyword: *Social Life Cycle Assessment, Social performance, Life Cycle Assessment, Sustainability, Society.*

1. Introduzione

La *Social Life Cycle Assessment* (S-LCA) è una metodologia ideata per valutare i potenziali impatti sociali di prodotti e servizi durante il loro intero ciclo di vita. La metodologia è in gran parte basata sulla ISO 14040 (2006), riprendendo quindi le basi dell'analisi del ciclo di vita ambientale (*Environmental Life Cycle Assessment* – E-LCA). Uno studio del 2020 (Huertas-Valdivia et al., 2020) ha analizzato gli articoli pubblicati dal 2003 al 2018, valutando l'andamento delle pubblicazioni. La Figura 1 mostra l'evoluzione quantitativa degli studi sulla S-LCA, fornendo il totale delle pubblicazioni annuali nel periodo 2003-2018.

Un totale di 37 riviste ha pubblicato 188 articoli specificamente sui temi S-LCA. La ricerca sul tema è aumentata rapidamente negli ultimi anni, con il più alto

tasso di pubblicazione nel 2018. L'anno 2010 ha mostrato un notevole e crescente interesse per le questioni sociali nella valutazione della sostenibilità dei prodotti dopo l'introduzione nel 2009 delle prime linee guida UNEP SETAC.

La S-LCA, sin dalle sue origini, si occupa di valutare gli impatti sociali per tutti i portatori di interesse (*stakeholder*) che potrebbero essere influenzati dal ciclo di vita. Nella metodologia vengono indicate diverse categorie di stakeholder, ad esempio: lavoratori, comunità locale, società in generale, i consumatori e gli attori della catena di valore o produzione. Per ognuna di queste vengono quindi suggeriti i temi sociali di riferimento da analizzare. L'applicazione della S-LCA può tenere conto di tutte le categorie di stakeholder, oppure solo di alcune; tutte le limitazioni ed esclusioni devono però essere chiarite e giustificate con opportune motivazioni.

Evoluzione del numero di pubblicazioni sulla S-LCA

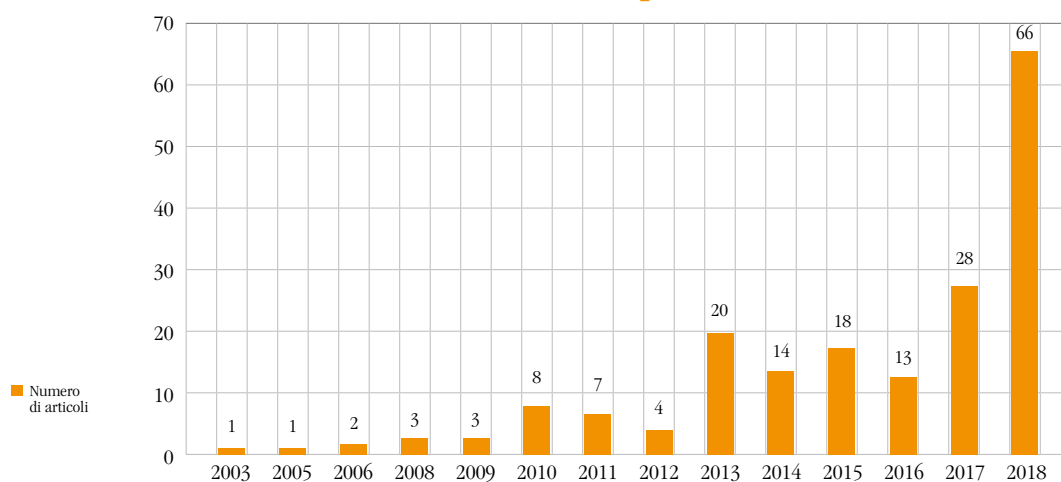


Figura 1. Andamento delle pubblicazioni in tema S-LCA (Huertas-Valdivia et al., 2020).

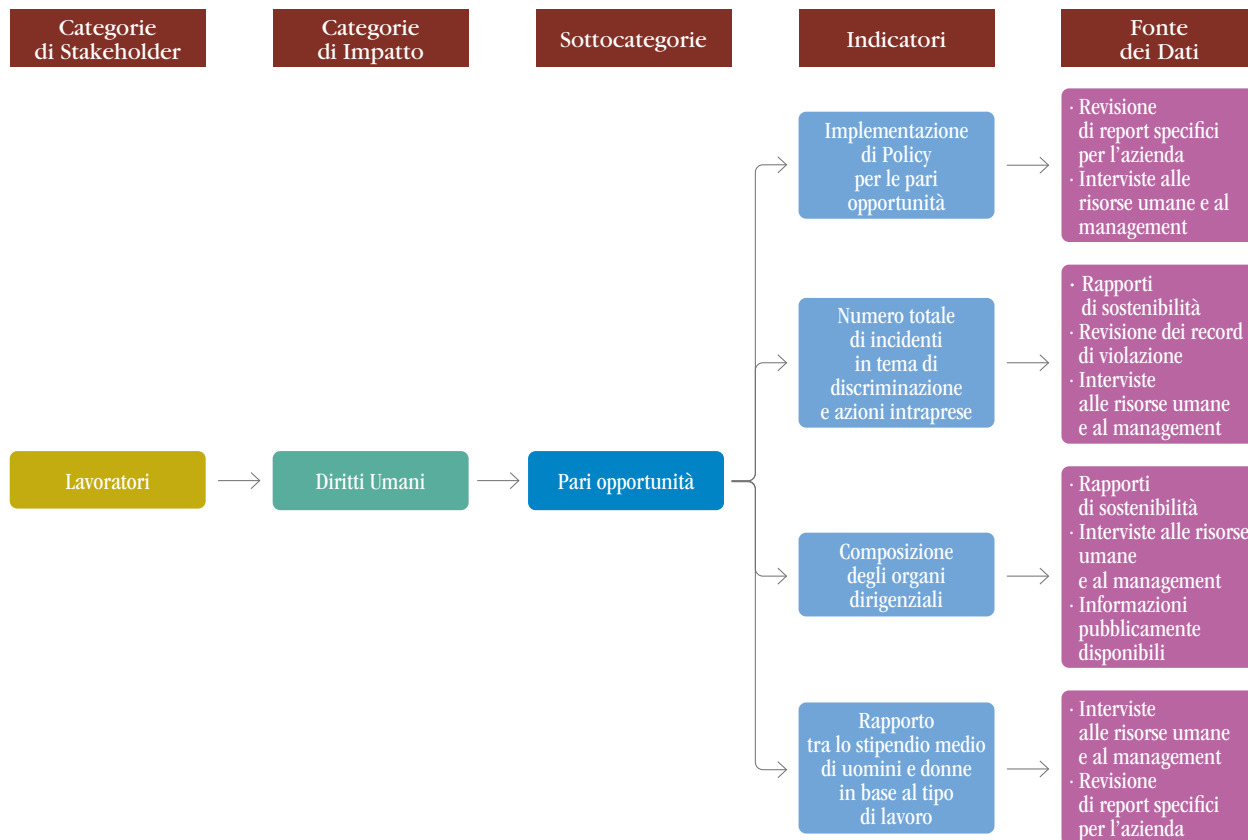


Figura 2. Esempio di analisi, dalle categorie ai dati di inventario.

La S-LCA valuta sia gli impatti negativi che positivi sulle categorie di stakeholder interessati dal ciclo di vita. Data la natura dell'applicazione, è possibile utilizzare valutazioni e dati di tipo qualitativo o quantitativo: infatti, una quantificazione forzata di fenomeni sociali difficilmente caratterizzabili da dati quantitativi, potrebbe comportare un'interpretazione e, quindi, una valutazione finale degli impatti erranea.

La struttura dell'analisi riflette quella stabilita e consolidata per l'analisi del ciclo di vita ambientale, distinguendo quattro fasi principali (definizione dell'obiettivo e del campo di applicazione, inventario del ciclo di vita, valutazione dell'impatto del ciclo di vita, interpretazione) che modulano l'intera analisi. L'obiettivo di questo studio è quello di introdurre gli aspetti essenziali della metodologia, tenendo in conto le pubblicazioni che, nel tempo, l'hanno strutturata e che ne rendono possibile oggi una sua applicazione.

2. Struttura della S-LCA

La S-LCA, rifacendosi allo standard ISO 14040 (2006), include quattro fasi:

- 1) definizione dell'obiettivo e del campo di applicazione (paragrafo 2.1);
- 2) analisi di inventario del ciclo di vita (sociale) (paragrafo 2.2);

3) valutazione dell'impatto del ciclo di vita (sociale) (paragrafo 2.3);

4) interpretazione (paragrafo 2.4).

Si tratta di una metodologia iterativa, che consente di rivalutare l'intera applicazione alla luce dei risultati per affinare lo studio, fino a ottenere un adeguato livello di approfondimento e congruità. L'analisi si struttura sulle differenti categorie di stakeholder che, come detto, sono portatori di interesse che possono essere influenzati dagli impatti del sistema in analisi.

Direttamente collegate alle categorie di stakeholder sono definite le categorie di impatto, ossia i temi sociali di più ampio spettro che raggruppano le sottocategorie. Queste ultime costituiscono il nucleo principale dell'analisi: l'impatto su ognuna di queste può essere definito da uno o più indicatori, necessari per valutare le prestazioni del sistema in base a dati quantitativi o qualitativi (Figura 2). La classificazione così elaborata è stata per la prima volta proposta dalle linee guida UNEP SETAC del 2009 (Benoît et al., 2009) ma, nel tempo, l'evoluzione delle sottocategorie ha consentito di implementare sempre più temi di interesse che cambiano o si aggiungono in base all'evoluzione della società stessa. Un esempio tipico di sottocategorie per la categoria di stakeholder lavoratori è riportato in Figura 3. Le stesse linee guida precisano che le sottoca-



Figura 3. Esempio di sottocategorie per la categoria di stakeholder lavoratori.

tegorie da scegliere, così come i differenti stakeholder da considerare, dipendono dalla tipologia di analisi che si vuole condurre e le specifiche applicazioni potrebbero evidenziare nuove sottocategorie di interesse: è per questo motivo che la scelta dell'inclusione o esclusione di una o più sottocategorie è definita in base all'obiettivo, all'applicazione e al contesto in cui è inserito l'oggetto dello studio. La selezione degli stakeholder e delle sottocategorie da analizzare, così come la scelta arbitraria di alcuni indicatori, sono criticità evidenti per lo sviluppo di un'analisi valida. Per questo motivo lo sviluppo di criteri che consentano una selezione corretta di categorie e sottocategorie, è uno degli argomenti centrali di discussione nello sviluppo della metodologia. L'approccio iterativo della metodologia consente di migliorare l'analisi se gli obiettivi prefissati dovessero risultare non raggiunti. Per questo motivo è sempre utile ricordare che, nonostante le difficoltà connesse allo sviluppo di questo tipo di analisi, nella fase di Interpretazione dei risultati è sempre possibile rivalutare eventuali scelte selettive prese in precedenza.

2.1. Definizione dell'obiettivo e del campo di applicazione

L'applicazione della metodologia si basa su una serie di scelte che dipendono dal caso studio in esame e dai risultati a cui si vuole arrivare. L'obiettivo consiste nell'inquadrare il focus dell'analisi per fornire una chiara dichiarazione di intenti, in modo da definire il grado di approfondimento e di dettaglio che caratterizzerà l'analisi. Tipici obiettivi possono essere la valutazione completa della sostenibilità sociale di un prodotto o di un servizio, l'analisi al fine di supportare le azioni di responsabilità sociale all'interno dell'or-

ganizzazione o dell'azienda, la ricerca di hotspot sociali di un prodotto o di un'organizzazione al fine di indicare concretamente i settori in cui intervenire per migliorare le proprie prestazioni. L'obiettivo deve rispondere a specifiche domande, che possono aiutare nella sua definizione, ad esempio: chi è il pubblico di destinazione? Cosa si intende valutare? Lo studio intende supportare il processo decisionale dell'organizzazione? Riguardo quale settore o argomento? Quali stakeholders sono interessati? Una buona definizione dell'obiettivo consente inoltre di progredire agevolmente nell'analisi, garantendo una base solida per lo sviluppo di tutte le successive fasi (UNEP, 2020).

Il campo di applicazione chiarisce l'oggetto dello studio e ne determina il quadro metodologico. Deve essere correlato all'obiettivo dello studio e lo specifica in ogni sua parte. Di seguito, un elenco di punti che possono contribuire a strutturarne lo scheletro:

- definire l'oggetto dello studio, normalmente un prodotto o un servizio (definire un'unità funzionale);
- definire il diagramma di flusso del sistema;
- definire quali passaggi, attività e organizzazioni sono necessari per la realizzazione dell'unità funzionale;
- identificare quali parti del sistema fanno parte della valutazione (i confini del sistema);
- definire una variabile capace di restituire l'importanza dei diversi processi che fanno parte del sistema produttivo (lavoratori, ore lavorative, o valore aggiunto per unità di processo);
- identificare gli stakeholder inclusi e interessati e la strategia di coinvolgimento da adottare;
- scegliere il metodo di valutazione dell'impatto e le categorie e/o sottocategorie di impatto incluse;
- definire le strategie di raccolta dati (indicatori di inventario e tipologia di dati da raccogliere);
- identificare le limitazioni e le esclusioni (in base ad ogni caso studio è possibile prevedere limiti nella raccolta dati che devono essere considerati il prima possibile per individuare mancanze dell'analisi).

La definizione dell'obiettivo e del campo di applicazione consente di procedere secondo una linea guida durante l'analisi, fornendo dei riferimenti da tenere in mente per tutto lo sviluppo dello studio.

L'obiettivo e il campo di applicazione, così come l'intera S-LCA, possono essere spesso riesaminati a causa di sopraggiunte limitazioni nella raccolta dati, vincoli o in base a ulteriori indagini elaborate in corso d'opera (UNEP, 2020).

2.1.1. Criteri di cut-off (esclusione)

A causa di alcune limitazioni pratiche, potrebbe essere necessario ridefinire l'analisi e i limiti del sistema considerato. L'inclusione di dati non corretti o poco

precisi potrebbe portare a risultati falsati e compromettere quindi l'esito finale. Per questo motivo, nonostante la definizione di specifici criteri di esclusione potrebbe risultare molto complessa, è preferibile chiarire quali sono le buone pratiche da applicare per limitare l'analisi in maniera coerente, senza inficiare la sua validità.

È possibile identificare tre tipi di criteri cut-off (criteri di esclusione) che possono essere definiti come:

- 1) **Importanza sociale:** seguendo un criterio che definisca un grado di importanza in base all'obiettivo e al campo di applicazione definito dall'analisi sulle tematiche sociali da analizzare, portando a sostegno delle proprie scelte dati e considerazioni che consentano di giustificare tali selezioni. Le scelte possono basarsi su tre principali considerazioni:
 - qualitativa, dove in base a studi pregressi o allo specifico contesto sociale è possibile semplificare alcune tematiche per concentrare l'attenzione su quelle di maggiore interesse. Tale selezione non deve tuttavia dimenticare che la possibilità di aver sottovalutato o di aver ignorato l'importanza di alcuni temi potrebbe compromettere i risultati dell'analisi;
 - quantitativa, dove è possibile fare affidamento a dati numerici per la selezione di temi di maggiore interesse o parti del processo che risultano maggiormente importanti rispetto ad altre;
 - focus sui gruppi di stakeholder: in tal caso è possibile centrare l'attenzione su specifici gruppi di stakeholder, in modo da considerare l'applicazione degli impatti solo per la determinata categoria presa in esame. Questo tipo di cut-off limita i risultati, ma può tornare utile per specifiche applicazioni.
- 2) **Elementi identici:** è possibile semplificare l'analisi non rianalizzando elementi uguali, come parti del processo di produzione che si ripetono in diversi step, sempre che la similitudine si rispecchi nel contesto sociale;
- 3) **Risorse disponibili:** la mancanza di dati o di risorse potrebbe compromettere l'analisi, per questo motivo, considerazioni sulla rielaborazione di obiettivo e di campo di applicazione possono essere indispensabili per meglio calibrare l'analisi in base alle proprie possibilità e alle disponibilità connesse al caso studio (UNEP, 2020).

2.2. Analisi dell'inventario del ciclo di vita

L'inventario è costituito da tutti i dati e dalle informazioni raccolte al fine di procedere con l'analisi.

I dati richiedono un importante approfondimento e uno specifico studio per verificarne qualità e origine.

È sempre indispensabile documentarne con attenzione le fonti e verificare che tali fonti siano aggiornate e coerenti. Per questi motivi la raccolta dati può essere una fase particolarmente onerosa in termini di tempi e impegno richiesti. La qualità può costituire una delle maggiori difficoltà, soprattutto se commisurata al grande carico di informazioni necessario per elaborare un'analisi completa. Tenendo conto degli obiettivi definiti nella prima fase, è possibile distinguere i dati in due categorie principali:

- 1) i dati primari costituiscono i dati raccolti visitando i siti produttivi o collaborando con le rispettive organizzazioni. Possono essere raccolti attraverso il contatto diretto con organizzazioni e aziende, tramite ONG o organizzazioni comparabili (verificando la qualità dei report e la rilevanza delle organizzazioni stesse), attraverso l'osservazione dei processi aziendali / produttivi in loco, o attraverso interviste o sondaggi con stakeholder interessati (es. lavoratori o comunità locali);
- 2) i dati secondari sono invece raccolti tramite analisi di letteratura o ricerca per fonti secondarie. Questi dati possono facilmente essere raccolti anche tramite appositi database sviluppati per diversi scopi e livelli di dettaglio. I database più utilizzati che permettono di sviluppare analisi di S-LCA sono il *Social Hotspot Data Base* (SHDB) (Benoît, Norris, 2015) e il *Product Social Impact Life Cycle Assessment* (PSILCA) (Maister et al., 2020).

La fase di inventario per la S-LCA consiste nella definizione di una strategia per la raccolta dati e nella raccolta dati stessa. Un esempio dei possibili indicatori per le sottocategorie di riferimento è riportato nella tabella 1. Gli indicatori dell'inventario sociale (o flussi sociali) sono generalmente definiti tramite variabili semplici (ad es. salario, numero di infortuni sul luogo di lavoro, etc.) fornendo lo stato di un determinato processo del ciclo di vita (Vanclay, 2002), ma talvolta possono essere utilizzate anche variabili complesse (quali per esempio la frequenza degli infortuni o il livello di soddisfazione dei lavoratori). Nell'analisi sociale gli indicatori possono essere di diversa natura (qualitativa, quantitativa e mista), ma non per forza bisogna usare tutti i tipi di indicatore ogni volta.

Una variabile di attività è una misura dell'importanza che il singolo processo ha rispetto all'intero ciclo. La variabile di attività più utilizzata è definita come ore lavorative per il singolo processo. Questo tipo di variabile permette di stimare la quota delle ore lavorative per ciascun processo rispetto a quelle totali del ciclo di vita. La variabile di attività viene utilizzata per la fase di allocazione o per dare una misura pondera-

Tabella 1. Alcuni indicatori per le rispettive sottocategorie (tradotto da Benoît et al., 2013).

Stakeholder	Sottocategoria	Descrizione	Indicatore sociale
Comunità Locale	Posti di lavoro	Questa sottocategoria valuta il ruolo di un'organizzazione nell'influenzare direttamente o indirettamente l'occupazione locale.	Percentuale della forza lavoro locale Percentuale di spesa su fornitori locali
Società	Impegno pubblico nella sostenibilità	Questa sottocategoria valuta in che misura un'organizzazione è impegnata nella riduzione dei propri impatti sulla sostenibilità. Le promesse pubbliche comportano un carattere vincolante più elevato rispetto ai meri obiettivi interni.	Presenza di documenti pubblicamente disponibili come promesse o accordi su questioni di sostenibilità Reclami emessi relativi al mancato rispetto di promesse o accordi da parte dell'organizzazione con la comunità locale o con le altre parti interessate presso
Lavoratori	Salute e sicurezza	Questa sottocategoria mira a valutare sia il tasso di incidenti che lo stato delle misure di prevenzione e delle pratiche di gestione. Un incidente è definito come un evento correlato al lavoro in cui si è verificato o potrebbe essersi verificato un infortunio o una malattia (indipendentemente dalla gravità) o un decesso.	Opportunità fornite ai lavoratori (es. assicurazione sanitaria, fondo pensione, assistenza all'infanzia, istruzione, alloggio, ecc.) Prova di violazioni degli obblighi nei confronti dei lavoratori ai sensi delle leggi sul lavoro o della sicurezza sociale e dei regolamenti sul lavoro.

le dell'importanza del processo produttivo. Una buona prassi per elaborare una corretta strategia di raccolta dati, suggerita dalle linee guida sulla Valutazione Sociale del Ciclo di vita per Prodotti e Organizzazioni 2020 (UNEP, 2020), è mostrata di seguito:

- 1) il sistema studiato deve essere suddiviso in processi interconnessi che forniscono prodotti o servizi;
- 2) per ogni processo, si devono ottenere le relative quantità di flusso;
- 3) le quantità totali dei processi e dei loro flussi sono quantificate per il flusso totale di riferimento;
- 4) devono essere raccolti dati sull'inventario sociale per tutti i processi e flussi prima definiti, in base ai temi sociali selezionati per l'analisi.

Appare chiaro che questa fase risulta una delle più complesse dell'intera analisi. Senza priorità, la necessità di indagini per raccogliere dati primari potrebbe comportare grossi dispendi in termini sia economici che temporali, rendendo estremamente difficile l'applicazione pratica della metodologia. Pertanto, la definizione delle priorità e la valutazione dell'importanza relativa di tutte le attività nel sistema analizzato sono necessarie per guidare la raccolta dei dati. L'importanza di usufruire di dati secondari, raccolti tramite letteratura o database, e la necessità di concentrare l'analisi su tematiche il più possibile adeguate al caso studio, devono guidare il processo decisionale sulla prioritizzazione della raccolta dati. L'analisi di casi studio pregressi può rappresentare una valida guida per evidenziare potenziali impatti sociali chiave che sono già stati documentati. Grazie anche ai database disponi-

bili è possibile procedere con analisi che riguardano il settore economico di interesse in base al suo contesto geografico. Tramite statistiche di settore nazionali e internazionali per i diversi temi sociali è possibile ricostruire i potenziali impatti per i vari settori produttivi. Questo tipo di analisi preliminare, chiamata *Social hotspot analysis*, consente di individuare i così detti punti critici dell'analisi, che in riferimento al contesto analizzato, possono offrire validi appigli da cui partire per la raccolta dati. Gli hotspot sono definiti come potenziali impatti sociali (rischi) rilevanti per quel processo o fase del ciclo di vita di un prodotto, rilevati tramite la conoscenza dei rischi sociali presenti nell'area geografica di pertinenza e collegati al settore produttivo in analisi. Anche l'utilizzo della variabile dell'attività è utile per definire una gerarchia interna dei diversi processi unitari nel ciclo di vita di un prodotto. La raccolta dei dati risulta la parte più importante per costruire un'analisi solida, capace di ottimizzare le risorse senza sottovalutare potenziali impatti rilevanti. Un inventario troppo vasto potrebbe comportare un dispendio di risorse eccessivo, mentre, al contrario, concentrare le proprie attenzioni su un'erronea selezione di sottocategorie potrebbe influenzare i risultati dell'analisi e sbilanciarne gli esiti. La qualità dei dati, inoltre, è un elemento essenziale per ottenere risultati validi, per questo motivo è sempre indispensabile analizzare le fonti, verificare la coerenza temporale tra dati e analisi, e garantire trasparenza riguardo ai dati secondari utilizzati nella fase di comunicazione dei risultati.

