

POLITECNICO DI TORINO

Scuola di Ingegneria Civile, Ambientale e Territoriale

Corso di Laurea Magistrale in Ingegneria per l'Ambiente e il Territorio



Elaborato finale

**Valutazione dell'impatto odorigeno prodotto da un  
impianto di depurazione delle acque reflue sulla base  
delle indicazioni normative esistenti**

**Relatori**

Prof. Deborah Panepinto  
Prof. Mariachiara Zanetti  
Ing. Marco Ravina

**Candidato**

Salvatore Bruzzese  
Mat. s250847

Anno Accademico 2019-2020



# Indice

<b>1</b>	<b>Quadro normativo nazionale e internazionale</b>	<b>3</b>
1.1	Paesi Extra UE . . . . .	3
1.2	Unione Europea . . . . .	5
1.3	Italia . . . . .	9
<b>2</b>	<b>L'odore</b>	<b>17</b>
2.1	Caratteristiche degli odori . . . . .	17
2.2	Composti odorigeni presenti negli impianti di trattamento delle acque reflue . . . . .	20
2.3	Il monitoraggio delle emissioni odorogene . . . . .	23
2.3.1	Analisi chimica . . . . .	24
2.3.2	Olfattometria dinamica . . . . .	26
2.3.3	Naso Elettronico (EN Electronic Nose) . . . . .	29
<b>3</b>	<b>Il campionamento degli odori</b>	<b>32</b>
3.1	Metodologie di campionamento . . . . .	32
3.2	Campionamento olfattometrico . . . . .	33
3.2.1	Sorgenti puntuali . . . . .	34
3.2.2	Sorgenti volumetriche . . . . .	35
3.2.3	Sorgenti areali . . . . .	35
3.3	Il campionamento delle sorgenti areali passive . . . . .	43
3.3.1	Confronto tra galleria del vento e camera di flusso . . . . .	43
3.3.2	Modelli di volatilizzazione in campo aperto e all'interno dei dispositivi di campionamento . . . . .	44
<b>4</b>	<b>La modellazione della dispersione atmosferica</b>	<b>50</b>
4.1	Approcci alla modellazione . . . . .	50
4.2	Tipologie di modelli . . . . .	51
4.2.1	Modelli Euleriani . . . . .	51
4.2.2	Modelli Lagrangiani . . . . .	54
4.3	La struttura dei modelli analitici a puff . . . . .	55
4.3.1	Il calcolo della concentrazione ai recettori nei modelli a puff . . . . .	58
4.3.2	Alcune opzioni tecniche dei modelli a puff . . . . .	60
4.3.3	CALPUFF . . . . .	62
<b>5</b>	<b>Modellazione dell'impatto olfattivo derivante dalle emissioni odorogene dell'impianto di trattamento</b>	<b>67</b>
5.1	Introduzione . . . . .	67
5.2	Ambito territoriale analizzato . . . . .	68

5.3	L'impianto di trattamento delle acque reflue . . . . .	70
5.3.1	Unità di trattamento . . . . .	71
5.4	Monitoraggio delle emissioni e identificazione delle sorgenti più impattanti . . . . .	71
5.4.1	Campagne di misura di Ottobre e Novembre 2017 . . . . .	72
5.4.2	Campagne di misura tra il 2018 e il 2019 . . . . .	73
5.5	Dominio di simulazione . . . . .	74
5.6	Orografia e uso del suolo . . . . .	76
5.7	Dati meteorologici . . . . .	78
5.7.1	Dati del 2018 . . . . .	80
5.7.2	Dati di gennaio 2015 . . . . .	88
5.7.3	Confronto gennaio 2015-2018 . . . . .	91
5.8	Scenari emissivi oggetto di modellazione . . . . .	91
5.9	Scenario emissivo attuale . . . . .	93
5.9.1	Caratterizzazione delle sorgenti e calcolo dei tassi di emissione . . . . .	93
5.9.2	Calcolo del tasso di emissione di odore (OER) . . . . .	100
5.9.3	Impostazione dello studio modellistico . . . . .	102
5.9.4	Risultati della modellazione . . . . .	107
5.9.5	Conclusioni . . . . .	111
<b>6</b>	<b>Mitigazione delle emissioni odorigene dell'impianto di trattamento</b>	<b>118</b>
6.1	Introduzione . . . . .	118
6.2	Biofiltri . . . . .	118
6.2.1	Modellazione della dispersione in presenza dei biofiltri . . . . .	119
6.3	Soluzioni per l'abbattimento degli odori provenienti dalle vasche di sedimentazione primaria	120
6.3.1	Azioni di prevenzione . . . . .	122
6.3.2	Azioni di minimizzazione dell'impatto odorigeno . . . . .	126
6.3.3	Azioni di trattamento dell'aria odorosa . . . . .	129
6.4	Modellazione dello scenario emissivo mitigato . . . . .	139
6.4.1	Copertura dei sedimentatori . . . . .	139
6.4.2	Aggiunta di agenti mascheranti o neutralizzanti . . . . .	142
<b>7</b>	<b>Considerazione conclusive</b>	<b>155</b>
7.1	Aspetti rilevanti nella procedura di modellazione . . . . .	155
7.2	Modelli del profilo di velocità del vento per la stima dei tassi di emissione (OER) delle sorgenti areali passive . . . . .	158
7.2.1	Power Law . . . . .	158
7.2.2	Logarithmic Law . . . . .	159
7.2.3	Deaves-Harris Law . . . . .	161
7.2.4	Confronto tra le tre leggi . . . . .	162
7.3	Conclusioni . . . . .	163
	<b>Bibliografia</b>	<b>169</b>
	<b>Siti consultati</b>	<b>173</b>

# Indice delle tabelle

1.1	Limiti di immissione GOAAA, 2008 . . . . .	6
1.2	Norme VDI in materia di odori . . . . .	6
1.3	H4 Benchmark odour criteria . . . . .	7
1.4	OIC riportati nel Decreto Attività . . . . .	7
1.5	Principali disposizioni regionali italiane in materia di odori. . . . .	10
1.6	Identificazione delle fonti odorigene. . . . .	13
1.7	Valori di accettabilità del disturbo olfattivo Prov.Trento . . . . .	14
2.1	Descrizione dei fattori FIDOL . . . . .	20
3.1	Tipologie di sorgenti areali e relative tecniche di campionamento (Zarra, 2017) . . . . .	35
5.1	Ricettori più vicini al confine dell’impianto. . . . .	70
5.2	Risultati delle misure eseguite il giorno 08/01/2019. . . . .	73
5.3	Coordinate degli estremi del dominio di calcolo di CALMET e CALPUFF, espresse in gradi decimali e in km secondo il sistema di riferimento WGS-84 UTM 32N. . . . .	76
5.4	Anagrafica della stazione meteorologica di Torino-Caselle. Sono presenti i sensori: pluviometro, termometro, igrometro, barometro, anemometro, idrometro, radiometro e nivometro. . . . .	79
5.5	Dati meteorologici forniti da ARPA relativi alla stazione di Torino-Caselle. . . . .	79
5.6	Anagrafica della stazione meteorologica installata all’interno dell’impianto. Sono presenti i sensori: anemometro, barometro, termometro, radiometro, igrometro e pluviometro. . . . .	80
5.7	Velocità e direzione del vento ricavate per interpolazione lineare nelle 4 vacanze dei dati riscontrate del 2018. . . . .	82
5.8	Scala del vento di Beaufort. . . . .	83
5.9	Coordinate delle sorgenti emmissive considerate, espresse in gradi decimali e in km nel sistema di riferimento WGS-84 UTM 32N. . . . .	94
5.10	Dati geometrici e altimetrici relativi alla sezione di dissabbiatura. . . . .	95
5.11	Dati geometrici e altimetrici relativi al Modulo 1. . . . .	96
5.12	Dati geometrici e altimetrici relativi al Piazzale di stoccaggio sabbie . . . . .	97
5.13	Dati geometrici e altimetrici relativi al piazzale di stoccaggio fanghi. . . . .	98
5.14	Dati geometrici e altimetrici relativi al locale grigliatura. . . . .	99
5.15	Dati geometrici e altimetrici relativi ai locali essiccamento. . . . .	100
5.16	Dati geometrici e di portata del WT impiegato per il campionamento. . . . .	100
5.17	Ricambi orari tipici di alcuni locali. . . . .	101
5.18	Parametro $\beta$ della relazione di potenza per il profilo verticale di velocità del vento (ARPA Lazio, 2003) [5]. . . . .	102
5.19	OER relativi allo scenario emissivo attuale. . . . .	102

5.20	Valori del fattore P/M proposti dalle Linee Guide Australiane e riportati in Freeman et al., 2002 [22] per le sorgenti oggetto di studio. Le condizioni di stabilità sono indicate con le sigle N (Neutral), C (Convective) e S(Stable). . . . .	104
5.21	Opzioni di “terrain adjustment method” settabili in CALPUFF. . . . .	105
5.22	Aree della mappa di concentrazione di odore. . . . .	108
5.23	Aree della mappa di concentrazione di odore di gennaio 2018. . . . .	109
5.24	Aree della mappa di concentrazione di odore di gennaio 2015. . . . .	110
6.1	Dati geometrici e altimetrici relativi ai biofiltri. . . . .	119
6.2	OER relativi allo scenario emissivo mitigato con copertura dei sedimentatori. . . . .	140
6.3	Aree della mappa di concentrazione di odore. . . . .	141
6.4	Aree della mappa di concentrazione di odore. . . . .	141
6.5	Aree della mappa di concentrazione di odore. . . . .	142
6.6	OER relativi allo scenario emissivo mitigato con aggiunta di agenti neutralizzanti o mascheranti. . . . .	144
6.7	Aree della mappa di concentrazione di odore. . . . .	144
6.8	Aree della mappa di concentrazione di odore. . . . .	145
6.9	Aree della mappa di concentrazione di odore. . . . .	146
7.1	Parametro $\beta$ della relazione di potenza per il profilo verticale della velocità del vento (Cook et al., 1997) [16]. . . . .	159
7.2	Parametro $\beta$ della relazione di potenza per il profilo verticale della velocità del vento (ARPA Lazio, 2003) [5]. . . . .	159
7.3	Confronto tra le aree sottese alle isoplete di concentrazione [ $m^2$ ] per lo scenario attuale e i due scenari mitigativi: copertura sedimentatori (1) e aggiunta di neutralizzanti (2). . . .	164

# Indice delle figure

1.1	Suddivisione per attività delle industrie potenzialmente emmissive. L.R.n.21/93 [4]. . . . .	12
1.2	Valori limite alle emissioni(immissioni per N organico). APAT (2003) [4]. . . . .	12
1.3	Valori medi, range di concentrazione di odore e fattori di emissione per ciascuna fase. Linee Guida Lombardia (2012) [36]. . . . .	14
1.4	Valutazione di accettabilità della percezione di disturbo olfattivo . . . . .	15
2.1	Scala di intensità con 6 livelli (APAT, 2003) [4]. . . . .	18
2.2	Ruota degli odori . . . . .	19
2.3	Principali famiglie di composti osmogeni (APAT, 2003) [4]. . . . .	21
2.4	Composti odorigeni rilevati negli impianti di depurazione (APAT, 2003) [4]. . . . .	22
2.5	Struttura di uno spettrometro di massa [74]. . . . .	25
2.6	Schema di funzionamento dell'apparato strumentale GC-O [11]. . . . .	25
2.7	Olfattometro . . . . .	27
2.8	Olfattometro [76]. . . . .	27
2.9	Portable Electronic Nose [77]. . . . .	29
2.10	Confronto EN e naso umano [78]. . . . .	30
3.1	Tipi di sorgenti di emissione di odore: attive (sx) e passive (dx) (Linee Guida Lombardia, 2012) [36]. . . . .	33
3.2	Rappresentazione del principio di funzionamento di una pompa a depressione (Linee Guida Lombardia, 2012) [36]. . . . .	34
3.3	Schema di funzionamento della cappa statica (Linee Guida Lombardia, 2012) [36]. . . . .	36
3.4	Camera statica a cupola per le emissioni di $CO_2$ dai terreni (dott. John A. Arnone). . . . .	37
3.5	Esempio di applicazione del WT. . . . .	38
3.6	Caratteristiche del WT (Linee Guida Lombardia) [36]. . . . .	39
3.7	Simplified scheme for the WT system (Lucernoni et al., 2017) [39]. . . . .	41
3.8	WT design (Lucernoni et al., 2017) [39]. . . . .	41
3.9	Applicazione della camera di flusso su una sorgente liquida [79]. . . . .	42
3.10	Flux chamber progettata da Osmotech [80]. . . . .	43
4.1	Classificazione dei modelli matematici per lo studio di inquinanti (ISPRA Ambiente, 2008) [30]. . . . .	51
4.2	Esempio di modello a griglia: dominio di calcolo impiegato. . . . .	52
4.3	Pennacchio gaussiano. . . . .	53
4.4	Schematizzazione del moto di particelle secondo il modello Lagrangiano. . . . .	54
4.5	Tabella fornita da ARPA Lombardia per la scelta dei modelli in base al terreno, alla geometria della sorgente, agli inquinanti modellati e all'estensione dell'area di impatto olfattivo. . . . .	55
4.6	Scomposizione del pennacchio in puff. . . . .	55

4.7	Interazione di un puff di inquinante con i vortici del PBL [56]. . . . .	57
4.8	Rappresentazione schematica del plume gaussiano e del modello a puff (Leelossy et al., 2014) [33]. . . . .	57
4.9	Esempio di schematizzazione a <i>slug</i> del plume di inquinante (Barclay et al., 2011) [8]. A sinistra è riportata la distribuzione del plume all'emissione; a destra quella al termine dell'intervallo di simulazione. . . . .	60
4.10	Partial plume path adjustment method per C=0.5 (Barclay et al., 2011) [8]. . . . .	64
4.11	Gruppi 0-7 di input nel file di controllo CALPUFF.INP . . . . .	65
4.12	Gruppi 8-16 di input nel file di controllo CALPUFF.INP . . . . .	66
5.1	Localizzazione impianto (Google Earth Pro). . . . .	68
5.2	Profilo del suolo in corrispondenza della sezione mostrata in figura. È evidente il debole declivio verso il Po. . . . .	69
5.3	Carta delle componenti paesaggistiche Ppr Piemonte, 2017. Si notano la zona urbana (arancio e rosso), la fascia fluviale, le aree rurali e di interesse agronomico (verde e giallo). L'impianto (in grigio) appartiene alle "insule" specializzate, ossia zone destinate a particolari attività come il trattamento delle acque reflue. . . . .	69
5.4	Idrografia dell'area circostante l'impianto. Si notano gli scarichi verso il Po provenienti dalla linea acque. . . . .	70
5.5	Concentrazioni massime rilevate durante la campagna del 20-24 Novembre 2017. . . . .	72
5.6	Specifiche tecniche del sensore per la misura della concentrazione di <i>VOC</i> . . . . .	73
5.7	Estensione del dominio di simulazione. In rosso la posizione dell'impianto. . . . .	75
5.8	Griglia di recettori all'interno del dominio di simulazione. . . . .	75
5.9	Grid Terrain Elevation Map (output di CALMET). In rosso la posizione dell'impianto. . . .	76
5.10	Classi di uso del suolo di default impiegate dal modello CALMET. . . . .	77
5.11	Mappa d'uso del suolo nel dominio considerato (output di CALMET). In rosso la posizione dell'impianto. . . . .	78
5.12	Centralina meteo installata in impianto. . . . .	80
5.13	Temperature e altezze di pioggia giornaliere registrate nell'anno 2018. . . . .	81
5.14	Temperature e altezze di pioggia giornaliere registrate nel mese di gennaio 2018. . . . .	81
5.15	Risultati di irraggiamento per l'anno 2015 presso l'impianto di trattamento. . . . .	82
5.16	Metodo di Pasquill-Turner per la determinazione della classe di stabilità. . . . .	82
5.17	Rosa dei venti-gennaio 2018. . . . .	83
5.18	Frequenze delle velocità del vento nelle classi della scala di Beaufort - gennaio 2018 . . .	84
5.19	Frequenze delle velocità del vento nelle classi della scala di Beaufort - anno 2018. . . . .	84
5.20	Variazioni giornaliere di velocità e direzione del vento - gennaio 2018. . . . .	85
5.21	Variazioni giornaliere di velocità e direzione del vento - anno 2018. . . . .	86
5.22	Rose dei venti stagionali per l'anno 2018. Sono state considerate le stagioni astronomiche, sfalsate di 21 o 23 giorni rispetto ai solstizi e agli equinozi. Non disponendo dei dati 2017 e 2019 i mesi invernali sono stati raggruppati in un'unica stagione. . . . .	87
5.23	Andamento della lunghezza di Monin-Obukhov e della friction velocity - Gennaio 2015. . .	88
5.24	Andamento dell'altezza dello strato di rimescolamento - Gennaio 2015. . . . .	89
5.25	Classi di stabilità atmosferica di PG - gennaio 2015. . . . .	89
5.26	Rosa dei venti gennaio 2015. . . . .	90
5.27	Frequenze delle velocità del vento nelle classi della scala di Beaufort. Gennaio 2015. . . .	91
5.29	Temperature medie orarie - gennaio 2015 vs gennaio 2018. . . . .	91
5.28	Variazioni giornaliere di velocità e direzione del vento - gennaio 2015. . . . .	92
5.30	Posizione delle sorgenti emmissive (Fonte: Google Earth). . . . .	94

5.31 Sezione di dissabbiatura. . . . .	95
5.32 Sedimentazione primaria: Modulo 1. . . . .	96
5.33 Piazzale di stoccaggio delle sabbie lavate. . . . .	97
5.34 Piazzale di stoccaggio dei fanghi provenienti dall'impianto di trattamento. . . . .	98
5.35 Sezione di grigliatura. . . . .	99
5.36 Sezione di essiccamento. . . . .	100
5.37 Comparazione tra le predizioni del modello di dispersione e la realtà emissiva (Freeman et al., 2002) [22]. . . . .	103
5.38 Principali impostazioni tecniche del file CALPUFF.INP. . . . .	106
5.40 Scenario attuale-Anno 2018, zoom sull'impianto. . . . .	108
5.42 Anno2018vsGennaio2018, zoom sull'impianto. . . . .	109
5.44 Scenario attuale-Gennaio2015, zoom sull'impianto. . . . .	111
5.39 Mappa di concentrazione di picco di odore al 98° percentile- Scenario attuale, Anno 2018. Scala 1:1000 . . . . .	112
5.41 Mappa di concentrazione di picco di odore al 98° percentile- Scenario attuale, Gennaio 2018. Scala 1:1000 . . . . .	113
5.43 Mappa di concentrazione di picco di odore al 98° percentile- Scenario attuale, Gennaio 2015. Scala 1:1000 . . . . .	114
5.45 Scenario attuale, Anno 2018. Vista 3D. . . . .	115
5.46 Scenario attuale, Gennaio 2018. Vista 3D. . . . .	116
5.47 Scenario attuale, Gennaio 2015. Vista 3D. . . . .	117
6.1 Vista dei capannoni di stoccaggio e dei due biofiltri adiacenti. . . . .	119
6.2 Particolare delle dighe effluenti a stramazzo della vasca di sedimentazione ("effluent weirs"). La turbolenza favorisce in questi punti la maggiore volatilizzazione dei composti odorigeni [91]. . . . .	121
6.3 Strategie di controllo degli odori negli impianti di trattamento delle acque reflue (WEF, 2016) [71]. . . . .	122
6.4 Schema rappresentativo del sistema di super-ossigenazione <i>ECO2</i> [90]. . . . .	124
6.5 Esempio di applicazione della super-ossigenazione <i>ECO2</i> per una vasca di sedimentazione primaria dell'impianto di trattamento di Anson-Madison (U.S.A.) [90] . . . . .	126
6.6 Rappresentazione di una zona cuscinetto. . . . .	127
6.7 Esempio di reazione tra un aldeide e l'ammoniaca. . . . .	128
6.8 Vantaggi, svantaggi e campi di applicazione della neutralizzazione e mascheramento degli odori (Miller et al., 2018) [45]. . . . .	128
6.9 Meccanismi di azione di alcuni agenti mascheranti/neutralizzanti impiegabili per il controllo degli odori dei WWTP. . . . .	129
6.10 Copertura piatta e scorrevole per vasca circolare realizzata in tessuto. [89]. . . . .	130
6.11 Esempio di copertura a cupola per vasche circolari realizzata con pannelli di alluminio [82]. Impianto di trattamento delle acque reflue del distretto North Miami Beach, Florida. . . . .	131
6.12 Esempio di copertura a cupola per vasca circolare realizzata con pannelli di alluminio [82] - è visibile il sistema di aspirazione e trattamento dell'aria. . . . .	131
6.13 Confronto tra due alternative di copertura: accesso consentito ("walk-in-cover") o impedito ("limited-to-no access") agli operatori. . . . .	132
6.15 Schematizzazione di uno scrubber a umido - Configurazione controcorrente "countercurrent packed tower" (Lema et al., 2017) [31]. . . . .	134
6.16 Schematizzazione di una colonna di adsorbimento a carbone attivo con sistema di rigenerazione (Lema et al., 2017) [31]. . . . .	135

6.17 Schematizzazione di un ossidatore termico rigenerativo (RTO) (Lema et al., 2017) [31]. . .	136
6.18 Schematizzazione di un biofiltro a letto aperto <i>open-bed-biofilter</i> (Lema et al., 2017) [31].	137
6.19 Schematizzazione di un biotrickling filter (Lema et al., 2017) [31]. . . . .	138
6.20 Efficienze di rimozione per le seguenti tecnologie: adsorption (ADS), absorption (ABS), incineration (INC), biofilter (BF), biotrickling filter (BTFs) (Lema et al., 2017) [31]. . . . .	139
6.21 Sistema di copertura CLARICOVER™ della ditta intervistata Eco-membrane [83]. . . . .	140
6.24 Anno2018vsGennaio2018, zoom sull'impianto. . . . .	141
6.26 Esempio di applicazione della tecnologia Lagun'Air® relativa ad una vasca di decantazione. Sono visibili sulle due pareti gli ugelli di diffusione. . . . .	143
6.28 Anno2018: confronto tra i due scenari mitigati, zoom sull'impianto. . . . .	145
6.30 Gennaio 2018: confronto tra i due scenari mitigati, zoom sull'impianto. . . . .	146
6.32 Gennaio 2015: confronto tra i due scenari mitigati, zoom sull'impianto. . . . .	147
6.14 Confronto tra i materiali tipici con cui vengono realizzate le coperture (tratto da WEF, 2016) [71]. . . . .	148
6.22 Mappa di concentrazione di picco di odore al 98° percentile-Copertura sedimentatori, Anno 2018. Scala 1:1000 . . . . .	149
6.23 Mappa di concentrazione di picco di odore al 98° percentile-Copertura sedimentatori, Gennaio 2018. Scala 1:1000 . . . . .	150
6.25 Mappa di concentrazione di picco di odore al 98° percentile-Copertura sedimentatori, Gennaio 2015. Scala 1:1000 . . . . .	151
6.27 Mappa di concentrazione di picco di odore al 98° percentile-Aggiunta agenti mascheranti, Anno 2018. Scala 1:1000 . . . . .	152
6.29 Mappa di concentrazione di picco di odore al 98° percentile-Aggiunta agenti mascheranti, Gennaio 2018. Scala 1:1000 . . . . .	153
6.31 Mappa di concentrazione di picco di odore al 98° percentile-Aggiunta agenti mascheranti, Gennaio 2015. Scala 1:1000 . . . . .	154
7.4 Anno 2018 - Isoplete di $1\text{ OU}/\text{m}^3$ , confronto tra lo scenario attuale e i due scenari mitigati.	164
7.1 Scenario attuale-Gennaio2015, confronto tra le opzioni di <i>terrain adjustment method</i> . MCTADJ=2 a sinistra. MCTADJ=3 a destra. . . . .	166
7.2 Scenario attuale-Gennaio2015, Legge logaritmica di velocità. . . . .	167
7.3 Scenario attuale-Gennaio2015, Legge di velocità di Deaves e Harris. . . . .	168

# Introduzione

L'impatto degli impianti di trattamento delle acque reflue in termini di emissioni odorogene è una tematica che ha assunto una rilevanza sempre maggiore nel corso degli anni. Le motivazioni sono da ricercarsi nelle complesse relazioni che intercorrono tra le realtà impiantistiche e il contesto urbano e territoriale nel quale esse sono collocate. Nel caso specifico degli impianti di depurazione, a causa della loro vicinanza con elementi sensibili, è necessaria una strategia adeguata di valutazione dell'impatto olfattivo delle unità di trattamento, allo scopo di limitare eventuali molestie all'area circostante e garantire una corretta e conforme gestione dei processi.