2.3. Valutazione dell'impatto

La valutazione dell'impatto sociale (*social life cycle impact assessment* – S-LCIA) è la fase della S-LCA volta a calcolare, comprendere e valutare l'entità dei potenziali impatti sociali di un processo o di un prodotto durante il suo intero ciclo di vita in relazione a determinati stakeholder. Si definisce come potenziale impatto sociale la probabile presenza di un impatto sociale, risultante dal ciclo di vita del prodotto o del servizio e dal suo utilizzo. Al fine di procedere con l'analisi è utile ricordare la gerarchia che definisce il sistema di analisi della S-LCA. Per ogni categoria di stakeholder, si definiscono categorie di impatto e sottocategorie. Tali sottocategorie vengono analizzate durante la S-LCIA tramite l'uso di indicatori.

Esistono due principali metodi di valutazione dell'impatto definiti già dalle prime linee guida del 2009 prodotte dalla UNEP SETAC (Benoît et al., 2009): la valutazione rispetto a una scala di riferimento (*Reference Scale Assessment*, Tipo I o RS S-LCIA) e la valutazione delle relazioni causa-effetto (*Impact Pathway Assessment*, Tipo II o IP S-LCIA). Ognuna di queste metodologie viene usata in base al caso studio e ai tipi di risultati che si vogliono ottenere, ad esempio:

- 1) se l'obiettivo è quello di esprimere una valutazione della prestazione sociale del ciclo di vita rispetto a scale di riferimento è possibile utilizzare l'approccio RS S-LCIA;
- 2) se l'obiettivo è quello di indagare la catena causa-effetto che porta a determinati impatti sociali, analizzando le possibili cause, è necessario utilizzare l'approccio IP S-LCIA.

Ad oggi la maggior parte delle pubblicazioni per la S-LCIA sono incentrate principalmente sullo sviluppo della RS S-LCIA. Dato l'esiguo numero di applicazioni consolidate dell'IP S-LCIA in letteratura, questa metodologia risulta di più difficile applicazione. Tale mancanza dipende principalmente dalle difficoltà connesse alla definizione di meccanismi causa-effetto nel contesto sociale.

2.3.1. Valutazione rispetto a una scala di riferimento

L'applicazione di questo metodo consente di valutare le prestazioni del sistema o del prodotto in analisi rispetto a una scala di riferimento. Le caratteristiche che definiscono i vari step della scala dipendono dall'indicatore stesso, per questo motivo ogni indicatore farà riferimento a specifici parametri. I risultati relativi ad ogni sottocategoria possono essere poi aggregati in base alle categorie di impatto a cui fanno riferimento, per fornire una valutazione delle performance più generale (Di Noi et al. 2020).

Le scale di riferimento possono essere rappresentate in tre modi principali:

- 1) in termini non numerici, con colori, lettere o segni di spunta;
- 2) con punteggi lineari, dove ogni livello della scala corrisponde a un punto unitario al di sopra del livello precedente e quindi a migliori performance;
- 3) con punteggi non lineari, dove a ogni livello di scala viene assegnato un valore personalizzato in base allo stacco che si vuole definire tra due livelli della scala.

Sono state individuate, secondo le linee guida (UNEP, 2020), sei principi da tenere in conto nell'elaborazione delle scale di riferimento:

- 1) è possibile elaborare scale sulla base di norme, casi studio precedenti e buone pratiche specifiche;
- 2) in base al contesto socioeconomico in cui si sviluppa il processo in analisi si potrà suddividere ulteriormente la scala di riferimento;
- 3) è possibile elaborare una scala numerica in base alle conoscenze specifiche degli esperti, che si avvalgono della propria esperienza per definire gli step della scala. Lo svantaggio di queste scale è che risultano meno trasparenti rispetto a scale che fanno riferimento a leggi, casi studio precedenti o buone pratiche;
- 4) si può definire una scala in base al confronto con la media del settore. In questo caso, la valutazione si concentrerà su come i dati dell'azienda/settore/paese in analisi sono posizionati rispetto alla media di un settore/di un paese/mondiale;
- 5) è possibile basare le valutazioni su una combinazione di dati preesistenti. Questo può essere fatto comparando i dati del processo (o dei suoi proxy) in relazione a una raccolta dati di base (ad esempio dati della Banca Mondiale);
- 6) è possibile aggiungere all'elaborazione del punto precedente dei criteri per calibrare in maniera più adeguata la posizione rispetto ai dati di base tramite conoscenze specialistiche del settore.

2.3.2. Valutazione delle relazioni causa-effetto

L'applicazione del metodo IP S-LCIA consente di valutare, tramite percorsi d'impatto (*impact-pathway*), i potenziali impatti sociali sull'Area di Protezione. La metodologia analizza gli indicatori di impatto, applicando dei modelli di caratterizzazione. Tali modelli descrivono catene causa-effetto legate a meccanismi sociali. Il metodo parte dai dati di inventario e, tramite quindi un modello di caratterizzazione, permette di calcolare indicatori di medio termine e lungo termine che valutano gli impatti e i danni finali relativi all'Area sociale di Protezione (AoP – *Area of Protection*). Con indicatore a medio termine si intende un indi-

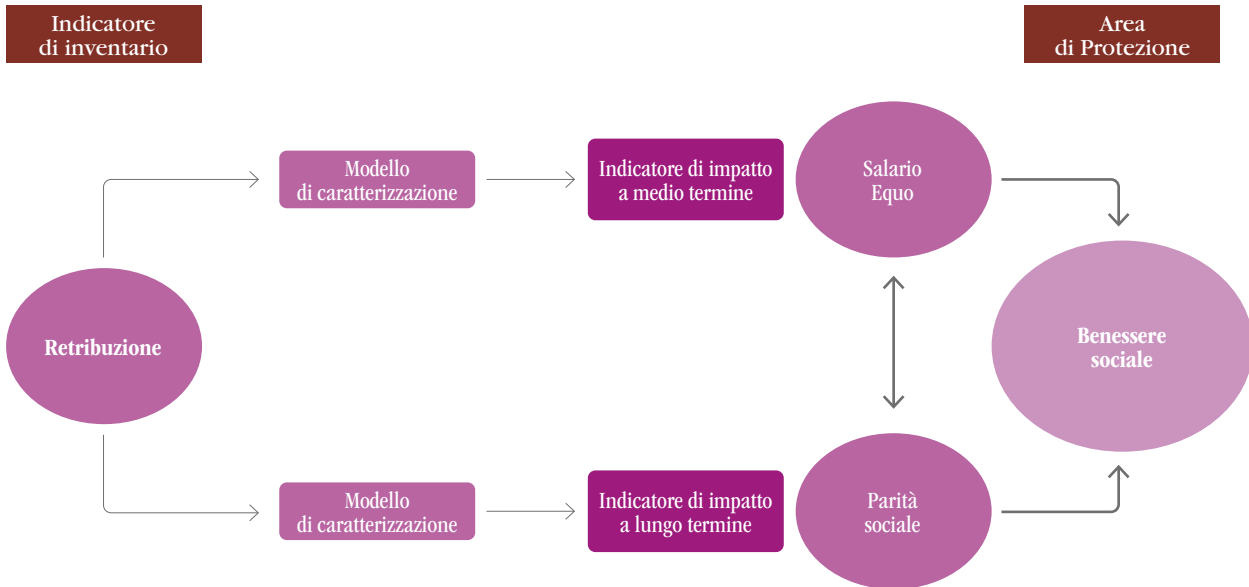


Figura 4. Esempio di struttura di IP S-LCIA.

catore che fa riferimento a impatti che sono a metà strada nella catena causa-effetto, mentre un indicatore a lungo termine andrà a valutare effetti che sono alla fine della catena causa-effetto. L'AoP nella S-LCA è generalmente considerata come il Benessere Sociale o Umano, cioè la felicità e il benessere. Può essere quindi rappresentata dall'insieme di fattori che contribuiscono a generare benessere. Per questo motivo l'applicazione del metodo consente di valutare, per ogni categoria sociale, quali siano gli effetti finali sull'AoP tramite una definizione dei meccanismi di causa ed effetto (Figura 4).

Il metodo IP S-LCIA normalmente si riferisce ad approcci che soddisfano le seguenti tre caratteristiche:

- 1) definiscono e implementano modelli di caratterizzazione che portano a indicatori di impatto per ogni categoria sociale;
- 2) teorizzano delle connessioni che vengono poi approfondite utilizzando modelli di caratterizzazione;
- 3) presentano possibili correlazioni e/o relazioni causali che collegano attività sociali con impatti sociali.

L'applicazione dell'IP S-LCA è tipicamente divisa in fasi di analisi qualitativa e quantitativa, che possono essere distinte in sei punti principali:

- 1) si parte con la selezione di un argomento sociale di interesse (categoria o sottocategoria in base al grado di dettaglio di cui l'analisi deve tener conto) identificato all'interno della fase di definizione di obiettivo e del campo di applicazione;
- 2) vengono definiti gli indicatori da analizzare a medio termine e a lungo termine. È possibile de-

finire nuovi indicatori o utilizzare indicatori già presenti in letteratura o in analisi precedenti;

- 3) si sviluppano connessioni utilizzando osservazioni e analisi che mettono insieme varie discipline per la corretta identificazione dei relativi meccanismi;
- 4) viene costruito l'inventario per seguire il percorso tracciato in base alle connessioni stabilite, considerando il ciclo di vita in analisi;
- 5) viene applicata la fase di caratterizzazione, che può essere costituita da:
 - nuovi modelli di caratterizzazione sviluppati per il singolo caso;
 - modelli di caratterizzazione esistenti;
 - modelli di caratterizzazione relativi a casi specifici simili;
- 6) è possibile infine calcolare il potenziale impatto sociale.

Il principale obiettivo di questo tipo di metodo consiste nel valutare e modellizzare le relazioni tra le cause e gli effetti. Da qui la difficile applicazione del metodo stesso, in quanto la complessità dei fenomeni sociali non è spesso ascrivibile a dinamiche di semplice interpretazione. La definizione di meccanismi sociali validi potrebbe poi essere differente per contesti sociali diversi, il che comporta un'ulteriore complessità nell'applicazione.

2.4. Interpretazione

La fase di interpretazione del ciclo di vita sociale è la fase finale di una S-LCA in cui si valutano, tramite un approccio iterativo, i limiti e i margini di miglioramento derivanti dai risultati finali. È possibile, inoltre, rivedere l'obiettivo e il campo di applicazione prefissati per valutare quanto i risultati finali siano completi

rispetto a quelli prefigurati. Durante la fase di interpretazione è di fondamentale importanza evidenziare problematiche connesse a tutte le altre fasi dell'analisi, in particolare evidenziare mancanze nella raccolta dati o criticità nei dati stessi. Prendendo le basi dalla ISO14044 la fase di interpretazione consiste di cinque elementi:

- controllo di completezza;
- controllo di coerenza;
- Analisi dell'incertezza, della sensibilità e della qualità dei dati;
- valutazione della rilevanza;
- conclusioni, limitazioni e raccomandazioni.

2.4.1. Controllo di completezza

Il controllo di completezza ha come obiettivo quello di rivedere le fasi sviluppate nell'analisi per verificare che tutti i temi rilevanti, definiti nella fase di definizione di obiettivo e del campo di applicazione, siano stati adeguatamente sviluppati o integrati. Una volta identificate eventuali mancanze è possibile procedere per integrarle nell'analisi o chiarirle nella definizione degli obiettivi iniziali.

Per il controllo è utile definire una serie di domande guida, a cui dare risposta, per ogni singola fase dell'analisi; in questo modo sarà possibile tenere traccia del processo di analisi applicato per valutare eventuali mancanze del controllo stesso.

2.4.2. Controllo di coerenza

Questa fase di valutazione mira ad assicurare che i metodi applicati nelle altre fasi dell'analisi siano in linea con quanto stabilito nella prima fase della definizione dell'obiettivo e del campo di applicazione. È possibile valutare ad esempio l'efficacia del metodo di valutazione degli impatti prescelto per l'analisi. Un metodo non coerente con gli obiettivi prefissati potrebbe, ad esempio, portare ad una valutazione degli impatti non adeguata a quanto stabilito.

2.4.3. Analisi dell'incertezza, della sensibilità e della qualità dei dati

L'analisi dell'incertezza nel caso della S-LCA è particolarmente rilevante nella revisione delle sottocategorie di impatto e dei relativi indicatori. Durante l'elaborazione dei risultati è necessario identificare eventuali incertezze che potrebbero chiarire limiti del sistema. Per strutturare dei controlli coerenti è possibile fare riferimento a casi studio precedenti o utilizzare la pratica consolidata nell'LCA.

L'analisi di sensibilità, invece, viene usata per determinare se, e fino a che punto, le conclusioni della S-LCA siano influenzate da eventuali assunzioni fatte durante precedenti passi dell'analisi. Le assunzioni, se

adeguatamente giustificate, possono essere validi strumenti per garantire lo sviluppo dell'analisi. D'altra parte, se non sviluppate in maniera coerente rispetto alla realtà del caso studio, potrebbero portare ad erronee valutazioni. Molti metodi già sviluppati nel campo dell'LCA ambientale possono essere applicati allo stesso modo per il caso della S-LCA. L'analisi di sensibilità fa affidamento su una corretta analisi delle incertezze e su una verifica della qualità dei dati stessa. Per questo motivo i dati raccolti devono essere discussi e valutati in base a parametri oggettivi e condivisi.

2.4.2. Valutazione della materialità

L'intero processo di valutazione e i risultati raggiunti devono essere interpretati per determinare l'importanza relativa dei temi analizzati. Una volta ottenuti i risultati è possibile rivederli e valutarli in un'ottica di rilevanza dell'uno rispetto all'altro. Temi sociali particolarmente rilevanti per l'analisi potrebbero richiedere un maggiore grado di approfondimento e quindi una revisione degli obiettivi iniziali, per fornire un'analisi il più possibile adeguata al contesto del caso studio. Nel contesto della S-LCA, la significatività è correlata al concetto di materialità. Un tema sociale è materiale se è di tale rilevanza e importanza da poter influenzare sostanzialmente le conclusioni dello studio e le decisioni e azioni su queste basate. (UNEP, 2020)

La valutazione della materialità può essere sviluppata tramite un'analisi dei contributi, che permette di associare ad ogni categoria o sottocategoria sociale una percentuale dell'impatto totale valutato. Questa fase è di particolare importanza anche per quanto concerne la comunicazione dei risultati; consente infatti di sviluppare strategie di intervento prioritarie rispetto ad altre.

2.4.5. Conclusioni, limitazioni e raccomandazioni

Quando il processo iterativo di analisi è giunto a termine e la fase di interpretazione può dirsi conclusa, è possibile elaborare le conclusioni finali. Le limitazioni dello studio e le raccomandazioni sono il prodotto stesso della fase interpretativa, in quanto, a seguito di tutti i controlli e delle relative modifiche, è possibile identificare i punti deboli dell'analisi e allo stesso tempo fornire le raccomandazioni. In questa fase devono trovare risposta gli obiettivi di ricerca sviluppati nella prima fase.

3. Conclusioni

L'analisi sociale del ciclo di vita è una metodologia che ha visto una progressiva evoluzione nel tempo della sua struttura e della sua applicabilità. Data la relativa novità delle prime linee guida UNEP SETAC (Benôit

et al., 2009) e trattando argomenti che comprendono diversi settori di competenza (sociale, economico ed ingegneristico), la sua piena applicazione non è comune quanto la valutazione ambientale del ciclo di vita.

In seguito alla pubblicazione delle nuove linee guida del 2020, valutando inoltre, quanto la pubblicazione abbia reso la metodologia più solida e strutturata,

è ragionevole prevedere un incremento delle pubblicazioni che porterà nuovo respiro all'applicabilità della metodologia. Il continuo perfezionamento di database di supporto all'analisi sociale quali PSILCA e SHDB costituiscono, inoltre, un elemento cardine per lo sviluppo concreto della pratica, garantendo dati validati e condivisibili. ■

Riferimenti bibliografici

- Benoît C., Traverso M., Valdivia S., Vickery-Niedermaier G., Franze J., Azuero L., Ciroth A., Mazijn B., Aulisio D., The Methodological Sheets for Sub-categories in Social Life Cycle Assessment (S-LCA), 2013, https://www.lifecycleinitiative.org/wp-content/uploads/2013/11/SLCA_methodological_sheets_11.11.13.pdf
- Clift R., Sim S., King H., Chenoweth J.L., Christie I., Clavreul J., Mueller C., Posthuma L., Boulay A-M., Chaplin-Kramer R., Chatterton J., DeClerck F., Druckman A., France C., Franco A., Gerten D., Goedkoop M., Hauschild M.Z., Huijbregts M.A.J., ... Murphy R. (2017). The Challenges of Applying Planetary Boundaries as a Basis for Strategic Decision-Making in Companies with Global Supply Chains. *Sustainability*, 9, 279. <https://doi.org/10.3390/su9020279>
- Di Noi C., Ciroth A., Mancini L., Eynard U., Pennington D., & Blengini G.A. (2020). Can S-LCA methodology support responsible sourcing of raw materials in EU policy context? *International Journal of Life Cycle Assessment*, 25(2), 332-349. <https://doi.org/10.1007/s11367-019-01678-8>
- Herrera Almanza A.M., Corona B. Using Social Life Cycle Assessment to analyze the contribution of products to the Sustainable Development Goals: a case study in the textile sector. *Int J Life Cycle Assess* 25 (2020). <https://doi.org/10.1007/s11367-020-01789-7>
- Huertas-Valdivia I.; Ferrari A.M.; Settembre-Blundo D., García-Muiña F.E. Social Life-Cycle Assessment: A Review by Bibliometric Analysis. *Sustainability* 2020, 12, 6211. <https://doi.org/10.3390/su12156211>
- Maister K., Di Noi C., Ciroth A., Srocka M., 2020 PSILCA v.3 Database documentation https://psilca.net/wp-content/uploads/2020/06/PSILCA_documentation_v3.pdf
- Michael K., Rüdiger H., 2017 Indicators in Social Life Cycle Assessment: A Review of Frameworks, Theories, and Empirical Experience, *Journal of industrial ecology*, 21 1547-1565 <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/jiec.12663>
- Norris, Catherine & Norris, Gregory. (2015). Chapter 8: The Social Hotspots Database Context of the SHDB. https://www.researchgate.net/publication/287215286_Chapter_8_The_Social_Hotspots_Database_Context_of_the_SHDB
- Oszczepalski S., Speczik S., Zielinski K., Chmielewski A. The Kupferschiefer Deposits and Prospects in SW Poland: Past, Present and Future. *Minerals* 2019, 9, 592. <https://doi.org/10.3390/min9100592>
- Frank Vanclay, Conceptualising social impacts, *Environmental Impact Assessment Review*, Volume 22, Issue 3, 2002, Pages 183-211, ISSN 0195-9255, [https://doi.org/10.1016/S0195-9255\(01\)00105-6](https://doi.org/10.1016/S0195-9255(01)00105-6)
- UNEP, 2020. Guidelines for Social Life Cycle Assessment of Products and Organizations 2020. Benoît Norris C., Traverso M., Neugebauer S., Ekener E., Schaubroeck T., Russo Garrido S., Berger M., Valdivia S., Lehmann A., Finkbeiner M., Arcese G. (eds.). United Nations Environment Programme (UNEP). <https://www.lifecycleinitiative.org/wp-content/uploads/2021/01/Guidelines-for-Social-Life-Cycle-Assessment-of-Products-and-Organizations-2020-22.1.21sml.pdf>
- UNEP/SETAC 2009 Benoît C.E., Barthel L., Beck T., Ciroth A., Cucuzzella C., Gensch C., Hébert J., Lesage P., Manhart A., Mazeau P., Mazijn B., Methot A., Moberg A., Norris G., Parent J., Prakash S., Reveret J., Spillemaeckers S., Ugaya C., Valdivia S., Weidema B., 2009. Guidelines for social life cycle assessment of products. UNEP/SETAC Life Cycle Initiative, <https://www.lifecycleinitiative.org/wp-content/uploads/2012/12/2009%20-%20Guidelines%20for%20sLCA%20-%20EN.pdf>
- Van Haaster B., Ciroth A., Fontes J. et al. Development of a methodological framework for social life-cycle assessment of novel technologies. *Int J Life Cycle Assess* 22, 423-440 (2017). <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1162-1>

Ringraziamenti

L'articolo si inserisce all'interno delle attività svolte durante il progetto FineFuture (<https://finefuture-h2020.eu/>), progetto che ha ricevuto finanziamento dal Programma Quadro europeo per la Ricerca e l'Innovazione Horizon 2020 con Grant Agreement n. 821265.

I 50 ANNI DEL RAPPORTO “I LIMITI ALLA CRESCITA”*

Sommario

Pubblichiamo l'intervista rilasciata al *Süddeutsche Zeitung* da Dennis Meadows, uno degli autori del rapporto “Limit to growth” (in italiano: “I limiti allo sviluppo”), commissionato al MIT dal Club di Roma e pubblicato nel 1972.

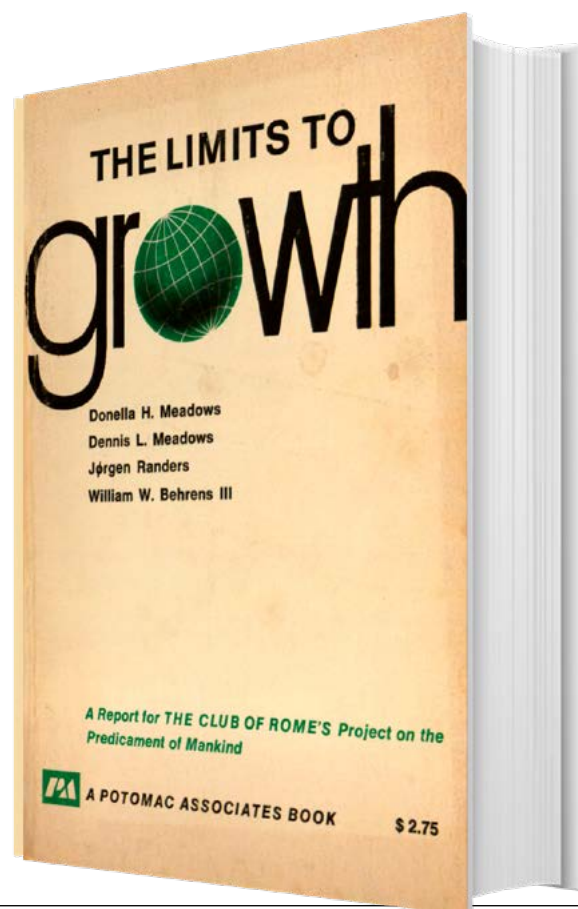
Parole chiave: *sostenibilità, risorse, scenari.*

50 YEARS OF THE “LIMITS TO GROWTH” REPORT

Abstract

We publish the interview given to the *Süddeutsche Zeitung* by Dennis Meadows, one of the authors of the “Limit to growth” report, commissioned to MIT by the Club of Rome and published in 1972.

Keyword: *Sustainability, resources, scenarios.*



Sz: Mr. Meadows, si considera un pessimista?

DM: Dipende. Sono molto ottimista riguardo al mio stato di salute, ma la vedo diversamente riguardo alla salute del pianeta. In ogni caso, mi considero realista. Guardo i dati e cerco di capire cosa significano.

Sz: E come interpreta i dati riguardanti il futuro della Terra?

DM: Questo dipende totalmente dall'orizzonte temporale. Questo pianeta esiste da più di quattro miliardi di anni. Si prevede che esisterà almeno per altri 5 miliardi di anni. All'interno di questo arco temporale sono ottimista riguardo alle sorti del pianeta. Ma quando penso al futuro della civiltà occidentale con i suoi alti consumi di energia e materiali, non credo che durerà molto a lungo.

Sz: Questo significa che l'umanità è spacciata?

DM: La nostra specie vive su questo pianeta nella sua forma attuale da diverse centinaia di migliaia di anni. Durante questo lasso di tempo è sopravvissuta a una serie di profondi cambiamenti, come grandi sconvolgimenti climatici. Ed è sopravvissuta. Ritengo che l'*Homo sapiens* esisterà ancora tra mille anni. Ma per quelli di noi che vivono nei Paesi ricchi, bianchi, settentrionali e occidentali, l'attuale stile di vita non durerà molto a lungo. Quindi è lo stile di vita a essere spacciato, se ci tiene a usare questo termine.

Sz: Questo stile di vita non esiste da molto. Forse l'umanità ha preso una direzione sbagliata qualche secolo fa?

DM: Abbiamo preso la strada sbagliata, ma non solo da qualche secolo. Il nostro patrimonio genetico, il

IdA



* © Süddeutsche Zeitung GmbH, Munich. Courtesy of Süddeutsche Zeitung Content (www.sz-content.de).

* Traduzione di Erminio Cella.

modo in cui vediamo il mondo, si è evoluto nel corso di poche centinaia di migliaia di anni. Per gran parte di questo tempo, pensare al di là del prossimo ciclo del raccolto o del prossimo predatore da cui difendersi non serviva a garantire la sopravvivenza. Se due cavernicoli fossero stati attaccati da un leone e uno di loro avesse detto “Pensiamo al futuro della civiltà” e l’altro avesse detto “Scappiamo”, allora solo il secondo avrebbe trasmesso il suo patrimonio genetico. Di conseguenza ci siamo evoluti come animali che non rinunciano istintivamente ai benefici immediati in funzione di un beneficio sul lungo termine.

Sz: L’invenzione del libero mercato ha peggiorato le cose?

DM: Il libero mercato non è scollegato da noi. Abbiamo sviluppato collettivamente modi in cui scambiarsi beni e servizi e creare capacità produttiva. E il modo in cui lo facciamo riflette i nostri valori. Se la colpisco con un martello non significa che il martello sia cattivo. La colpa è dei miei obiettivi e dei miei valori. Se avessimo un libero mercato gestito da persone che hanno a cuore l’equità e gli impatti a lungo termine invece che i benefici personali immediati, penso che il mercato funzionerebbe egregiamente.

Sz: Lei ha ripetutamente criticato la crescita come la causa di ogni male.

DM: Io ho detto che il sistema attuale ha prodotto effetti che lo porteranno all’autodistruzione piuttosto in fretta. In una visione a lungo termine la cosiddetta civiltà occidentale è insignificante. La Rivoluzione Industriale è un brevissimo episodio nella storia della nostra specie. Parliamo e agiamo come se la condizione attuale fosse destinata a protrarsi all’infinito. È sciocco, no?

Sz: Anche sistemi come quello sanitario fanno parte della vita moderna. Vorrebbe vivere senza?

DM: Io sono estremamente fortunato perché vivo in questo tempo e in questa parte del mondo, sono molto fortunato perché vivo in una democrazia con uno standard di vita materiale sempre in miglioramento e, beh, un sistema sanitario relativamente decente. Ma apprezzare qualcosa è una cosa, credere che andrà avanti all’infinito è un’altra.

Sz: Quali reazioni si aspettava quando pubblicò *The Limits to Growth* nel marzo di cinquant’anni fa?

DM: Avevo 29 anni. Immaginavo ingenuamente che acquisendo nuovi dati, le persone li avrebbero guardati, avrebbero capito sempre di più e avrebbero smesso di agire secondo una modalità distruttiva per la nostra società.

Sz: Il libro ebbe un tremendo impatto in ambito accademico. È alla base di molto del lavoro successivo sui limiti della Terra, ed è attualmente molto noto. In pratica però ha avuto poco effetto. Questo le provoca frustrazione?

DM: A livello di politiche nazionali non vedo assolutamente alcuna reazione alle nostre ricerche. Si comincia ora a considerare di fare qualcosa riguardo ai cambiamenti climatici; però, se si guarda alle azioni politiche pratiche, non è cambiato niente. Ma sono frustrato? No. Come ho detto sono realista. Uno dei principi guida della mia vita è: Gioca le carte che hai invece di desiderare di averne avute altre.

Sz: È il libro più importante che abbia mai scritto?

DM: Secondo molti standard oggettivi, sì. È quello che mi ha fatto guadagnare più denaro, e quando si pronuncia il mio nome questa è la prima cosa a cui la gente pensa. Però ho avuto più soddisfazione da altre cose.

Sz: Per esempio?

DM: Ho creato un videogioco per computer chiamato Fishbanks che ha raggiunto una diffusione mondiale. Simula l’uso di risorse limitate. Penso che Fishbanks abbia avuto un impatto maggiore sul pensiero e sul comportamento della gente rispetto a *The Limits to Growth*. Ho anche scritto un libro intitolato *The Climate Change Playbook* che contiene una serie di semplici giochi che hanno lo scopo di spiegare i cambiamenti climatici alla gente. Anche questo è diffuso in tutto il mondo.

Sz: Ha figli?

DM: No.

Sz: Lo ha scelto consapevolmente?

DM: Sì. A poco più di vent’anni ero sposato con Donella, anche lei co-autrice di *The Limits to Growth*, e abbiamo deciso di non avere figli perché ci piaceva lavorare insieme.

Sz: Si è mai pentito di questo?

DM: Naturalmente la vera risposta a questa domanda sarebbe complicata, ma semplificando la risposta è no. Di nuovo, gioca le carte che hai, non sprecare tempo desiderando di averne avute altre. Inoltre, se si desidera prendersi cura di un piccolo essere umano, ce ne sono miliardi sul pianeta. Non c’è motivo per averne uno proprio.

Sz: Pensa che la crescita demografica sia attualmente il problema principale?

DM: Una delle idee principali alla base di *The Limi-*

ts to Growth è che i problemi non sono isolati l'uno dall'altro. Abbiamo dimostrato che se, per esempio, la scarsità di risorse viene eliminata dal nostro modello mediante l'assunzione che esistano risorse infinite o tecnologie favolose, allora sorge un altro problema. Questo è il punto chiave. La maggior parte delle questioni che identifichiamo come problemi sono, in realtà, dei sintomi. Sono indicazioni del fatto che oggi ci sono troppe persone sul pianeta.

Quante persone il pianeta è in grado di sopportare dipende dagli obiettivi che ci si pone. Si desidera che poche persone siano molto ricche e tutte le altre povere? O tutti dovrebbero essere uguali? Si vuole che la gente sia politicamente libera o è accettabile una dittatura globale? Bisogna rispondere a queste domande prima di stimare quante persone il pianeta possa ospitare. Ma, indipendentemente da come la si vede, attualmente il pianeta è sovrappopolato. E poi ci sono i cambiamenti climatici, l'erosione del suolo, l'inquinamento degli oceani. Un'aggravante ai danni della sovrappopolazione è la tendenza della società a far coincidere la crescita con il successo.

Sz: Ma molte delle regioni in cui la popolazione è tuttora in crescita sono povere e producono emissioni di carbonio quasi nulle – la metà più povera dell'umanità ne produce solo la metà rispetto all'1% più ricco. Il problema non è il numero di persone, ma lo stile di vita di una minoranza.

DM: È assolutamente legittimo pensarlo.

Sz: Vent'anni fa lei scrisse che le risorse naturali sarebbero durate solo altri 70 anni.

DM: No, questo non ha senso. Non avremmo potuto dirlo, e non l'abbiamo detto. Se guarda agli scenari previsti dal modello computerizzato per l'anno 2100, vedrà che ci saranno ancora molte di queste risorse non rinnovabili rimaste, sebbene naturalmente in quantità inferiore rispetto a oggi. Il modello mostra che queste materie prime diventeranno scarse, ma come risultato i prezzi si impenneranno e i consumi precipiteranno, e con essi la produzione industriale.

Sz: Ma lei ha già descritto in *Limits to Growth* un meccanismo nel quale i consumi avranno un picco e poi collasseranno.

DM: Abbiamo scritto che tra 100 anni la stragrande maggioranza delle risorse non rinnovabili attualmente importanti saranno costosissime a causa dei consumi in aumento. Sono ancora convinto che que-

sto succederà. Ma andando a ritroso nella storia fino ai primi resoconti scritti, si vede che gli stili di vita sono sempre andati migliorando fino a un crollo. È successo all'Impero Romano e anche alla Cina. Perché siamo così sorpresi dal fatto che questo accadrà alla nostra società? Crede, onestamente, che le cose andranno sempre meglio?

Sz: No, non meglio. Ma lei ha sempre previsto un collasso, e questo non è ancora successo.

DM: Ricordi che noi abitanti dell'emisfero settentrionale abbiamo una visione molto speciale di questo argomento. Se va ad Haiti o nel Sud Sudan, o in Yemen o in Afghanistan potrebbe arrivare alla conclusione che in realtà questo collasso è già iniziato.

Sz: Ma il collasso nei suoi modelli è sempre il risultato dell'eccessivo sfruttamento delle risorse.

Questo può spiegare la situazione in Afghanistan o ad Haiti?

DM: Il collasso nel nostro modello si verifica perché la popolazione aumenta oltre la capacità di accoglienza dell'ambiente. Penso ancora che questo sia corretto. Tenga presente che il nostro modello riguardava l'intero pianeta, quindi non posso fare affermazioni riguardo a uno specifico Paese o una specifica regione.

Sz: Sfortunatamente la percentuale di persone che soffrono la fame è recentemente aumentata ancora, ma negli ultimi pochi decenni è stato possibile sollevare molti milioni di persone dalla fame, anche grazie alla crescita economica.

Questo non è un successo?

DM: Non ho mai detto che non ci siano stati dei successi. Al contrario, sono felice di tutti questi successi. Ma la sua affermazione è un esempio perfetto di come istintivamente cerchiamo dimostrazioni del fatto che le cose andranno sempre meglio, che i problemi spariranno. È semplicemente il modo in cui funziona la nostra mente.

Sz: Le nuove generazioni le infondono speranza? Possono i movimenti come Fridays for Future fare la differenza?

DM: Penso di sì. Ma a volte mi trovo a pensare a un'immagine in cui alcuni giovani stanno in mezzo a dei binari a discutere su come possono rendere migliore il loro futuro. Nel frattempo, un treno si sta dirigendo verso di loro a forte velocità. Il loro essere d'accordo non fermerà il treno. Questa è la situazione riguardo ai cambiamenti climatici. Abbiamo già scaricato in atmosfera abbastanza gas serra



da causare sconvolgimenti climatici per secoli. L'ultima volta che le concentrazioni di CO₂ hanno raggiunto i livelli attuali, il livello del mare era fino a 20 metri al di sopra di quello attuale. I giovani che manifestano con i cartelli non si libereranno di questa CO₂. Di fatto nemmeno i cambiamenti climatici sono un problema, sono un sintomo. E come se un suo amico avesse un cancro che gli provoca mal di testa. Se c'è un modo semplice per liberarsi dal mal di testa, bisogna assolutamente usarlo, ma questo non risolve il problema. Perfino se potessi premere un pulsante e fare sparire i cambiamenti climatici, ci sarebbero altri sintomi della crescita con cui dovremmo avere a che fare. Il Coronavirus è un esempio di quello che succede quando la crescita diventa eccessiva. È un argomento complesso, non voglio semplificare eccessivamente, ma questo tipo di virus diventa più predominante quando si comincia a ridurre le aree naturali e a indebolire la resilienza degli ecosistemi presenti in natura.

Sz: È ancora in contatto con altri membri del Club di Roma?

DM: Ho lasciato il club molto tempo fa. Tutti i membri originali del Club di Roma sono morti. Periodicamente vengo coinvolto in progetti del club.

Sz: Qual è la sua attuale opinione sul Club di Roma? Questo approccio interdisciplinare ha funzionato?

DM: Io sono invecchiato. Mi sono sempre più reso conto che, per la maggior parte, le persone non hanno effettivamente bisogno che io abbia un'opinione su di loro. Quindi non mi importa quello che il Club di Roma pensa

di me e sono sicuro che a loro non importa cosa penso di loro. Per cui non mi sono mai preoccupato di farmi un'opinione.

Sz: È un misantropo?

DM: Certe persone mi piacciono; altre non mi piacciono. Metà delle persone esistenti è al di sotto della media, e ho delle divergenze con alcune di loro. Suppongo che anche lei si senta allo stesso modo. In generale, non sono un misantropo. Amo la vita. Mi piace stare con le persone. Ogni mattina aspetto con impazienza le cose che farò.

Sz: Quanto ardentemente desidera che arrivi la fine della pandemia?

DM: Tutti stanno aspettando che il Coronavirus se ne vada, così che tutto possa tornare come prima. Ma il Coronavirus non se ne andrà mai, e le cose non saranno mai più come prima. Se siamo fortunati diventerà qualcosa come un'influenza contro cui vaccinarsi. Personalmente non mi vaccino contro l'influenza. Sono disposto ad ammalarmi un po'. Naturalmente mi sono vaccinato contro il Coronavirus, perché ho 80 anni e le persone più anziane sono a rischio di morte se lo contraggono.

Ora stiamo entrando in una fase in cui tutti dobbiamo prendere decisioni fondamentali. Potremmo decidere di vivere il resto della nostra vita con la mascherina, di smettere di vedere i nostri amici, di smettere di volare. Oppure potremmo decidere di vivere accettando dei piccoli rischi e tornando a una vita completa. Penso di avere ridotto la probabilità di danni da Coronavirus al livello di quella di avere un incidente d'auto o di essere colpito accidentalmente da un colpo di arma da fuoco, quindi la accetto. Ho degli amici che vivono costantemente bar-

ricati in casa per paura di contrarre l'infezione. Ma questo comportamento si fonda sull'idea che la prossima estate qualcuno annuncerà "Ok, è finita, potete uscire!" E naturalmente non succederà.

Sz: Lei mette in guardia dal sistema di vita occidentale da 50 anni, ma in questo tempo ha comunque compiuto lunghi viaggi su centinaia di aerei.

DM: Ammetto che si tratti di una contraddizione. Non sono sicuro di quanto io abbia contribuito alla quantità di CO₂ in atmosfera andandomene in giro in aereo, ma so che questa quantità sarebbe inferiore se fossi rimasto a casa. Anche per questa intervista usiamo l'elettricità che causa emissioni di CO₂ in atmosfera, quindi a un certo punto ci si chiede: i costi sono superiori ai benefici o no? Io ho amici che rifiutano di viaggiare in aereo, in auto, o con qualsiasi altro mezzo di trasporto che non sia la bicicletta. Io li rispetto; non sto confutando le loro argomentazioni. Ma per quanto mi riguarda non ho fatto questa scelta.

Sz: È troppo tardi per adottare uno stile di vita sostenibile?

DM: Dipende tutto da cosa intendiamo per "sostenibile". I politici usano questo termine, come se "sviluppo sostenibile" significasse in qualche modo che i poveri dovrebbero avere di più. Ma noi non rinunciamo sicuramente a quello che abbiamo. Questo è totalmente incompatibile con la realtà fisica del nostro pianeta.

Concentrarsi solo sulle speranze sociali della gente dimenticando la realtà fisica sottostante non è una cosa che mi infonde ottimismo. Tra due o tremila anni ci saranno ancora persone su questo pianeta. Solo che non vivranno come noi viviamo ora. Continueranno ad alzarsi la mattina, a nutrire i loro figli, ad andare a lavorare e a preoccuparsi per la loro salute. Stavo parlando di questo l'altro giorno con un amico, e lui si è intristito molto e ha detto che dobbiamo salvare il pianeta! E io ho detto no, il pianeta si salverà da solo. È sempre successo e succederà sempre. Potrebbe impiegare un milione di anni, ma sarà ancora qui. Quello che dobbiamo salvare, o che pensiamo di voler salvare, è la nostra civiltà. E questa è una cosa completamente diversa.

Sz: Possiede ancora la fattoria biologica che gestiva con la sua prima moglie, Donella?

DM: No, sebbene io e mia moglie coltiviamo molto del cibo che mangiamo. In realtà non sono una persona così estrema. Per me non ha mai avuto senso passare il mio tempo a sradicare carote. Mi rifornisco comunque dei migliori cibi biologici da chi si è specializzato nella loro produzione. Ma lei dovrebbe chiedermi quale civiltà

potremmo avere se quella attuale non può andare avanti a tempo indeterminato. Penso che la nostra conversazione dovrebbe avere un finale positivo.

Sz: Quindi a che tipo di civiltà dovremmo ambire?

DM: So per certo che il sistema attuale sta entrando in una fase discendente. Una conseguenza di ciò sarà rappresentata da molti shock, alcuni dei quali sono già in corso: cambiamenti climatici, guerre civili. Questo significa che dovremmo cercare di aumentare la nostra resilienza invece della sostenibilità, che è un sogno irraggiungibile. Una delle conseguenze della battaglia per la crescita è il bisogno di maggiore efficienza. Ma quando si agisce per aumentare l'efficienza, si diminuisce quasi inevitabilmente la resilienza.

Sz: Cosa intende?

DM: Le farò un esempio. Il modo più efficiente per produrre mascherine FFP2 sarebbe stato quello di fabbricarle in pochi grandi stabilimenti cinesi. Ma non sarebbe stato molto resiliente. Sarebbe stato molto meglio avere capacità produttiva in molti Paesi. Il modo più efficiente per gestire i propri dati consiste nel metterli in un cloud storage di Amazon. Ma se il sistema si guasta si ha un problema. Il punto è che in un mondo finito, se si vuole la crescita, bisogna usare le risorse sempre più efficientemente. Non si può farne a meno, ma questo è possibile solo riducendo la resilienza del sistema.

Io consiglierei due cose. Primo: Diventare più resilienti. È impossibile diventare sostenibili perché siamo intrappolati in un mondo che non è sostenibile. Ma si può rendere più resiliente la propria vita, la famiglia, la casa, il business o il Paese. A livello domestico, questo significa cose come armadi della dispensa più grandi per i generi alimentari. A livello municipale, decentralizzazione della rete elettrica. Il secondo punto: Cominciamo a pensare a una vita in decrescita invece che in crescita. Se la popolazione si riduce, per esempio, più persone anziane dovranno essere sostenute da meno giovani. Questo ha implicazioni profonde. Ma potrebbe essere interessante e attraente. Una società con molti anziani che non devono più consumare così tanto. Non commettono così tanti crimini. Si avrebbe più tempo per la cultura e il lavoro. Si sarebbe più intelligenti. Il mondo potrebbe essere un posto fantastico. ■

© Süddeutsche Zeitung GmbH, Munich. Courtesy of Süddeutsche Zeitung Content (www.sz-content.de). I punti di vista e le opinioni espresse nell'articolo sono quelle dell'autore e non riflettono necessariamente quelli di questa rivista. Il rapporto originale è disponibile all'indirizzo www.donellameadows.org/wp-content/userfiles/Limits-to-Growth-digital-scan-version.pdf



eXeno™

il sistema MBBR per un trattamento efficace dei reflui delle industrie farmaceutiche

Economico

Utilizzando più batteri e meno ozono e/o carbone attivo, riduce il consumo di energia e di prodotti chimici

Efficace

Rimozione di inquinanti convenzionali e prodotti farmaceutici difficili da degradare

Rispetta l'ambiente

Evita il rilascio di sottoprodotti nocivi tipici del trattamento di prodotti farmaceutici difficili da degradare

Scopri di più sulla tecnologia eXeno™ su:

www.anoxkaldnes.com

ANOXKALDNES

by  **VEOLIA**
Water Technologies



Veolia Water Technologies Italia S.p.A.

eXeno™: IL SISTEMA MBBR PER IL TRATTAMENTO DELLE ACQUE REFLUE DA INDUSTRIE FARMACEUTICHE

Elena Torresi

AnoxKaldnes-Veolia Water Technologies AB, Klosterängsvägen 11A, Lund, 226 47, Sweden

Introduzione

Un efficace trattamento delle acque reflue degli impianti farmaceutici è al giorno d'oggi essenziale per assicurare un ciclo produttivo sostenibile. La produzione chimica o biologica di farmaci e principi attivi utilizza una vasta quantità di acqua e sostanze che inevitabilmente arrivano tramite gli effluenti di scarico al recipiente ultimo. Questi effluenti di scarico vengono generalmente mandati all'impianto municipale di trattamento delle acque, ad un impianto decentralizzato presente nell'industria oppure, raramente, vengono scaricate direttamente nell'ambiente naturale.