A tale scopo le istituzioni hanno cercato, negli ultimi anni, di dare il giusto peso alla problematica delle emissioni odorogene, comprendendo la rilevanza di questo aspetto della qualità dell'aria e definendone le modalità di valutazione e mitigazione. Un passo in avanti cruciale è stato fatto con la pubblicazione dello standard europeo EN13725 del 2003, con cui è stato identificato un metodo oggettivo per la determinazione della concentrazione di odore di un campione gassoso: l'olfattometria dinamica. Tale metodologia ha di fatto decretato lo sviluppo di una categoria nuova di tecniche di misura dell'odore – i metodi sensoriali – che affiancano le più tradizionali analisi di tipo chimico. La Comunità Europea ha inoltre apportato un contributo notevole alla conoscenza delle metodologie di campionamento degli odori, degli strumenti impiegabili e dei requisiti di rappresentatività che i dati del monitoraggio devono possedere. Il recepimento degli standard europei da parte degli Stati Membri ha segnato la nascita di un complesso sistema di normazione internazionale in materia di odore, spesso disomogeneo tra i vari stati. Situazione analoga è riscontrabile a livello extra-europeo: alcuni paesi ad oggi non contemplano nel loro sistema di normazione la questione odori; altri hanno sviluppato propri standard nazionali e criteri di impatto.

La legislazione italiana non possedeva, al 2017, indicazioni normative riguardanti le molestie olfattive né contemplava l'odore come inquinante atmosferico. Con l'introduzione nel Testo Unico Ambientale dell'articolo 272-bis è stata riconosciuta l'importanza della valutazione di impatto olfattivo. Ciò nonostante, la normativa – ad oggi – non possiede una regolamentazione esauriente in materia di odori a livello nazionale, ma demanda alle regioni la possibilità di indicare criteri di valutazione. Alcune di esse, come la Lombardia, si erano già dotate negli anni precedenti di linee guida che disciplinassero il monitoraggio, la caratterizzazione e il contenimento delle emissioni. Ad oggi, le linee guida lombarde, insieme a quelle di altre regioni come Piemonte, Puglia e Trentino, costituiscono i riferimenti principali cui attingere per impostare una valutazione di impatto.

La valutazione non può basarsi, ovviamente, sul solo monitoraggio delle emissioni. È necessario, allo scopo di quantificarne gli effetti e di pianificare le strategie di risanamento, impostare un'analisi modellistica della dispersione degli inquinanti in atmosfera che consenta di prevederne l'impatto sull'ambiente e sui recettori esposti. Esistono numerosi modelli adottabili basati su approcci differenti. La scelta è un aspetto cruciale, funzione del livello di dettaglio ricercato e del tipo di analisi che si intende portare avanti.

In questo contesto si inserisce il presente lavoro di tesi, il cui obiettivo primario è quello di applicare la modellazione della dispersione ad un caso studio - un impianto di trattamento delle acque reflue - e valutarne l'impatto odorogeno sul territorio circostante, caratterizzato da un'impronta sia rurale che urbana.

La modellazione necessita, almeno, di due fasi antecedenti: la caratterizzazione delle sorgenti di emissione e la scelta della tipologia di modello. La prima fase è strettamente legata al dispositivo di campionamento impiegato: in base alla geometria della sorgente esistono differenti strumenti di misura.

L'attenzione sarà focalizzata maggiormente sulle sorgenti areali passive, per le quali il campionamento viene condotto mediante gallerie del vento o camere di flusso.

Per quanto riguarda la scelta del modello, invece, il software CALPUFF, raccomandato dall'EPA e dalle indicazioni normative regionali italiane, si presta a simulazioni di questo tipo e costituisce un buon compromesso tra l'architettura del modello e le semplificazioni alla base della valutazione: tuttavia, l'assenza di una rete sistematica di monitoraggio delle emissioni all'interno dell'impianto è senza dubbio uno dei fattori principali che ne influenzano i risultati ottenuti. La procedura di valutazione è stata condotta sulla base delle indicazioni normative suddette, in particolare adottando le prescrizioni contenute nelle linee guida di Lombardia e Piemonte, che richiedono l'elaborazione di mappe di concentrazione di odore al 98° percentile. L'unità di misura della concentrazione, riconosciuta a livello europeo e derivante dall'analisi olfattometrica, è  $OU/m^3$ , la cui definizione sarà ampiamente discussa. Intento ulteriore del lavoro è quello di esaminare criticamente i risultati della modellazione, cercando di individuare i possibili interventi mitigativi dell'impatto olfattivo. Lo scopo non è quello di identificare la soluzione più opportuna da intraprendere, dal momento che richiederebbe analisi molto più dettagliate, bensì quello di definire gli estremi di azione entro i quali collocare tutti i possibili interventi mitigativi. In particolare, l'attenzione sarà focalizzata sui piazzali di stoccaggio fanghi e sulle vasche di sedimentazione primaria: per queste ultime è possibile realizzare delle coperture in grado di confinare le emissioni e attraverso sistemi di aspirazione convogliarle verso dispositivi di trattamento (i biofiltri, ad esempio). Si valuterà anche l'opzione di applicare sulla superficie del refluo degli agenti mascheranti o neutralizzanti l'odore, sebbene l'efficienza di questo tipo di azioni sia ancora oggi discutibile.

Infine, si cercheranno di mettere in luce gli aspetti determinanti nell'analisi modellistica effettuata, ricercando in tutta la procedura condotta gli elementi più critici che influenzano le risultanze ottenute. Questo perché gli esiti della modellazione restituiranno un quadro emissivo che indica un impatto non trascurabile dell'impianto sull'area circostante, con un evidente grado di sovrastima rispetto alla realtà. Ciò è legato anche all'applicazione delle indicazioni normative esistenti che richiedono ulteriori sforzi di miglioramento. Sarà sottolineata la necessità di implementare un sistema di monitoraggio capillare delle emissioni, che possa fornire una conoscenza solida del livello emissivo dell'impianto.

Nello specifico, il lavoro di Tesi si compone dei seguenti capitoli:

1. **Quadro normativo nazionale e internazionale.** Verranno sintetizzate le normative più rilevanti in materia di odori a livello mondiale, prima per alcuni paesi extra-europei degni di nota e successivamente per i paesi dell'Unione Europea. Per l'Italia, infine, sarà fornita una panoramica delle disposizioni normative regionali vigenti, entrando nel dettaglio di alcune di esse;
2. **L'odore.** La definizione di odore consentirà di comprenderne le principali caratteristiche misurabili e i fattori che ne descrivono l'impatto. Successivamente, verranno discusse l'applicabilità e le limitazioni delle principali tecniche di misura degli odori ad oggi impiegabili, presentando per prime le analisi di tipo chimico, seguite dai metodi sensoriali e dal sistema naso elettronico;
3. **Il campionamento degli odori.** Verranno descritte anzitutto le due metodologie principali di raccolta dei campioni, per poi dettagliare le tecniche olfattometriche e differenziare le geometrie delle sorgenti di emissione, riconosciute dalle Linee Guida ad oggi in vigore. Si discuteranno nel dettaglio le due alternative possibili per la misura su sorgenti areali passive - la camera di flusso e la galleria del vento - analizzando le equazioni per il calcolo dei tassi di emissione di odore;
4. **La modellazione della dispersione atmosferica.** Dopo una breve panoramica sui principali approcci alla modellazione impiegabili si approfondiranno i modelli a *puff*, sottolineandone potenzialità e limitazioni. L'ultima parte descriverà le modalità di azione del modello CALPUFF,

scelto per le simulazioni del presente lavoro di Tesi, elencando gli input richiesti e gli output prodotti.

5. **Modellazione dell'impatto olfattivo derivante dalle emissioni odorigene dell'impianto di trattamento reflui.** Il Capitolo 5 entrerà nel dettaglio della procedura di modellazione condotta per l'impianto di depurazione oggetto di studio. La valutazione partirà dall'inquadramento territoriale e dalla descrizione delle principali unità di trattamento dell'impianto. Successivamente, verranno indagati i dati di monitoraggio disponibili per l'analisi, condotta mediante precedenti campagne di misura. Sarà possibile identificare le sorgenti più impattanti dell'impianto e gli scenari di emissione da modellare. Inoltre, verranno presentate le informazioni relative al dominio spaziale e temporale di simulazione, i dati meteorologici ed altimetrici dell'area. La prima analisi condotta sarà la modellazione dello scenario emissivo attuale, composta da tre fasi: la caratterizzazione delle 9 sorgenti indagate, il calcolo dei tassi di emissione di odore dai dati di monitoraggio e l'impostazione dei parametri richiesti dal modello. Per i tre intervalli temporali di simulazione scelti, infine, saranno presentati e dibattuti i risultati ottenuti dal software;
6. **Mitigazione delle emissioni odorigene dell'impianto di trattamento.** Il sesto capitolo tratterà l'analisi modellistica della dispersione considerando uno scenario emissivo mitigato relativamente alle due sorgenti più impattanti dell'impianto: il piazzale di stoccaggio sabbie e le vasche di sedimentazione. Anche in questo caso, per gli intervalli temporali di simulazione, verranno discussi i risultati ottenuti, allo scopo di quantificare il contenimento e/o abbattimento dell'odore derivante dalle tecnologie impiegate;
7. **Conclusioni.** Il capitolo conclusivo riassumerà le possibili problematiche legate alla procedura di valutazione effettuata. Esse sono riscontrabili sia a monte della stessa, durante le fasi di campionamento e misura delle concentrazioni di odore, che nella fase successiva di calcolo dei tassi emissivi e scelta delle impostazioni modellistiche. Inoltre, si discuterà della rappresentatività e dell'attendibilità dei risultati ottenuti, in riferimento all'applicazione delle indicazioni normative previste dalle Linee Guida, delineando gli sviluppi futuri che dovrà avere la valutazione;

# Capitolo 1

## Quadro normativo nazionale e internazionale

La normativa in materia di odori non è omogenea tra i vari paesi europei e del mondo. L'Unione Europea ha dato inizio ad un processo mirato a definire criteri di valutazione adottabili in tutti gli Stati Membri; i singoli paesi, invece, hanno dato più o meno attenzione alla problematica delle molestie olfattive, anche in base alla vocazione delle loro aree industriali.

In questo primo capitolo vengono sintetizzate le principali normative europee ed extra-UE degne di nota, allo scopo di fornire un quadro - seppur semplificato - delle differenti vie di valutazione e gestione degli odori. La normazione italiana sarà discussa più nel dettaglio.

### 1.1 Paesi Extra UE

#### Giappone

Il ruolo del Giappone è rilevante nella normazione mondiale in materia di odori perché, nel corso degli anni, il paese ha sviluppato i propri standard diversamente dal resto del mondo, mediante la *Legge sul controllo degli odori molesti del 1972*. In breve, la normazione giapponese prevede due diversi criteri di controllo (Brancher et al., 2017) [42]: la determinazione di un indice rappresentativo dell'odore (Odor Index) e la misura della concentrazione di odorigeni in ambiente. L'indice di odore è ricavato sottoponendo l'aria odorosa ad un insieme di esaminatori - i panelisti - con gradi di diluizione variabili fino a raggiungere una condizione in cui nessuno di essi è in grado di avvertire la molestia: un indice compreso tra 10 e 21 è ritenuto accettabile al confine di un sito produttivo.

Le norme si differenziano in base alle condizioni geografiche e demografiche, e possono riguardare limiti sui confini dell'impianto, sull'emissione a camino o sugli effluenti liquidi. L'aspetto interessante è che in Giappone tutte le strutture poste all'interno di aree regolamentate sono controllate assiduamente, indipendentemente dalle loro caratteristiche di pericolosità. In particolare, l'attenzione è rivolta alle aree densamente popolate e alle periferie. Ulteriore segno distintivo della politica giapponese è stata l'introduzione di un metodo di analisi degli odori innovativo, esportato in tutto il mondo, noto come *Triangle Odor Bag Method*. Esso si basa, in maniera molto semplice, sulla somministrazione di differenti sacche di aria ad un panel di operatori, i quali devono riconoscere, tra tutte, il bag contenente l'odorante. Le differenze tra questa tecnica di analisi e l'olfattometria dinamica, più impiegata in Europa e America, saranno affrontate nei capitoli successivi.

#### U.S.A.

Negli Stati Uniti, l'inquinamento da odori non è affrontato né attraverso standard nazionali di qualità dell'aria ambiente né in qualsiasi altro quadro normativo federale. Infatti, la U.S. Environmental Protection Agency (USEPA) non regola gli odori come inquinanti atmosferici. Nell'ultimo ventennio sono state emanate, però, delle norme tecniche per il controllo delle molestie olfattive sulla popolazione (Brancher et al., 2017) [42]: la norma E679-91 *Pratiche standard per la determinazione della soglia di odore*, E1432-91 *Definizione, calcolo individuale delle soglie di gruppo con il metodo della scelta forzata* e le norme ASTM *American Society for Testing and Materials*. In particolare, è stato introdotto il metodo olfattometrico e affrontati gli aspetti relativi alla scelta dei panelisti, alle soglie olfattive e alla diluizione. Alcuni stati americani si sono dotati di una regolazione propria in materia di odori.

### **Canada**

La regolamentazione canadese sugli odori (CUM, 2011) [18], a livello di singolo stato, è tra le più dettagliate al mondo. Importanti riferimenti sono la *Guida delle buone pratiche per la gestione degli odori in Alberta, del 2015* [2] e le leggi sulla qualità dell'ambiente, che riconoscono l'odore come contaminante. Gli stati hanno diverse strategie per la gestione del disturbo da odori e differenti criteri di impatto: ad esempio, la Manitoba Conservation (2006) [41] prevede un proprio protocollo per la modellazione della dispersione, che riconosce due differenti livelli: lo screening preliminare e la raffinatura del modello. L'Ontario, inoltre, ha redatto un dettagliato regolamento sugli odori (OMOE, 2009) [49] che analizza un ampio elenco di composti chimici e stabilisce norme sulle distanze minime da rispettare per gli impianti di trattamento reflui.

### **Australia**

In Australia ogni stato possiede propri ed individuali criteri di impatto degli odori e standard di qualità dell'aria. Il New South Wales, ad esempio, propone tre livelli di valutazione dell'impatto odorigeno:

- Livello 1: valutazione predittiva basata sulle caratteristiche geometriche del sito produttivo, adatta solo ed esclusivamente a piccoli impianti;
- Livello 2: modellazione della dispersione nelle condizioni più gravose di inquinamento;
- Livello 3: modellazione dettagliata effettuata con dati di input sito-specifici. Al termine di questo ultimo livello si ottengono risultati molto realistici con cui verificare l'effettivo funzionamento delle azioni mitigative esistenti nelle varie aree;

### **Altri paesi**

Una panoramica generale sulla valutazione degli odori nelle giurisdizioni internazionali è stata realizzata da Brancher (2017) [42]. In essa sono riportati i criteri di impatto degli odori (OIC), ossia i limiti indicati da molti paesi del mondo per definire la conformità in materia di emissioni odorogene. Tali limiti vanno confrontati con le risultanze della modellazione della dispersione atmosferica. I criteri di impatto sono tutti costituiti da tre elementi principali:

- la "soglia di concentrazione olfattiva" ( $C_t$ );
- il "valore di conformità percentuale della soglia" (spesso una probabilità di superamento);
- il "tempo medio di calcolo" delle concentrazioni all'interno del modello di dispersione atmosferica;

Per alcuni paesi è riportato anche il fattore  $F$  *peak to mean ratio* che deve essere impiegato per adattare la concentrazione di odore ricavata dalla modellazione a tempi di emissione più brevi, in modo da simulare l'effettiva risposta umana alla molestia e gli eventuali fenomeni di picco di odore.

## 1.2 Unione Europea

Il CEN (Comitato Europeo di Normalizzazione) ha introdotto standard olfattometrici con cui quantificare la molestia olfattiva legata alle emissioni in atmosfera. L'organo tecnico deliberativo che lavora sulla qualità dell'aria è il CEN/TC 264. Il Working Group WG2 ha pubblicato, nel 2003, lo standard EN13725 *Air Quality: determination of odour concentration by dynamic olfactometry*, il cui scopo è espressamente indicato nel testo:

“This European Standard specifies a method for the objective determination of the odour concentration of a gaseous sample using dynamic olfactometry with human assessors and the emission rate of odours emanating from point sources, area sources with outward flow and area sources without outward flow. . . .omissis”

La norma esamina dapprima le attrezzature, i materiali e le modalità di campionamento, poi i metodi di analisi del campione, riconoscendo l'olfattometria dinamica come quello più consolidato. L'odore è misurato in  $OU/m^3$ :  $1 OU/m^3$  è la “quantità di odorante che, fatta evaporare in  $1 m^3$  di gas (aria o azoto) neutro in condizioni standard, ed analizzata mediante metodo olfattometrico, produce nel panel una risposta fisiologica (soglia di percezione) equivalente a quella generata da una quantità di gas di riferimento pari a 1 EROM (European Reference Odour Mass)”. L'EROM è definito come la “massa di odorante di riferimento europea, pari a  $123 \mu g$  di n-butanolo che evaporata in  $1 m^3$  di gas neutro in condizioni normali provoca una risposta fisiologica D50” (nota come soglia di percettibilità. Quando evapora in  $1 m^3$  di gas neutro, in condizioni normali, l'n butanolo produce una concentrazione di 40ppb. In base alla definizione vista, ogni odorante, in corrispondenza della soglia di percezione, possiede una concentrazione pari a  $1 OU/m^3$ . Il valore reale di concentrazione di odore della miscela è dunque espresso come un multiplo di  $1 OU/m^3$ . L'unità di odore OU è definita in modo analogo al concetto di LD50, ossia alla “dose a effetto letale per il 50 % dei soggetti esposti”.

Lo standard europeo tratta nel dettaglio la metodologia di campionamento, le specifiche degli strumenti di misura, le caratteristiche che devono essere garantite nei laboratori di analisi e la procedura di valutazione. L'importanza data alle tecniche sensoriali è legata alla capacità di rilevazione dei composti odorigeni: in molti casi è impossibile misurarli con le comuni indagini strumentali, dal momento che per molti di essi la soglia di percezione olfattiva è inferiore al *ppb* e dunque ai limiti di rilevabilità degli strumenti.

La Comunità Europea ha anche emanato nell'Ottobre 2013 un BREF sul monitoraggio *JRC Reference Report on Monitoring of emissions from IED-installations*, con particolare attenzione alle frequenze dei rilevamenti e all'elaborazione dei dati. Obiettivo primario è quello di assicurare che i dati di monitoraggio siano accurati, affidabili, rappresentativi e comparabili. Il documento analizza anche i modelli di dispersione, l'olfattometria dinamica, i nasi elettronici e il monitoraggio del disturbo alla popolazione.

La EN13725:2003 è ormai divenuta metodo di riferimento riconosciuto anche al di fuori dell'Europa. La sua revisione è stata decretata nel giugno 2012 e ha riguardato i seguenti aspetti:

- lo scopo dello standard: si è sottolineato che la norma non include la “misura diretta in aria ambiente dell'esposizione di odore” (EN 16841-1) ma esclusivamente le misure alla fonte;
- la conservazione dei campioni e i materiali per gli strumenti: si è proscritto l'utilizzo dell'acciaio privo di trattamento come materiale per realizzare l'olfattometro, preferendo il titanio;
- il materiale di riferimento per la valutazione ad opera dei panelisti: l'n butanolo non rappresenta completamente la realtà del mondo emissivo odorigeno, per cui è possibile optare per altre sostanze;

- le condizioni di salute e sicurezza: sono state introdotte importanti indicazioni per eseguire le procedure in sicurezza ed evitare di analizzare composti pericolosi o tossici;
- il calcolo dell'incertezza di misura: è stato fissato a 4 il numero minimo di rino-analisti che devono essere coinvolti nell'analisi;

Ulteriore riferimento è lo standard EN16841-1 e 2, pubblicato nel 2016 dal WG27 *Ambient air - Determination of odour by using field inspection*.

Attualmente, il WG41 è al lavoro per standardizzare un metodo di calibrazione dei sistemi strumentali (IOMS = Instrumental Odour Monitoring System) per il monitoraggio degli odori all'esterno, nei locali e alle fonti emmissive.

## Germania

Tra i vari paesi europei, la Germania più di altri si è dotata di una normativa organica e razionale sugli odori, armonizzata con la legislazione UE, i cui principali documenti sono la Legge Federale sul controllo delle immissioni, le istruzioni tecniche sulla qualità dell'aria (TA-Luft, 2002) [63] e le Linee Guida sugli odori in aria ambiente (GOAA, 2018) [25].

In queste ultime è valutato dettagliatamente l'inquinamento da odori degli impianti industriali. Sono affrontate le modalità di valutazione delle sostanze osmogene e i requisiti di qualità dell'aria, espressi in termini di "massima frequenza di odore", ossia la "frequenza relativa di ore con odore chiaramente percepibili". Inoltre, le linee guida riportano i valori percentuali di tempo superati i quali la percezione dell'odore è da ritenersi significativa. L'aspetto cruciale che viene sottolineato è che eccessi brevi nella soglia di odore, in un certo intervallo di tempo, possono provocare maggiore fastidio rispetto a stimoli continui. Questo perché è presente, nei soggetti coinvolti, un certo adattamento agli stimoli continui ricevuti. I limiti di immissione (Tab. 1.1) indicati in normativa sono limiti di "frequenza relativa di ore di odore".

Tabella 1.1: Limiti di immissione GOAA, 2008

Aree residenziali e miste	0.10 $OU_E/m^3$	90° percentile
Aree commerciali, industriali e agricole	0.15 $OU_E/m^3$	85° percentile

La norma TA-Luft (2002) [63] entra nel dettaglio delle precauzioni da adottare per ridurre gli effetti dannosi dell'inquinamento atmosferico: minime distanze dalle zone residenziali, confinamento delle emissioni, modalità di gestione dei materiali, sistemi di mitigazione. Esistono anche delle Linee Guida prodotte dalla VDI tedesca in materia di odori, controllo, misura delle immissioni e determinazione dei parametri di fastidio. In Tab. 1.2 sono riportate le principali VDI in materia di odori (Brancher et al., 2017) [42].

Tabella 1.2: Norme VDI in materia di odori

Norma	Campo di applicazione
VDI 3475	Controllo emissioni degli scarti biologici; compostaggio e digestione anaerobica
VDI 3477	Depurazione biologica dei gas, Bioscrubber e Trickle Bed
VDI 3478	Effetti e distribuzione degli odori
VDI 3881-3882	Effetti e distribuzione degli odori
VDI 3883	Determinazione dei parametri di fastidio con questionari
VDI 3940	Modalità di misura delle immissioni

## Regno Unito

Nel Regno Unito sono state emanate le Linee Guida dell'Agenzia Ambientale (UK-EA, 2011) [67] *H4 – Odour Management*, che riportano i seguenti criteri sugli odori negli impianti di trattamento:

- 1.5  $OU/m^3$  per processi industriali che riguardano effluenti settici o fanghi e discariche biologiche;
- 3  $OU/m^3$  per il compostaggio dei rifiuti verdi;

Il 98° percentile viene applicato alle concentrazioni medie orarie nell'arco di un anno. Si riportano, in Tab. 1.3, i criteri di valutazione di accettabilità di esposizione agli odori secondo la linea guida UK-EA.

Tabella 1.3: H4 Benchmark odour criteria

Criterion $C_{98}$ $OU_E/m^3$	Offensiveness	Odour Emission Sources
1.5	Most Offensive	Processing involving decaying animal or fish remains Processes involving septic effluent or sludge Biological landfill odours
3.0	Moderately Offensive	Intensive livestock rearing Fat frying (food processing) Sugar beet processing Well aerated green waste composting
6.0	Less Offensive	Brewery Confectionery Coffee

## Olanda

L'Olanda è uno degli stati europei che negli anni ha dato maggiore importanza alla regolamentazione degli odori.