I parametri effluenti da garantire sono generalmente sostanza organica carboniosa (BOD e COD), ammoniaca e azoto totale, solidi, fosforo, temperatura e pH. Negli ultimi anni sono emersi anche limiti di scarico specifici sui farmaci prodotti, specialmente in aziende farmaceutiche con una forte politica di Responsabilità Sociale d'Impresa (o CSR) o aziende che vogliono raggiungere standard più elevati rispetto ai requisiti normativi locali.

Le acque reflue farmaceutiche sono complesse e diverse da produzione a produzione, in termini quantitativi e di frequenza (possono essere prodotte in modo continuativo o in batch) e qualitativo (più o meno degradabili). Per tanto un audit per identificare le caratteristiche del refluo è necessario e prove di laboratorio o impianti pilota vengono spesso utilizzati per progettare una filiera di trattamento ottimizzata ed efficiente.

Spesso queste acque hanno una concentrazione medio-alta di COD che può essere degradato, utilizzando batteri naturalmente presenti nel refluo (biodegradazione).

Il processo MBBR (reattore a biomassa adesa a letto mobile) AnoxKaldnes™ è un processo biologico che

si basa sulla crescita di batteri attivi (biofilm) su un trasportatore (carrier) contenuti in un vasca compatta aerata (o non), semplice da gestire ed efficiente nel campo della rimozione degli inquinanti.

Il processo MBBR per il refluo farmaceutico (eXeno™) è generalmente un processo a multistadio e ideale per:

- Nuovi impianti, in particolare quelli che richiedono un ingombro a terra ridotto e una gestione operativa semplificata.
- Necessità di ridurre composti difficilmente degradabili (farmaci) e anche un carico organico a monte di un biologico esistente. In questo caso il processo AnoxKaldnes™ viene inserito prima della vasca biologica principale (processo BAS™).
- Modifica di un sistema esistente a fanghi attivi per implementare la rimozione di composti farmaceutici difficilmente degradabili e la rimozione dell'ammoniaca e dell'azoto totale (processo ibrido HYBAS™).
- Post-trattamento (terziario) a valle di impianti biologici esistenti per aumentare l'efficienza di rimozione di farmaci, del carbonio e dell'azoto.
- Impianti che necessitano la rimozione di composti difficilmente degradabili con sistemi biologici convenzionali.

L'utilizzo di biofilm nel sistema MBBR favorisce un processo biologico più robusto verso i reflui farmaceutici che presentano picchi di portata (produzione in batch o in discontinuità) o di concentrazioni dovuti ad esempio a variazioni di produzione o lavaggi.

A differenza dei processi a biomassa sospesa (come ad esempio a fanghi attivi o MBR), la progettazione di eXeno™ in multistadio permette anche la crescita di batteri specifici specializzati nella rimozione di composti generalmente difficili da degradare, come i farmaci.

IdA



Vengono qui riportati due casi studio di impianti di trattamento di due aziende farmaceutiche: JCS “Grindeks” in Lettonia e di una multinazionale presente in Svezia. Per entrambi i casi studio, il processo eXeno™ dell’impianto di trattamento è stato sviluppato, ottimizzato e progettato sulla base di test in laboratorio condotti direttamente con il refluo dell’industria, per una soluzione ad hoc, specifica per il cliente.

**CASI DI STUDIO:
JCS “GRINDEKS” IN LETTONIA
E MULTINAZIONALE
FARMACEUTICA IN SVEZIA**

JCS “Grindeks”
(ref: *La gestione degli impianti di depurazione MBBR, Maggioli Editore, 2021*)

Nel 2009 è stato avviato un impianto compatto eXeno™ per il trattamento degli effluenti dagli stabilimenti di JCS “Grindeks” (Riga, Lettonia), azienda farmaceutica leader nei paesi baltici. Grindeks sviluppa, produce e vende ingredienti e prodotti farmaceutici generici e attivi per problemi cardiovascolari, per il sistema nervoso centrale (SNC) e farmaci oncologici. Le acque reflue di questa azienda farmaceutica sono inquinate da composti organici difficili da degradare e tossici, inclusi i fenoli, e con alti livelli di composti azotati organici (Tab. 1).

Il processo eXeno™ dell’impianto di trattamento è stato sviluppato, ottimizzato e progettato da Anox

Tabella 1. Valori dei principali parametri caratterizzanti il refluo utilizzati per la progettazione dell’impianto.

Fonte. La gestione degli impianti di depurazione MBBR, Maggioli Editore, 2021

Parametro	Livello	Unità
Portata volumetrica	200-500	m ³ /d
BOD ₅	500-2500	mg/L
COD	2000-7000	mg/L
N totale	100-200	mg/L
P totale	8	mg/L
SST	50	mg/L
pH	4-10	-

Kaldnes sulla base di test in laboratorio condotti direttamente da Veolia in accordo con Grindeks nel corso di diverse campagne di campionamento. Le prove di laboratorio hanno aiutato, tra gli altri, ad identificare la concentrazione massima di composti tossici che potrebbero essere alimentati ai reattori biologici mantenendo un trattamento efficace. È stata proposta una vasca per l’accumulo di effluenti ricchi di composti tossici. L’effluente della vasca di accumulo è stato progettato per confluire lentamente nel processo AnoxKaldnes senza superare una concentrazione massima consentita. L’impianto di trattamento delle acque reflue è stato progettato per soddisfare i limiti specificati dalle autorità locali per il COD, azoto totale (N), fosforo totale (P) e solidi sospesi (SS) (COD <500 mg/L, BOD₅ <250 mg/L, N totale <35 mg/L, P totale <4 mg/L, SS <500 mg/L).

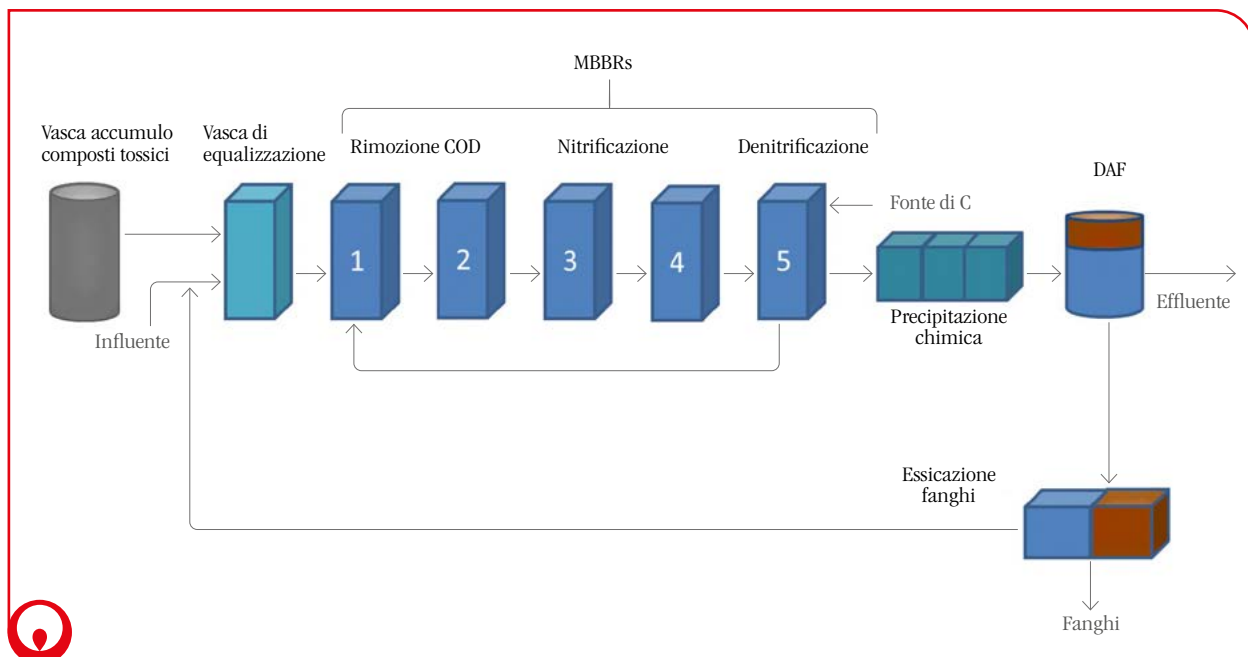


Figura 1. Schema illustrativo dell’impianto eXeno™ di trattamento delle acque reflue di JCS “Grindeks” (Riga, Lettonia) con un processo biologico composto da cinque MBBR.

Fonte. La gestione degli impianti di depurazione MBBR, Maggioli Editore, 2021

1. Processo di trattamento

L'impianto di trattamento risiede in una struttura coperta. Il processo di trattamento delle acque reflue è costituito dai seguenti componenti principali, come illustrato in Fig. 1:

- Vasca di accumulo di composti tossici.
- Vasca di equalizzazione.
- Cinque volumi biologici in serie per la rimozione del carbonio, la nitrificazione e la denitrificazione.
- Flocculazione/precipitazione chimica.
- Flottazione ad aria disciolta (DAF).
- Unità di disidratazione dei fanghi.

Il processo di trattamento comprende anche il controllo del pH, l'aggiunta di fosforo, di carbonio e la possibilità di precipitare il COD e il fosforo in eccesso non consumato nelle fasi biologiche. Per il trattamento dell'aria di ventilazione viene utilizzato un biofiltro.

Vasca di equalizzazione

Le acque reflue vengono convogliate in una vasca di equalizzazione con un volume operativo di 200 m³. In questa vasca il livello può essere controllato, cosicché la portata verso gli MBBR sia più equa durante il giorno e nei fine settimana. Successivamente, il refluo viene pompato nel primo MBBR.



Figura 2. Foto degli MBBR coperti.
Fonte. La gestione degli impianti di depurazione MBBR, Maggioli Editore, 2021



Figura 3. Anox K™ 3 usato negli MBBR.
Fonte. La gestione degli impianti di depurazione MBBR, Maggioli Editore, 2021

Trattamento biologico con MBBR

Il trattamento biologico è eseguito da cinque MBBR in serie completamente coperti (Fig. 2). Il volume operativo di ciascun MBBR è 200 m³. Tutti e cinque i reattori contengono il 50% di corpi di riempimento Anox K™ 3, realizzati in polietilene ad alta densità che fornisce una superficie protetta di 500 m²/m³ (Fig. 3). Il materiale di supporto in tutti i reattori è trattenuto da griglie in acciaio inossidabile. Il flusso d'aria viene misurato e può essere controllato dalla concentrazione di ossigeno disciolto nei reattori aerobici. Il flusso di ingresso alla filiera di MBBR è controllato dal livello nella vasca di equalizzazione. Le caratteristiche dei reattori MBBR sono presentate nella Tab. 2.

Il primo MBBR è principalmente destinato alla rimozione del COD facilmente degradabile. Circa il 60-70% del COD in entrata viene rimosso in questo reattore. Batteri e biomassa in sospensione libera vengono prodotti e, insieme all'eccesso di biomassa prodotta dai corpi di riempimento, vengono trasportati nell'effluente al secondo MBBR.

Il secondo MBBR viene utilizzato per ridurre la concentrazione di composti chimici con una struttura molecolare di grandi dimensioni, tipica della produzione di determinati prodotti farmaceutici. Nel secondo MBBR, avviene anche la rimozione del COD e la rimozione della biomassa sospesa del primo MBBR, riducendo così la produzione di fanghi.

Nel terzo MBBR, si verifica la degradazione dei composti più recalcitranti. Nel caso in cui il primo e il secondo MBBR possano essere inibiti da composti tossici, il terzo MBBR può essere utilizzato per un'ulteriore degradazione del COD.

Nel quarto MBBR, avviene la nitrificazione. La nitrificazione nel quarto MBBR è probabilmente avvantaggiata dalla rimozione della maggior parte dei com-

Tabella 2. Caratteristiche del processo MBBR.

Fonte. La gestione degli impianti di depurazione MBBR, Maggioli Editore, 2021

Specification	Valore	Unità
Numero di reattori	5	-
Volume del reattore	200	m ³
Dimensioni del reattore	5.9 x 4.8	m
Profondità del refluo	7	m
Tempo di residenza idraulico (HRT) del reattore	10-24	h
Tipo di supporto	Anox K™3	-
Volume di supporto per reattore	100	m ³
Carico COD (per tutti i reattori)	2	kgCOD/m ³ .d
Capacità insufflazione aria per reattore	250-1000	Nm ³ /h

posti organici biodegradabili e dei composti tossici nei tre precedenti MBBR.

Il reattore finale o il quinto MBBR è un reattore anossico per la post-denitrificazione senza aerazione in cui i solventi recuperati (di solito isopropanolo o etanolo) dal processo di produzione sono utilizzati come fonte di carbonio. Questo reattore è dotato di un agitatore a velocità contenuta per mantenere il corpo di riempimento in sospensione.

Flocculazione/precipitazione chimica e unità di flottazione ad aria disciolta (DAF)

La biomassa e il rimanente COD solubile nell'effluente del processo MBBR vengono precipitati e rimossi in un'unità di separazione per raggiungere una concentrazione COD inferiore a 500 mg COD/L. Pertanto, dopo il trattamento biologico, viene utilizzato un processo di flocculazione/precipitazione chimica con sali metallici e un'unità di DAF. L'effluente dal quinto MBBR dapprima affluisce per gravità all'unità di flocculazione/precipitazione che consiste di tre diversi volumi, attrezzati con miscelatori. Il cloruro di ferro o di alluminio viene aggiunto nel primo volume, il pH è controllato con alcali nel secondo volume e la flocculazione viene promossa nel terzo volume. L'effluente dal processo di flocculazione è condotto sistema di flottazione ad aria disciolta, DAF. Grazie alla produzione di un flusso di microbolle fini che si attaccano ai solidi e li portano in superficie, il fango del refluo viene raschiato e successivamente portato in un serbatoio di accumulo dei fanghi.

Disidratazione dei fanghi

Dalla vasca accumulo, il fango viene pompato in un essiccatore a tamburi rotanti dove viene raggiunta una concentrazione di solidi secchi del 12-15%.

Il polimero viene dosato nel condotto del fango prima dell'essiccatore. Questo tipo di essiccatore offre un'elevata concentrazione di fango con un consumo energetico molto basso. L'acqua di residuo viene ricondotta alla vasca di accumulo tramite le pompe di aspirazione.

Biofiltrazione dell'aria

Un biofiltro viene utilizzato per ridurre i composti odorosi e/o tossici nell'aria di ventilazione. Il biofiltro è composto di corteccia di pino per degradare biologicamente i diversi composti organici e include degli irrigatori superiori per fornire un'umidità al processo del 40-60%. Il flusso d'aria massimo attraverso il biofiltro è di 4000 m³/h.

2. Considerazioni sull'efficienza e sul funzionamento del processo MBBR

Efficienza generale dell'impianto e gestione dei composti tossici

L'efficienza dell'impianto è stata monitorata dopo l'avviamento dell'impianto e il monitoraggio finale è stato effettuato nel 2010 prima che l'impianto fosse definitivamente trasferito da AnoxKaldnes a Grindeks. La media annuale delle rimozioni di COD e N totale misurata dall'avvio dell'impianto sono mostrate in Fig. 4. Come mostrato nella Tab. 3 a pagina seguente, già tre mesi dopo l'avviamento dell'impianto, i livelli di COD e BOD₅ nell'effluente erano conformi alle richieste dell'autorità. La rimozione complessiva del COD è in genere superiore al 90% e la rimozione del BOD₅ superiore al 99%.

Negli ultimi sei anni, l'efficienza totale del trattamento dell'azoto è variata in media tra il 70 e l'80%. Fin dai primi mesi di monitoraggio, è stato identificato che la nitrificazione è stata la fase più delicata del processo di trattamento a causa di disturbi durante la produzione farmaceutica e l'uso di disinfettanti per la pulizia. Nei primi anni, il processo di nitrificazione si fermava di solito dopo l'interruzione della produzione di sostanze tossiche, ma in seguito il problema è stato risolto con l'introduzione di un ricircolo delle acque reflue dal quinto MBBR (post-denitrificazione) al primo MBBR. Il ricircolo dell'acqua è stato identificato come un approccio efficace per diluire la concentrazione di disinfettanti utilizzati per la pulizia e, quindi, per proteggere i reattori da shock tossici. I livelli di azoto totale durante i primi due anni erano variabili con una rimozione del N totale inferiore a quella programmata (Tab. 3). Tuttavia, nel tempo, con la corretta gestione del ricircolo delle acque reflue, la nitrificazione è diventata soddisfacente e le efficienze di rimozione del N totale sono aumentate (Fig. 4).

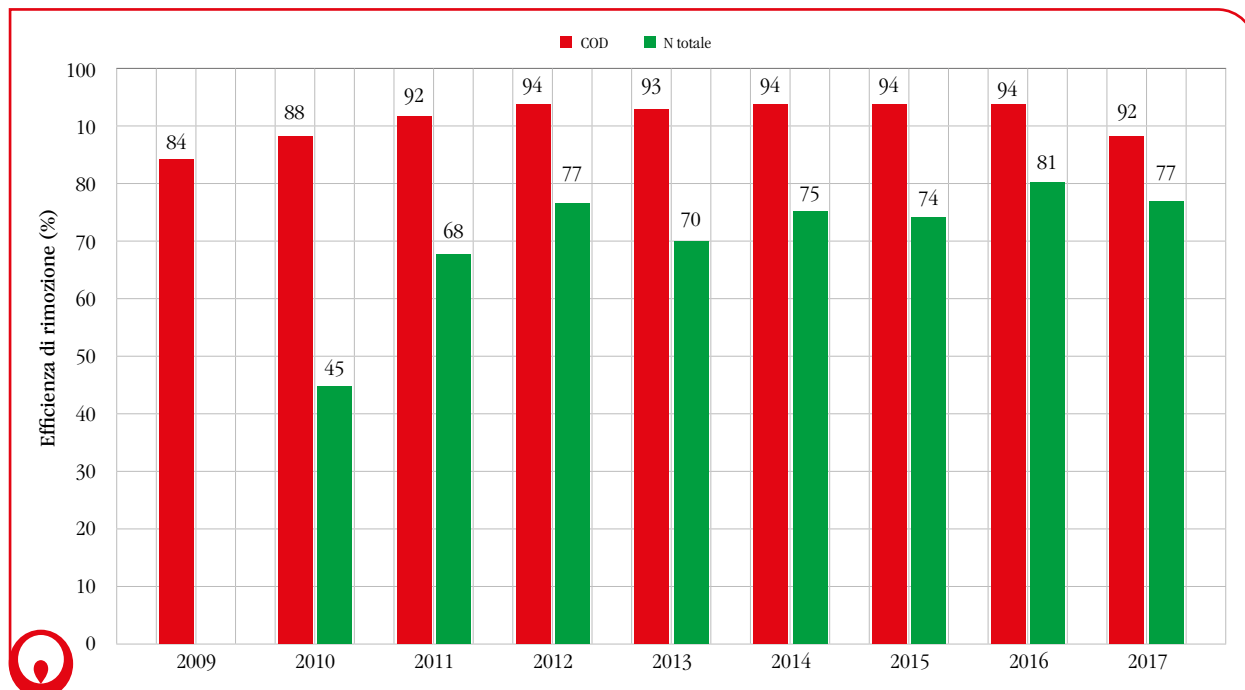


Figura 4. Efficienza complessiva della rimozione di COD e N totale presso l'impianto di trattamento JSC "Grindeks".

Fonte. La gestione degli impianti di depurazione MBBR, Maggioli Editore, 2021

Complessivamente, la biodegradabilità delle acque reflue farmaceutiche può variare notevolmente a seconda dei composti utilizzati nel processo di sintesi chimica. Per questo impianto, l'esecuzione di test preliminari condotti da Veolia è stata fondamentale per identificare la progettazione e le condizioni operative del futuro impianto. Sebbene la nitrificazione possa essere facilmente inibita da composti tossici comunemente presenti nelle acque reflue farmaceutiche, il processo AnoxKaldnes protegge la biomassa che aderisce (come biofilm) sui materiali di supporto, consentendo un adattamento e una selezione di biomassa in grado di gestire e biodegradare i composti complessi. Inoltre, l'acqua di scarico

contenente fenoli viene pompata nella vasca di accumulo con una portata controllata in modo che la concentrazione di fenolo nella vasca di equalizzazione sia di 20-30 mg/L e la concentrazione di fenolo nello stadio biologico non superi 0.8 mg/L. Nei reattori aerobici, la concentrazione di ossigeno disciolto è generalmente mantenuta intorno a 2-3 mg/L. La concentrazione media di P nell'effluente è normalmente inferiore a 1 mg/L.

Nitrificazione e sostanza organica per la denitrificazione

La composizione e la trattabilità biologica dei componenti delle acque reflue farmaceutiche variano

Tabella 3. Caratteristiche dell'acqua reflua influente ed effluente dell'impianto di trattamento durante i primi anni di funzionamento. I dati del 2009, 2010 e 2011 corrispondono ai risultati medi annuali.

Fonte. La gestione degli impianti di depurazione MBBR, Maggioli Editore, 2021

Parametri	Influente			2010		2011	
	Progetto	Domanda	2009 (3 mesi dall'avviamento)	Influente	Effluente	Influente	Effluente
Portata volumetrica (m ³ /d)	200-500	-	-	192		214	
BOD ₅ (mg/L)	500-2500	250	20	-		-	
COD (mg/L)	2000-7000	500	450	3790	435	4940	390
COD flow (kg/d)	2000	-	-	730	84	1060	84
N totale (mg/L)	100-200	35	36	105	59	85	27
P totale (mg/L)	8	-	-	-	1.4	-	2.0
SST (mg/L)	50-100	-	-	-	57	-	51
pH	4-10	-	8	-		-	

considerevolmente a causa della grande varietà di prodotti chimici e delle fasi produttive dell'impianto di produzione. La concentrazione giornaliera dei composti dell'azoto nell'acqua di scarico può presentare diverse fluttuazioni durante il giorno. Pertanto, le concentrazioni di nitrati ($\text{NO}_3\text{-N}$) e nitriti ($\text{NO}_2\text{-N}$) sono monitorate costantemente in MBBR4 (stadio finale di nitrificazione), controllando così l'aggiunta appropriata di sostanza organica per la post-denitrificazione in MBBR5. Le analisi di $\text{NO}_3\text{-N}$ e $\text{NO}_2\text{-N}$ sono condotte in laboratorio con appropriati test analitici, senza l'utilizzo di sensori di nitrati online (basati su elettrodi ionoselettivi o UV) a causa della presenza di contaminanti che possono interferire con le misurazioni, ad esempio con alti livelli di Cl-, Br- e altri composti.