Ad oggi, le Direttive Europee sono attuate nella Legge sulla gestione ambientale *Wet Milieubeheer* e nel decreto sulle attività ambientali *Activiteitenbesluit milieubeheer* modificato nel 2016. Il principio generale su cui si fonda la politica olandese sugli odori è prima di tutto quello di ridurre al minimo l'inquinamento esistente e prevenire i nuovi fenomeni. Lo stato ha previsto che le autorità locali possano variare gli standard nazionali nelle zone maggiormente esposte.

Oltre alla legge che recepisce la Direttiva Europea (NEN- EN13725:2003), le analisi olfattometriche devono essere eseguite seguendo lo standard olandese NVN 2820:1995, che introduce l'unità di misura olandese della concentrazione di odore (1  $OU_E=2$  ge *geurconcentratie*).

Altri standard nazionali e guide sulla qualità dell'aria ambiente contribuiscono a formare un potente corpus normativo in materia di odore. Si riportano in Tab. 1.4 i valori di concentrazione soglia di odore previsti per i WWTP dal Decreto Attività, tratti da Brancher (2017) [42]).

Tabella 1.4: OIC riportati nel Decreto Attività

	Aree residenziali o recettori sensibili	Parchi industriali o commerciali fuori dalle aree urbane
WWTP costruito dopo il 01/02/96	0.5 $OU_E/m^3$	1 $OU_E/m^3$
WWTP costruito prima del 01/02/96	1.5 $OU_E/m^3$	3.5 $OU_E/m^3$

I criteri vanno verificati con le misure delle emissioni alla fonte e l'analisi olfattometrica combinata alla modellazione. Come già detto, le norme si complicano ulteriormente nelle singole regioni olandesi, che possono dare un'interpretazione propria alla politica nazionale sugli odori, tranne che per alcuni tipi di impianti. L'approccio olandese alla questione odori è interessante perché volto soprattutto a limitare i problemi e le resistenze da parte delle comunità locali. Ad esempio, è stata studiata una metodologia

per valutare indicativamente la molestia di odore nei confronti della popolazione che istituisce una giuria di residenti nelle vicinanze dell'impianto industriale. Essi sono invitati ad annusare l'aria della zona in certi periodi e riferire la loro percezione dell'odore. Il metodo consente di stabilire un indice di molestia olfattiva.

### **Altri paesi**

Negli altri paesi europei, pur essendo state recepite le norme comunitarie, non esistono ad oggi riferimenti normativi specifici in materia di odore.

La **Spagna**, ad esempio, possiede solo provvedimenti o ordinanze locali. La Catalogna (Generalitat de Catalunya, 2005) [24] ha avviato una proposta di legge sugli odori non ancora approvata. Esistono dei valori target di emissione relativi alle sole aree residenziali: per i WWTP il valore è  $5 \text{ OU}/\text{m}^3$ .

In **Danimarca** esiste un regolamento sulle emissioni (DEPA, 2002) [20] che indica per le industrie come livello massimo di esposizione agli odori  $5 - 10 \text{ LE}/\text{m}^3$  al 99° percentile. L'unità di odore danese (*LE - lugtenheder*) è simile a  $\text{OU}/\text{m}^3$  ma differente nel tipo di sostanze impiegate per l'analisi (n-butanolo o idrogeno solforato). In ogni caso, l'attenzione danese sulla questione odori è focalizzata prevalentemente sulle attività zootecniche e gli allevamenti. Non sono stati trovati diretti riferimenti agli impianti di trattamento.

In **Norvegia** è stata emanata la Linea Guida TA-3019: 2013 (KLIF, 2013) sulla "valutazione del rischio da odore e sui piani di gestione e comunicazione degli odori", che però non fornisce criteri di impatto. L'approccio norvegese al problema si basa su un metodo che consente di ricavare un indice di rischio di odore e capire quali episodi devono essere presi in considerazione per le valutazioni. Il metodo lavora di pari passo con i risultati della modellazione: aree che possiedono indici di rischio maggiori di 1 (ossia concentrazioni maggiori di  $1 \text{ OU}/\text{m}^3$ ) sono da ritenersi a rischio elevato di fastidi olfattivi, che necessita di interventi mitigativi. Viene fissato un limite di emissione per gli impianti industriali pari a  $2 \text{ OU}_E/\text{m}^3$ .

In **Francia** le disposizioni in materia sono contenute nel Titolo II del Codice Ambientale Francese (MEDDE, 2016) [44]. Vengono fissati standard di immissione massimi ma solo per alcune categorie di industrie come il compostaggio. Per gli impianti in funzione viene fissato a  $5 \text{ OU}/\text{m}^3$  il limite massimo di concentrazione di odore entro 3 km dalla linea di recinzione dell'impianto e al 98° percentile (per i nuovi al 99.5° percentile). Ulteriori dettagli sulla gestione degli odori, il monitoraggio e il disturbo alla popolazione sono disponibili in ADEME (2005) [1].

In **Austria** non esistono valori limite istituzionali per controllare e gestire l'inquinamento da odori. È stato introdotto solo un valore target, per alcune aree, composto da una percentuale di superamento (3% per odori forti e 8% per odori deboli) e da una soglia di concentrazione di odore su base annua ( $10 \text{ OU}/\text{m}^3$  per odori deboli e  $8 \text{ OU}/\text{m}^3$  per odori forti).

In **Belgio** esistono solo regolamenti sulle emissioni a livello statale. La Vallonia, ad esempio, suddivide le attività industriali in 3 classi, in ordine decrescente, in base alla rilevanza del loro impatto, fornendo limiti di concentrazione esclusivamente per le attività zootecniche e di compostaggio (Brancher et al., 2017) [42]. L'olfattometria è riconosciuta come metodo standardizzato: i suoi risultati sono espressi in "unità di sniffing al metro cubo", che rappresenta la "quantità minima di odore (in  $1 \text{ m}^3$ ) di aria in grado di generare una risposta significativa in uno dei membri del panel che sta compiendo la valutazione". Il

concetto belga di unità di fiuto è simile alle unità di odore degli altri paesi, misurate in campo piuttosto che in laboratorio. La normativa fiamminga definisce i livelli accettabili di molestia, quelli irrilevanti e alcuni target sui recettori. Sono reperibili dei valori limite di concentrazione: per i bacini di aerazione dei WWTP si parla di  $1.5 \text{ se}/\text{m}^3$  (unità di odore fiamminga corrispondente grossomodo a  $\text{OU}/\text{m}^3$ ).

### 1.3 Italia

La legislazione nazionale italiana non possedeva, al 2017, alcuna indicazione normativa dedicata agli odori; nel corso degli anni erano state disciplinate solo le emissioni di sostanze tossiche come ammoniaca e acido solfidrico. Con l'entrata in vigore dell'articolo 272-bis nel T.U.A., introdotto dal D. Lgs. 183/2017, si è finalmente affrontato, seppure in una fase embrionale, il tema delle emissioni odorigene industriali e agricole.

Le norme italiane cosiddette di "primo livello" non possedevano alcuna disposizione volta a disciplinare le emissioni odorigene in termini quantitativi. Vi erano solamente criteri qualitativi e riferimenti, poco dettagliati, alla prevenzione e mitigazione delle molestie. Si citano, tra questi:

- l'Art. 674 del Codice Penale, riguardante il "getto di cose pericolose";<sup>1</sup>
- l'Art. 844 del Codice Civile, riguardante le immissioni di fumo e calore, le esalazioni in atmosfera ad opera di proprietari di fondi terrieri;
- il R.D. 27 luglio 1934 n.1265, *Approvazione del Testo Unico delle Leggi Sanitarie* Capo III, art. 216 e 217, che indica i "criteri per la localizzazione di determinate tipologie di impianti, in modo da limitare, a livelli accettabili, eventuali molestie alla popolazione". Vengono individuate le attività più insalubri, come il settore manifatturiero e le industrie che producono vapori, gas ed esalazioni. Gli impianti di depurazione appartengono all'elenco delle industrie meno salubri;
- il D.M. 12 luglio 1990, relativo agli impianti in funzione, fissa valori limite di emissione per alcuni composti (Allegato 1) e per determinati impianti (Allegato 2). Inoltre, vengono individuate quattro grosse categorie di sostanze a cui appartengono i composti odorigeni. Per ogni categoria è stata assegnata una classe da 1 a 5 e indicato un valore limite di concentrazione -in  $\text{mg}/\text{m}^3$ - che però risulta molto al di sopra della soglia olfattiva. Viene, infine, prescritto un limite sui COV ai biofiltri (al massimo  $10 \text{ mg}/\text{m}^3$ );

Il Testo Unico Ambientale italiano (D. Lg. n°152 del 03/04/2006) definisce in modo chiaro il concetto di inquinamento atmosferico nella Parte V, art.268 comma 1 lettera a;

"ogni modificazione dell'aria atmosferica, dovuta all'introduzione nella stessa di una o di più sostanze in quantità e con caratteristiche tali da ledere o da costituire un pericolo per la salute umana o per la qualità dell'ambiente oppure tali da ledere i beni materiali o compromettere gli usi legittimi dell'ambiente".

La definizione considera, pur non essendo specifica, indirettamente il concetto di molestia olfattiva, perché essa "può compromettere gli usi legittimi dell'ambiente". Anche nella Parte IV del T.U.A., all'art. 177 comma 4, si legge:

"i rifiuti sono gestiti senza pericolo per la salute dell'uomo e senza usare procedimenti o metodi che potrebbero recare pregiudizio all'ambiente e, in particolare:

---

<sup>1</sup>Cod. pen. art.674: "Chiunque getta o versa, in un luogo di pubblico transito o in un luogo privato ma di comune o di altrui uso, cose atte a offendere o imbrattare o molestare persone, ovvero, nei casi non consentiti dalla legge, provoca emissioni di gas, di vapori o di fumo, atti a cagionare tali effetti, è punito con l'arresto fino a un mese o con l'ammenda fino a duecentosei euro. Anche allo scopo di punire i responsabili, dunque, è necessario confrontare le misure delle emissioni con degli standard fissati dalla legge"

- senza determinare rischi per l'acqua, l'aria, il suolo, nonché per la fauna e la flora;
- senza causare inconvenienti da rumori o odori;
- senza danneggiare il paesaggio e i siti di particolare interesse, tutelati in base alla normativa vigente”.

Pertanto, la normativa riconosce la necessità di dover limitare le emissioni odorose provenienti dalle operazioni di gestione e smaltimento dei rifiuti pur non dedicando ad esse una sezione specifica e dettagliata. La lacuna normativa statale ha consentito alle Regioni Italiane di adottare specifici provvedimenti in materia di odori, anche per programmare le attività di controllo, attraverso linee guida, delibere, leggi regionali e altri tipi di atti.

Tabella 1.5: Principali disposizioni regionali italiane in materia di odori.

2012	Regione Lombardia	D.G.R. 15/02/2012 n.IX/3018 - <i>Linee guida di settore per le emissioni odorigene</i>
2017	Regione Piemonte	<i>Linee guida per la caratterizzazione e il contenimento delle emissioni in atmosfera provenienti dalle attività ad impatto odorigeno</i>
2011	Regione Emilia-Romagna	D.G.R. 24/10/2011 - <i>Criteri tecnici per la mitigazione degli impatti ambientali nella progettazione e gestione degli impianti a biogas</i>
2016	Giunta Provinciale Trento	<i>Linee guida per la caratterizzazione, l'analisi e la definizione dei criteri tecnici e gestionali per la mitigazione delle emissioni delle attività ad impatto odorigeno</i>
2017	ARPA FVG	<i>Procedura per la valutazione dell'impatto odorigeno da attività produttive</i>
2015	ARPA T	<i>Piano di Prevenzione, Monitoraggio e Controllo delle Emissioni Odorigene</i>
2015	Regione Puglia	<i>Disciplina delle emissioni odorifere delle aziende. Emissioni derivanti da sansifici. Emissioni nelle aree a elevato rischio di crisi ambientale</i>
2002	Regione Basilicata	DGR 22/04/2002 n.709
2002	Regione Sicilia	Delibera n.27 Parte I del 14/06/2002
2004	Regione Abruzzo	Delibera n.400 del 26 Maggio 2004

Si citano, inoltre:

- APAT (2003) [4]: *Metodi di misura delle emissioni olfattive*;
- ARPA Friuli Venezia-Giulia: *Requisiti richiesti per uno studio di valutazione dell'impatto odorigeno*;

Il D.M. 29/01/2009 introduce prescrizioni per gli impianti di trattamento meccanico-biologico soggetti ad AIA imponendo un valore minimo di efficienza di rimozione degli aeriformi nelle unità di trattamento (99%). L'obiettivo è garantire, in uscita dal biofiltro, un valore di concentrazione di odore inferiore a 300 OU<sub>E</sub>/m<sup>3</sup>.

Il D.Lgs.183/2017, attuativo della Direttiva Europea 2015/2193 sulle emissioni da impianti di combustione, ha sancito l'introduzione dell'Art.272-bis alla Parte IV. Esso indica chiaramente che “sono individuati nelle Regioni i soggetti che possono stabilire misure per la prevenzione e la limitazione delle emissioni odorigene”. Inoltre, si prevede che “anche gli impianti che emettono solamente emissioni odorigene possano ricadere nell'Art.269 e dotarsi di un'apposita autorizzazione ambientale alle emissioni in atmosfera”. È stato compiuto un passo in avanti importante che ha consentito di inserire negli atti normativi la nozione di “emissione odorigena”.

Ad oggi, non esiste comunque una norma specifica che riconosca l'odore come inquinante, ma gli ultimi studi lo affermano chiaramente. La modifica al T.U.A. è entrata in vigore a partire dal 19/12/2017 e ha reso ufficiale la possibilità per le regioni di esprimersi in materia di odori. <sup>2</sup>

Si cita, infine, la sentenza della Corte Costituzionale n.178/2019:

*“l'introduzione dell'Art.272-bis è stata riconosciuta allo scopo di uniformare e sistematizzare a scala nazionale il variegato quadro normativo italiano creatosi a seguito delle regolamentazioni delle varie regioni, ma non con l'intenzione di introdurre un'unica disciplina statale organica sulle emissioni odorogene”.*

Negli ultimi anni, in Italia, sono stati condotti molteplici sforzi sul tema, in particolare:

- la commissione UNI/CT 004 Ambiente (sezione Qualità dell'Aria) composta da esperti di università, enti di controllo, società di produzione, laboratori analitici etc. partecipa alle riunioni dei WG presso il CEN e può elaborare norme nazionali per gli argomenti non trattati dalla Comunità Europea. Ha portato avanti, tra i molti, il progetto UNI1605390 – *Vocabolario delle emissioni odorogene e impatto olfattivo*, che raccoglie definizioni, norme europee settoriali, tratta i piani di gestione degli odori, il monitoraggio, controllo e abbattimento delle molestie;
- il Sistema Nazionale per la Protezione dell'Ambiente ha pubblicato nel Maggio 2018 il documento *Metodologie per la valutazione delle emissioni odorogene* [60];
- il Tavolo Tecnico Nazionale sugli Odori, nato nel 2012, ha lo scopo di favorire il confronto tra tutti gli esperti in materia di emissioni odorogene per ricercare soluzioni attuali e migliorative;

## **Lombardia**

In Lombardia il primo atto normativo in materia è stato la L.R. 1/07/1993 n.21 in cui è fornita una suddivisione delle attività industriali per settore e capacità di provocare molestie olfattive (Fig. 1.1).

---

<sup>2</sup>Parte IV, Art.272-bis: *“La normativa regionale o le autorizzazioni possono prevedere misure per la prevenzione e la limitazione delle emissioni odorogene degli stabilimenti. Tali misure possono anche includere, ove opportuno, alla luce delle caratteristiche degli impianti e delle attività presenti nello stabilimento e delle caratteristiche della zona interessata, e fermo restando, in caso di disciplina regionale, il potere delle autorizzazioni di stabilire e valori limite più severi con le modalità previste dall'Art.271:*

- *valori limite di emissione espressi in concentrazione per le sostanze odorogene;*
- *prescrizioni impiantistiche e gestionali e criteri localizzativi per impianti e per attività aventi un potenziale impatto odorogeno, incluso l'obbligo di attuazione di piani di contenimento;*
- *procedure volte a definire, nell'ambito del procedimento autorizzativo, criteri localizzativi in funzione della presenza di ricettori sensibili nell'interno dello stabilimento;*
- *criteri e procedure volti a definire, nell'ambito del procedimento autorizzativo, portate massime o concentrazioni massime di emissione odorigena espresse in unità odorimetriche ( $OU_E/m^3$  o  $OU_E/s$ ) per le fonti di emissioni odorogene dello stabilimento”;*
- *specifiche portate massime o concentrazioni massime di emissione odorigena espresse in unità odorimetriche ( $OU_E/m^3$  o  $OU_E/s$ ) per le fonti di emissioni odorogene dello stabilimento;*

	<b>Settore</b>	<b>Industrie</b>
A	Attività connesse alla vita domestica ed animale e di trasformazione di biomassa	1. Cucine, ristoranti, pizzerie di consistente dimensione e prive di sistemi di captazione efficienti. 2. Allevamenti di animali. 3. Macelli. 4. Alimentari: pasticci, pasticcerie, tostatura caffè, orzo e cacao, friggitorie
B	Attività di fermentazione (produzione di biomasse, enzimi e/o metaboliti industriali).	5. Farmaceutiche. 6. Zootecniche. 7. Lavorazioni di estratti biologici. 8. Produzione di fertilizzanti biologici.
C	Attività di trasformazione biotecnologica tese al recupero di sostanze.	Recupero di rifiuti tramite processi biologici quali: 1. depurazione acque 2. trasformazione rifiuti industriali (micelio di trasformazione, sfaldi di conceria...) in concime e/o mangime 3. compostaggio rifiuti organici di tipo urbano 4. trasformazione rifiuti organici di origine animale (sangue, scarti da macello...) in concime e/o mangime.
D	Attività con processi di decomposizione termica parziale	5. Forni di cottura presenti nelle fasi del ciclo produttivo (spalmature, verniciature, stampa, adesivizzazione, produzione di alimenti...) 6. Forni di ricottura (laminatoi...)

Figura 1.1: Suddivisione per attività delle industrie potenzialmente emissive. L.R.n.21/93 [4].

Nel 2003 sono state pubblicate le *Linee guida per la costruzione e l'esercizio degli impianti di compostaggio* (D.G.R. 3/08/1999) nelle quali si individuano le fasi critiche del processo (ricezione, stoccaggio iniziale, prime fasi di bio-ossidazione). Vengono inoltre discussi i sistemi di trattamento (biofiltri, scrubber, filtri a maniche) e fissati i valori limite alle emissioni per ammoniaca, acido solfidrico e polveri. Successivamente, e per la prima volta, viene stabilito un limite per la qualità olfattiva delle emissioni (Fig. 1.2).

<b>Parametro di riferimento</b>	<b>Valore limite</b>
Effluenti odorigeni	200 UO/Nm <sup>3</sup>
Ammoniaca	5 mg/Nm <sup>3</sup>
Acido solfidrico	5 mg/Nm <sup>3</sup>
Polveri	10 mg/Nm <sup>3</sup>
N organico (Immissioni)	0,05 mg/Nm <sup>3</sup>

Figura 1.2: Valori limite alle emissioni(immissioni per N organico). APAT (2003) [4].

*D. G. R. n. IX/3018 del 15/02/2012*

Le Linee Guida lombarde *Determinazioni generali in merito alla caratterizzazione delle emissioni gassose in atmosfera derivanti da attività a forte impatto odorigeno* [75], trattano in primo luogo le emissioni di inquinanti. Questo perché un'analisi condotta sul recettore renderebbe difficile trovare una relazione causa-effetto tra l'emissione e la molestia percepita. Lo strumento che deve essere adottato è la modellazione della dispersione. La Linea Guida fornisce prescrizioni in merito alla caratterizzazione delle emissioni, agli effetti delle loro ricadute, al confinamento e alle performance degli impianti di abbattimento. Riguarda tutte le attività generanti odori sottoposte a VIA, AIA e autorizzazione alla gestione rifiuti. Inoltre, sono fornite raccomandazioni in merito al tipo di modello da impiegare: i modelli non stazionari a puff gaussiano, i modelli 3D lagrangiani (a puff o a particelle) e i modelli 3D euleriani. L'Allegato I, in particolare, descrive i requisiti del dominio di simulazione, degli input e il formato delle mappe di output.

La valutazione per gli impianti esistenti deve essere basata su campionamenti olfattometrici; al contrario, per i nuovi impianti o le modifiche, è possibile impiegare dati di misure condotte su impianti pilota o da letteratura. In input al modello di dispersione vanno inserite tutte le emissioni (convogliate, diffuse e fugitive) per le quali il tasso di emissione di odore (OER) è maggiore di 500 OU/s, ad eccezione delle

sorgenti in cui la massima concentrazione campionata è inferiore a 80  $OU/m^3$ .

L'Allegato II, inoltre, riporta per ogni tipologia di sorgente i metodi di campionamento. Non viene imposto un unico valore limite di esposizione olfattiva ma si richiede di elaborare “mappe di impatto dell'odore” su cui riportare le “isolinee di concentrazione orarie di picco al 98° percentile su base annua”, derivate da simulazioni a 1, 3 e 5  $OU/m^3$ . Le mappe andranno confrontate con la destinazione d'uso del territorio e i potenziali recettori.

Infine, la LG affronta i due metodi principali per la determinazione della concentrazione di odore - Olfattometria Dinamica e Triangle Odor Bag Method - evidenziando che essi mostrano risultati tra loro comparabili. L'olfattometria risulta meno affidabile per i campioni con concentrazioni più basse ma preferita anche in virtù dei costi e tempi di analisi minori.

La Regione Lombardia ha pubblicato anche delle Linee Guida di settore, tra cui una relativa agli impianti di depurazione delle acque reflue, domestiche, industriali e urbane (cfr. art. 74 c. 1 lettere g), h) e i del D.Lgs.152/06). In essa vengono scorporate tutte le fasi del processo produttivo allo scopo di identificare le principali fonti di emissione e gli inquinanti odorigeni (Tab. 1.6).

Tabella 1.6: Identificazione delle fonti odorigene.

Attività considerata	Fasi del processo e fonti emissive	Inquinanti odorigeni
Trattamento reflui liquidi	Arrivo e sollevamento refluo	
	Pretrattamenti	solfuro di idrogeno
	Sedimentazione primaria	ammoniaca
	Ossidazione biologica	
	Nitrificazione	composti organici contenenti zolfo
	Denitrificazione	
Trattamento	Sedimentazione secondaria	composti organici dello zolfo
	Trattamenti finali	
	Ispessimento	ammine
	Trattamenti meccanici	indolo e scatolo
	Trattamenti termici	acidi grassi volatili
	Digestione anaerobica	
	Adduzione trattamento biogas	altri composti organici

Relativamente a ogni fase produttiva vengono indicate le misure principali da adottare per limitare e confinare le emissioni. La sedimentazione primaria e l'ispessimento fanghi sono tra le fasi che comportano la maggiore emissione: per esse viene prescritta la chiusura dei serbatoi con il convogliamento e trattamento degli effluenti. Anche la movimentazione e lo stoccaggio dei fanghi provocano emissioni rilevanti pertanto vanno eseguiti in ambienti confinati con una serie di accorgimenti (spazi limitati, sistemi di nebulizzazione etc.). I fanghi costituiscono, per la loro natura, una criticità dal punto di vista olfattivo.

La Linea Guida, infine, riporta (Fig. 1.3) i valori medi e i range di concentrazione di odore caratteristici di ciascuna delle fasi del processo, campionati con cappe dinamiche (velocità interna di 0.3 m/s).

Fasi del processo	Valore medio di $c_{od}$ ( $ou_E/m^3$ )	Range di $c_{od}$ ( $ou_E/m^3$ )	OEF medio ( $ou_E/(m^3 \text{ di refluo})$ )
Arrivo reflui	2'300	100 – 100'000	11'000
Pre-trattamenti	3'800	200 – 100'000	110'000
Sedimentazione primaria	1'500	200 – 20'000	190'000
Denitrificazione	230	50 – 1'500	9'200
Nitrificazione	130	50 – 200	7'400
Ossidazione	200	50 – 1'000	12'000
Sedimentazione secondaria	120	50 – 500	13'000
Trattamenti chimico-fisici	600	200 – 3'000	8'300
Ispessimento fanghi	1'900	200 – 40'000	43'000
Stoccaggio fanghi	850	100 – 5'000	8'300

Figura 1.3: Valori medi, range di concentrazione di odore e fattori di emissione per ciascuna fase. Linee Guida Lombardia (2012) [36].