Ricircolo dell'acqua e livelli di biomassa

Un aspetto importante di questo impianto di trattamento è la sua flessibilità operativa basata sulla progettazione e l'utilizzo di diversi MBBR in serie e l'opzione per il ricircolo dell'acqua. Può essere applicato un flusso di ricircolo fino al 50% della portata minima. Il ricircolo aiuta non solo ad attenuare gli shock tossici e a proteggere la biomassa nel sistema MBBR aerobico diluendo i disinfettanti tossici, ma anche a mantenere il giusto livello di biomassa in sospensione nel sistema MBBR. Una concentrazione di circa 1000 mgSS/L in MBBR5 è stata identificata come la concentrazione ottimale per le migliori prestazioni del trattamento. Il ricircolo delle acque reflue viene implementato quando la concentrazione di biomassa in MBBR5 è <700 mgSS/L.

Effetto della degradazione del COD sulla temperatura

Durante il processo di trattamento biologico, può avvenire l'aumento della temperatura con la degradazione aerobica del COD. La degradazione biologica della sostanza organica da parte dei batteri aerobici è un processo esotermico. Quando è presente nell'impianto di trattamento un carico organico (COD) alto, la temperatura in MBBR1 e MBBR2 può aumentare notevolmente e superare i 30°C. In alcuni casi, la temperatura in MBBR1 ha raggiunto 42°C. A temperature così elevate, l'attività microbica e le proprietà aggregative della biomassa mesofila possono essere danneggiate e le prestazioni di trattamento del processo possono essere influenzate negativamente.

Comunicazione con il sito di produzione

La comunicazione con l'azienda di produzione è molto importante per una efficiente gestione del processo di trattamento delle acque reflue. Pertanto, sono

stati distribuiti ed esposti in tutte le sezioni dell'azienda di produzione di poster informativi con le istruzioni su come gestire il refluo inquinato chimicamente. I poster includono informazioni su composti tossici che non possono essere scaricati nel sistema fognario a causa della loro tossicità verso i microrganismi dei fanghi attivi. È importante sottolineare che questi poster specificano casi, come le fuoriuscite di sostanze chimiche, quando è necessario informare gli operatori degli impianti di trattamento delle acque reflue in modo che possano gestire correttamente lo scarico tossico nell'impianto.

Pratiche di laboratorio

Il monitoraggio giornaliero dei parametri chimici e microbiologici delle acque reflue viene effettuato nell'impianto. Le acque reflue in arrivo e le qualità degli effluenti vengono testate al fine di accertare che il grado di trattamento sia conforme ai requisiti della legislazione. L'esame al microscopio del fango attivo fornisce informazioni reali sulla potenziale tossicità e sulle proprietà dei fanghi. Analisi chimiche e test di biodegradazione di nuovi effluenti di processo relativi alla produzione di nuovi prodotti farmaceutici sono condotti in loco prima che un nuovo processo di produzione venga messo in linea. Questa pratica garantisce che il nuovo effluente del processo possa essere scaricato in sicurezza nell'impianto di trattamento delle acque reflue senza causare tossicità per i fanghi attivi e i microrganismi biofilm. È inoltre presente un impianto su scala di laboratorio in cui sono condotti studi di ottimizzazione del processo di trattamento delle acque reflue.

Aggiunta di sostanze chimiche

L'aggiunta di diverse sostanze chimiche nel processo di trattamento serve a prevenire la formazione di schiuma, fornire sostanze nutritive, controllare il pH e promuovere la flocculazione/precipitazione. Per questo specifico refluo farmaceutico, è necessario aggiungere un agente antischiuma che viene fatto nel primo MBBR. È importante tenere presente che l'aggiunta di un agente antischiuma può ridurre l'efficienza della diffusione di ossigeno nella biomassa adesa e aumentare il carico di COD. Le acque reflue industriali possono essere carenti di sostanze nutritive e questo refluo farmaceutico, sebbene ricco di azoto, è carente di fosforo. Pertanto, H_3PO_4 viene aggiunto come fonte di P nel primo MBBR e i livelli di P sono monitorati nell'ultimo MBBR. Per il controllo del pH, H_2SO_4 e NaOH vengono dosati nei primi due MBBR, dove avviene la rimozione del carbonio. L'aggiunta di una fonte di carbonio è necessaria per la post-denitrificazione nel quinto MBBR. Inoltre, NaOH viene

anche utilizzato nell'unità di flocculazione/precipitazione per il controllo del pH. Cloruro ferrico (FeCl_3) o cloruro di alluminio (AlCl_3) è usato come agente flocculante e precipitante.

3. Conclusioni del caso Grindeks

La presenza di composti organici tossici difficili da degradare nelle acque reflue dell'industria farmaceutica Grindeks a Riga, inclusi fenoli e composti azotati organici, ha reso l'utilizzo del processo eXeno™ basato sulla tecnologia MBBR una soluzione ottimale dal 2009 per trattare il refluo in modo biologico. Il processo del biomassa adesa ha consentito l'adattamento, la selezione e la conservazione di biomassa specializzata in grado non solo di degradare il COD caratteristico e tossico delle acque reflue, ma anche di nitrificare e denitrificare l'azoto rilasciato. La rimozione totale della domanda di chimica ossigeno (COD) dell'impianto è in genere superiore al 90% e l'efficienza media del trattamento dell'azoto totale è variata dal 70 all'81% nei cinque anni di campionamento. L'impianto MBBR ha dimostrato di essere una soluzione biologica semplice e flessibile per il trattamento di acque reflue farmaceutiche.

Multinazionale farmaceutica in Svezia

Nel 2014, per una multinazionale farmaceutica situata in Svezia, è stato proposto ed eseguito da Veolia un revamping dell'attuale impianto biologico a biomassa sospesa verso una soluzione MBBR AnoxKaldnes eXeno™. L'impianto è stato progettato dopo un test di laboratorio condotto per alcuni mesi da Veolia, ideato per ottimizzare la progettazione del trattamento biologico specifico per i composti presenti nel refluo di questa azienda farmaceutica. L'impianto convenzionale a biomassa sospesa presentava problemi soprattutto nel periodo estivo quando la produzione di farmaci veniva interrotta. Diversi tipi di sostanze organiche carboniose venivano aggiunte durante questo periodo per mantenere la presenza di microrganismi ma senza successo, creando problemi di bulking del fango e quindi la perdita dei microrganismi necessari per la rimozione dei farmaci. Questo causava una lenta ripresa dell'attività dell'impianto di trattamento dopo il periodo estivo, con il conseguente non rispetto di limiti di scarico durante l'avviamento. Pertanto la soluzione proposta è stata quella di un revamping dell'impianto a biomassa sospesa esistente con un MBBR multistadio aerobico e anossico. Grazie all'utilizzo del MBBR che protegge la biomassa che aderisce (biofilm) sui materiali di supporto, i microrganismi necessari per la rimozione dei farmaci non vengono persi durante lo stop estivo e non è necessario né il dosaggio di so-

stanze organiche carboniose esterne né della presenza di operatori nell'impianto durante questo periodo. I test in laboratorio, infatti, avevano dimostrato un avviamento veloce del trattamento anche dopo un periodo di sospensione del processo biologico di un mese. L'impianto tuttora operante presenta una prestazione ottimale rispettando i limiti di scarico e una ripresa del processo biologico di alcuni giorni dopo la chiusura estiva della produzione.

Conclusioni

- la tecnologia eXeno™ è basata sul processo MBBR che grazie all'utilizzo di materiali di supporto (carrier), protegge la biomassa aderente (biofilm) e favorisce lo sviluppo di microrganismi specifici per la rimozione di farmaci e inquinanti convenzionali;
- eXeno™ è la soluzione biologica al trattamento delle acque reflue contenenti composti difficili da degradare come i reflui dell'industria farmaceutica;
- test a scala di laboratorio sono utilizzati per sviluppare, ottimizzare e progettare la tecnologia eXeno™ specifica per ogni tipo di refluo farmaceutico;
- per l'industria farmaceutica Grindeks in Lettonia, la tecnologia eXeno™ è stata progettata per la rimozione di composti organici tossici difficili da degradare inclusi fenoli e composti azotati organici. La soluzione prevedeva un processo MBBR multistadio che protegge la biomassa da possibili eventi shock e favorisce la crescita di batteri capaci non solo di degradare il COD caratteristico e tossico delle acque reflue, ma anche di nitrificare e denitrificare l'azoto rilasciato;
- la tecnologia eXeno™ per una multinazionale farmaceutica situata in Svezia è stata progettata per un revamping dell'impianto convenzionale di trattamento delle acque esistente, che durante lo stop produttivo estivo, presentava una perdita della biomassa e quindi del suo funzionamento. Grazie all'utilizzo del MBBR e del biofilm, i microrganismi necessari per la rimozione dei farmaci non vengono rilasciati e non è necessario né il dosaggio di sostanze organiche carboniose esterne né della presenza di operatori nell'impianto durante questo periodo. ■

Veolia Water Technologies Italia spa

www.veoliawatertechnologies.it



CON CARTA E CARTONE L'ECONOMIA CIRCOLA CHE È UN PIACERE.



La buona notizia? L'economia circolare di carta e cartone è un fiore all'occhiello del Paese per risultati e capacità di generare benefici per la comunità, l'ambiente e l'economia. Pensaci: tutte le volte che fai una buona raccolta differenziata di carta e cartone fai partire un ciclo virtuoso, sottrai materiali preziosi alla discarica e alimenti l'industria del riciclo. È così che il cerchio si chiude e si riapre all'infinito. Al centro c'è Comieco, il consorzio nazionale senza scopo di lucro che con la sua rete di impianti fa in modo che tutto il meccanismo funzioni. Una garanzia per tutti gli Italiani.

La carta si ricicla e rinasce.
Garantisce Comieco.

comieco.org





GARANTIRE LA QUALITÀ DEL RICICLO: INDAGINE SULLA PRESENZA DI CARTA NELLA FRAZIONE ORGANICA, ANALISI 2021

Barbara Bonori

Comieco, Consorzio Nazionale per il Recupero ed il Riciclo degli Imballaggi a base cellulosica



Il compostaggio può rappresentare una soluzione di recupero per il packaging alimentare che, a fine vita, non è separabile dallo scarto di cibo? Questo processo di recupero è possibile, a patto che l'imballaggio sia certificato come compostabile.

Quindi, quando non è possibile avviare a riciclo il packaging in carta e cartone nella filiera della carta, la **compostabilità** (secondo la norma UNI EN 13432:2002) è il requisito che permette a un imballaggio in carta di essere recuperato efficacemente, insieme ai rifiuti organici, in un impianto industriale di trattamento biologico. Questa proprietà risulta fondamentale

per gli imballaggi a contatto con alimenti umidi e grassi che nel fine vita possono risultare aggregati in maniera eccessiva agli scarti alimentari (oppure eccessivamente bagnati) e quindi non avere le caratteristiche per essere conferiti nella raccolta differenziata della carta.

Attraverso un Protocollo di Intesa tra CIC – Consorzio Italiano Compostatori e **COMIECO**, dal 2013 sono state sistematicamente attuate campagne di **analisi merceologiche** del rifiuto organico per indagare la presenza degli scarti cellulósici, compresi gli imballaggi, all'interno della filiera del recupero organico e valutarne quindi l'effettivo riciclo di materia.

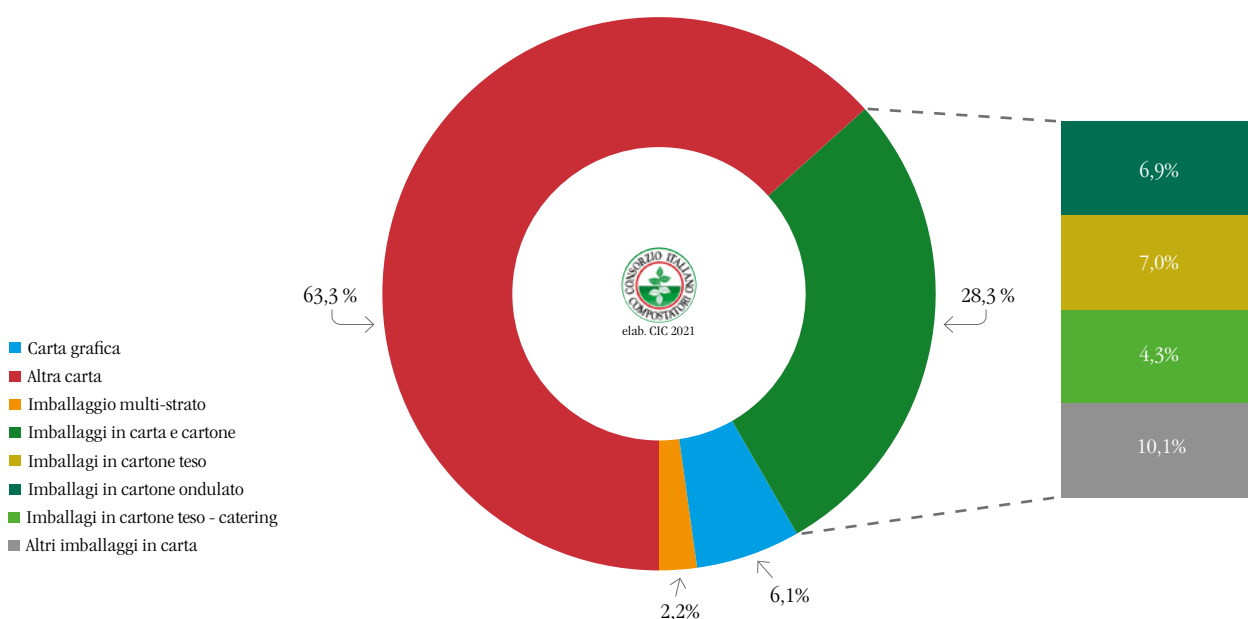


Figura 1. Tipologie di materiali in cellulosa all'interno della frazione umida del rifiuto organico (dato in % p:p) – anno 2021.



Nel 2021 è stato acquisito un numero elevato di dati, il CIC ha effettuato infatti 402 indagini merceologiche sulla FORSU proveniente da 14 regioni italiane e in particolare da 35 differenti province, per un totale di 18 impianti coinvolti sul territorio nazionale, tra impianti di trattamento biologico e piattaforme di trasferimento. Secondo le elaborazioni del CIC, sulla base dei dati ISPRA (Rapporto Rifiuti Urbani 2020), la rappresentatività degli impianti coinvolti nelle indagini si attesta al 27% della capacità complessiva di trattamento delle regioni di afferenza. Tre degli impianti coinvolti hanno una capacità di trattamento di oltre il 30% della capacità complessiva di tutti gli impianti di trattamento biologico della regione di ubicazione. Si ritiene che questa rappresentatività consenta di caratterizzare con buona approssimazione la tipologia di scarti a matrice cellulosa presente all'interno del rifiuto organico. A livello nazionale le frazioni cellulosiche rappresentano

il 2,49% (142.500 tonnellate) percentuale in peso della FORSU, un valore che complessivamente registra una diminuzione del 5% rispetto alle rilevazioni del 2020. Si evidenzia che il 60% degli scarti a matrice cellulosa identificati sono tessuti cellulosici ("Altra carta": tovaglioli, carta da cucina, altri tessuti cellulosici, etc..) caratterizzati da un elevato tasso di umidità dovuto al contatto con la frazione organica (Figura 1).

All'interno della quantità di fibra cellulosa ritrovata, la quota dei soli imballaggi è invece pari allo 0,71% p:p (40mila tonnellate) della FORSU, valore che diventa lo 0,56% p:p (32mila tonnellate) se si riporta il quantitativo rinvenuto al 10% di umidità propria degli imballaggi immessi al consumo.

Gli **imballaggi individuati** sono così composti: **cartone ondulato** (24%), **cartone teso** (40%, di cui poco meno della metà sono manufatti per il catering), **altri imballaggi in carta** (36%).

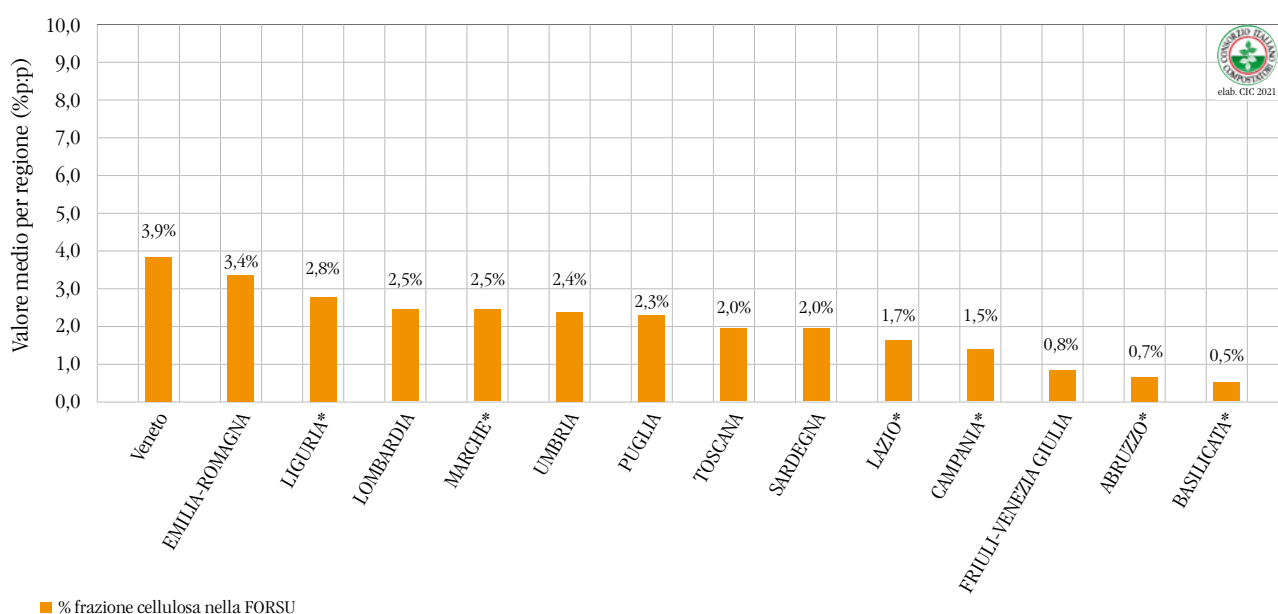


Figura 2. Valore medio percentuale per regione della frazione cellulosa nella FORSU – anno 2021.

*Regione in cui sono state svolte meno di 10 indagini merceologiche.

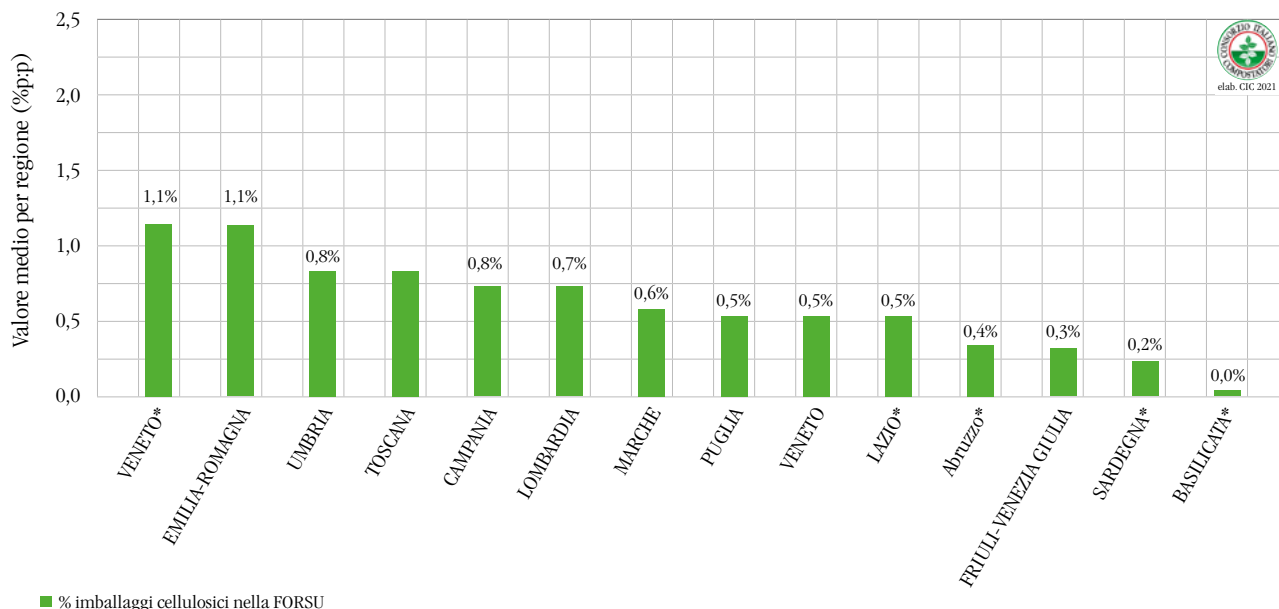


Figura 3. Valore medio percentuale per regione della imballaggi cellullosici (cartone teso, cartone ondulato e altri imballaggi in carta) nella FORSU (% p:p)– anno 2021.

*Regione in cui sono state svolte meno di 10 indagini merceologiche.

A livello locale, il valore più elevato della frazione cellulosa nella FORSU si registra in Veneto dove carta e cartone rappresentano quasi il 4% p:p della FORSU. In Emilia-Romagna, Lombardia, Puglia, Toscana e Sardegna la percentuale è compresa tra il 2% e il 3% p:p, mentre per le restanti regioni la percentuale scende sotto il 2% p:p (nota metodologica: si escludono le regioni italiane in cui sono stati eseguiti meno di 10 monitoraggi) (Figura 2). La regione Emilia-Romagna detiene il primato della presenza complessiva delle sole frazioni di imballaggio celluloso (1,1%), mentre nelle altre regioni la percentuale di imballaggi in carta e cartone è inferiore all'1% (Figura 3).

Questo panorama diviene di primaria importanza nel momento in cui si entra nella fase progettuale del packaging, in quanto la scelta del materiale influenza necessariamente le possibilità legate al fine vita del prodotto finale. Sebbene la prevalenza cellulosa del packaging renda preferibile l'opzione del riciclo nella frazione carta, la compostabilità, rappresenta una possibilità percorribile per il food packaging a prevalenza cellulosa, un'alternativa, grazie alla presenza di impianti industriali di compostaggio, in grado di gestire adeguatamente il fine vita di tali tipologie di imballaggi.

Per specifiche applicazioni, ad esempio per imballaggi a contatto con alimenti umidi e grassi, è valida l'opzione del fine vita negli impianti di compostaggio a patto che il produttore dimostri, prima dell'immissione sul mercato, la compostabilità del manufatto attraverso certificati conformi allo standard europeo EN 13432 e

successivamente riporti sull'imballaggio una chiara etichettatura con idonee istruzioni per i consumatori sulle modalità di conferimento nel circuito di raccolta differenziata e riciclo dei rifiuti organici. Si ribadisce invece che la miglior opzione di recupero per l'imballaggio celluloso non a contatto con alimenti o a contatto con alimenti secchi (per i quali non sono previste prove di migrazione) è il riciclo di materia nella filiera cartaria.

Grazie a questa indagine Comieco e CIC possono monitorare l'evoluzione della presenza di materiali in carta e cartone all'interno dei rifiuti organici, attivando congiuntamente azioni per migliorare la qualità della filiera del riciclo attraverso campagne di comunicazione rivolte ai cittadini per il corretto conferimento degli imballaggi in carta e cartone a contatto con alimenti.

Parallelamente Comieco svolge una costante attività con le aziende per promuovere l'innovazione legata all'ecodesign, rispondendo puntualmente alle sempre più numerose richieste sui temi della riciclabilità, compostabilità, etichettatura ambientale e verifica dei requisiti essenziali dell'imballaggio. ■

Per informazioni:

Comieco

Cons. Naz. Recupero e Riciclo degli imballaggi a base Cellulosica

www.comieco.org



origins earth

a company by



LA MISURAZIONE IN CONTINUO DELLE EMISSIONI DI CO₂ PER GUIDARE LA TRÁNSIZIONE VERSO LA NEUTRALITÀ CLIMATICA NELLE AREE URBANE

David Duccini

Chief Executive Officer Origins.earth

Il mondo ha preso coscienza della necessità di agire

La Conferenza delle Parti (COP21) del 2015 ha adottato l'Accordo di Parigi, che definisce l'obiettivo di lungo termine per il contenimento dell'aumento della temperatura media globale ben al di sotto dei 2°C e il perseguimento degli sforzi per limitare l'aumento a 1.5°C rispetto ai livelli pre-industriali. Sulla base dell'Accordo di Parigi l'Unione europea ha fissato l'obiettivo di ridurre entro il 2030 le emissioni di anidride carbonica del 55 % rispetto ai livelli del 1990 e di raggiungere la neutralità climatica nel 2050. Un obiettivo certamente ambizioso ma necessario per evitare conseguenze assai gravi, come evidenziato recentemente dal secondo volume del VI rapporto dell'IPCC, il gruppo di ricerca sui cambiamenti climatici delle Nazioni Unite. Il documento ha sottolineato infatti elementi di grande preoccupazione sugli effetti che l'innalzamento delle temperature del pianeta sta già producendo su molte popolazioni ed ha posto l'accento sul fatto che la situazione potrebbe rapidamente divenire invivibile per milioni di persone, qualora il riscaldamento globale non venisse tenuto sotto controllo,

entro 1,5°centigradi previsti. L'IPCC sottolinea che gli impatti devastanti del riscaldamento globale sono già in atto, agli attuali livelli delle temperature medie globali aumentate di 1,1 gradi centigradi, e sono destinati a diventare assai più gravi in tempi più brevi rispetto a quanto preventivato, con ingenti costi umani, sociali ed economici. Tra le aree più vulnerabili dove è maggiore l'impatto negativo del cambiamento climatico c'è l'Europa meridionale e in particolare l'area del Mediterraneo, Italia inclusa.

Dal problema all'opportunità

In questo volume del rapporto IPCC, particolare attenzione è stata posta al ruolo delle città, dove vive più della metà della popolazione mondiale e che sono responsabili del 70% delle emissioni antropiche di anidride carbonica, per i sistemi di trasporto, i sistemi residenziali, le attività commerciali ed industriali. Ma le città offrono anche importanti opportunità per mettere in atto azioni utili a contrastare le emissioni climalteranti. È però necessario partire da elementi di misurazione sicuri, concreti, affidabili e soprattutto in grado di supportare le strategie delle amministrazioni per il contenimento delle emissioni, in maniera dinamica. Ad oggi, infatti, la stima delle emissioni antropiche si basa principalmente su tecniche di calcolo indirette, applicate a dati spesso obsoleti e inaccurati. Questo approccio, utile per la definizione di linee guida strategiche a livello nazionale e sovra-nazionale, risulta però inadeguato alla costruzione di piani operativi sui territori regionali e nelle aree metropolitane. Un piano programmatico virtuoso deve infatti fondarsi sulla definizione di obiettivi specifici, elaborati sulla base di dati recenti e affidabili, abbinati ad un monitoraggio rigoroso e puntuale delle emissioni per apprezzare gli impatti delle singole azioni e guidare l'implementazione e l'eventuale l'aggiustamento del piano d'azione previsto. Per le amministrazioni pubbliche, inoltre, è di particolare importanza la possibilità di mettere in evidenza i risultati concreti raggiunti, sia per sensibilizzare i cittadini sulla necessità di agire in tempi rapidi sia per ottenere le risorse necessarie a tradurre il proprio impegno politico in misure e progetti pratici.

La sfida accettata e risolta

“Misurare è sapere: se non si può misurare non si può migliorare.”

Lord Kelvin

Suez ha voluto prendere un impegno con la collettività per superare il problema esistente sui dati affidabili e disponibili in tempo reale delle emissioni di anidride carbonica ed offrire quindi un supporto alle amministrazioni impegnate nella sfida ai cambia-

menti climatici. Per questo ha dato vita a Origins.earth, una start up che si è misurata e confrontata con il mondo scientifico per mettere a punto un modello in grado di superare questo gap. Origins.earth, in collaborazione con molti istituti scientifici francesi, ha messo a punto e sperimentato sulla città metropolitana di Parigi un modello di misurazioni in continuo delle emissioni di gas ad effetto serra, per ottenere le informazioni necessarie per indirizzare efficacemente le azioni di contenimento. Una sfida non certo facile, dal momento che si partiva dalla consapevolezza che la misura della concentrazione di CO₂ in atmosfera, anche se effettuata con precisione, non corrisponde direttamente alle emissioni antropiche, ma è sempre la risultante di tre componenti: la concentrazione atmosferica di sottofondo, le emissioni antropiche locali e le emissioni biogeniche. Oltretutto il peso di ognuna di queste componenti varia nel tempo e nello spazio, ed è influenzato da fenomeni di trasporto e dispersione in base alle specifiche condizioni meteorologiche e alle caratteristiche morfologiche del paesaggio urbano. Grazie agli strumenti elaborati dal mondo scientifico nell'ultimo decennio, questo ostacolo può essere superato combinando misure ad alta precisione (± 5 ppm) con modellazioni atmosferiche ad elevata risoluzione per ottenere una rappresentazione matematica tridimensionale delle emissioni di CO₂ di uno territorio. Origins.earth, ha incorporato questi metodi matematici nella sua filiera tecnologica, abbinandoli a funzionalità operative per interpretare la misura, realizzare un bilancio continuo delle emissioni e simulare gli

scenari di evoluzione. Ed una misurazione accurata vale più di mille opinioni di esperti!

Il modello messo a punto da Origins.earth è stato sperimentato con successo sulla città metropolitana di Parigi, che da luglio 2020 misura le emissioni di CO₂ all'interno della capitale grazie al monitoraggio in continuo sul campo. Parigi è dunque la prima città al mondo ad aver adottato la tecnologia di Origins.earth e ad utilizzarla per le strategie di contenimento della CO₂.

Il sistema Origins Earth è dunque già operativo con proposte modulari, applicabili su qualsiasi area urbana o su territori più ampi, a seconda delle esigenze, che possono essere suddivise in quattro componenti:

- un inventario dinamico delle emissioni ad altissima risoluzione spaziale e temporale;
- una rete di strumenti di misura in continuo, ad alta precisione, della concentrazione di CO₂;
- metodi matematici di modellazione meteorologica avanzati per ricostruire la ripartizione spazio-temporale delle emissioni;
- una piattaforma digitale di monitoraggio con funzionalità per il trattamento e l'elaborazione dei dati.

La scienza dietro le soluzioni operative

Il sistema è studiato per essere modulare e può essere implementato in step successivi a partire dal primo passo che è rappresentato da InventaireCarbone®: un inventario dinamico e automatizzato delle emissioni antropiche di gas a effetto serra ad altissima risoluzio-

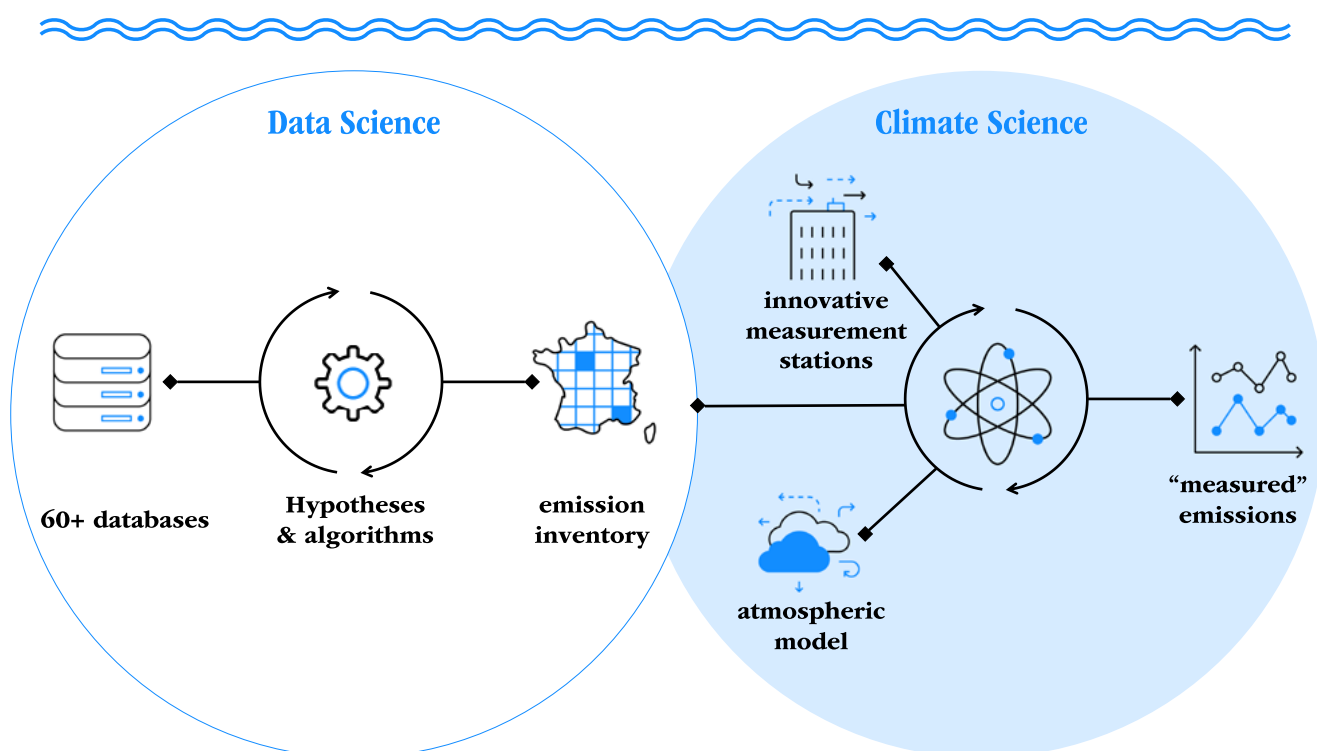


Figura 1. Technology chain.

ne spaziale e temporale, che fornisce una visione delle emissioni e della loro provenienza con un livello di dettaglio senza precedenti. Il passo successivo, che rappresenta il completamento del modello, è **MeteoCarbone®**: la prima piattaforma digitale che offre un sistema di monitoraggio in continuo e ad alta risoluzione delle emissioni antropiche di gas a effetto serra, tramite una filiera tecnologica che sfrutta un'innovativa rete di misura combinata a metodi di modellazione atmosferica.

InventaireCarbone®, l'inventario dinamico spazializzato di **Origins.earth** è costituito da un set di dati, costantemente aggiornati in automatico tramite algoritmi di calcolo dedicati, che considera i flussi di emissioni antropiche di gas a effetto serra e la loro distribuzione sul territorio, durante un periodo di tempo di almeno 24 mesi, con risoluzione spaziale vettoriale, a una frequenza temporale di un'ora, differenziando le emissioni per settore di attività (energia, trasporto, residenziale, terziario, industria e rifiuti). L'inventario dinamico è generato attraverso la raccolta ed elaborazione dei dati sul consumo di energia e su tutte le attività antropiche per quantificare le emissioni totali annuali nel territorio dettagliando, per ogni settore di attività, la quota di contributo; sempre per ogni settore di attività viene effettuata la ripartizione geografica delle emissioni nazionali e quella temporale delle emissioni spazializzate.

L'alto grado di risoluzione ottenuto da **Origins.earth** nella costruzione degli inventari dinamici delle emissioni deriva principalmente da due fattori:

- La costruzione di una base dati molto dettagliata sulla distribuzione spazio-temporale delle attività antropiche nel territorio grazie alla raccolta, automatizzata con metodi analitici specifici, di dati eterogenei (big data) disponibili da fonti statistiche e stazioni di misura prevalentemente open source (es: misure del traffico veicolare, informazioni sul traffico aereo degli aeroporti, dati sulla distribuzione temporale della

produzione di energia elettrica da centrali termo-elettriche, vendite orarie di gas naturale a livello nazionale, ecc.).

- L'utilizzo di sofisticati metodi matematici per armonizzare, aggregare, trattare e categorizzare opportunamente questi dati per calcolare le emissioni di gas a effetto serra afferenti ad ogni settore di attività e la loro ripartizione spazio-temporale (es: caratterizzazione del traffico veicolare in funzione di diversi parametri – composizione del parco circolante, tipo di strada, velocità media di percorrenza, temperatura ambiente, ecc. – e applicazione di coefficienti di emissione adatti ad ogni categoria e condizione).

Per essere utilizzati in maniera idonea, gli algoritmi di modellazione meteorologica necessari per la ricostruzione della ripartizione spazio-temporale delle emissioni a partire dalle misure di concentrazione dei gas a effetto serra, richiedono misure in ingresso di precisione molto elevata. In particolare, è necessario poter apprezzare variazioni di 10 ppm su un valore di fondo scala medio di circa 400 ppm, richiedendo quindi una precisione di ± 5 ppm.

Origins.earth, grazie alla collaborazione con il *Laboratoire des Sciences du Climat et de l'Environnement* (LSCE) di Parigi, ha sviluppato l'unico strumento operativo di misura della concentrazione di CO₂ in grado di garantire la precisione di misura richiesta.

Lo strumento messo a punto è dotato di memoria interna e di un modulo di trasmissione del dato per comunicare con la piattaforma di gestione del dato stesso.

La rete di misura (numero e posizione degli strumenti) necessaria per realizzare il servizio viene determinata in base allo specifico contesto territoriale e climatico, tenendo conto della direzione dei venti predominanti, dell'orografia del territorio, della posizione e altezza delle catene montuose, dei fenomeni di inversione termica legati alla

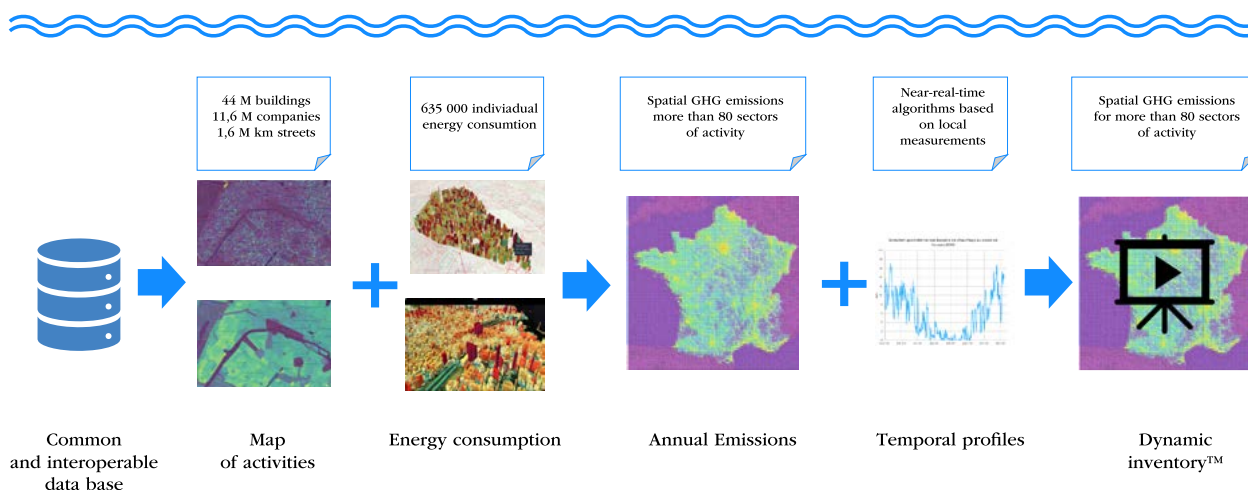


Figura 2. I passaggi per giungere dall'inventario dinamico delle emissioni.

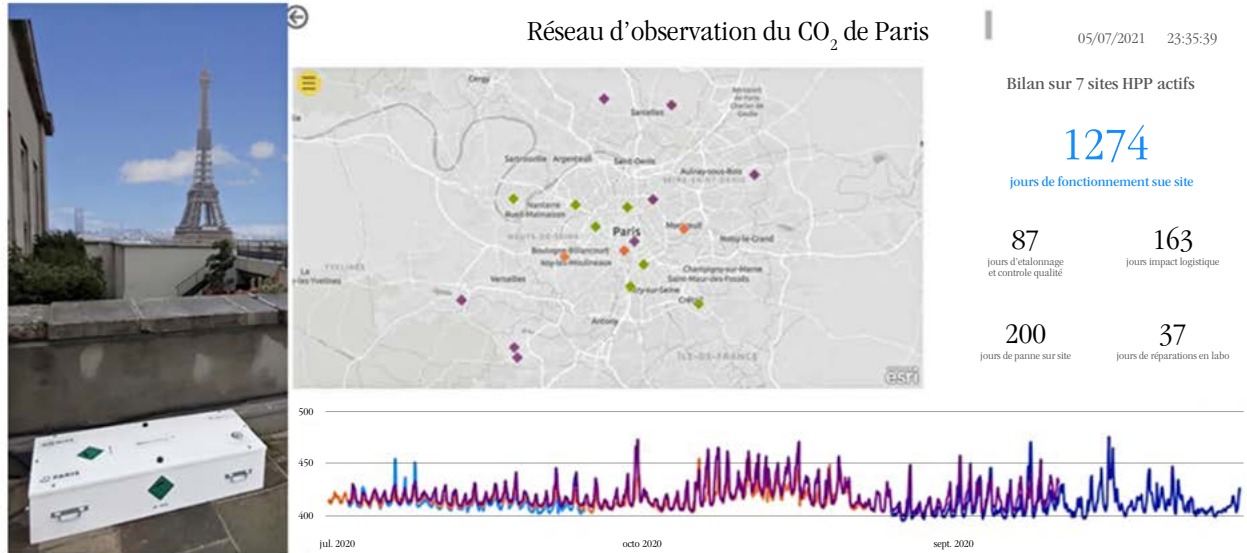


Figura 3. Stazione di misura con lo strumento messo a punto da Origins.earth per comunicare con la piattaforma di gestione dei dati.

presenza di corsi d'acqua, bacini, zone costiere, ecc.

La tecnica di ricostruzione della ripartizione spazio-temporale delle emissioni si basa su metodi matematici di inversione della modellazione atmosferica (*atmospheric inversion*). Il processo consiste in una serie di iterazioni di modellazione meteorologica, per correggere la stima *a priori* delle variabili di controllo della modellazione, fino a convergere ad una combinazione di tali variabili che fornisce il miglior accordo tra i risultati del modello e le misure reali di concentrazione di CO₂.

Il modello meteorologico utilizzato (WRF-Chem) è particolarmente adatto a simulare le condizioni meteorologiche su scala regionale. I dati di ingresso del modello sono le condizioni meteorologiche misurate e la concentrazione atmosferica di CO₂ iniziali al contorno della zona di simulazione; l'inventario dinamico *a priori* del-

le emissioni generato da Origins.earth e la stima dei flussi biogenici.

Il processo di inversione atmosferica consente di identificare il coefficiente correttivo di emissioni che permette di correggere l'inventario dinamico di partenza, per ricostruire una distribuzione spazio-temporale delle emissioni che coincida con maggiore accuratezza con le misure. Il coefficiente di correzione viene successivamente individuato per ogni settore specifico di attività.

Il passo successivo all'inventario dinamico è la realizzazione della piattaforma *MeteoCarbone*[®].

Una piattaforma digitale che raccoglie in maniera esaustiva i risultati della ripartizione spazio-temporale e per settore di attività delle emissioni antropiche di CO₂, con risoluzione spaziale di 1 km² e risoluzione temporale di 1 giorno. La piattaforma permette la na-

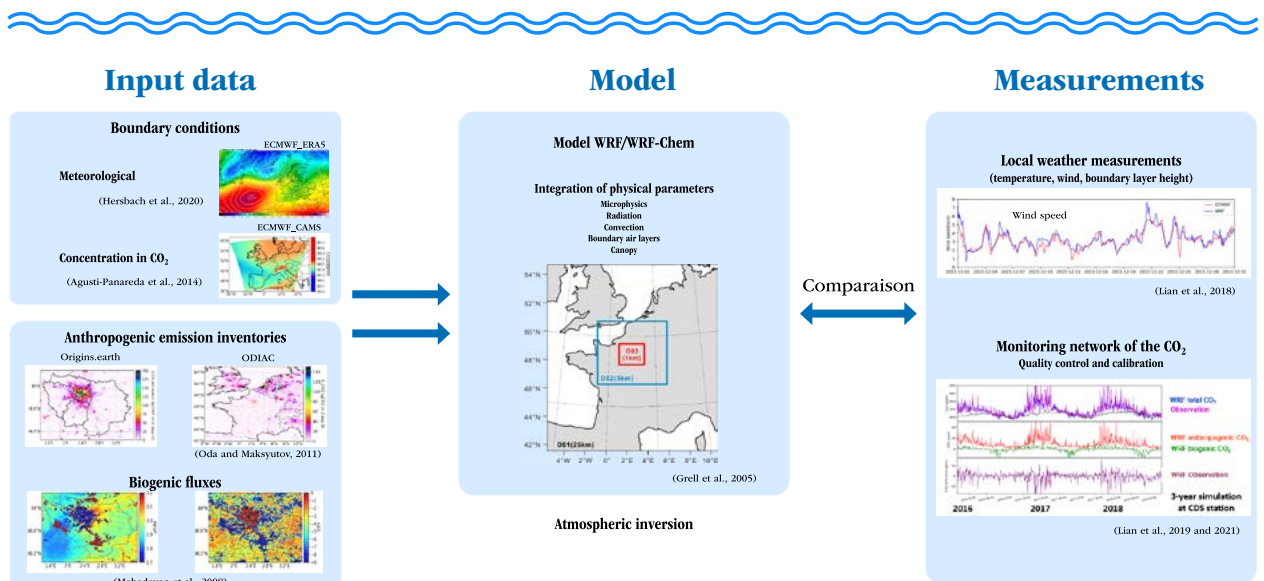


Figura 4. Modello meteorologico utilizzato per simulare le condizioni meteorologiche su scala regionale.