In tabella è riportato anche il fattore di odore OEF che stima, in modo semplice, le emissioni di un impianto sulla base di un “indice di attività”, nel caso specifico della depurazione la capacità di trattamento in  $m^3/y$ .

### Trentino Alto-Adige

*Provincia autonoma di Trento: Delibera n. 1087 del 24/06/2016*

La Provincia Autonoma di Trento ha emanato le *Linee guida per la caratterizzazione, l'analisi e la definizione dei criteri tecnici e gestionali di mitigazione delle emissioni delle attività ad impatto odorigeno* (Regione Trentino, 2016) [52]. Il campo di applicazione riguarda gli impianti soggetti ad Autorizzazione Integrata Ambientale (AIA) oppure al procedimento autorizzatorio in materia di gestione dei rifiuti. Si differenziano le strutture nuove da quelle esistenti: per queste ultime le LG si applicano solo in presenza di ricorrenti e significative segnalazioni di disturbo olfattivo da parte della popolazione residente. Vengono riportati i valori di accettabilità del disturbo da rispettare ai recettori, espressi come concentrazioni orarie di picco di odore al 98° percentile calcolate su base annua.

Tabella 1.7: Valori di accettabilità del disturbo olfattivo Prov.Trento

Recettori in aree residenziali	
1 $OU_E/m^3$	a distanze >500m dalle sorgenti
2 $OU_E/m^3$	a distanze di 200-500m dalle sorgenti
3 $OU_E/m^3$	a distanze <200m dalle sorgenti
Recettori in aree non residenziali	
2 $OU_E/m^3$	a distanze >500m dalle sorgenti
3 $OU_E/m^3$	a distanze di 200-500m dalle sorgenti
4 $OU_E/m^3$	a distanze <200m dalle sorgenti

Sulla base di questi valori e degli esiti della simulazione modellistica il gestore dell'impianto individuerà i sistemi di trattamento più opportuni per ogni fonte di emissione.

Per gli impianti nuovi la norma prevede che le domande di autorizzazione siano corredate da uno studio di impatto con modellazione della dispersione. Per le attività non rilevanti in materia di odori è richiesta solo una relazione attestante la non significatività delle emissioni.

Per gli impianti esistenti è prevista una procedura composta da due fasi principali:

- monitoraggio del disturbo olfattivo: in caso di frequenti episodi di molestia è necessario l'intervento del Sindaco del Comune il quale, dopo aver raccolto le segnalazioni e verificato la provenienza del disturbo, deve avviare un monitoraggio sistematico della percezione della popolazione, con il supporto delle Autorità Competenti. Ove si riscontrino una durata degli episodi di disturbo maggiore

del periodo monitorato (15 ore/mese) è necessario proseguire con l'indagine; in caso contrario il disturbo si ritiene accettabile;

- definizione delle modalità di intervento: viene convocata una conferenza dei servizi da parte dell'APPA (Agenzia Provinciale per la Protezione dell'Ambiente) a cui partecipano tutte le autorità competenti con l'obiettivo di definire, sulla base dei risultati del monitoraggio, eventuali prescrizioni per ridurre l'impatto.

La Linea Guida, infine, riporta tre allegati in merito a:

1. *definizioni e requisiti degli studi di impatto olfattivo mediante simulazione di dispersione*;
2. *monitoraggio del disturbo olfattivo ed elaborazione dei dati*;
3. *caratterizzazione chimica delle emissioni odorigene*.

Si riporta, a conclusione, lo schema con cui valutare l'accettabilità della percezione di disturbo olfattivo da parte della popolazione residente (Fig. 1.4).

Durata disturbo olfattivo superiore a 15 ore mese (valore medio di 3 mesi)		Durata disturbo olfattivo inferiore a 15 ore mese (valore medio di 3 mesi)
Il disturbo prodotto supera i limiti di accettabilità		Il disturbo prodotto rientra nei limiti di accettabilità
Non è stato possibile individuare idonee prescrizioni per la riduzione delle emissioni odorigene	È stata individuata l'attività che genera il disturbo olfattivo e gli interventi migliorativi da attuare	Non sono richiesti interventi migliorativi sull'impianto e non è necessario svolgere approfondimenti conoscitivi mediante modellazione dispersiva dell'odore
<b>È necessario un approfondimento della problematica con la modellazione dispersiva dell'odore</b>	<b>Il disturbo potrà essere riverificato dopo l'introduzione delle modifiche strutturali o organizzative</b>	
☹	☹	☺

Figura 1.4: Valutazione di accettabilità della percezione di disturbo olfattivo

## Puglia

*L.R. n. 23 del 2015, Modifiche alla legge regionale 22/01/1999 n.7*

La L.R. Puglia 7/99 del 2015 disciplina le emissioni odorigene delle aziende, dei sansifici e delle aree a elevato rischio ambientale. In particolare, le emissioni diffuse provenienti da impianti non situati in aree industriali e a meno di 2 km dal perimetro urbano, non possono essere direttamente scaricate in atmosfera anche se il loro livello olfattivo è basso (< 0.01 ppm). Vengono inoltre disciplinate le emissioni nelle aree ad elevato rischio ambientale: gli impianti devono rientrare in limiti più bassi del 20% di quelli autorizzati o previsti in normativa. La L.R. riporta, all'All.I, i seguenti valori di concentrazione limite: 300 OU<sub>E</sub>/m<sup>3</sup> per le sorgenti diffuse e 2000 OU<sub>E</sub>/m<sup>3</sup> per quelle convogliate.

La L.R. 16/07/2018 *Disciplina in materia di emissioni odorigene* introduce una serie di disposizioni volte a prevenire e/o limitare l'impatto olfattivo derivante dalle attività antropiche. In particolare, vengono regolamentate le fasi di:

- individuazione delle sorgenti e valutazione dell'impatto, a cura del gestore dell'impianto;
- individuazione dei valori limite di emissione ad opera dell'Autorità Competente.

Infine, vengono trattate le attività di controllo e le modalità di gestione delle segnalazioni di disturbo olfattivo specificando i compiti delle singole autorità preposte (ARPA, Comuni, Province, Città).

## **Piemonte**

*D.G.R. n. 13-4554 del 9/01/2017 – Legge Regionale 43/2000*

La Regione Piemonte ha pubblicato le *Linee Guida per la caratterizzazione e il contenimento delle emissioni in atmosfera provenienti dalle attività ad impatto odorigeno* (Regione Piemonte, 2017) [53]. I contenuti sono per la l'Autorità Competente, al rilascio del provvedimento autorizzativo, a dover valutare l'identità soggetti ad AIA, a VIA o verifica di assoggettabilità a VIA da cui possono derivare emissioni olfattive. È efficace delle emissioni e se necessario indicare prescrizioni per il contenimento delle stesse, sempre sulla base delle MTD (Migliori Tecniche Disponibili) riconosciute a livello europeo.

Nella parte II delle Linee Guida è indicata una metodologia di monitoraggio della percezione olfattiva avvertita dalla popolazione, che prevede la partecipazione volontaria dei segnalatori (10 unità è il numero richiesto) e la compilazione di schede di rilevazione dettagliate sugli eventi percepiti. Si stabilisce che l'evento venga considerato molestia, e dunque sia necessario analizzarne le cause, allorché le ore di percezione di odore nell'area complessiva siano superiori al 2% del periodo di monitoraggio. Esistono criteri specifici per validare le segnalazioni e fac-simile di schede di rilevazione da fornire alla popolazione.

La parte III della Linea Guida riguarda le modalità di campionamento olfattometrico. Vengono approfondite le condizioni di lavoro, la scelta e la pulizia dei materiali impiegati, le tipologie di sacchetti di campionamento, l'eventuale necessità di compiere una pre-diluizione dinamica del campione. La Linea Guida non fornisce indicazioni in merito alla durata minima dei campionamenti e al numero minimo di campioni da prelevare. Vengono, infine, investigate tutte le tecniche di campionamento riconosciute, differenziando sorgenti areali, puntuali e volumetriche.

La parte IV tratta le analisi chimiche sulle sostanze odorogene, ai fini della determinazione degli Odour Activity Value (OAV) dei singoli componenti la miscela. Il campionamento chimico e la conservazione del campione sono condotti allo stesso modo delle analisi olfattometriche. Viene dedicata un'ampia sezione alla GC/MS dei campioni gassosi.

La parte V definisce i requisiti che devono essere considerati nella redazione di uno studio di impatto olfattivo mediante simulazione modellistica meteo-dispersiva. Per quanto riguarda i dati emissivi, vengono descritti i criteri per individuare le sorgenti, caratterizzarle e per il calcolo della portata di odore, considerando le sue variazioni nel tempo e il fenomeno di innalzamento del pennacchio. La parte finale entra nel dettaglio dei dati meteorologici: numero di stazioni da considerare, posizione rispetto alla sorgente emissiva, frequenza di registrazione dei dati, pre-processamento meteorologico, georeferenziazione, dimensioni della griglia dei recettori di calcolo, effetto scia degli edifici, trattamento delle calme di vento etc. Di fondamentale importanza è la modalità di presentazione dei risultati: è richiesta una relazione di dettaglio con allegate tabelle di concentrazione e mappe di impatto degli odori.

# Capitolo 2

## L'odore

### 2.1 Caratteristiche degli odori

L'odore può essere definito come la “sensazione derivante dall'interazione di specie chimiche volatili inalate attraverso il naso, inclusi i composti dello zolfo (solfuri, mercaptani etc.), i composti dell'azoto (ammoniaca, ammine) e i composti organici volatili (acidi, aldeidi, chetoni, alcoli etc.)”(Leonardos et al., 1969) [35].

Pur non essendo ritenuti patogeni, i composti odoriferi sono annoverati tra gli inquinanti poiché comportano alterazioni psico-fisiche e malessere nei soggetti coinvolti, deteriorandone la qualità di vita. La percezione avviene grazie alle cellule recettoriali olfattive situate nel naso umano, in particolare nella zona superiore della cavità nasale, che una volta stimolate interagiscono mediante impulsi elettrici con alcune aree del cervello. Le fasi essenziali sono dunque due: la ricezione fisiologica e la sensazione psicologica dell'odore, quest'ultima assolutamente individuale e soggettiva. Per chiarezza, occorre differenziare i concetti di odore ed odorante. Il primo è la sensazione derivante dall'interazione composti odoriferi-recettori nasali, mentre il secondo indica la/e sostanze causanti l'emissione. Gli effetti delle molestie olfattive non risultano quasi mai tossici o nocivi per l'uomo, dati i livelli ridotti di concentrazioni nell'aria. La presenza di sostanze dall'odore sgradevole è più una fonte di disturbo, anche se può ripercuotersi sull'organismo umano, in particolare sul comportamento e sulla psicosi. Episodi frequenti legati alla percezione delle molestie sono iper-salivazione, vomito, mal di testa, nausea e alterazioni del sistema nervoso.

Le caratteristiche degli odori che possono essere misurate mediante i metodi analitici, sensoriali o senso-strumentali, sono note come dimensioni **CICOP** (Brancher, 2017) [42]:

- concentrazione (C): è impiegata per caratterizzare gli odori ai fini regolatori e per calcolarne i tassi di emissione poiché fornisce una misura della quantità di odore costituente la miscela gassosa. Generalmente viene determinata mediante olfattometria dinamica ed espressa in  $OU/m^3$ . Al concetto di concentrazione si affianca la nozione di soglia. In particolare, è definita soglia di percettibilità la concentrazione per cui il 50% della popolazione percepisce l'odore (LD50). Allorquando si riesce anche a distinguere qualitativamente un odore si è raggiunta la soglia di riconoscimento. La sensazione di fastidio, invece, ha origine in concomitanza della soglia di contestazione. I vari componenti la miscela odorifera, combinandosi tra loro, determinano effetti differenti sulla stessa: indipendenza, additività, sinergia o antagonismo;
- intensità (I): è definita come l'entità della percezione degli odori dunque una misura della sensazione generata nel sistema ricettivo olfattivo, dipendente dal tipo di odorante e dall'individuo che lo percepisce. Esiste una relazione lineare tra l'intensità e il logaritmo della concentrazione di

odore descrivibile come una funzione logaritmica (Legge di Weber-Fechner):

$$I = a \log C + b \quad (2.1)$$

È possibile quantificare l'intensità di odore in base a delle scale di riferimento (Fig. 2.1) confrontandola con quella di una sostanza chimica standard (per l'olfattometria -n butanolo);

Forza	Descrizione
0	nessun odore
1	odore appena avvertito (soglia)
2	odore debole che può essere riconosciuto in accordo alla sua qualità
3	odore facilmente rilevabile
4	odore forte
5	odore molto forte

Figura 2.1: Scala di intensità con 6 livelli (APAT, 2003) [4].

- carattere (C): Indica la qualità di un odore, ossia quella proprietà che ne consente l'identificazione e il discernimento rispetto ad altri, dunque il parametro direttamente responsabile della molestia. Solitamente è espressa in una scala nominale con un vocabolario di riferimento. La "ruota degli odori", sviluppata da McGinley (2002) [43], è lo strumento più comune per descrivere le caratteristiche dei campioni di odore in aria ambiente; contempla 8 diverse categorie di odori e vari descrittori per ognuna di esse (Fig. 2.2). In ogni caso questa classificazione è puramente teorica vista la soggettività della percezione olfattiva;
- tono edonico (Offensività O): è una grandezza legata al carattere dell'odore che ne misura la gradevolezza o sgradevolezza in una data concentrazione. Il tono edonico è puramente soggettivo, ed è questa la differenza con il concetto di intensità, poiché legato ad un giudizio positivo o negativo sulla sensazione ricevuta. Sono stati sviluppati differenti metodi per quantificarlo basati tutti su delle scale numeriche. Tuttavia, ad oggi, nessuna scala di offensività degli odori è stata comunemente accettata;
- persistenza (P) è la velocità con cui l'intensità percepita di un odore diminuisce quando l'atmosfera lo diluisce (McGinley et al., 2002) [43]. L'odore è tanto più persistente quanto maggiore è il volume di aria necessario a diluirlo al di sotto della sua soglia di percezione;

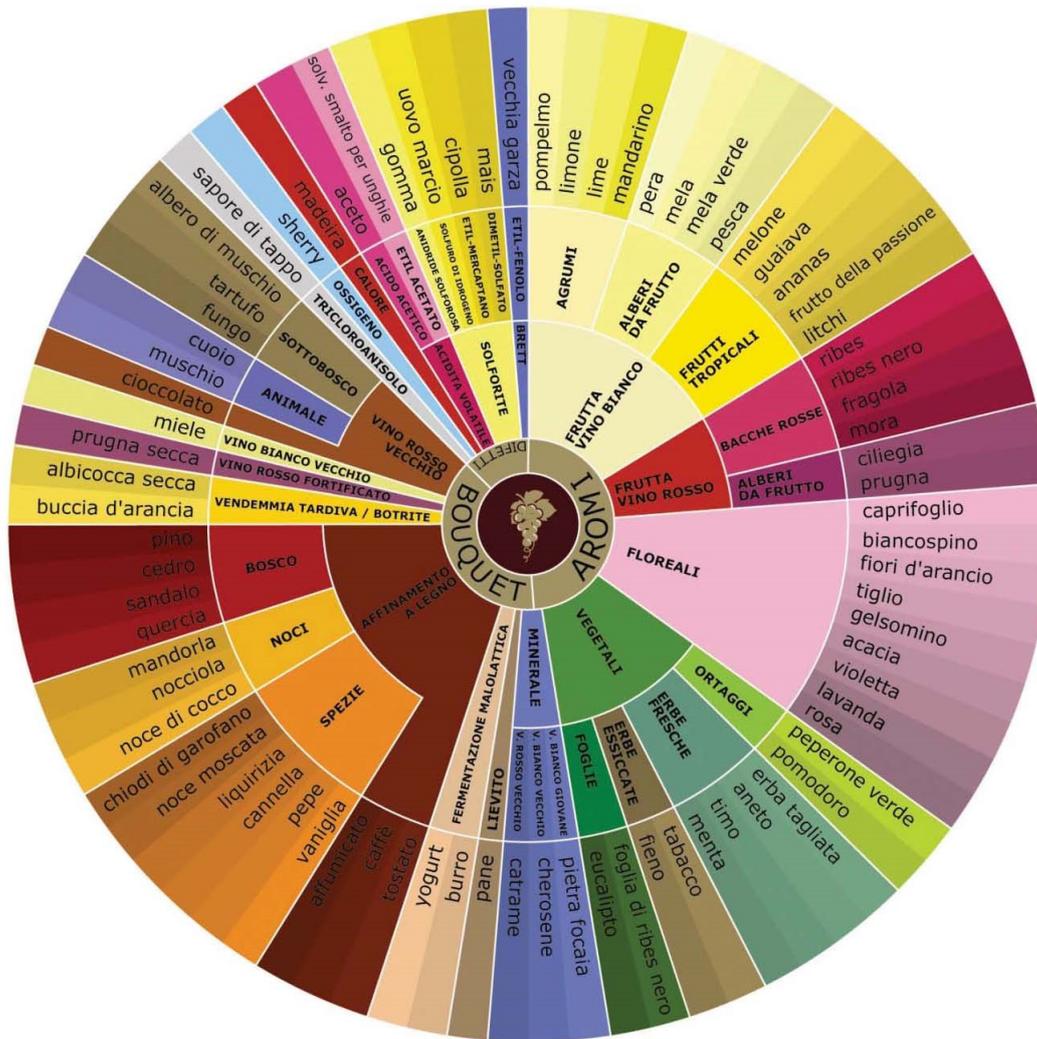


Figura 2.2: Ruota degli odori

Ulteriori proprietà della miscela odorigena ne condizionano l'impatto (APAT, 2003) [4]:

- tensione di vapore: esprime la volatilità di un composto chimico e dunque ne quantifica la capacità di diffusione e di contatto con gli organismi recettori dell'olfatto. Solitamente, all'aumentare della tensione di vapore si incrementa la soglia di percettibilità dell'odore;
- idrosolubilità e liposolubilità, che influenzano la capacità dei composti odorigeni di diffondersi nel naso e nelle cellule sensoriali;
- adsorbibilità, all'aumentare della quale si incrementa la capacità del composto odorigeno di entrare in contatto con i recettori;

L'impatto degli odori ambientali può essere descritto in termini di 5 fattori noti come fattori **FIDOL** (Freeman e Cudmore, 2002) [22] e riportati in Tab. 2.1. Tutti i criteri sugli odori stabiliti dalle norme internazionali utilizzano i fattori FIDOL.

Tabella 2.1: Descrizione dei fattori FIDOL

Fattore	Descrizione
Frequenza	Quanto spesso i recettori sono esposti agli odori
Intensità	Forza della percezione di odore
Durata	Tempo di durata di un episodio specifico di odore
Offensività	La valutazione soggettiva della (non) piacevolezza di un odore
Localizzazione	Sensibilità di un recettore relativa all'uso del suolo

La *frequenza* è generalmente associata ad un percentile che indica il numero di superamenti di una soglia di concentrazione definita ( $C_t$ ) o la percentuale di ore in un anno in cui l'odore è percepito come molesto. Pertanto, è misurata in  $OU/h$ .

La *durata* si riferisce al tempo di percezione di un odore che può essere breve ed intermittente o prolungato e continuo.

L'*intensità* e l'*offensività* sono gli stessi parametri definiti in precedenza.

La *posizione* è riferita, infine, al territorio in cui sono posizionati i recettori nell'intorno della sorgente di odore. Tale fattore va considerato proprio per tenere conto dei problemi socio-economici e di salute della popolazione.

Una questione rilevante in materia di odori è l'adattamento dei soggetti recettori, che col tempo possono perdere di sensibilità nei confronti della molestia a causa di un'esposizione duratura e/o a concentrazioni forti. La scomparsa dell'odore è proprio legata alla saturazione delle terminazioni nervose del sistema olfattivo umano.

Per quanto riguarda gli effetti sociali delle molestie olfattive è necessario citare le note sindromi NIMBY e BANANA ormai consolidate nell'opinione pubblica. La prima (*Not in my back yard*) esprime la riluttanza della popolazione verso la realizzazione di opere ritenute negative per l'ambiente e il territorio, che si vuole vengano installate altrove. La sindrome BANANA, invece, caratterizza la fetta di opinione pubblica che rifiuta qualsiasi opera indipendentemente dagli effetti negativi che essa può o meno comportare.

## 2.2 Composti odorigeni presenti negli impianti di trattamento delle acque reflue

Le principali famiglie di composti osmogeni sono riportate in Fig. 2.3. La classificazione può avvenire anche in base ai gruppi funzionali costituenti (aldeidico -CHO, carbonilico -CO, carbossilico -COOH, amminico -NH<sub>2</sub>, idrossilico -OH, solfidrilico -SH).

Gruppo di composti	Composto	Sensazione olfattiva	Formula chimica
Composti solforati	Idrogeno solforato	Uova marce	H <sub>2</sub> S
	Metilmercaptano	Cavolo in decomposizione	CH <sub>3</sub> SH
	Etilmercaptano	Cavolo in decomposizione	CH <sub>3</sub> CH <sub>2</sub> SH
	Dimetilsolfuro	Vegetali in decomposizione	(CH <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> S
	Dimetildisolfuro	Vegetali in decomposizione	(CH <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> S <sub>2</sub>
	Dietilsolfuro	Vegetali in decomposizione	(CH <sub>3</sub> CH <sub>2</sub> ) <sub>2</sub> S
	Solfuro di carbonio	Dolciastro, pungente	CS <sub>2</sub>
Solfuro di difenile	Gomma bruciata	(C <sub>6</sub> H <sub>5</sub> ) <sub>2</sub> S	
Composti azotati	Ammoniaca	Pungente	NH <sub>3</sub>
	Metilammina	Pesce	CH <sub>3</sub> NH <sub>2</sub>
	Dimetilammina	Pesce	(CH <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> NH
	Trimetilammina	Pesce	(CH <sub>3</sub> ) <sub>3</sub> N
	Scatolo	Fecale nauseabondo	C <sub>9</sub> H <sub>9</sub> N
	Piridina	Disgustoso	C <sub>5</sub> H <sub>5</sub> N
	Indolo	Fecale nauseabondo	C <sub>8</sub> H <sub>7</sub> N
Acidi organici	Acetico	Aceto	CH <sub>3</sub> COOH
	Butirrico	Burro rancido	CH <sub>3</sub> (CH <sub>2</sub> ) <sub>2</sub> COOH
Aldeidi	Butirrica	Pungente, rancido	CH <sub>3</sub> (CH <sub>2</sub> ) <sub>2</sub> CHO
	Isovalerianica	Mela	CH <sub>3</sub> (CH <sub>2</sub> ) <sub>3</sub> CHO
	Acroleina	Pungente e penetrante	CH <sub>2</sub> =CHCHO

Figura 2.3: Principali famiglie di composti osmogeni (APAT, 2003) [4].

La struttura di ogni molecola influenza fortemente la percezione dell'odore: la forma, la dimensione, la posizione dei gruppi funzionali possono far sì che molecole apparentemente simili comportino molestie olfattive completamente divergenti. In termini di dimensioni gli esperimenti condotti negli anni hanno identificato un valore limite di peso molecolare (300 g/mol) al di sotto del quale la maggioranza dei composti presenta odore. Solo alcune sostanze come l'anidride carbonica o l'acqua risultano inodore a causa dell'adattamento dei recettori umani. Al di sopra del valore indicato le dimensioni delle sostanze risultano grandi per essere percepite dai recettori.

L'attenzione sarà focalizzata sui composti che tipicamente sono presenti negli impianti di trattamento delle acque reflue, riportati in Fig. 2.4 assieme alle soglie di percettibilità e ai TLV:

- la **soglia di percettibilità** è la “concentrazione a cui è certa la rilevabilità dell'odore”. Viene indicata con la sigla ATC (Absolute Threshold Concentration) oppure l'analoga OT (Odor Threshold). Un'ulteriore definizione di soglia di percettibilità è analoga al concetto di LD50: “concentrazione minima percepibile dal 50% della popolazione esposta”;
- il **TLV**, Threshold Limit Value, indica “la massima concentrazione a cui un lavoratore può essere esposto durante la vita lavorativa (convenzionalmente 8 ore al giorno, 5 giorni alla settimana e 50 settimane l'anno) senza incorrere in effetti patogeni”(APAT, 2003) [4].