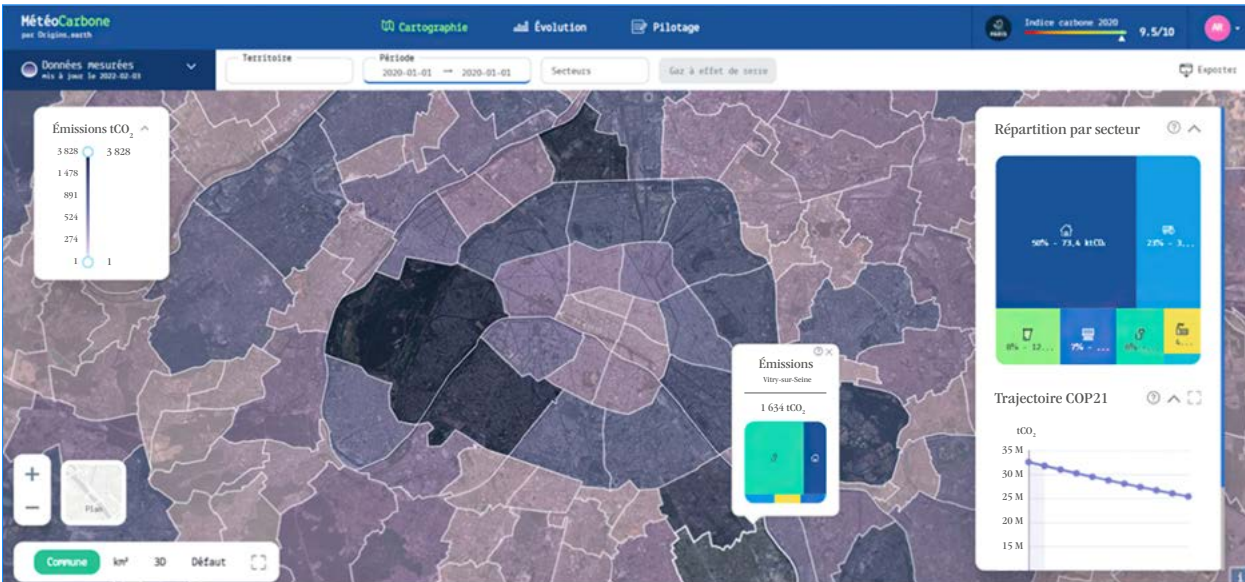


Figura 5. MétéoCarbone® -Piattaforma digitale che permette la navigazione spazio-temporale dei dati.

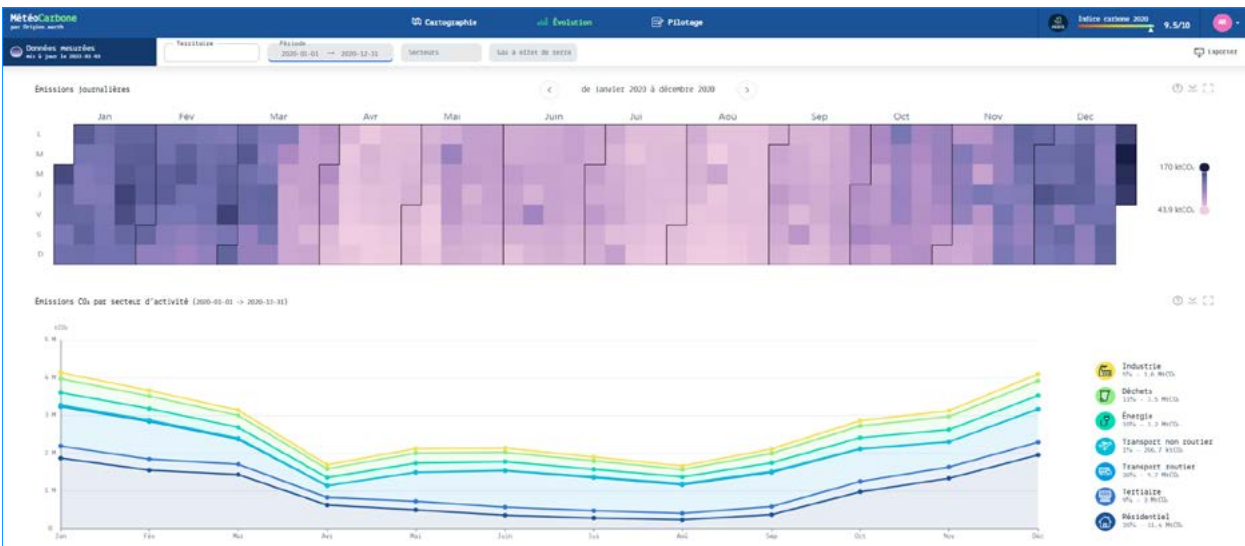


Figura 6. Esempio di lettura dei dati sulla piattaforma digitale, in cui si leggono le emissioni giornaliere ed i contributi per settore di attività.

vigazione spazio-temporale dei dati, con funzionalità di filtro sul periodo di osservazione, la posizione geografica e per settore di attività; funzionalità analitiche per interpretare la misura, realizzare un bilancio continuo delle emissioni e simulare gli scenari di evoluzione; il calcolo e l'aggiornamento continuo di indicatori specifici in grado di descrivere e caratterizzare

le emissioni di ogni settore di attività, la loro evoluzione nel tempo e l'impatto di specifiche politiche implementate dalle amministrazioni pubbliche.

Il modello messo a punto da Origins.earth ed applicato alla città metropolitana di Parigi ha dimostrato di essere un valido strumento a supporto delle amministrazioni pubbliche che hanno la necessità di misurarsi nella sfida del raggiungimento degli obiettivi di decarbonizzazione. La sfida di Origins.earth è ora quella di implementare questa tecnologia in altre realtà e l'Italia rappresenta certamente un obiettivo importante con cui misurarsi. ■

origins earth

Origins.earth è un team multidisciplinare di ingegneri, meteorologi, data scientists, informatici e economisti che combinano la loro esperienza con quella di un centro di ricerca internazionale attorno ad una missione comune: creare strumenti e soluzioni innovative per aiutare le città nella loro sfida di riduzione delle emissioni climalteranti.

Origins.earth
<https://www.origins.earth>
 contact@origins.earth



MONITORAGGIO INTEGRATO IN TEMPO REALE DELL'ODORE GENERATO DA UN IMPIANTO DI TRATTAMENTO DELLE ACQUE

1. Il problema del monitoraggio e controllo dell'odore

Data la crescente consapevolezza e sensibilità nei confronti dell'inquinamento atmosferico ed il fastidio correlato alle emissioni odorogene, l'integrazione di strutture per la gestione dei rifiuti e il trattamento delle acque all'interno del contesto ambientale locale, caratterizzato da un sempre crescente livello di urbanizzazione rappresentano una sfida importante.

Il problema del monitoraggio e controllo delle emissioni odorogene è d'altra parte una sfida importante anche dal punto di vista scientifico e tecnologico, in quanto richiede conoscenze superiori e trasversali nei campi della chimica e fisica dell'atmosfera, della meteorologia, della fisiologia e psicologia della percezione umana.

Un sistema efficace di monitoraggio e controllo non può dunque limitarsi a considerare uno o alcuni degli aspetti di questo problema ma deve perseguire un approccio olistico e integrato di tutte le componenti, che sono essenzialmente il monitoraggio all'emissione e al recettore, la modellizzazione fisica e chimica del fenomeno, la valutazione dell'impatto al recettore che non è un punto nello spazio ma una persona con una specificità, una storia e in definitiva una propria capacità di percepire e affrontare l'esposizione a un fastidio o a un rischio.

2. Il Sistema integrato di monitoraggio e controllo dell'odore

La soluzione implementata da ARIANET NOSE® Vision360 è ispirata da questo approccio integrato; è modulare, basata sul web e, in tempo reale o in modalità previsionale, contempla:

- la misurazione delle emissioni atmosferiche alle sorgenti (odori e traccianti) e delle concentrazioni atmosferiche ai recettori;
- la ricostruzione tridimensionale dei campi meteorologici e di turbolenza;

- la simulazione tridimensionale della dispersione atmosferica;
- la possibilità di ricostruzione retrospettiva probabilistica del termine di sorgente sulla base delle misure di concentrazione o delle segnalazioni di fastidio odorigeno da parte dei cittadini.

Il sistema consente così di monitorare l'impronta olfattiva di un sito, al fine di supportare l'implementazione di una strategia globale per una gestione affidabile e sostenibile degli inquinanti atmosferici, compresi gli odori fastidiosi, in impianti industriali e municipali.

In figura 1 uno schema logico di funzionamento.

3. Il modello di dispersione atmosferica PMSS

Componente fondamentale di un sistema integrato di controllo degli odori è il modello di dispersione atmosferica che deve essere in grado di seguire, in maniera totalmente tridimensionale, i fenomeni predominanti quali il trasporto dell'inquinante ad opera del vento e la sua dispersione a causa della turbolenza, indotta dall'interazione termica e meccanica del flusso atmosferico con il suolo e dunque che dipende fortemente, oltre che dall'intensità della radiazione solare, dalla rugosità, asperità, tipo di uso, presenza di ostacoli (barriere, edifici, alberi, ecc.).

Attualmente, la classe di modelli più avanzata per trattare in modo completamente tridimensionale i fenomeni di dispersione atmosferica è detta dei lagrangiani a particelle di cui fa parte Parallel-Micro-Swift-Spray (PMSS), prodotto di un intenso sforzo di ricerca e sviluppo condotto negli anni da ARIANET insieme ad Aria Technologies (Parigi) e centri di ricerca d'eccellenza italiani tra cui il CNR di Torino.

Questo modello, di tipo Monte-Carlo, consente di calcolare la dispersione di inquinante, a partire dal campo di vento tridimensionale, utilizzando un gran numero di particelle computazionali in cui è discretizzata la massa emessa e che seguono traiettorie indipendenti. Consente di salire a risoluzioni temporali più vicine a quelle dei fenomeni d'impatto odorigeno che sono prevalentemente intermittenti, cioè intensi e di breve durata, e di seguire il destino del pennacchio inquinante in ogni suo punto e non solo nel suo baricentro. Consente infatti di simulare in maniera precisa la dispersione in condizioni difficili di «calma di vento», oppure il confinamento in presenza di ostacoli orografici o edifici.

In figura 2 la dispersione tridimensionale di pennacchi di inquinante o odore in situazioni complesse, vicino alla linea di costa o in contesto urbanizzato.

4. Applicazioni

Sistemi di monitoraggio integrato di controllo degli odori e inquinanti atmosferici basati su modelli di dispersione tridimensionali sono operativi presso ormai numerosi impianti di trattamento delle acque, dei rifiuti e industriali. In essi sono tipicamente definiti due domini di calcolo, uno più esterno, delle dimensioni di qualche chilometro di lato (scala locale) e uno più interno, di qualche centinaio di metri di lato, a risoluzione molto fine e considerando la presenza degli ostacoli (edifici dell'impianto, residenziali e barriere). Nella figura 3 un esempio di schermata dell'interfaccia utente del Sistema installato presso l'impianto di trattamento delle acque di Milano – Nosedo.

Tipicamente, all'interno del dominio a maggiore risoluzione è posto un anemometro (rappresentato in figura seguente da un triangolo scuro), che può essere di tipo tradizionale o meglio ancora sonico (quest'ultimo in grado di rilevare l'intensità del

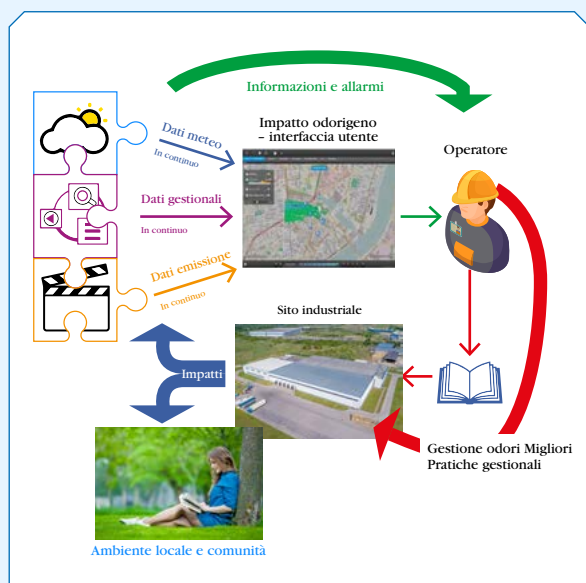


Figura 1.

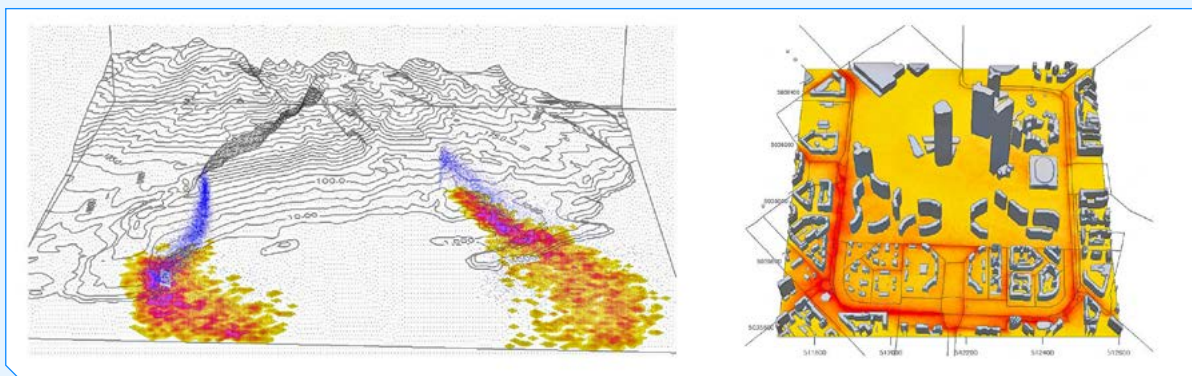


Figura 2.

vento ma anche della turbolenza atmosferica). In alternativa, il sistema viene connesso a un servizio di fornitura di dati meteorologici previsionali che consente di prevedere criticità anche nel prossimo futuro (fino a 3/5 giorni in avanti).

Sempre all'interno del dominio di calcolo a maggiore risoluzione possono essere posti dei sensori che rilevano le concentrazioni di inquinanti o di traccianti o anche direttamente l'intensità di odore ("nasi elettronici", rappresentati da quadrati verdi), utili a definire in tempo reale le emissioni di particolari sorgenti, a validare i risultati calcolati dal modello di dispersione e, se necessario, ad autocalibrare il modello in caso di elevata incertezza.

All'interno di entrambi i modelli sono infine definiti recettori sensibili su cui è maggiormente necessario controllare l'impatto anche quantitativamente e non solo visivamente.

5. ARIANET

ARIANET S.r.l. è attiva dalla fine dell'anno 2000 nei campi della progettazione, realizzazione, applicazione e commercializzazione di sistemi integrati finalizzati allo studio dei processi chimico-fisici che influenzano le emissioni, il trasporto, la dispersione e le trasformazioni chimiche degli inquinanti in atmosfera. A partire dal 2021, ARIANET è entrata a far parte del

Gruppo Suez. ARIANET Srl nasce con lo scopo di contribuire allo sviluppo, applicazione e affermazione della modellistica numerica per l'ambiente atmosferico, nella convinzione che tale strumento sia fondamentale per la valutazione e la gestione della qualità dell'aria.

Una stretta cooperazione internazionale con centri di ricerca ed università e con le agenzie per la protezione ambientale, nonché la partecipazione a programmi di ricerca comunitaria e nazionale le consentono di aggiornare lo stato delle conoscenze e di realizzare strumenti di calcolo innovativi, da utilizzare nelle attività di consulenza ambientale. L'attività di R&S e il continuo adeguamento dei modelli ai dettami stabiliti dalla legislazione italiana ed europea permette ad ARIANET di rimanere al passo con le richieste sempre più avanzate nel campo della fisica e della chimica dell'atmosfera.

ARIANET

<https://www.aria-net.it>
info@aria-net.it

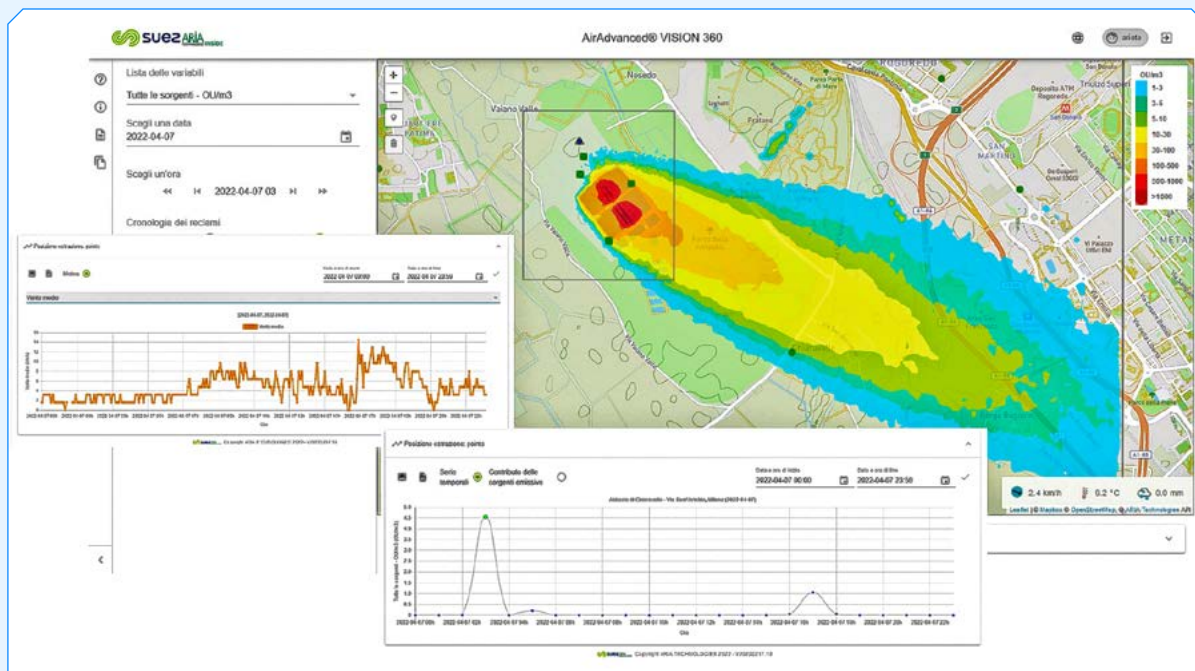


Figura 3.



auma®

Solutions for a world in motion

SOLUZIONI A TENUTA STAGNA PER IL RISCHIO DI ALLAGAMENTO

Felix De Stefano

Sales International

Il rischio alluvioni rappresenta un evento di cui si deve tener conto all'interno di un piano di emergenza ambientale. Si tratta di uno scenario non sempre prevedibile con esattezza, ma che deve poter essere gestito in maniera efficace nel caso in cui si verifichi.

La gestione dei rischi ambientali è da sempre tra le priorità del gruppo AUMA, che in fase di ideazione e creazione degli attuatori si pone l'obiettivo di rendere questi prodotti efficaci anche in situazioni complesse e che richiedono un'estrema sicurezza in termini di tenuta e funzionamento.

Tra gli ultimi progetti a cui ha partecipato AUMA in qualità di partner vi è la gestione della rete di raccolta delle acque piovane e le condutture di scarichi di emergenza della città di Doha, in Qatar. La Ashgal, l'Autorità per i lavori pubblici del Qatar, ha deciso, nell'ambito di un progetto di estensione della strada E-Ring a Doha, di potenziare anche la rete di raccolta delle acque piovane. Infatti, numerose saracinesche avvolgibili di grandi dimensioni sono state installate in camere sotterranee per poter chiudere, in caso di emergenza, le condutture di acqua piovana DN 2700.