Per i composti osmogeni è consuetudine rapportare la soglia di percettibilità al TLV: le sostanze con un valore del rapporto minore di 1 vengono percepite prima ancora che si manifestino i loro effetti tossici sul recettore e che si raggiunga la soglia di tossicità. Al contrario, se il rapporto è maggiore di 1 l'emissione può non essere avvertita quando tossica: è il caso di composti come l'ammoniaca, l'acroleina, l'anidride solforosa, il diossano, il metanolo, l'ozono, il tricloroetilene ed altri.

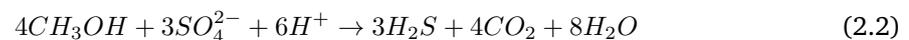
	Soglia di percezione ATC (mg/m <sup>3</sup> )	TLV (mg/m <sup>3</sup> )	ATC/TLV
<b>Solforati</b>			
Idrogeno solforato	0,00066	14 4,7	E -05
Metilmercaptano	0,0042	1	0,0042
Etilmercaptano	0,0025	1,25	0,002
Dimetilsolfuro	0,0025	-	-
<b>Azotati</b>			
Ammoniaca	33	18	1,8333
Metilammina	0,027	12	0,00225
Dimetilammina	0,085	18	0,004722
Trimetilammina	0,0005	24	2,8 E -05
Piridina	0,067	15	0,004467
<b>Aldeidi</b>			
Formaldeide	1,2	3	0,4
Acetaldeide	0,38	180	0,00211
Acroleina	0,49	0,25	1,96
<b>Chetoni</b>			
Acetone	240	2400	0,1
Metililchetone	29	590	0,04915
<b>Acidi organici</b>			
Acido acetico	2,5	25	0,1
Acido butirrico	0,004	-	-

Figura 2.4: Composti odorogeni rilevati negli impianti di depurazione (APAT, 2003) [4].

### Prodotti solforati

Possono includere sia composti inorganici ( $H_2S$  e  $SO_2$ ) che composti organici volatili con almeno un gruppo  $-SH$ . Rilevabili con enorme frequenza e a concentrazioni anche elevate, comprendono principalmente:

- *idrogeno solforato*  $H_2S$ , ritenuto uno dei maggiori responsabili delle molestie olfattive. Possiede un caratteristico odore di uova marce e può causare problemi agli occhi, alle vie aeree primarie e polmonari. A concentrazioni molto elevate ( $>700$  ppm) può addirittura distruggere le cellule olfattive impedendo loro di avvertire odore. La generazione di acido solfidrico avviene in condizioni anaerobiche in quanto l'assenza di ossigeno fa sì che i batteri impieghino solfato come accettore di elettroni per ossidare la sostanza organica. Pertanto, da un lato si ha la riduzione dei solfati a solfuri e dall'altro l'ossidazione del substrato organico. Il solfuro è presente, tra le varie forme, come idrogeno solforato  $H_2S$ . La reazione chimica, assumendo che il substrato sia il metanolo, è la seguente:



L'idrogeno solforato, a differenza delle forme ioniche che rimangono disciolte, volatilizza facilmente e in presenza di ossigeno può a sua volta ossidarsi e generare acido solforico corrosivo. Il ciclo termina allorché  $H_2S$  è ossidato in zolfo elementare che non viene impiegato dai batteri;

- *solfuri organici* (disolfuro di carbonio, dimetil-solfuro, dimetil-disolfuro, dimetil-trisolfuro, dietil-solfuro);
- *mercaptani* (metil e etil mercaptani) riscontrabili solo in condizioni anaerobiche altrimenti vengono ossidati a dimetil disolfuro.

Gli ultimi due gruppi sono in grado di generare odori anche forti per esposizioni ridotte. I mercaptani, in particolare, possono provocare effetti gastrici intollerabili anche con bassi tempi di esposizione. Si producono generalmente dalla degradazione di proteine o dalla reazione dell' $H_2S$  con alcuni chetoni insaturi.

### **Prodotti azotati**

Rilevati in concentrazioni maggiori nelle sezioni di trattamento fanghi, tra essi spicca ovviamente l'*ammoniaca*, gas incolore e dell'odore pungente per il quale il TLV è inferiore alla soglia olfattiva. L'inalazione è irritante ai bronchi e ai polmoni.

Altre sostanze sono le *ammine* (derivanti anche dai reflui di origine umana, irritanti per occhi e vie aeree), l'indolo, lo scatolo, la piridina, l'acrilonitrile. I prodotti azotati derivano principalmente dalla scissione degli amminoacidi in condizioni anaerobiche operata da batteri oppure dalla fermentazione anaerobica di composti contenenti azoto a bassi valori di pH.

### **Acidi organici, aldeidi, chetoni e terpeni**

Si formano dalla fermentazione degli zuccheri o dalla decomposizione dei grassi.

Gli *acidi organici* (formico, acetico, propionico, butirrico, valerico) comportano irritazioni e bronchiti per esposizioni croniche. Comunemente si riscontrano l'acido acetico, butirrico ed esanoico, dall'odore caratteristico di rancido e con una bassa soglia di percezione. Derivano dall'ossidazione incompleta dei lipidi che, in condizioni di carenza di ossigeno, non consente la completa ossidazione a  $CO_2$ .

*Aldeidi e chetoni* risultano irritanti agli occhi e alle vie aeree. I primi, dalla formula empirica  $C_2H_{2n}O$  sono tipicamente acetaldeide, formaldeide, butirraldeide, isobutirraldeide e valeraldeide. I chetoni (acetone, butanone etc.), composti organici di formula empirica  $C_nH_{2n}O$ , possono anche danneggiare la mucosa nasale e il sistema nervoso se inalati in concentrazioni elevate.

I *terpeni*, idrocarburi di formula generale  $C_{10}H_{16}$  presentano invece degli odori anche gradevoli (D-limonene,  $\alpha$ -pinene,  $\beta$ -pinene e canfene) e non risultano cancerogeni. Si trovano negli oli essenziali e nei tessuti dei vegetali.

### **Idrocarburi aromatici, fenoli e alcoli**

Gli *idrocarburi aromatici* sono caratterizzati dall'anello esagonale di benzene  $C_6H_6$ . I principali sono xilene, toluene, benzene, etilbenzene, etiltoluene, 1-3-5 trimetil-benzene e benzotiazolo.

I *fenoli* derivano da idrocarburi aromatici mediante sostituzione di uno o più atomi di idrogeno con idrossile  $OH$ . Gli *alcoli*, infine, sono composti organici in cui un atomo di idrogeno è sostituito da un gruppo ossidrilico  $OH$  avente la formula  $C_nH_{2n+2}O$ .

Gli ultimi due insiemi di composti chimici sono comunemente designati col nome di Composti Organici Volatili *COV*. La loro definizione è riportata nell'art.268 del D.Lg.152/2006 al comma 11: "qualsiasi composto organico che abbia, alla temperatura di 293.15 K, una pressione di vapore superiore a 0.01 kPa".

Gli effetti dei composti osmogeni possono rivelarsi anche gravi: tuttavia, la loro bassa soglia olfattiva li rende immediatamente percepibili e fa sì che i recettori sensibili evitino tempi lunghi di esposizione (APAT, 2003)apat.

## **2.3 Il monitoraggio delle emissioni odorigene**

Il monitoraggio delle emissioni odorigene è l'insieme delle attività necessarie a definire gli aspetti principali correlati alla presenza di odore in un determinato ambiente. L'oggettivazione degli odori non è possibile in maniera univoca dal momento che l'odore è caratterizzato da un alto grado di soggettività. Pertanto, non esiste un metodo unico ed esauriente per la misura degli odori, ma è necessario adottare diverse tecniche tra loro complementari per ottenere il maggior numero di informazioni possibili. Esse si differenziano, in base alla finalità, in due grandi gruppi:

- metodi che caratterizzano le fonti di odore: l'obiettivo è quello di identificare tutti i cicli produttivi da cui derivano emissioni odorigene di interesse. Rientrano in questa categoria le analisi chimiche, olfattometriche e senso-strumentali (nasi elettronici);
- metodi di valutazione dell'esposizione della popolazione alla molestia olfattiva: si realizzano prendendo in esame le segnalazioni e i reclami della popolazione coinvolta dal fenomeno.

Nei paragrafi seguenti saranno evidenziate, in sintesi, le caratteristiche principali delle modalità di misura e monitoraggio delle emissioni.

### 2.3.1 Analisi chimica

L'analisi chimica mira a fornire un quadro dettagliato e quali/quantitativo dei composti odorigeni di maggiore interesse presenti in una miscela gassosa. Tuttavia, il monitoraggio chimico non consente, normalmente, di valutare l'impatto in termini di fattori FIDOL relativi all'odore.

Una delle grandezze principali ottenibili da questo tipo di analisi è l'OAV (Odour Activity Value) relativo ad ogni sostanza costituente la miscela odorigena: esso è dato dal rapporto tra la concentrazione di ogni analita e la sua soglia di percezione olfattiva (Odour Threshold Concentration, OTC). In prima approssimazione, la somma degli OAV di una miscela (SOAV, Specific Odour Activity Value) è proporzionale alla sua concentrazione di odore. Nel calcolo degli OAV, chiaramente, non si prendono in considerazione le interazioni tra i vari componenti della miscela odorigena (effetti additivi, antagonisti e sinergici). Proprio per questo, in generale, il SOAV sottostima la reale concentrazione di odore di 1-2 ordini di grandezza. Le analisi chimiche riguardano, generalmente, i composti di maggiore interesse dal punto di vista odorigeno dunque quelli che possiedono le soglie olfattive più basse.

Per quanto riguarda le tecniche di caratterizzazione in laboratorio, invece, la più impiegata è la gascromatografia (Fig. 2.5), abbinata solo alla spettrometria di massa (GC/MS) o anche alle tecniche sensoriali (GC/O). Il metodo più diffuso per la GC/MS è la tecnica TO-15 dell'EPA USA. Esso prevede che il campione gassoso, prelevato mediante canister in acciaio precedentemente evacuati, venga adsorbito su fase solida e desorbito termicamente prima di essere introdotto nel sistema GC/MS. In esso in *modalità scansione* vengono identificati e registrati gli spettri di massa di tutti i composti analizzati. Il sistema è calibrato per l'analisi quantitativa con soluzioni gassose sintetiche di riferimento. La sensibilità dello strumento dipende dal volume di campione gassoso analizzato, ma generalmente per la modalità con cui viene condotta l'analisi è inferiore a  $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Per specifiche sostanze odorigene si può cambiare tecnica e raggiungere anche sensibilità inferiori a  $0.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . L'analisi GC/MS restituisce un tracciato cromatografico da cui vanno identificati i composti più rilevanti per le emissioni odorigene che potranno essere confrontati con l'analisi olfattometrica. Per i composti odorigeni è suggerito l'uso del Tenax come materiale adsorbente, per le sue caratteristiche idrofobiche, e delle sacche di Nalophan o Tedlar per il campionamento.

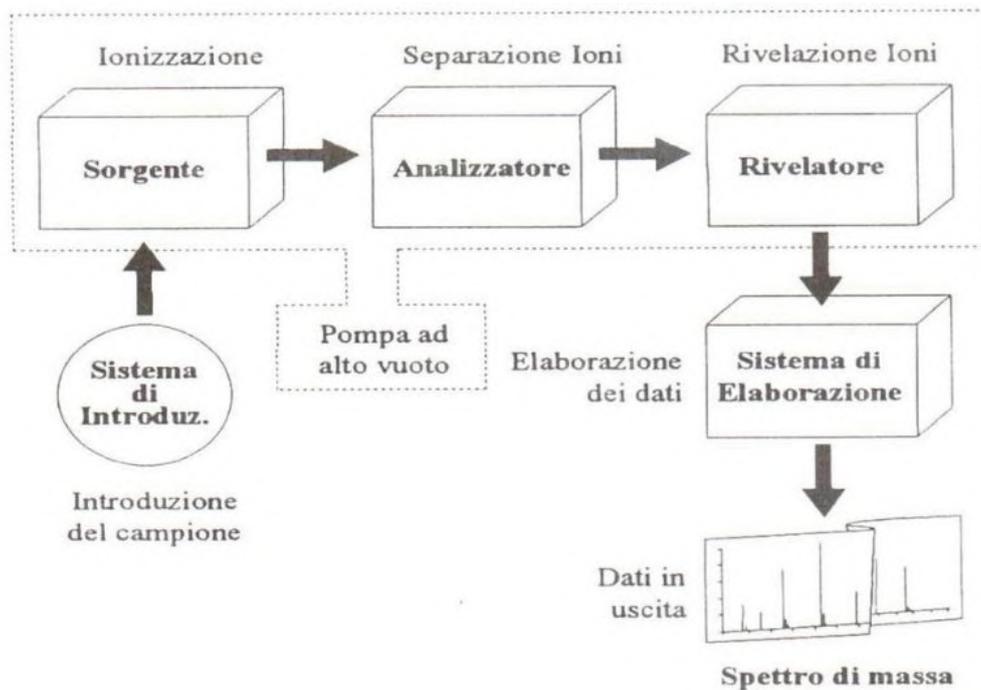


Figura 2.5: Struttura di uno spettrometro di massa [74].

Una tecnica recente è la Gas Cromatografia-Olfattometria (GC-O), un'ibrido che accoppia la GC tradizionale alla rilevazione sensoriale dell'odore, effettuata da un panel di rino-analisti addestrati attraverso una specifica porta di annusamento in vetro o in PTFE connessa all'analizzatore convenzionale. Il vantaggio di questa tecnica consiste nel riuscire a suddividere, secondo rapporti definiti, l'eluato in uscita dalla colonna gas-cromatografica tra l'analizzatore convenzionale (generalmente FID o MS) e una porta olfattometrica (Fig. 2.6).

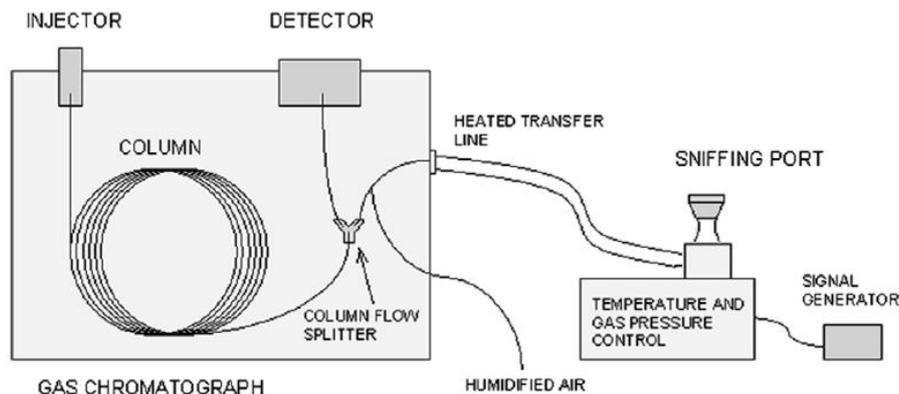


Figura 2.6: Schema di funzionamento dell'apparato strumentale GC-O [11].

Il valutatore umano, analizzando la frazione di eluato che raggiunge la porta olfattometrica, rivela la presenza o meno dell'odore, indicandone la durata di percezione, le caratteristiche qualitative e l'intensità. Le informazioni sensoriali vengono affiancate ai picchi cromatografici ottenendo un singolare *aromagramma*, ossia un tracciato cromatografico con segnati i dati dell'analisi sensoriale.

La performance di un'analisi GC-O è condizionata sicuramente dalla qualità dell'eluato che raggiunge il valutatore umano: alcuni composti possono decomporsi facilmente durante il processo. Inoltre, molti

composti in concentrazioni troppo ridotte possono essere sottostimati. La soggettività della rilevazione umana influenza i risultati ottenuti (è prescritto un tempo di annusamento di 25-30 minuti al massimo).

### 2.3.2 Olfattometria dinamica

La miscela odorigena è spesso costituita da un numero di componenti troppo elevato per essere indagato mediante analisi chimica. Attraverso l'analisi sensoriale è possibile ricavare la sensazione di odore anche se la concentrazione di odorante è inferiore a quella rilevabile dagli strumenti chimico-fisici. Per questa motivazione tali indagini si sono diffuse enormemente. La più comune è l'olfattometria dinamica, normata dalla EN13725 e che fornisce una "misura oggettiva della sensazione generata da un odorante singolo o complesso": il campione odorigeno, diluito con aria deodorizzata, viene sottoposto ad un gruppo di valutatori che ne giudicheranno la percettibilità all'interno di un sistema di diluizione noto come olfattometro.

A differenza dell'analisi chimica, quella olfattometrica non identifica alcuna sostanza o gruppo di sostanze costituenti la miscela odorosa, ma ne restituisce le unità di odore (*OU OdorUnit*). È questo un modo con cui esprimere in termini numerici la sensazione di odore e misurare la reale molestia olfattiva, seppur con un certo grado di soggettività. Il vantaggio è la capacità di rilevare anche gli effetti trasversali che possono influenzare la percezione dell'odore, ossia quelli sinergici (una sostanza al di sotto della soglia olfattiva può causare odore avvertibile) e mascheranti (una sostanza al di sopra della soglia olfattiva può causare odore non avvertibile se accostata ad altri analiti). L'analisi si compone di tre step:

1. campionamento degli analiti odorigeni, che sarà trattato in dettaglio nel Capitolo 3;
2. analisi in camera olfattometrica tramite l'utilizzo di un olfattometro e di un panel di esperti addestrati;
3. elaborazione dei risultati.

Il campione viene sottoposto ai panelisti mediante una procedura che ha inizio realizzando diverse diluizioni con aria deodorizzata. A partire da una diluizione ad una concentrazione di odore al di sotto della soglia di percezione, si aggiunge l'odorante in concentrazioni via via maggiori. Nel composto non devono essere presenti sostanze tossiche o nocive. A questo punto, l'analisi può avvenire in due modalità:

1. metodo di scelta forzata: ai panelisti vengono presentate due o più porte di annusamento sullo stesso olfattometro, una sola delle quali eroga la sostanza osmogena, mentre tutte le altre forniscono aria di riferimento. I valutatori, con una certa turnazione, devono indicare, dopo un periodo di percezione, da quale porta esce la miscela odorigena e se la risposta è data a caso, con sospetto o con certezza. Sono considerate vere solo le risposte corrette date con certezza. Viene calcolata la probabilità con cui i valutatori riconoscono le varie porte di campionamento;
2. metodo sì/no: ai panelisti viene chiesto di valutare il gas uscente da una specifica apertura e di indicare se percepiscono un odore (sì/no). In alcuni casi verrà loro inviato un bianco composto da aria di riferimento, che serve a scopo di controllo. La prova ha inizio sottoponendo ai rino-analisti una miscela molto diluita, tale per cui nessuno percepisce alcun odore. Le seguenti diluizioni sono condotte in maniera via via decrescente fino a raggiungere una condizione in cui la metà dei valutatori percepisce l'odore e ha risposto sì correttamente per almeno due volte consecutive. A tale diluizione si è raggiunta la "soglia olfattiva di percezione del panel", definita come la concentrazione minima di odorante percepita con probabilità pari a 0.5. La concentrazione di odore in  $OU/m^3$  è numericamente uguale al fattore di diluizione alla soglia di percezione: ad esempio, una concentrazione di  $500 OU/m^3$  indica che la miscela odorigena iniziale è stata diluita con un fattore (noto come *Fs*) pari a 500 per raggiungere la soglia di percezione del panel.

Il calcolo della concentrazione di odore in  $OU/m^3$  passa per la soglia di percezione del panel, dal momento che il legame con la miscela di riferimento è valido solo in corrispondenza di tale soglia. Gli olfattometri (Fig. 2.7 e Fig. 2.8) sono costituiti da una serie di tasti per la risposta alla sensazione odorosa e per identificare l'intensità di odore e il tono edonico.

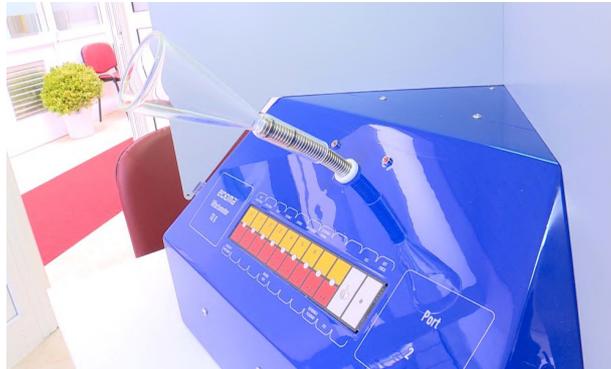


Figura 2.7: Olfattometro



Figura 2.8: Olfattometro [76].

Per determinare la soglia di odore sono necessari almeno 4 panelisti, 8 per la misura dell'intensità e 16 per la misura del tono edonico. Ogni prova è composta da 3 misure e generalmente ogni 5 prove è utile interporre delle lunghe pause. L'ambiente di lavoro deve essere decontaminato, non superare i 25°C e non essere troppo rumoroso né luminoso, in modo da non interferire con le misure. La ventilazione della camera olfattometrica deve essere adeguata a mantenere l'ambiente inodore.

#### **Confronto tra l'olfattometria dinamica (DO) e il metodo giapponese della “sacca triangolare” (TOBM)**

Il secondo metodo più diffuso per la determinazione della concentrazione di odore in un campione di aria osmogena è il “triangle odor bag method” (TOBM) adottato in Giappone nella normativa nazionale in materia di odori e introdotto per la prima volta nel 1972. Gli studi di letteratura (Ueno et al., 2009) [66] hanno cercato, negli anni, di mettere in luce le differenze con il metodo olfattometrico. In sostanza, si è riconosciuto che tra le due possibili modalità quella sì/no presenta risultati più concordi con l'analisi triangolare asiatica. Il metodo della scelta forzata, invece, restituisce valori di concentrazione mediamente superiori di un fattore pari a 0.5 (Ueno et al., 2009) [66].

La procedura prevista dal metodo giapponese - come anche la selezione dei rino-analisti - è differente da quelle analizzate per l'olfattometria dinamica. Ai valutatori vengono sottoposti tre sacchetti di aria, uno solo dei quali contiene la miscela odorigena che essi devono riconoscere scegliendo il bag corretto tra i tre.

La procedura viene ripetuta presentando i campioni in una serie discendente di odore e incrementando i rapporti di diluizione fino a tre volte e stoppata allorché i valutatori rispondono in maniera errata e non identificano più correttamente il sacchetto. Per ogni panelista viene calcolata una soglia individuale, mediante la media geometrica dei fattori di diluizione impiegati per l'ultima risposta corretta e la prima risposta errata. Infine, la concentrazione di odore è ricavata come media geometrica delle singole soglie individuali, escludendone i valori minimo e massimo. È importante citare anche il criterio di selezione dei valutatori previsto dalla normativa giapponese: esso consiste nell'effettuare un test mirato a riconoscere il disturbo dell'olfatto nei candidati. In sostanza, vengono impiegati cinque odori standard (tra cui non è contemplato l'-n butanolo utilizzato comunemente in Europa) per imbevare due fogli di carta su cinque. I valutatori, per divenire membri del panel, dovranno rispettare il metodo 5-2, ossia essere in grado di distinguere due dei fogli immersi nella soluzione standard dagli altri tre inodore, per tutti e cinque gli odoranti. Il metodo è semplice e consente di scartare mediamente solo il 5% dei candidati ma richiede tempistiche non brevi per la preparazione dei campioni.

L'olfattometria dinamica (DO), al contrario del metodo giapponese, prevede una presentazione dei campioni diluiti in senso crescente di odore e un differente calcolo della soglia: essa è la media geometrica dei rapporti di diluizione dell'ultima risposta corretta data con sospetto e della prima corretta data con certezza. L'olfattometria a scelta forzata mostra concentrazioni tendenzialmente maggiori del metodo triangolare dal momento che i valutatori riescono a comprendere se la loro risposta è fornita con sospetto o con certezza. La discrepanza tra i due metodi non si registra se la valutazione olfattometrica viene condotta con il metodo sì/no: infatti, la soglia è calcolata come media geometrica dei rapporti di diluizione nel caso di nessuna percezione (No) o di percezione (Si), ottenendo dei valori leggermente più bassi rispetto al metodo della scelta forzata. Un'ulteriore divergenza risiede nei criteri di scelta dei valutatori: studi di letteratura mostrano che l'applicazione del criterio europeo EN13725 alla tecnica triangolare giapponese rende i due metodi quasi del tutto concordi. Quello europeo è dunque il maggiormente raccomandato: esso prevede di selezionare i valutatori che presentano una soglia olfattiva media geometrica di 20-80ppm con -n butanolo. La selezione dei valutatori è il parametro maggiormente critico che influenza la mancanza di riproducibilità nella tecnica olfattometrica. I risultati sperimentali di alcuni studi di letteratura (Ueno et al., 2009) [66], infine, mostrano che la deviazione standard dell'olfattometria dinamica è inferiore rispetto al metodo giapponese. Sono state proposte delle correzioni per omogeneizzare le deviazioni standard.

Anche lo studio di Naddeo et al., (2016) [46] mostra una forte correlazione lineare tra i due metodi, in particolare nel caso di olfattometria sì/no, ma evidenzia che tale legame riguarda i casi di elevate concentrazioni di odore. A livelli ridotti di concentrazione si registrano discrepanze molto più ampie tra DO e TOBM e l'olfattometria dinamica possiede meno affidabilità e rappresentatività delle misure. I confronti sono normalmente condotti in termini di Odour Index (OI). Lo stesso studio (Naddeo et al., 2016) [46] ha effettuato delle indagini su un WWTP del Sud Italia che mostrano concentrazioni di odore stimate con entrambe le tecnologie in alcuni punti dell'impianto minori rispetto ai valori misurati in campo. Seppure si tratti di un'analisi sito-specifica, essa evidenzia che le divergenze sono influenzate anche dalla tipologia di sorgente emissiva sottoposta a caratterizzazione.

In conclusione, la comunità scientifica è concorde nel ritenere che l'applicazione dei medesimi criteri di selezione del panel possa quasi del tutto annullare le differenze tra le due metodologie di calcolo della concentrazione di odore. È necessario ricercare per ogni singolo caso differenze ed analogie tra i metodi DO e TOBM, impostando una fase di analisi sugli stessi campioni, con le medesime condizioni di valutazione e gli stessi membri del panel. L'implementazione del metodo olfattometrico rimane la più diffusa in Europa anche perché quello giapponese richiede tempi di preparazione dei campioni più dilazionati. Negli ultimi anni si sono fatte largo nella ricerca le misure condotte mediante olfattometri portatili per i quali è interessante confrontare le prestazioni con l'olfattometria di laboratorio.

### 2.3.3 Naso Elettronico (EN Electronic Nose)

Il Sistema Olfattivo Elettronico (*EN Electronic Nose*) è uno strumento in grado di rilevare miscele di gas e composti organici volatili; negli ultimi anni ha assunto una forte rilevanza scientifica. La sua prima definizione fu introdotta nel 1994 da J. Gardner e P. Bartlett <sup>1</sup>. Esso consente anzitutto di eliminare due svantaggi principali delle rilevazioni olfattometriche: la soggettività del giudizio dei panelisti e il loro adattamento ad esposizioni prolungate di odore. Inoltre, rispetto alle altre tipologie di analisi, questo tipo di rilevazione ha costi contenuti e può essere condotta sul campo in tempo reale. Un esempio di naso elettronico portatile è riportato in Fig. 2.9.

Il naso elettronico elabora segnali elettrici prodotti da un array di diversi sensori in presenza della miscela gassosa da analizzare. È costituito da: un sistema di campionamento, una camera di misura contenente i sensori sensibili al flusso gassoso e un sistema di acquisizione e trattamento dei dati (Fig. 2.10). Tipicamente sono presenti da 5 a 20 sensori, che simulano, con un certo grado di approssimazione, la risposta del naso umano. I sensori chimici possono essere di vario tipo, tuttavia i più idonei sono i semiconduttori ad ossido di metallo (MOS). L'interazione tra le molecole di odore e lo strato sensibile del sensore fa sì che quest'ultimo modifichi le sue proprietà fisiche; tale modifica viene trasdotta dal sistema in un segnale elettrico. La maggior parte dei sensori è di tipo resistivo: varia la resistenza elettrica. Un sensore ideale dovrebbe possedere:

- elevata sensibilità verso i composti chimici;
- elevata selettività (bassa interferenza) e stabilità;
- bassa sensibilità all'umidità ed alla temperatura;
- alta riproducibilità ed affidabilità;
- tempi di reazione e di ritorno brevi;
- robustezza, durata, facilità di calibrazione;
- piccole dimensioni.



Figura 2.9: Portable Electronic Nose [77].

<sup>1</sup>Julian W.Gardner, Philip N.Bartlett. *A brief history of electronic noses*. Il naso elettronico fu definito: *strumento che si compone essenzialmente di un array di sensori chimici a bassa selettività e di un sistema di pattern recognition, capace di riconoscere odori semplici e complessi*

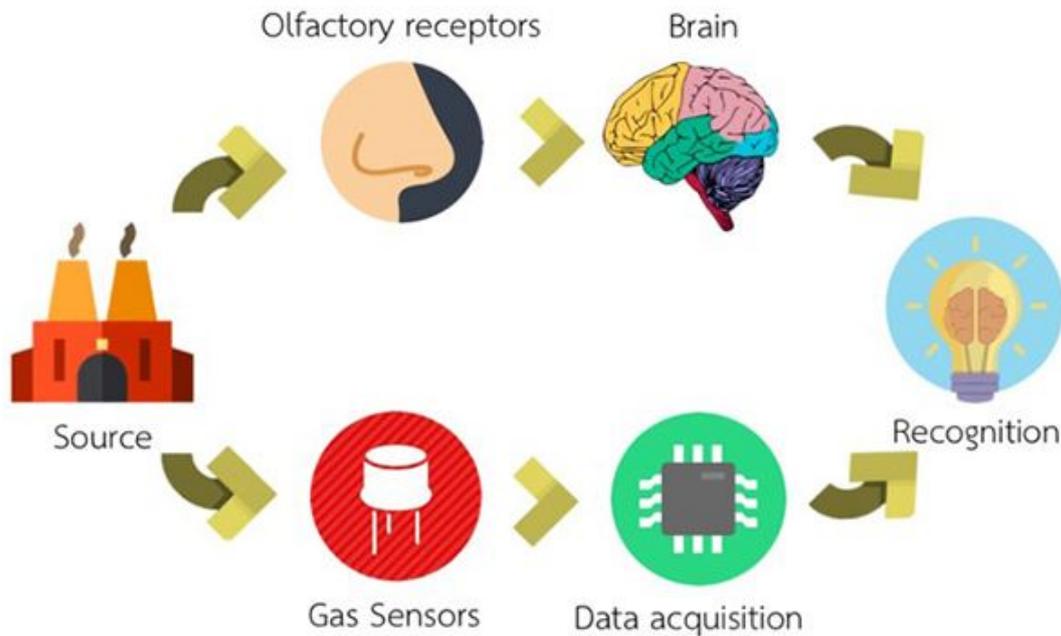


Figura 2.10: Confronto EN e naso umano [78].

La lettura del segnale elettrico proveniente dai sensori consente di ricavare le curve di risposta dello strumento, dalla cui interpretazione tramite modelli statistici si riesce a stabilire una relazione tra le risposte e la concentrazione di odore del campione. L'obiettivo del naso elettronico, infatti, è quello di determinare, senza analizzare la composizione della miscela, la classe di appartenenza e la concentrazione del campione. Il naso elettronico caratterizza, memorizza e quantifica una miscela gassosa nel suo insieme. Per fare questo, però, è necessario addestrare lo strumento prima dell'inizio delle misurazioni, in una fase nota come *training*. Lo scopo è quello di fornire allo strumento un database di riferimento da cui attingere per tradurre le misure in concentrazioni di odore (APAT, 2003) [4]. Per identificare gli odori il naso elettronico impiega le risposte di tutti i sensori alla miscela oggetto di analisi, secondo una procedura nota come *pattern recognition*.

L'addestramento consiste nel sottoporre allo strumento diversi campioni di gas, di cui si conosce la qualità olfattiva, a diversi livelli di concentrazione di odore. Il software di analisi viene istruito affinché il naso elettronico riesca a:

- classificare qualitativamente l'aria analizzata, attribuendole una specifica classe olfattiva;
- stimarne la concentrazione di odore in  $OU/m^3$  (APAT, 2003) [4].

Lo strumento potrà essere impiegato solo per riconoscere le fonti emmissive con le quali è stato addestrato, per cui è necessario in questa fase prelevare dei campioni odorigeni presso tutte le possibili sorgenti di emissione.

I dati che vengono generati da ogni sensore costituente il naso elettronico sono analizzati dal sistema allo scopo di comprendere la correlazione tra questi dati (variabili indipendenti  $x$ ) e un insieme di variabili dipendenti ( $y$ ), come la classe e la concentrazione di odore. Si tratta di un'analisi multivariata. Ne esistono differenti tecniche, tra cui la più utilizzata è la PCA *Principal Component Analysis*: i dati dei sensori vengono proiettati da uno spazio di dimensione  $M$  ad uno di dimensione  $M' < M$ , secondo il criterio di massimizzazione della varianza. Vengono cioè proiettate solo le risposte dei sensori lungo le direzioni di massima variazione delle stesse, ottenendo un grafico caratteristico in uno spazio -n dimensionale. L'ipotesi è che i punti che si raggruppano in una certa regione del diagramma appartengano ad una stessa classe di odore. L'analisi PCA consente di scremare i dati spesso ridondanti

provenienti dai sensori e allo stesso tempo di ottenere una classificazione affidabile e ripetibile. Nel corso degli anni il naso elettronico ha avuto largo impiego. Sicuramente la problematica principale è che lo strumento deve essere adattato ad ogni applicazione, per cui non è possibile realizzarne una sola tipologia valida per tutti i tipi di sorgenti di emissione. La mancanza di standard normativi con cui testare lo strumento è, infine, una lacuna che ne limita spesso l'applicazione. Per questi motivi, il naso elettronico deve essere visto come un sistema in grado di integrare i metodi consolidati di monitoraggio.

## Capitolo 3

# Il campionamento degli odori

Il campionamento è indubbiamente una delle criticità maggiori in tutta la strategia di valutazione delle emissioni odorigene. Innanzitutto, ciò è dovuto al fatto che risulta complesso ottenere un campionamento rappresentativo del fenomeno in esame, data la variabilità temporale delle condizioni delle sorgenti e la spesso scarsa disponibilità di dati e informazioni. Risulta necessario, dunque, avviare prima del campionamento vero e proprio alcune indagini preliminari, con le quali ad esempio raccogliere informazioni sul contesto industriale e sociale dell'area, oppure monitorare la composizione chimica delle emissioni allo scopo di riconoscere eventuali composti tossici.

Altro fattore di incertezza è la fase di gestione dei campioni, da cui non deve scaturire alcuna alterazione della composizione e delle proprietà fisiche degli stessi. In ogni caso, la manipolazione del campione, il contatto con lo strumento di prelievo, i materiali di campionamento, l'esposizione eventuale all'aria e agli agenti atmosferici costituiscono potenziali veicoli di contaminazione. Le emissioni odorigene, in particolare quelle diffuse, sono fortemente dipendenti dalla meteorologia a scala locale e la concentrazione di odore è strettamente vincolata ai rapporti di concentrazione tra i singoli componenti, spesso molto bassi. Tutti questi aspetti amplificano enormemente le difficoltà nella misurazione delle emissioni di sostanze osmogene. Le Linee Guida precedentemente discusse evidenziano l'importanza di redigere un piano di monitoraggio delle emissioni, che possa in modo significativo ed eventualmente continuo fornire una stima attendibile dell'impatto olfattivo dell'impianto industriale esaminato. Si sottolinea prima di tutto la necessità di conoscere approfonditamente le fasi del ciclo produttivo e le principali sorgenti odorigene dello stesso, da cui deriva un corretto posizionamento dei punti di campionamento. Normalmente, il campionamento è condotto su impianti funzionanti a pieno regime ma deve comunque tenere conto di tutte le possibili variazioni.

### 3.1 Metodologie di campionamento

La raccolta dei campioni può avvenire in modalità differenti.

I **campionamenti olfattometrici**, descritti nella UNI EN 13725:2003, consistono nel trasferimento di una porzione rappresentativa del campione odoroso all'interno di sacchetti o bags di materiale polimerico. Non è previsto alcun pre-trattamento, al massimo una pre-diluizione del campione. Si utilizzano delle pompe a depressione, che richiamano il campione all'interno del sacchetto per effetto della depressione generata. Il sacchetto è posto in un contenitore rigido e al suo interno è praticato il vuoto. La pompa da vuoto e il campione non entrano in contatto diretto, limitando in questo modo i rischi di contaminazione. I bags raccolti potranno essere analizzati con olfattometria dinamica, nasi elettronici o sottoposti ad analisi chimiche purché, convenzionalmente, l'intervallo tra il campionamento e l'analisi non superi le 30 ore (EN 13725:2003). Le indagini in laboratorio sono spesso preferite; quelle in campo, note come

*olfattometria in linea* perchè prevedono l'installazione dell'olfattometro vicino alla sorgente emissiva, sono applicabili esclusivamente se si è in presenza di emissioni a concentrazione costante.

Esistono anche altri tipi di campionamento, finalizzati alla sola **caratterizzazione chimica delle sostanze**, che realizzano il trasferimento degli inquinanti su un substrato fissante che ne consente il trasporto al laboratorio analisi. Si può lavorare in due modalità: *attiva*, in cui il campione gassoso viene prelevato mediante pompa di campionamento, forzandone il contatto con il substrato; *passiva*, condotta solo per i campionamenti ambientali, in cui si utilizzano dispositivi che non necessitano di una pompa di aspirazione perché consentono, grazie alla diffusione, il contatto diretto tra gli inquinanti e il substrato. Il campionamento passivo sfrutta i principi fisici dell'adsorbimento (interazioni fisiche, reversibili in specifiche condizioni), del chemio-adsorbimento (trasformazione degli inquinanti in specie chimiche non volatili grazie a specifici reagenti) o dell'assorbimento (gli inquinanti subiscono processi di solubilizzazione o redox in substrati acquosi). Il *canister* è uno dei metodi di campionamento ambientale più diffuso: è costituito da un contenitore in acciaio, di diverso volume, la cui superficie è inertizzata per prevenire la possibile degradazione dei composti gassosi campionati. Prima dell'utilizzo, è necessario decontaminare i canister mediante azoto o aria ultra-pura. Il vantaggio di questo sistema è la possibilità di campionare sia tempi brevi che lunghi (dai minuti alle ore o giorni).

La EN 13725 disciplina anche i supporti di campionamento per le analisi olfattometriche, che devono essere inerti, possedere una superficie liscia, possedere neutralità odorigena e caratteristiche adeguate di tenuta. I materiali maggiormente impiegati sono Politetrafluoroetilene (PTFE, Teflon, per tubi di raccordo e connessioni) e Polietilenterefalato (PET, Nalophan) per le sacche di campionamento.

## 3.2 Campionamento olfattometrico

Le tecniche impiegate per il campionamento olfattometrico dipendono dalla tipologia di sorgente (Gostelow, 2003) [27]. Le varie normative sono concordi nel differenziare tre:

1. puntuali: le emissioni sono controllate e concentrate in un unico punto. Rientrano in questa categoria tutti i flussi emissivi attraverso condotte di adduzione o camini di espulsione;
2. areali: superfici solide o liquide piuttosto estese, distinte a loro volta in (Fig. 3.1):
  - attive o a flusso indotto: sono caratterizzate dalla presenza di un flusso di aria esterno che viene convogliato verso di esse mediante un sistema di ventilazione. Biofiltri e serbatoi di aerazione ne sono un esempio;
  - passive o senza flusso indotto: non possiedono un flusso proprio, ma soltanto lo scambio di materia dalla superficie all'aria sovrastante. Classici esempi sono i cumuli di compost non aerati, le vasche di sedimentazione primaria o di raccolta del percolato;

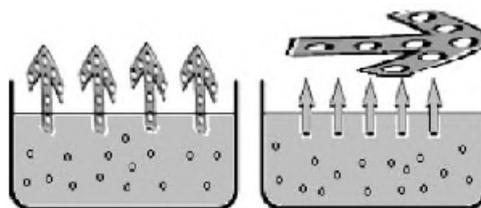


Figura 3.1: Tipi di sorgenti di emissione di odore: attive (sx) e passive (dx) (Linee Guida Lombardia, 2012) [36].

3. volumetriche: tipicamente edifici, ossia strutture con una certa altezza, completamente o parzialmente chiuse, da cui l'aria odorosa fuoriesce attraverso aperture che potrebbero non

avere una geometria ben definita. Esempi sono valvole, porte e finestre, aree di processo e di carico/scarico dei materiali;

Si analizzeranno, nei paragrafi seguenti, le tecniche di campionamento delle varie tipologie di sorgenti presentate dalle Linee Guida Lombardia (D.G.R. n. IX/3018, 2012), in particolare con riferimento alle sorgenti areali passive. La mancanza di protocolli standardizzati di campionamento ha ostacolato la possibilità di compiere studi comparativi sulle emissioni di differenti WWTP.

### 3.2.1 Sorgenti puntuali

Il campionamento avviene a camino mediante una pompa a depressione (Fig. 3.2) che richiama l'aeriforme nel bag di campionamento a essa collegato, senza farlo entrare in contatto con alcun materiale. Per una corretta valutazione è necessaria anche una misura della portata volumetrica: il prelievo va fatto in un punto specifico, che secondo le norme UNI EN 15259 e UNI EN 16911 deve essere una sezione del condotto che soddisfi i requisiti di stazionarietà e uniformità del flusso. Si richiede il condizionamento dei sacchetti di campionamento prima del prelievo, con la stessa aria osmogena da campionare.

Esiste anche una tipologia di campionamento che lavora in pressione: inserendo direttamente il tubo di ingresso del sacchetto all'interno del condotto l'effluente gassoso, a causa della sovrappressione, migrerà spontaneamente. Il SNPA (Sistema Nazionale per la Protezione dell'Ambiente), nel progetto di studio riguardante le emissioni odorigene, ha identificato due tipologie principali di scenari:

1. emissioni che presentano livelli emissivi ragionevolmente costanti in termini di portata emissiva ( $Nm^3/h$ );
2. emissioni che non presentano livelli emissivi costanti e richiedono il campionamento di più porzioni gassose, ognuna delle quali rappresentativa di una diversa condizione emissiva;

Ogni scenario richiede tempistiche diverse per il campionamento:

- per le emissioni costanti sono necessari almeno 3 singoli campionamenti nell'arco di una giornata in un intervallo temporale rappresentativo di almeno 30 min;
- per le emissioni variabili può essere necessario un solo campionamento nell'arco di una giornata per esaminare la condizione peggiore (purché lo si effettui nel momento emissivo più critico). Nel caso in cui si vogliono cogliere anche le variabilità occorreranno molteplici singoli campionamenti, in un adeguato intervallo temporale e in diverse condizioni emissive.

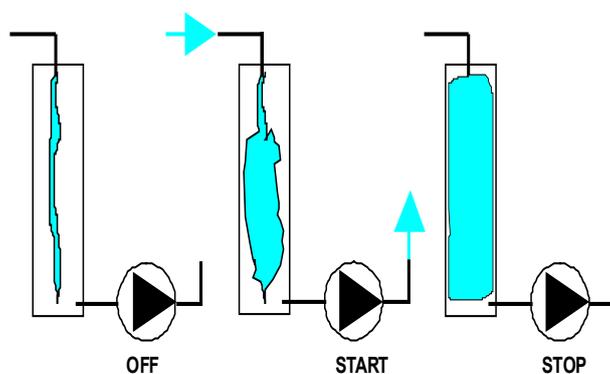


Figura 3.2: Rappresentazione del principio di funzionamento di una pompa a depressione (Linee Guida Lombardia, 2012) [36].

### 3.2.2 Sorgenti volumetriche

Le sorgenti volumetriche possiedono una quota di altezza nota e non trascurabile. L'odore emanato è molto complesso da stimare, dal momento che può essere diffusivo ed estremamente non uniforme, fuoriuscendo da aperture con geometrie complesse. Esempi comuni di fonti di volume includono: industrie come le raffinerie e gli impianti chimici, piccole aziende e punti vendita, zone di produzione e trasformazione agricola.

La strategia di campionamento dipende da una serie di fattori: numero e tipologia delle aperture, modelli di volatilizzazione impiegati, posizione dei punti di ingresso e uscita di aria e direzione del vento.

Il campionamento va effettuato se possibile nelle prese d'aria; se esse non sono ben definite o accessibili in sicurezza si possono adoperare procedure alternative. Una di queste è il calcolo della concentrazione di odore mediante misure simultanee di concentrazione media condotte in vari punti interni all'impianto. Se persino le posizioni interne sono inaccessibili si può ragionevolmente supporre che la concentrazione media misurata nei punti più odorosi dell'impianto sia rappresentativa dell'intero volume.

Oltre alla concentrazione di odore, anche il calcolo della portata di aria  $Q$  in uscita dalla struttura chiusa ( $m^3/s$ ) può risultare estremamente complesso. Il metodo più semplice, ma allo stesso tempo maggiormente incerto, è quello di costruire una griglia di misurazioni della velocità nei principali punti di uscita o sfiato del sistema: la portata  $Q$  sarà ricavata dalla velocità media campionata ( $m/s$ ) e dall'area della sezione di uscita ( $m^2$ ). Alternativamente, la portata è ricavabile dal prodotto del tasso di ricambio d'aria della sorgente ( $AER$ ), ossia il numero di ricambi nell'unità di tempo effettuati nella struttura, e del volume dell'edificio  $V$ . È anche possibile impiegare dei gas traccianti per il monitoraggio.

In ogni caso, il metodo di campionamento dovrebbe tener conto dell'eventuale presenza di zone morte o di accumuli all'interno della struttura.

### 3.2.3 Sorgenti areali

Le sorgenti areali si differenziano in attive e passive in funzione del flusso volumetrico specifico. Uno schema sulle tecniche di campionamento adottate per queste tipologie di sorgenti è riportato in Tab. 3.1 (Zarra et al., 2007) [73].

Tabella 3.1: Tipologie di sorgenti areali e relative tecniche di campionamento (Zarra, 2017)

Tipologia	Tecnica di campionamento	Esempio
passiva liquida	Flux chamber, wind tunnel	Vasca di sedimentazione
attiva liquida	Flux chamber, wind tunnel	Vasca di ossidazione
attiva solida	Cappa statica, Teli	Biofiltro
passiva solida	Flux chamber, wind tunnel	Cumulo di compost

Le sorgenti areali passive sono fonti di emissione laminari, non ventilate o debolmente ventilate, con un flusso volumetrico specifico minimo inferiore a  $50 m^3/(m^2 \cdot h)$ .

Gli approcci alla stima dei tassi di emissione sono due (Capelli et al., 2013) [14]:

- *indiretti*, mediante l'impiego di modelli micro-metereologici che richiedono come input misurazioni simultanee di velocità e concentrazione del vento lungo il profilo del pennacchio;
- *diretti*, mediante i metodi "a cappa" che verranno discussi in seguito.

Pur essendo preferibili le tecniche indirette, poiché non interferiscono con il processo di emissione data l'assenza di un dispositivo fisico di campionamento, nella pratica sono di gran lunga più utilizzati i metodi a cappa. Questo perché i modelli richiedono un numero elevato di campioni per la caratterizzazione delle emissioni in esame.

### 3.2.3.1 Sorgenti areali attive

Le sorgenti areali attive possono essere assimilate a quelle puntuali, con l'unica differenza che la sezione di emissione è notevolmente più estesa. Pertanto, il campione gassoso da inviare ad analisi deve essere ottenuto mediante la combinazione di più aliquote, prelevate da diversi e numerosi punti di campionamento. La metodologia più riconosciuta è la "**cappa statica**", con cui viene isolata una determinata porzione di superficie e il flusso convogliato in un condotto di uscita (Fig. 3.3). Il condotto presenta un foro in cui viene introdotto il sacchetto di campionamento e misurati i principali parametri fisici (temperatura, umidità, velocità dell'aria, portata etc.). Gli agenti atmosferici non devono entrare in contatto con il campione. La cappa può avere forma emisferica o parallelepipeda e va posizionata direttamente sulla superficie da caratterizzare. È necessario attendere un certo tempo detto di stabilizzazione prima di effettuare il prelievo dei campioni.