In base al progetto, gli attuatori per l'azionamento delle saracinesche dovevano essere installati all'interno delle camere, ma, quest'ultime tendono ad allagarsi facilmente nei periodi di forti piogge. Quindi l'Ashgal era alla ricerca di attuatori che potessero essere immersi nell'acqua per lunghi periodi di tempo, considerando che l'altezza totale delle camere è di 24,5 m e gli attua-

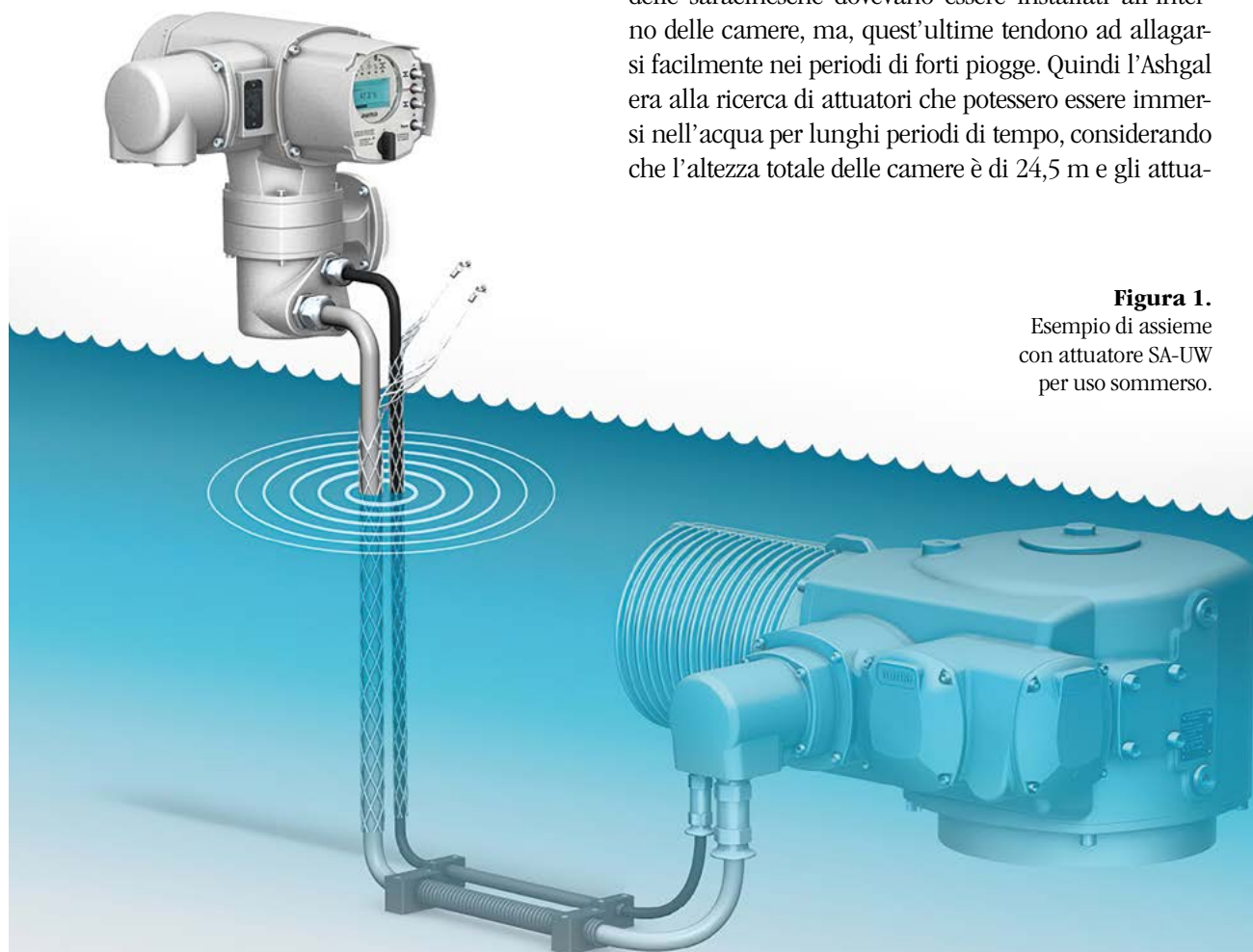


Figura 1.

Esempio di assieme con attuatore SA-UW per uso sommerso.



STANDING IN PERFORMANCE

Attuatori elettrici per il settore idrico

Affidabili, potenti, efficienti. AUMA offre una vasta gamma di attuatori e riduttori per tutte le esigenze.

- Automazione per tutti i tipi di valvole industriali
- Integrazione con i principali sistemi di controllo
- Elevata protezione dalla corrosione
- Assistenza e training su tutto il territorio nazionale



www.auma.it

auma[®]
Solutions for a world in motion



Figura 2. Posizionamento e verifica degli attuatori nella camera sotterranea per la raccolta delle acque.

tori dovevano essere montati a circa 6 m sotto il livello del suolo.

AUMA ha così fornito gli attuatori sommergibili SA 30.1-UW adatti per un uso continuo fino a 15 m di altezza dell'acqua. Questi attuatori assicurano un continuo e sicuro funzionamento degli scarichi di emergenza sotterranei anche in caso di lunghi periodi di allagamento.



Figura 4. Attuatore multigiro SA-UW in fase di installazione in impianto.



Figura 3. Dettaglio della camera sotterranea con saracinesca.

Quest'ultimi sono stati montati su una piattaforma di accesso all'interno della camera, mentre i comandi dell'attuatore AC 01.2 sono stati montati all'esterno dell'area allagabile utilizzando una staffa a parete, separatamente dall'attuatore. In questo modo tutte le operazioni locali sono state eseguite in sicurezza e da una posizione comoda utilizzando i comandi dell'attuatore AC 01.2.

Per venire incontro alle esigenze di mercato, AUMA ha creato un attuatore specifico per gli impianti idroelettrici e tutte quelle applicazioni che richiedono l'utilizzo di attuatori in immersione.

Gli attuatori, grazie ad un sofisticato sistema di tenuta combinato alla protezione anticorrosione, alla presenza di un sistema a doppia tenuta sul collegamento elettrico, di guarnizioni interne su tutti i coperchi della custodia e di un solido albero in acciaio inossidabile, sono completamente isolati, in quanto ogni piccolo ingresso di acqua è impedito.

L'attuatore elettrico sommergibile SA-UW può infatti lavorare completamente sott'acqua, ed è sempre più utilizzato in sostituzione di attuatori idraulici. Questi ultimi infatti potrebbero rilasciare dell'olio nell'ambiente, inquinando così la purezza dell'acqua. In ambito europeo e in particolare nel nord Europa, le applicazioni che utilizzano olii idraulici tendono ed essere evitate nei nuovi progetti proprio per ridurre il rischio di inquinamento ambientale. ■

AUMA Italiana S.r.l. a socio unico

Tel. 0331.51351

E-mail: info@auma.it

<https://www.auma.com/it/>



Informazioni DALLE AZIENDE

Impianti per il trattamento e la depurazione delle acque reflue

L'intera gamma *water* dei prodotti Pircher, che comprende i canali grigliati in CLS, i canali polimerici, le vasche monolitiche, i separatori di grassi e di oli minerali, nonché gli impianti biologici, il recupero dell'acqua piovana e di prima pioggia, i sistemi modulari geocellulari per recupero, laminazione e dispersione delle acque meteoriche è nata grazie allo sviluppo continuo di innovazioni tecnologiche, al fine di offrire una qualità eccellen-

te, soluzioni efficaci e sistemi *smart* nell'ambito del *water management*. L'innovazione interessa soprattutto i materiali, i profili, le prestazioni, l'efficienza dei sistemi progettati che danno origine a soluzioni permanenti.

La tecnologia sviluppata da Pircher, sempre nel rispetto delle più severe normative internazionali in materia edile, ambientale e industriale, consente il convogliamento delle acque meteoriche lungo percorsi sicuri, la raccolta e la depurazione efficace di scarichi industriali, il trattamento delle acque di scarico prima di essere rimesse in circolo e l'accumulo di riserve idriche



alternative e pulite. Impegnata da oltre 40 anni nella ricerca di soluzioni innovative per ridurre l'inquinamento degli strati superficiali del sottosuolo e



delle falde freatiche, Pircher ha saputo allargare il proprio raggio di competenza. Contando sull'esperienza acquisita, Pircher è in grado di progettare e realizzare impianti per il trattamento e la depurazione delle acque reflue provenienti da lavorazioni di svariate attività, fornendo soluzioni complete, innovative ed efficaci a tutela dell'ambiente e del patrimonio idrico. Dal momento che la tipologia di acque reflue derivanti da queste attività è spesso, non sempre, assimilabile a quella degli scarichi domestici, in molti casi si rende necessario l'utilizzo di impianti di tipo biologici di varia tipologia.

Gli impianti Pircher sono dotati di sistemi di sicurezza che impediscono ai liquidi inquinanti di fuoriuscire. Completamente impermeabilizzati, alcuni modelli vengono trattati con vernici epossidiche che li rendono inattaccabili e resistenti alle sostanze chimiche ed efficaci contro la corrosione acida e

Pircher srl.



basica. Tra le soluzioni impiantistiche quelle che trovano sempre maggiore applicazione negli impianti industriali e civili sono:

- gli impianti SBR biologici a fanghi attivi a colture sospese con funzionamento sequenziale (*Sequencing Batch Bioreactor*);
 - gli impianti biologici a fanghi attivi ad ossidazione totale in cui la depurazione delle acque avviene ad opera di microrganismi aerobici che si nutrono delle sostanze organiche contenute nelle acque reflue;
 - gli impianti a tecnologia MABR (*Membrane Aerated Biofilm Reactor*) a biomassa adesa che "incorpora" un sistema di trasferimento dell'ossigeno ad elevatissima efficienza;
 - gli impianti a tecnologia MBBR (*Moving Bed Bio Reactor*) che utilizzano una biomassa batterica che, anziché essere sospesa nella matrice acquosa, è adesa a dei supporti di piccole dimensioni (carrier) che vengono mantenuti in sospensione dall'insufflazione di aria (processo aerobico) o da dei miscelatori (processo anossico);
 - da combinazione di queste tecnologie.
- Tutti i sistemi vengono dimensionati secondo le specifiche del cliente e il personale tecnico Pircher è a disposizione dei progettisti e direttori lavori per trovare la soluzione migliore per ciascun caso specifico. ■



Pircher srl.

Pircher srl
water.pircher.eu





Il nuovo significato di efficienza energetica.

Migliorare l'utilizzo dell'energia è la sfida più importante che l'uomo dovrà affrontare nei prossimi anni. Il miglior modo per ridurre i consumi energetici è la loro ottimizzazione.

In Ecogenerazione integriamo al meglio sistemi di produzione energetica combinata come COGENERAZIONE o TRIGENERAZIONE, con tecnologie di TRATTAMENTO E RECUPERO ACQUE INDUSTRIALI.

Risparmiare migliorando le performance. Oggi si può.

www.ecogenerazione.it

ECO
GENERAZIONE
Tecnologie Energetiche e Ambientali

La sostenibilità ambientale misurata con dati concreti: Hera Luce prima in Italia a ottenere la certificazione Bureau Veritas per il bilancio materico

Sostenibilità ambientale, economia circolare, carbon neutrality sono ormai temi strategici dibattuti in tante circostanze, rischiando di diventare “green claim” astratti e poco dimostrabili. Proprio in questo contesto, Hera Luce (società di gestione di illuminazione pubblica del Gruppo Hera, detenuta al 100% da AcegasApsAmga, tra i primi operatori in Italia) in collaborazione con Bureau Veritas si è impegnata a introdurre un nuovo sistema di misurazione delle performance ambientali in modo scientifico e concreto a dimostrazione del proprio impegno costante: è la prima azienda ad aver ottenuto la certificazione del proprio bilancio materico, redatto ai sensi del Disciplinare Tecnico sviluppato da Matrec srl e denominato *“Disciplinare per la realizzazione di un sistema di gestione per l’implementazione di bilanci materici, finalizzati all’uso efficiente delle risorse ed alla misurazione dell’economia circolare, relativi a una organizzazione o prodotto o servizio o progetto”*.

La certificazione per la redazione di bilanci materici e misurazione dell’Economia Circolare, di natura volontaria, permette quindi di definire un sistema di gestione in grado di rendicontare il bilancio materico di un’organizzazione oppure di un prodotto, servizio o progetto dimostrando concretamente le azioni di circolarità intraprese con ricadute positive sotto il profilo ambientale, economico e reputazionale.

Hera Luce e Circular Score: il nuovo modo di misurare l’economia circolare

Hera Luce, sposando la mission del Gruppo Hera, ha sviluppato un tool di bilancio materico, attraverso un approccio innovativo che permette di misurare il tasso di circolarità materica delle soluzioni tecnologiche proposte. Grazie al tool si possono comunicare le prestazioni ambientali sia alle Pubbliche Amministrazioni sia ai clien-



ti industriali tramite documentazione puntuale e aggiornata nel tempo, oltre ad attestare la circolarità materica del servizio illuminazione. Si tratta del primo strumento certificato da Bureau Veritas a livello nazionale, predisposto in conformità del Disciplinare Matrec, finalizzato alla rendicontazione del bilancio materico delle attività di riqualificazione e manutenzione degli impianti di pubblica illuminazione.

Al fine di attuare la circolarità nell’ambito delle scelte aziendali, e in ottemperanza a quanto previsto dai CAM (Criteri Ambientali Minimi) per il servizio di Illuminazione Pubblica, risulta fondamentale per Hera Luce la misurazione: viene quindi valutata la quantità e la tipologia delle materie prelevate, utilizzate e reimmesse nel sistema.

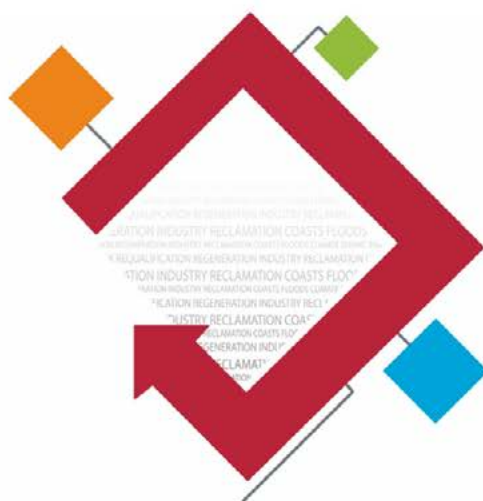
In particolare, viene determinata per i materiali impiegati per gli impianti, oltre alla quantificazione, la composizione materica e l’origine. I materiali vengono suddivisi in: vergine; riciclato; sottoprodotto; rinnovabile. Viene poi effettuata l’analisi del ciclo dei materiali a fine vita definendone la destinazione, che può essere una tra le seguenti: riciclo; valorizzazione energetica; compostaggio; riuso; discarica.

Impianti di illuminazione verso gli obiettivi Onu 2030

Sempre più Comuni in questi anni stanno adottando soluzioni Led ad alta efficienza energetica e a ridotto impatto ambientale proposte da Hera Luce per migliorare allo stesso tempo l’illuminazione stradale e garantire mag-

giore sicurezza a pedoni e automobilisti. Hera Luce è fra le realtà europee più avanzate nello studio dell’impatto ambientale dei sistemi di illuminazione ed è all’avanguardia nei CAM (Criteri Ambientali Minimi) che forniscono indicazioni per indirizzare gli enti pubblici verso l’acquisto per le loro forniture, di beni e servizi green, con minore impatto possibile sull’ambiente lungo l’intero ciclo di vita.

Affidandosi all’esperienza di Hera Luce, inoltre, le PA hanno la possibilità di svolgere un ruolo fondamentale nello sviluppare progetti in linea con le direttive europee del Green New Deal e rendersi così protagonisti grazie a best practices per il raggiungimento degli Obiettivi ONU 2030 e politiche di carbon neutrality. Inoltre, l’attestazione della circolarità materica è un approccio che abbraccia i principi e gli obiettivi della tassonomia ambientale e quindi favorisce gli investimenti a carattere pubblico e privato. Certificare il bilancio materico attraverso un ente terzo è poi importante per contrastare fenomeni di *greenwashing*, come dimostra una recente sentenza del Tar di Gorizia. Il direttore generale di Hera Luce, Alessandro Battistini, dichiara: “In linea con il lavoro che sta sviluppando la Commissione UE per qualificare i prodotti dal punto di vista ambientale, come Hera Luce crediamo essenziale fornire alle Pubbliche Amministrazioni impianti di illuminazione progettati per essere circolari. Per questo motivo abbiamo scelto di applicare il disciplinare ai nostri progetti e chiesto a Bure-



REMTECH EXPO

International event on Remediation, Coasts, Floods, Climate, Seismic risk, Regeneration, Industry

21 - 23 SETTEMBRE 2022



[REMTECHEXPO.COM](https://remtechexpo.com)



au Veritas di verificare la veridicità dei risultati raggiunti. Questa scelta è anche uno stimolo che ci deve spingere a migliorare continuamente”.

Diego D'Amato, Presidente e Amministratore Delegato di Bureau Veritas Italia, afferma: “L'esperienza di Hera Luce ci dimostra come, in un mondo in cui la pubblica amministrazione e i

consumatori sono sempre più sensibili al tema della sostenibilità e all'impatto ambientale dei processi produttivi, dotarsi di certificazioni – come la certificazione del bilancio materico – che attestino l'impegno verso la circolarità, contribuisca ad aumentare la competitività e la capacità distintiva del brand sul mercato”. ■

Arse: no fake news su superbonus, sono altre le misure a rischio frodi

“**N**o allo stravolgimento della realtà in merito al Superbonus, uno dei pochi strumenti di politica industriale adottato in questo Paese – dichiara Riccardo Bani, Presidente di ARSE, Associazione per il Riscaldamento Senza Emissioni – È bene ribadire con nettezza che dei 4,4 miliardi di frodi denunciate pubblicamente dal Governo ben 3,5 miliardi (circa l'80%) sono da attribuirsi al bonus facciate e agli ecobonus. Il Superbonus pesa per appena 132 milioni di euro (solo il 3%). Accogliamo dunque con favore il decreto del Ministro della Transizione Ecologica che definisce i costi massimi specifici agevolabili, per alcune tipologie di beni, ai fini dell'asseverazione della congruità per il superbonus. Sgombrato il campo da equivoci e fake news, si affrontino le criticità tenendo la barra dritta sulle finalità della misura, ovvero coniugare ripresa economica, vantaggi di lungo periodo per i consumatori finali in termini di riduzione della spesa energetica e abbattimento delle emissioni inquinanti”.

“Arse chiede inoltre di rimodulare il Superbonus escludendo tecnologie inquinanti come le caldaie a gas e mantenendo le premialità a edifici a zero emissioni” dichiara il Presidente Bani, ricordando che “come indicato da Bruxelles con la Direttiva EPDB sulla prestazione energetica degli edifici, bisognerà arrivare ad abolire i bonus per le caldaie a gas dal 2027 e a eliminare i combustibili fossili nel riscaldamento entro il 2040”.

Oggi con le tecnologie esistenti, secondo l'Associazione, è già possibile sostituire un milione di caldaie con pom-

pe di calore geotermiche riducendo le emissioni nel nostro Paese di circa 13 milioni di tonnellate di CO₂ all'anno, tanto quanto ottenuto da circa 20.000 MW di fotovoltaico, dimezzando la bolletta del riscaldamento delle famiglie e riducendo anche le nostre importazioni di gas dall'estero.

“Proponiamo – continua Riccardo Bani - un *decalage* crescente per tutti quegli interventi che generano un beneficio contenuto in termini di riduzione di energia primaria fossile e che non vanno nella direzione della decarbonizzazione. È necessario invece promuovere e premiare maggiormente solo quegli interventi che portano ad importanti riduzioni di energia primaria fossile, con l'azzeramento delle emissioni in loco dell'edificio”.

La transizione ecologica passa indiscutibilmente dalla riqualificazione energetica degli edifici, perché il parco edilizio italiano è realmente lontano dai requisiti necessari a concorrere alla decarbonizzazione del Paese: 17,5 milioni su 25,5 abitazioni italiane usano il metano, si usano le biomasse in 3,6 milioni di abitazioni, il riscaldamento elettrico e il gasolio in 1,3 milioni e il GPL in 1,2 milioni di case”.

“La soluzione è sotto di noi – conclude Bani – ovvero pompe di calore che utilizzino tecnologie innovative che possano sostituire con efficienza le caldaie, sfruttando una fonte di calore naturale come il terreno o le acque di prima falda o l'aria stessa”.

Come funziona una pompa di calore ad alta temperatura

Le caldaie oggi possono essere sostituite con tecnologie più efficienti, a 0 emissioni, lì dove il calore viene prodotto, perché una pompa di calore, in

Per ulteriori informazioni:
Ufficio stampa Hera Luce
Caterina Zanirato
Ufficio stampa AcegasApsAmga
Caterina.zanirato@
acegasapsamga.it



particolare quella elettrica ad elevata efficienza, utilizza tre quarti dell'energia prelevata gratuitamente dalla natura e un quarto di energia elettrica. Per produrre 100 unità di energia termica con una caldaia ne servono mediamente 118 di energia del combustibile; per produrre le stesse 100 unità di energia termica con una pompa di calore ne servono solo circa 25 di energia elettrica. Il resto del calore lo fornisce la natura gratuitamente. Il calore fornito all'impianto di riscaldamento o di acqua calda sanitaria viene estratto per il 75% circa dalla risorsa naturale, e “sollevato” alla temperatura necessaria, utilizzando una minima parte di energia elettrica. Le acque di prima falda, quella non potabile e presente pochi metri sotto il suolo, e il terreno stesso sono infatti straordinari accumuli naturali di calore, che mantengono una temperatura pressoché costante tutto l'anno anche in zone climatiche fredde. A parità di riscaldamento offerto, una caldaia, per contro, deve bruciare sul posto circa il 120% di energia chimica del combustibile fossile o biomassa.

Questa soluzione tecnologica, viste le alte temperature di esercizio raggiungibili (fino ai 90°C), può essere efficacemente applicata anche al settore industriale, alberghiero (che a partire dal 2022 gode di crediti di imposta all'80%), alla PA oggi costretta all'austerità spegnendo le luci dei monumenti, oltre ovviamente all'edilizia residenziale. ■

ARSE, Associazione per il Riscaldamento Senza Emissioni

<https://arse-geo.eu/>





ECOMONDO

THE GREEN TECHNOLOGY EXPO

Leading
the ecological
transition.

Ecomondo as a driver for a healthy,
efficient and productive sustainable
industry.

8-11
NOVEMBER
2022

RIMINI EXPO
CENTRE
ITALY

simultaneously with

KEY ENERGY
THE RENEWABLE ENERGY EXPO



ecomondo.com

Organized by

**ITALIAN
EXHIBITION
GROUP**
Providing the future

In collaboration with



INDEX

VOL. 9
NUM. 1
2022

In cover

The Switch-Getri project for the intermodal cross-border management of inert waste.

Editorial

Monitoring of Sars-Cov2 in wastewater: integration between epidemiological and environmental surveillance systems.

Arianna Azzellino, Manuela Antonelli, Giorgio Bertanza, Marta Domini, Andrea Turolla, Francesca Malpei

Articles

Integrating citizen science and instrumental monitoring for the recognition of odor classes nearby a wastewater treatment plant.

Federico Cangialosi, Edoardo Bruno, Antonio Fornaro

Application of reverse modelling to evaluation of ammonia emission flow in the agricultural sector.

Elisabetta Angelino, Giulia Malvestiti, Alessandro Marongiu, Giuseppe Fossati, Edoardo Peroni

Technical-scientific communications

Social Life Cycle Assessment: a methodology to evaluate the social sustainability of the life cycle of products and organizations.

Giuseppe Cecere, Lucia Rigamonti

50 Years of the "Limits to growth" report.

Dennis Meadows

Foto in copertina
di Switch-GeTRI

ISSN e e-ISSN 2420-8256

Ingegneria dell'Ambiente per il 2022 è sostenuta da:

auma[®]
Solutions for a world in motion

CID
Ing. VENTURA srl

eco
TECHNO
VACUUM EVAPORATION SYSTEMS

Interreg 
fondi europei di sviluppo regionale
ITALIA SVIZZERA - ITALIE SUISSE - ITALIEN SCHWEIZ
Ge.T.R.I.

SIAD


SOLVAY

suez

VEOLIA
Veolia Water Technologies Italia S.p.A.