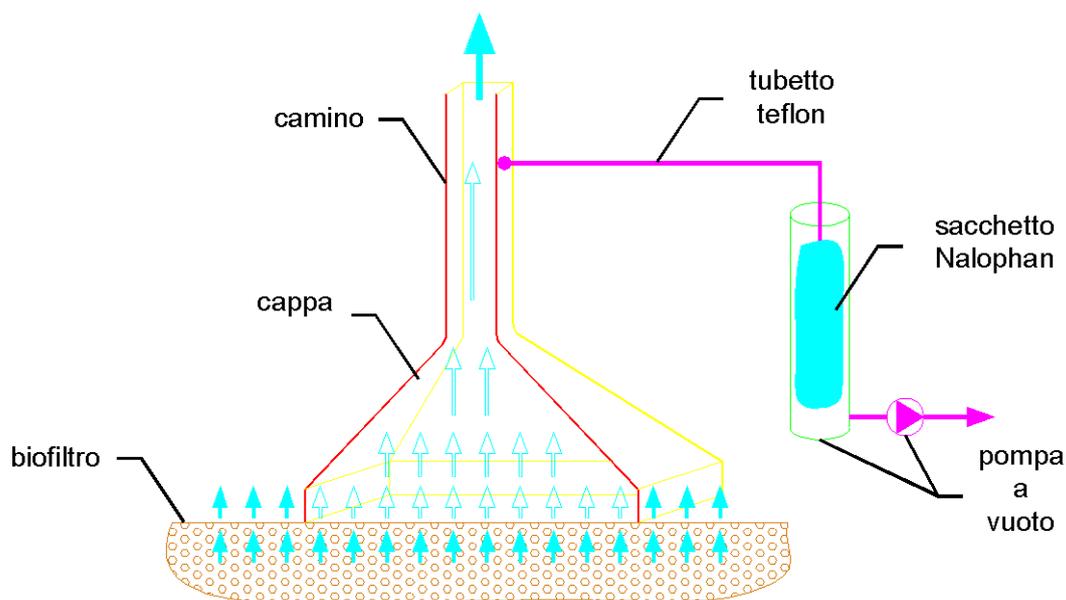


Figura 3.3: Schema di funzionamento della cappa statica (Linee Guida Lombardia, 2012) [36].

Ai fini di un campionamento rappresentativo è necessario che la superficie campionata sia almeno l'1% dell'area emissiva totale. La norma prescrive il prelievo di un minimo di 3 e un massimo di 10 campioni. È obbligatorio, prima del campionamento, misurare i principali parametri fisici della porzione di superficie isolata dalla cappa: in particolare, è importante mappare le velocità di emissione per verificare l'omogeneità del flusso e l'eventuale presenza di flussi preferenziali. La superficie può ritenersi a flusso omogeneo se le velocità misurate nei vari punti si discostano tra loro di un fattore minore o uguale a 2.

### 3.2.3.2 Sorgenti areali passive

Le sorgenti areali passive sono complesse da caratterizzare perchè non dotate di flusso indotto. Rientrano in questa categoria le emissioni derivanti da stoccaggi di materiale in ambienti non confinati (piazze, cumuli) e vasche di trattamento dei reflui prive di copertura.

La tecnica di campionamento prevede di isolare una parte di superficie emissiva con una cappa e di introdurre nella stessa un flusso gassoso controllato di aria inodore, che simuli l'effetto della ventilazione naturale (noto come estrazione della componente odorosa). I campioni così ottenuti sono captati all'uscita dalla cappa e raccolti in sacche di materiale inerte. Ad oggi i campionamenti su sorgenti areali passive vengono effettuati quasi esclusivamente con i metodi a cappa. Questo perchè generalmente la

composizione della miscela odorigena non è nota: se lo fosse il flusso emissivo sarebbe ricavabile per mezzo dei numerosi metodi di volatilizzazione presenti in letteratura (Capelli et al., 2013) [14]. Esistono varie tipologie di apparecchiature, tutte riconducibili a due categorie: camere statiche e dinamiche. In tutti i dispositivi, generalmente, la sezione in ingresso è equivalente a quella in uscita.

Le camere statiche, dalle caratteristiche simili a quelle impiegate per le sorgenti attive, non prevedono l'immissione di un flusso di aria esterno; l'unico flusso è quello generato dal gradiente di concentrazione presente tra la sorgente e l'ambiente sotto cappa. Un esempio è mostrato in Fig. 3.4. Lo svantaggio principale di questi dispositivi, dovuto all'assenza di un flusso di aria esterno, è l'effetto di accumulo nello spazio di testa della cappa, tanto più alto quanto maggiori sono i tempi di campionamento. Esso comporta la riduzione, fino alla totale soppressione, dell'evaporazione sulla superficie della sorgente, limitando il numero di campioni d'aria prelevabili e conducendo ad una sottostima evidente delle concentrazioni.

Per queste ragioni, le camere statiche sono concordemente ritenute inadatte al campionamento odorigeno finalizzato alla modellazione e al calcolo corretto del tasso di emissione di odore (OER).



Figura 3.4: Camera statica a cupola per le emissioni di  $CO_2$  dai terreni (dott. John A. Arnone).

### 3.2.3.3 Cappe dinamiche

A differenza delle cappe statiche, quelle dinamiche consentono, attraverso appositi fori di ingresso e di uscita, il flussaggio di aria al loro interno. Il flusso può essere prodotto naturalmente, sfruttando il vento presente nell'area, oppure artificialmente collegando la cappa ad un ventilatore o una bombola di aria neutra. Il campionamento si effettua prelevando l'aria in uscita dal dispositivo, e con sé anche le sostanze emesse dalla sorgente.

Le due tipologie maggiormente diffuse di cappe dinamiche sono le **camere di flusso** a sezione circolare e le **gallerie del vento** a sezione rettangolare. Queste ultime, a differenza delle altre, riescono a ricreare condizioni più realistiche al loro interno: il flusso che le attraversa è unidirezionale e maggiormente rappresentativo dell'effetto naturale del vento sulle sorgenti. Il fenomeno dell'accumulo di concentrazione nel dispositivo è fortemente ridotto nelle gallerie del vento.

Una limitazione di questi strumenti è l'impiego di portate di aria eccessivamente grandi o piccole. È stato dimostrato (Gao et Yates, 1998) [23] che lavorando ad un flusso troppo esiguo la camera dinamica possiede le stesse limitazioni di quella statica, mentre per portate eccessive il risucchio prodotto sovrastima le emissioni.

È necessario porre particolare attenzione all'eventuale contaminazione del campione raccolto ad opera di inquinanti ed impurezze che possono provenire anche dall'aria a monte dell'apparecchiatura di campionamento. Pertanto, si impiega sempre aria neutra, nella maggior parte dei casi proveniente da bombole. Come per le camere statiche è necessario, prima di eseguire i prelievi, condizionare il sistema lasciando fluire il gas al suo interno per un tempo sufficiente detto "di stabilizzazione", allo scopo di

evitare che una variazione eccessiva di pressione sopprima o favorisca l'emissione di odoranti. Le norme non forniscono una definizione accurata di "tempo sufficiente".

Il numero di campioni da prelevare è funzione della tipologia e dell'estensione della sorgente areale passiva da caratterizzare. In generale è possibile affermare che:

- per sorgenti areali passive omogenee (ad esempio vasche movimentate di materiali liquidi) la superficie emissiva si può ritenere uniforme per effetto della miscelazione, per cui è sufficiente prelevare un unico campione rappresentativo, purché non troppo vicino alla parete perimetrale;
- per sorgenti areali passive non omogenee (ad esempio superfici di discarica, cumuli di rifiuti, compost etc.), il numero di campionamenti va scelto in base alle caratteristiche e all'estensione della sorgente;

Altre normative (VDI 3880) indicano, per una sorgente omogenea con area di base fino a 100 m<sup>3</sup> la necessità di almeno 3 punti di misurazione.

Le limitazioni all'impiego dei metodi "a cappa" possono essere così riassunte:

1. la concentrazione di odore non varia in modo costante nel tempo, ma in funzione del reciproco della velocità del vento. Nella modellazione della dispersione occorrerebbe tener conto del fatto che all'aumentare della velocità il potenziale emissivo di una certa superficie tende ad esaurirsi;
2. la concentrazione di odore è non omogenea neanche nello spazio, a causa dell'estensione delle superficie areali;
3. è necessario scorporare il processo di diffusione di materia in tutti i suoi costituenti, analizzando i coefficienti di trasferimento di massa e la turbolenza sia della fase liquida che di quella gassosa;

## Il Wind Tunnel

Il **Low Speed Wind Tunnel** è lo strumento più impiegato per il campionamento da sorgenti areali passive (Fig. 3.5).

Pensato per simulare la condizione atmosferica di flusso parallelo ad una superficie e privo di rimescolamento verticale, prevede l'ingresso di una corrente orizzontale nota di aria che passando al di sopra della superficie emissiva favorisce il trasferimento di massa convettivo. In questo modo gli odoranti possono mescolarsi alla corrente gassosa e fuoriuscire dal condotto di prelievo dei campioni (Fig. 3.6).



Figura 3.5: Esempio di applicazione del WT.

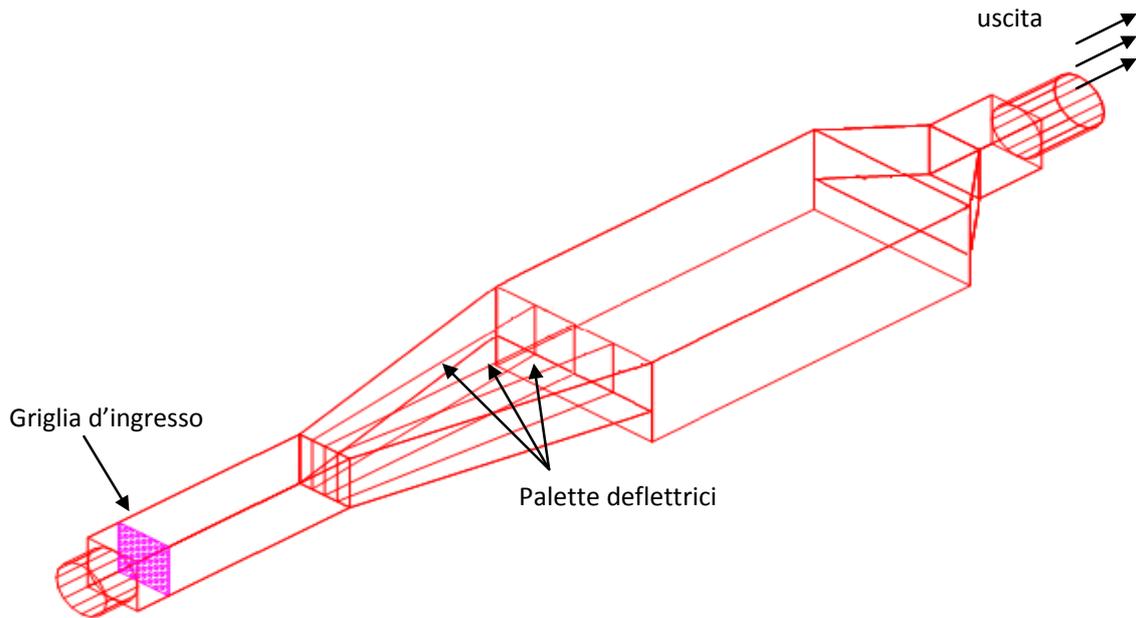


Figura 3.6: Caratteristiche del WT (Linee Guida Lombardia) [36].

Il flusso gassoso in uscita viene campionato per mezzo di appositi bag realizzati solitamente in Nalophan e condotto alla successiva analisi olfattometrica. Il campione è sottoposto ai panelisti con rapporti di diluizione via via decrescenti, fino a pervenire alla “soglia olfattiva”, ossia al grado di diluizione a cui il 50% di essi non percepisce l’odore. La EN 13725:2003 prevede che si assegni alla concentrazione di sostanza odorosa incognita, corrispondente alla soglia olfattiva, il valore di  $1 \text{ OU}/\text{m}^3$ . A questo punto, è necessario capire il numero di diluizioni con aria neutra che consente di raggiungere la soglia olfattiva: questa sarà la concentrazione del campione originale in  $\text{OU}/\text{m}^3$ . Ad esempio, se la soglia olfattiva si raggiunge con un grado di diluizione di  $1/500$  la concentrazione odorigena del campione sarà  $500 \text{ OU}/\text{m}^3$ .

La stima della concentrazione di odore è necessaria per ricavare due grandezze fondamentali per l’analisi:

1. il SOER (*Specific Odour Emission Rate*), ossia la portata odorigena emessa dalla sorgente areale considerata per unità di superficie espressa in  $[\text{OU}/\text{m}^2\text{s}]$ ;
2. l’OER (*Odour Emission Rate*), ossia la portata emissiva totale della sorgente areale passiva espressa in  $[\text{OU}/\text{s}]$ ;

Questi parametri sono influenzati da numerosi fattori, quali la velocità di flusso degli effluenti, la turbolenza, la temperatura e l’umidità dell’aria, la temperatura della superficie nonché la sua composizione ed eterogeneità, sia alla microscala che alla macroscala. Il SOER si ottiene dall’Eq. 3.1

$$SOER = \frac{Q_{effl} \cdot C_{od}}{A_{base}} \quad (3.1)$$

in cui:

- SOER è il flusso specifico di odore espresso in  $[\text{OU}/\text{m}^2\text{s}]$ ;
- $Q_{effl}$  è la portata volumetrica dell’effluente uscente dalla cappa in  $\text{m}^3/\text{s}$ ;
- $C_{od}$  è la concentrazione di odore misurata in  $[\text{OU}_E/\text{m}^3]$ ;
- $A_{base}$  è l’area di base della cappa in  $\text{m}^2$ .

La relazione tra OER e SOER è la seguente:

$$OER = SOER \cdot A_{emiss} \quad (3.2)$$

in cui  $A_{emiss}$  è l'area della superficie emissiva espressa in  $m^2$ . Le Linee Guida analizzate non contemplano alcuna distinzione tra sorgenti areali passive solide e liquide.

All'uscita dalla cappa la concentrazione di odore rappresenta la quantità di sostanze osmogene che evaporano a causa del flusso di corrente inviato nel sistema (convezione forzata).

Sono vari i modelli di volatilizzazione che possono essere impiegati per descrivere il trasferimento di materia liquido-gas (verranno analizzati in dettaglio in seguito). Seguendo la teoria dello strato limite di Prandtl è possibile identificare la relazione che intercorre tra la concentrazione di odore e la velocità dell'aria flussata sotto cappa (Eq. 3.3).

$$C_{od} \propto \frac{1}{\sqrt{v}} = v^{-\frac{1}{2}} \quad (3.3)$$

La dipendenza tra i due parametri è proporzionale all'inverso della radice quadrata: all'aumentare della velocità sotto cappa, e dunque della portata di aria inviata, la concentrazione in uscita diminuisce. In virtù di questa dipendenza è consigliato campionare con portate d'aria sufficientemente ridotte, onde evitare velocità sotto cappa troppo elevate e concentrazioni non significative. Si prescrivono velocità comprese tra 1 e 10  $cm/s$  e concentrazioni di odore non inferiori a 50 – 100  $[OU/m^3]$

Anche il flusso specifico di odore è funzione della velocità dell'aria sotto-cappa (Eq. 3.4).

$$SOER \propto v^{\frac{1}{2}} \quad (3.4)$$

L'esponente della velocità dipende dalla fluidodinamica all'interno del dispositivo di campionamento. Il valore di 0.5 è quello più comunemente impiegato per le superfici liquide, nell'ipotesi fatta di moto laminare completamente sviluppato su lastra piana - Sironi et al., 2014 [58] e Sohn et al., 2005 [61]. Le relazioni generali, valide anche per superfici solide, sono le seguenti:

$$SOER \propto v^n \quad (3.5)$$

$$OER \propto v^n \quad (3.6)$$

Tutte le equazioni presumono che l'aria flussata nel dispositivo non introduca odore di fondo e che vi sia una miscelazione completa tra le emissioni e il flusso di aria.

Le Linee Guida Lombardia definiscono anche la scala temporale di analisi: l'intervallo di misura standard è pari a 1 h, per cui anche gli eventi più brevi devono essere considerati come duranti un'intera ora. Tuttavia, l'odore viene percepito dall'uomo a scala del secondo e gli eventi "di picco" possono durare anche solo pochi secondi consecutivi: per questa ragione è necessario, per ottenere le concentrazioni orarie di picco, applicare ai valori medi campionati un fattore noto come **peak to mean ratio**, assunto pari a 2.3 nella normativa citata.

Allo scopo di valutare il SOER che si verifica in campo aperto e per differenti condizioni di velocità del vento è necessario ridimensionare il valore ottenuto dal campionamento con cappa dinamica. Studi consolidati (Sironi et al., 2014 [58] e Sohn et al., 2005 [61]) propongono una correlazione di questo tipo (Eq. 3.7), riportata anche in normativa:

$$SER_{field} = SER_{WT} \cdot \left(\frac{U_{field}}{U_{WT}}\right)^{\frac{1}{2}} \quad (3.7)$$

La proporzionalità tra i due flussi emissivi è data dal rapporto tra la velocità effettiva del vento all'altezza della cappa dinamica e quella dell'aria flussata al suo interno. Il valore della velocità è generalmente registrato alla quota dell'anemometro più vicino alla sorgente indagata (10 m). Pertanto, è necessario adottare un profilo di velocità del vento mediante leggi di tipo logaritmico o power-law, con cui ricavare quella relativa alla quota di emissione. Si dimostrerà che la legge impiegata influenza notevolmente i risultati ottenuti.

Inoltre, le condizioni fluidodinamiche all'interno della cappa e in campo aperto risultano completamente differenti (Bliss et al., 1995) [9]: nel WT il flusso è confinato e libero di muoversi senza ostacoli esclusivamente in direzione longitudinale, per cui è inevitabile l'accumulo di sostanza evaporata nella fase bulk della cappa. In condizioni di campo aperto, invece, il gradiente di concentrazione risente in maniera trascurabile della sua fase bulk. Infine, l'adozione di una dipendenza con la radice quadrata della velocità dell'aria è tipica del flusso laminare e non tiene conto del fatto che nella realtà il flusso sopra una superficie di aria liquida è tipicamente turbolento. Anche gli studi sulle condizioni micro-meteorologiche dell'atmosfera hanno confermato che in campo aperto è presente un'elevata variabilità della stabilità atmosferica.

La maggiore difficoltà per l'applicazione dell'Eq. 3.7 è la conoscenza del valore di velocità del vento: è necessario analizzare i profili fluidodinamici di velocità all'interno del wind tunnel, fortemente dipendenti dalla geometria del dispositivo. Un modello di galleria del vento ottimizzato (Lucernoni et al., 2017) [39] è riportato in Fig. 3.7 e Fig. 3.8.

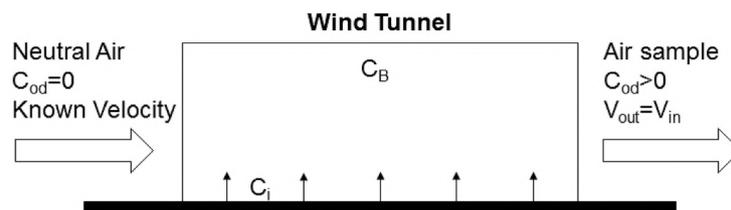


Figura 3.7: Simplified scheme for the WT system (Lucernoni et al., 2017) [39].

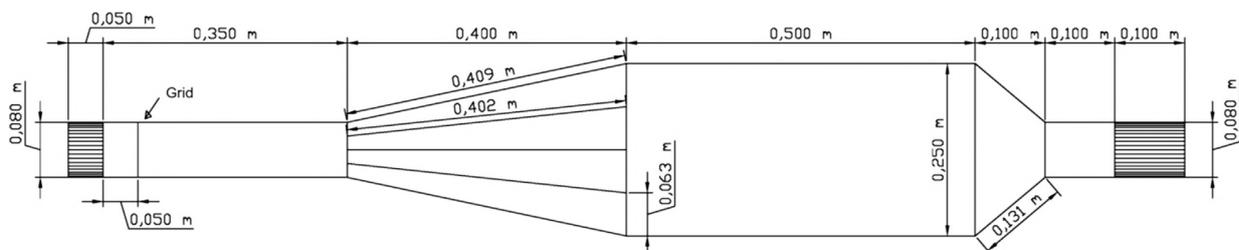


Figura 3.8: WT design (Lucernoni et al., 2017) [39].

La galleria del vento consente di impiegare portate di aria neutra anche abbastanza elevate ( $0.3 - 1 \text{ m/s}$ ) che riescono a simulare adeguatamente le tipiche condizioni ambientali in campo aperto. Tuttavia, valori troppo alti potrebbero diluire le emissioni e ridurre la rappresentatività della misura. Per questo motivo si preferiscono, solitamente, le gallerie del vento che lavorano con basse velocità dell'aria (ad esempio  $1 - 10 \text{ cm/s}$ ).

### La camera di flusso

La camera di flusso è una soluzione alternativa al Wind Tunnel per le sorgenti areali passive, ma il principio di funzionamento è il medesimo (Fig. 3.9). Presenta un piano generalmente in acciaio inox,

fissato su un supporto in alluminio di area nota, dotato di fori per l'ingresso e l'uscita dell'aria neutra e per lo sfiato. Come per le gallerie del vento, l'aria insufflata si carica di sostanze osmogene emesse dalla superficie liquida o solida e può essere campionata. La concentrazione di odore rilevata consentirà il calcolo del SOER e dell'OER complessivo dell'impianto, parametro come si è detto necessario per l'implementazione dei modelli di dispersione.



Figura 3.9: Applicazione della camera di flusso su una sorgente liquida [79].

La differenza sostanziale con i dispositivi di galleria del vento risiede nel fatto che all'interno delle camere di flusso la miscelazione tra gas e composti volatilizzati è non direzionale. La portata di iniezione dell'aria è generalmente compresa tra  $5-24 \text{ l/min}$  e consente la formazione di un moto vorticoso nella fase gassosa all'interno della cappa, che favorisce la volatilizzazione dei composti (Capelli et al., 2013) [14]. La storia delle camere di flusso non è recente: già negli anni '70 venivano impiegate per quantificare l'emissione di gas inorganici dai suoli. Verso la metà degli anni '80 è stato sviluppato dall'EPA USA il primo prototipo per la misura delle emissioni di *COV* da suoli contaminati e superfici d'acqua in siti di rifiuti pericolosi. La camera è dotata di galleggianti per il campionamento sulle superfici liquide.

Il campionamento prevede come sempre la stabilizzazione del flusso (per un tempo pari a 3-4 tempi di permanenza) e il prelievo mediante una sacca in Tedlar, tipicamente a  $2$  o  $5 \text{ L/min}$ . Le camere di flusso attualmente sul mercato prevedono, oltre ai fori di ingresso e di uscita dell'aria, un foro di troppo pieno per lo sfiato dell'aria in eccesso, che può anche alloggiare una sonda per le misure di temperatura (Fig. 3.10).



Figura 3.10: Flux chamber progettata da Osmotech [80].

### 3.3 Il campionamento delle sorgenti areali passive

#### 3.3.1 Confronto tra galleria del vento e camera di flusso

Qualsiasi dispositivo di raccolta di campioni d'aria crea un disturbo sulla superficie di emissione ed altera il tasso di emissione reale. Sebbene le normative esistenti e gli studi di letteratura (Gostelow et al., 2003) [27] non abbiano raccomandato l'utilizzo di alcun dispositivo specifico, la galleria del vento sembra presentare le minime difficoltà tecniche e metodologiche rispetto alle altre tecnologie. In entrambi i casi la forza "motrice" responsabile della direzione e velocità di emissione di un soluto è la differenza di concentrazione tra le due fasi (soluto e liquido). La velocità di trasferimento, invece, è legata alla tipologia di composto in soluzione, o meglio alla sua costante di Henry adimensionale. È questo un parametro chiave che verrà ampiamente discusso in seguito. Sicuramente, se le condizioni dello strato limite atmosferico al di sopra della superficie liquida sono ben sviluppate all'interno del dispositivo, le componenti verticali e orizzontali della turbolenza assicurano la diffusione molecolare e il trasferimento di massa convettivo (Hudson et al., 2007) [28].

La letteratura scientifica è concorde nel sostenere che i due dispositivi comportano risultati nettamente diversi di parametri misurati e che ciò è riconducibile principalmente alle differenti caratteristiche idrodinamiche. Esse comportano due risultati fondamentali, riportati in Hudson et al., (2007) [28] e Hudson et al., (2008)hudson2:

- le concentrazioni di odore misurate sono più elevate nei campioni raccolti con camera di flusso rispetto alla galleria del vento (con un rapporto variabile da 5:1 a 10:7). La causa è da ricercarsi nella diluizione dovuta alle velocità di lavaggio maggiori presenti all'interno delle gallerie del vento;

- i tassi di emissione degli odori, al contrario, sono maggiori se derivati da gallerie del vento rispetto alle camere cilindriche (con un rapporto variabile da 60:1 a 240:1). Questo secondo aspetto è legato all'accumulo di concentrazione nello spazio di testa delle camere cilindriche, che comporta la soppressione del tasso di emissione. Tale fenomeno non può verificarsi nelle camere rettangolari;

La forma più usuale di cappa dinamica è sicuramente quella rettangolare (WT): essa possiede un'area mediamente maggiore rispetto alle camere cilindriche, dunque prevede una maggiore portata di aria flussata. Si è dimostrato (Bliss et al., 1995) [9] che lavorando, in galleria del vento, con una velocità di aria quanto più possibile vicina a quella del vento ambientale si ottengono stime delle emissioni dai modelli meteorologici molto precise. Per questi motivi i WT sono sempre stati ritenuti più rappresentativi dello scenario emissivo reale. Inoltre, le camere cilindriche richiedono periodi di posizionamento nettamente maggiori (anche 60-80 minuti), che comportano la misura di concentrazioni di odore a volte troppo elevate. Infine, pur essendo mantenute completamente miscelate esse possono sperimentare velocità di lavaggio nettamente diverse in alcune zone.

In teoria, le concentrazioni di odore ricavate dai due dispositivi visti non possono essere impiegate per fare dei confronti diretti, date le notevoli differenze discusse. Nella pratica si è tentato di cercare comunque delle relazioni. Molteplici studi sono stati condotti sulle emissioni odorigene derivanti dagli allevamenti intensivi (Hudson et al., 2008) [29]. È stato dimostrato che è possibile una relazione tra le velocità di emissione fornite dai due dispositivi (e dunque tra gli OER), apparentemente influenzata dalla natura della superficie emittente e dal suo contenuto di umidità medio. I dispositivi con basse velocità di lavaggio come le camere di flusso sembrano essere più influenzati dagli effetti del vento esterno.

Tali risultati costituiscono un primo passo per la ricerca della relazione tra i tassi di emissione forniti dai due dispositivi: solo allora si potranno impiegare le stime di velocità di entrambi in uno stesso singolo esercizio di modellazione. L'analisi di Hudson et al., 2008 [29], sulla base di ulteriori esperimenti, ha ottenuto una relazione tra la solubilità in acqua dei prodotti chimici analizzati e il rapporto  $OER_{wt}/OER_{fc}$ , allo scopo di fornire una spiegazione credibile alla differenza tra i tassi di emissione dei due dispositivi. La validità della relazione riguarda, però, solo alcuni casi e deve essere adattata alle reali condizioni in campo.

In conclusione, è possibile una relazione tra i tassi di emissione derivati dai due dispositivi, anche se ad oggi non spiegabile completamente. Essa potrebbe essere ricercata nella concentrazione del composto "odorante" all'interno della fonte di emissione e potrebbe essere lineare ma variabile tra fonti diverse. Fino a quando non saranno approfondite tali dipendenze gli studiosi, anche se non ufficialmente, sono concordi nel raccomandare la galleria del vento.

### **3.3.2 Modelli di volatilizzazione in campo aperto e all'interno dei dispositivi di campionamento**

Il seguente paragrafo presenta una sintesi delle principali informazioni reperite dagli studi di letteratura più recenti in merito al fenomeno della volatilizzazione dalle superfici liquide passive, all'interno e all'esterno dei dispositivi di campionamento. L'obiettivo è fornire una panoramica delle più importanti grandezze in gioco che influenzano il funzionamento delle gallerie del vento e delle camere di flusso.

#### **3.3.2.1 Volatilizzazione in campo aperto**

In letteratura sono numerosi i modelli teorici ed empirici di volatilizzazione dalle superfici liquide (Prata et al., 2018) [51]. Nel caso di superfici passive, che non sono indisturbate tranne per velocità del vento estremamente basse, l'analisi si complica notevolmente.

Il modello più semplice che descrive i processi fisici alla base del trasferimento di massa liquido-aria di

inquinanti sulle superfici passive è quello delle “due resistenze”. Ispirato ad un modello precedente (*teoria a due film* di Whitman e Lewis), esso si basa sull’idea che “la resistenza complessiva al trasferimento di massa gas-liquido sia composta dalle resistenze associate a due strati relativamente limitati, all’interno delle due fasi e vicino all’interfaccia: il film liquido e il film gassoso”. La velocità di trasferimento di massa di un dato composto attraverso ciascun film è data dall’Eq. 3.8 e Eq. 3.9, in cui le grandezze espresse con il pedice  $i$  rappresentano, rispettivamente, la concentrazione del composto  $i$ -esimo sul lato gas e sul lato liquido dell’interfaccia [kg/m<sup>3</sup>]:

$$J_G = k_G \cdot (C_{G,i} - C_G) \quad (3.8)$$

$$J_L = k_L \cdot (C_{L,i} - C_L) \quad (3.9)$$

In assenza di reazioni chimiche un’ipotesi consolidata è che i flussi di massa attraverso i due film siano equivalenti al flusso di massa complessivo tra le due fasi:

$$J = k_G \cdot (C_{G,i} - C_G) = k_L \cdot (C_{L,i} - C_L) \quad (3.10)$$

Il tasso di volatilizzazione  $J$  può essere riscritto in funzione della costante adimensionale di Henry dei singoli composti e del coefficiente di trasferimento di massa globale in fase liquida  $K_L$  [m/s]:

$$J = K_G \left( C_L - \frac{C_G}{K_H} \right) \quad (3.11)$$

$$\frac{1}{K_L} = \frac{1}{k_L} + \frac{1}{k_G \cdot K_H} \quad (3.12)$$

La validità delle ultime due equazioni è stata dimostrata per le superfici liquide passive degli impianti di trattamento (Hudson et al., 2008) [29]. Nel caso, però, di reazioni chimiche in prossimità dell’interfaccia, oppure se essa risulta coperta è necessario correggere il modello visto. È importante il ruolo della costante di Henry.

In condizioni di equilibrio il flusso di massa tra le due fasi è nullo. Matematicamente ciò è descrivibile dalla legge di Henry, ed in particolare dalla sua costante adimensionale:

$$K_H = \frac{C_G}{C_L} \quad (3.13)$$

$C_G$  è la concentrazione del composto nel bulk della fase gas e  $C_L$  nel bulk della fase liquida, in [kg/m<sup>3</sup>]. La proporzione dipende anche dalla temperatura del liquido.

In condizioni di non equilibrio, invece, avviene un trasferimento di massa globale: volatilizzazione se la concentrazione del liquido è superiore a quella di equilibrio, solubilizzazione se è inferiore. La legge di Henry non può più descrivere la relazione tra le concentrazioni nel bulk delle due fasi, ma può esprimere l’equilibrio all’interfaccia, che si presume quasi istantaneo:

$$K_H = \frac{C_{G,i}}{C_{L,i}} \quad (3.14)$$

La costante adimensionale di Henry è fondamentale per comprendere se il trasferimento di massa è dominato dalla fase liquida, dalla fase gas oppure da entrambe (Hudson et al., 2008) [29]:

- per i composti altamente volatili, con valori di  $K_H \gg 10^{-3}$ , si può trascurare il termine  $1/(k_G \cdot K_H)$  per cui  $K_L \approx k_L$ . Il trasferimento di massa globale è limitato dalle condizioni di trasporto nel film liquido per cui il composto è controllato dalla fase liquida (LFC, Liquid Phase Controlled);
- per i composti scarsamente volatili, con valori di  $K_H \ll 10^{-3}$ , si può trascurare il termine  $1/k_L$

per cui  $K_L \approx k_G \cdot K_H$ . Il trasferimento di massa globale è limitato dalle condizioni di trasporto nel film gassoso per cui il composto è controllato dalla fase gassosa (GFC, Gas Phase Controlled);

- per i composti con  $K_H$  all'incirca pari a  $10^{-3}$  non è possibile trascurare nessuno dei due termini, per cui il trasferimento di massa è condizionato sia dal film liquido che dal film gassoso.

Gli intervalli di  $K_H$  discussi dipendono dal numero di Schmidt del composto, rapporto tra la viscosità cinematica molecolare del mezzo [ $\text{m}^2/\text{s}$ ] e la diffusività del composto nel mezzo stesso [ $\text{m}^2/\text{s}$ ]:

$$Sc = \frac{\nu}{D} \quad (3.15)$$

Il modello delle due resistenze si presta a simulare le condizioni di volatilizzazione in campo, purché si tenga conto del fatto che è stato testato in laboratorio con serbatoi appositamente realizzati, in cui la forma era rettangolare, i flussi di aria e i campi di onde direzionali. Le condizioni reali saranno specifiche da caso a caso. Inoltre, è stato testato per i composti GFC, dunque presenta maggiori incertezze per i composti LFC.

I modelli teorici e le correlazioni empiriche per la stima dei coefficienti di trasferimento di massa in fase liquida ( $k_L$ ) e gassosa ( $k_G$ ) sono molteplici. Sicuramente, il modello empirico di Gostelow (2001) [26] è tra i più impiegati poiché costituisce, nonostante i suoi limiti, una scelta ragionevole per una stima rapida e semplice dei coefficienti (anche se per il  $k_L$  presenta maggiori incertezze).

Gostelow propone un metodo predittivo per la stima dei tassi di emissione degli odori basato sul modello a “due film” applicato a diversi tipi di sorgenti. Si ipotizza un profilo verticale di velocità del vento vicino alla sorgente di emissione (Smith et al., 1980) [59] adiabatico neutro e logaritmico:

$$\frac{u}{u^*} = \frac{1}{k} \cdot \ln\left(\frac{z}{z_0}\right) \quad (3.16)$$

In cui:

- $u$  è la velocità del vento in [ $\text{m}/\text{s}$ ] misurata all'altezza  $z$ , che è la quota di rilevamento del dato anemometrico;
- $u^*$  è la velocità di attrito [ $\text{m}/\text{s}$ ];
- $k$  è la costante di Von Karmann (0.4);
- $z_0$  è l'altezza di rugosità della superficie aereodinamica [ $\text{m}$ ].

L'equazione è valida nel caso in cui  $z > z_0$ , ossia la quota a cui si calcola la velocità è molto maggiore dell'altezza di rugosità. Ovviamente, il modo migliore per stimare la velocità di attrito è misurare direttamente lo stress da taglio della superficie, ma in via approssimata è possibile ricavarla dall'equazione del profilo di velocità vista. Gostelow propone una correlazione empirica per i coefficienti di trasferimento di massa:

$$k_G = 0.04 \cdot u_* \cdot Sc_G^{-0.67} \quad (3.17)$$

$$k_L = 0.0035 \cdot u_* \cdot Sc_G^{-0.5} \quad (3.18)$$

La dipendenza dal numero di Schmidt rappresenta l'influenza della temperatura della superficie liquida. L'esponente per il calcolo del  $k_G$  (0.67) deriva da un'analisi di regressione condotta su un set di dati sperimentali di evaporazione dell'acqua. Il  $k_G$  che si ottiene è comunque un valore mediato sull'intera superficie del liquido. Lo svantaggio di queste correlazioni è sicuramente dato dal fatto che la proporzionalità trovata dall'autore (l'esponente -0.67) è relativa al proprio set di dati sperimentali

analizzati ( $U_{10}$  compresa tra 1 e 24.5 m/s). Inoltre, esse non considerano il valore del *recupero*, ossia la distanza lungo la superficie del liquido nella direzione del flusso di vento.

Per il calcolo della velocità di attrito  $u^*$  sono disponibili numerose parametrizzazioni in letteratura (Prata et al., 2017) [50].

### 3.3.2.2 Volatilizzazione nelle gallerie del vento

Il modello più diffuso per le gallerie del vento è quello di Lucernoni (2017) [39], basato sulla teoria dello strato limite di Prandtl. Il trasferimento di massa all'interno del dispositivo, secondo il modello, avviene per convezione forzata, su una singola superficie piana emissiva in regime laminare. Più che la diffusione chimica, si ritiene che il movimento del gas sopra la superficie di emissione sia il principale responsabile del fenomeno. L'ipotesi di regime laminare è comunque approssimata, dal momento che nella realtà il flusso al di sopra di una superficie di area liquida è tipicamente turbolento.

La concentrazione del composto -iesimo all'uscita dal dispositivo di campionamento, in  $[mol/m^3]$ , è ricavabile dalla seguente equazione:

$$C_{out} = \frac{K_{c,ave} \cdot C_i \cdot A}{\left(Q + \frac{K_{c,ave} \cdot A}{2}\right)} \quad (3.19)$$

In cui:

- $K_{c,ave}$  è il coefficiente di trasferimento di massa convettivo, mediato sulla lunghezza della superficie di scambio  $[mol/m^3]$ ;
- $C_i$  è la concentrazione all'interfaccia gas-liquido del composto emesso, espressa in  $[mol/m^3]$ ;
- $A$  è l'area di base della cappa  $[m^2]$ ;
- $Q$  è la portata di aria flussata al suo interno  $[m^3/s]$ ;

Il coefficiente di trasferimento di massa convettivo medio può essere ricavato (Eq. 3.20) in funzione di:

- $D_i$  diffusività molecolare del composto -iesimo in aria  $[m^2/s]$ ;
- $L_{WT}$  lunghezza del corpo centrale del WT  $[m]$ ;
- $\nu$  viscosità cinematica dell'aria in  $[m^2/s]$ ;
- $U_{WT}$  velocità dell'aria all'interno della cappa in  $[m/s]$ .

$$K_{c,ave} = 0.315 \cdot \left(\frac{D_i^4}{L_{wt}^3 \cdot \nu}\right)^{\frac{1}{6}} \cdot U_{WT}^{\frac{1}{2}} \quad (3.20)$$

Inoltre, recentemente è stata proposta (Lucernoni et al., 2017) [39] una modifica all'Eq. 3.7 per il ricalcolo del SOER, al fine di migliorare il modo in cui viene espressa la dipendenza esponenziale tra la velocità di emissione e la velocità del vento in condizioni turbolente:

$$SOER_{field} = SER_{WT} \cdot \left(\frac{U_{10}}{U_{10}^*}\right)^{0.78} \quad (3.21)$$

Il valore di velocità  $U_{10}^*$ , che nell'Eq. 3.7 era pari alla velocità all'interno della galleria del vento, è ora ricavabile con l'espressione seguente, nota l'altezza della cappa e i parametri già descritti in precedenza:

$$U_{10}^* = \sqrt[0.78]{157.5 \frac{L^{-0.39} \nu^{-\frac{1}{6}} U_{WT}^{0.5} h}{h D_i^{-0.67} + 0.1575 L^{0.5} \nu^{-\frac{1}{6}} U_{WT}^{-0.5}}} \quad (3.22)$$

L'esponente 0.78 ha sostituito il precedente 0.5, in modo da ridimensionare (Lucernoni et al., 2017) [39] i valori di velocità di emissione in campo aperto nell'atmosfera inferiore, che è tipicamente turbolenta. In sostanza, la nuova equazione consente di prevedere per le basse velocità del vento emissioni minori rispetto al metodo tradizionale e di tenere conto delle differenze esistenti tra la volatilizzazione in campo aperto e nella galleria del vento.

Il modello visto testimonia la continua evoluzione degli studi sui fenomeni di volatilizzazione. Uno svantaggio è il fatto che esso si presta a descrivere solo i composti GFC, proprio grazie all'ipotesi di convezione forzata fatta. Per i composti altamente volatili, l'effetto della velocità del vento diviene trascurabile rispetto ai fenomeni che avvengono nella fase liquida.

La concentrazione di odore emessa è sempre fortemente dipendente dalla temperatura della superficie liquida (e dunque dalla pressione di vapore dei composti), oltre che dalla velocità dell'aria flussata all'interno del dispositivo di campionamento.

### 3.3.2.3 Volatilizzazione nella camera di flusso

Il modello di trasferimento di massa di composti all'interno delle camere di flusso deve considerare adeguatamente il fenomeno dell'accumulo di concentrazione nello spazio di testa, in particolare per i composti controllati dalla fase gassosa. Per quelli altamente volatili, invece, tale effetto può essere assunto trascurabile, purché lo spazio di testa della cappa sia ben miscelato. Nelle camere di flusso non esiste un metodo per il ridimensionamento delle velocità di emissione dei composti controllati in fase gas, né può essere applicato quello relativo alle gallerie del vento (Eq. 3.21).

È stata proposta (Capelli et al., 2019) [15] una procedura per scalare i tassi di emissione dei composti GFC misurati all'interno della camera, in particolare per le condizioni di vento più forti, in cui il dispositivo sottostima maggiormente i tassi di emissione. Il modello impiegato per descrivere la volatilizzazione è sempre quello a "due resistenze" ma adattato alle condizioni all'interno del dispositivo. In teoria, bisognerebbe tener conto di una serie di fenomeni aggiuntivi, come l'accumulo locale di composti sulle pareti della camera, che però risultano complessi da modellare. Il trasferimento di massa nel film liquido e in quello gassoso è descrivibile con le medesime equazioni introdotte per la volatilizzazione in campo aperto (Eq. 3.8 e Eq. 3.9).

Come in precedenza, il tasso di volatilizzazione  $J$  del composto -iesimo attraverso le due fasi [kg/(s · m<sup>2</sup>)] è funzione del coefficiente globale di trasferimento di massa  $K_L$  [m/s]:

$$J = K_L \left( C_L - \frac{C_G}{K_H} \right) \quad (3.23)$$

Per i composti scarsamente volatili  $J$  può essere riscritto nel modo seguente:

$$J = \frac{1}{\frac{1}{k_G} + \frac{A}{Q}} C_{G,i} \quad (3.24)$$

L'equazione considera l'effetto dell'accumulo nello spazio di testa della camera di flusso per i composti GFC, che si manifesta come un'apparente resistenza aggiuntiva nella fase gassosa (termine  $A/Q$  al denominatore) e che diminuisce all'aumentare della portata di aria spazzata.

A conclusione della breve analisi condotta sulle camere di flusso, occorre evidenziare i seguenti aspetti sulla volatilizzazione, messi in luce dagli studi di letteratura più recenti:

- i tassi di volatilizzazione  $J$  [kg/(s · m<sup>2</sup>)] dei COV aumentano con la portata di aria spazzata  $Q$ ;
- per la maggior parte dei composti anche  $k_G$  e  $k_L$  aumentano all'aumentare di  $Q$ , a conferma della maggiore turbolenza vicino all'interfaccia;

- il coefficiente  $k_G$  è influenzato anche dai cambiamenti di umidità nel flusso di aria spazzata. Non vale lo stesso per il  $k_L$ ;
- dal confronto tra i valori di  $k_G$  in campo aperto (Gostelow et al., 2001) [26] e quelli stimati all'interno della camera di flusso, si è visto che questi ultimi sono maggiormente rappresentativi delle condizioni di bassa velocità del vento. A causa dell'accumulo, per lo stesso  $k_G$ , i tassi di volatilizzazione nella camera di flusso saranno sempre inferiori a quelli stimati in campo.

## Capitolo 4

# La modellazione della dispersione atmosferica

Il presente capitolo affronta i concetti principali della modellazione della dispersione atmosferica, alla luce delle normative vigenti già introdotte nel Capitolo 1. Il primo paragrafo riporta brevi cenni sugli approcci metodologici con cui operano tutti i modelli. Nel secondo è affrontata una panoramica sintetica delle principali tipologie di strumenti modellistici. Il terzo paragrafo approfondisce i modelli *a puff*, che saranno impiegati per le simulazioni nell'area oggetto di studio e illustra le ragioni che hanno condotto a tale scelta.

### 4.1 Approcci alla modellazione

I modelli meteo-diffusionali descrivono, attraverso opportuni algoritmi ed equazioni matematiche, la dispersione degli inquinanti nel PBL atmosferico e ne simulano la ricaduta al suolo, allo scopo di prevederne l'impatto sull'ambiente e gli effetti sui recettori esposti <sup>1</sup>. I vantaggi nell'impiego della modellistica ambientale sono notevoli. Innanzitutto, i costi e i tempi richiesti sono inferiori rispetto a quelli necessari per condurre analisi sul campo, ma soprattutto i modelli consentono di ottenere informazioni sulle concentrazioni di contaminanti in aree non monitorate, di comprendere le relazioni esistenti tra sorgenti e recettori, di simulare ipotetici scenari emissivi e valutarne i potenziali effetti. L'obiettivo primario è quello di pianificare le strategie di risanamento e le misure mitigative degli impatti ambientali di una determinata sorgente, in relazione ai recettori più o meno sensibili presenti sul territorio. Naturalmente, la necessità di ricostruire nel modello la realtà emissiva comporta una serie di semplificazioni di base, che influenzano i risultati cui si perviene.

Uno studio di dispersione di inquinanti in atmosfera necessita di una moltitudine di informazioni: la scala spaziale e temporale di simulazione, le caratteristiche meteo-climatiche, orografiche e di uso del suolo, l'ambito territoriale, le tipologie di sorgente e di inquinante, la meteorologia, la qualità dell'aria etc. La meteorologia è sicuramente il fondamento su cui costruire l'intero modello. La dispersione degli inquinanti nel PBL può essere descritta mediante due approcci diversi, da cui derivano le due principali categorie di modelli meteo-diffusionali: i modelli euleriani e quelli lagrangiani.

L'approccio **euleriano** valuta la dispersione degli inquinanti rispetto a un sistema di riferimento spaziale fisso, cartesiano ortogonale e solidale con la superficie terrestre. Le concentrazioni stimate dal modello vengono ottenute risolvendo l'equazione di conservazione della massa di sostanza rilasciata: l'approccio

---

<sup>1</sup>“Costruire un modello significa individuare una relazione matematica che consenta di esprimere la concentrazione di inquinante rilevabile in un punto nello spazio in funzione del tasso di emissione della sorgente e delle condizioni meteorologiche e micro-meteorologiche del PBL”. Fonte: *La micrometeorologia e la dispersione degli inquinanti in aria (ARPA LAZIO, 2003) [5]*

euleriano ipotizza di riuscire a descrivere con esattezza la fisica del trasporto e della diffusione degli inquinanti in aria, nonché la presenza di reazioni chimiche, a partire da dati in ingresso facilmente misurabili. Gli svantaggi principali sono due: la necessità di implementare una soluzione numerica per risolvere le equazioni differenziali e il cosiddetto problema della chiusura. Quest'ultimo è legato alla difficoltà nel descrivere, all'interno delle equazioni differenziali di conservazione della massa, il trasporto irregolare delle particelle dovuto alle strutture turbolente presenti nel PBL.

L'approccio **lagrangiano** valuta la dispersione degli inquinanti rispetto a un sistema di riferimento mobile e solidale con il centro di massa della particella inquinante di cui si analizza l'evoluzione. La differenza con l'approccio precedente è sostanziale: in questo caso non viene descritta la fisica del trasporto e della dispersione degli inquinanti in aria, ma analizzati gli spostamenti di un gruppo di particelle in termini statistici. La sua applicabilità pratica è maggiore, dal momento che non comporta alcun problema di chiusura. Uno degli svantaggi è l'incapacità di simulare il contributo delle reazioni chimiche al trasporto degli inquinanti.

## 4.2 Tipologie di modelli

La classificazione dei modelli euleriani e lagrangiani ad oggi impiegati è riportata in Fig. 4.1. Si tratta di modelli tutti di tipo deterministico.

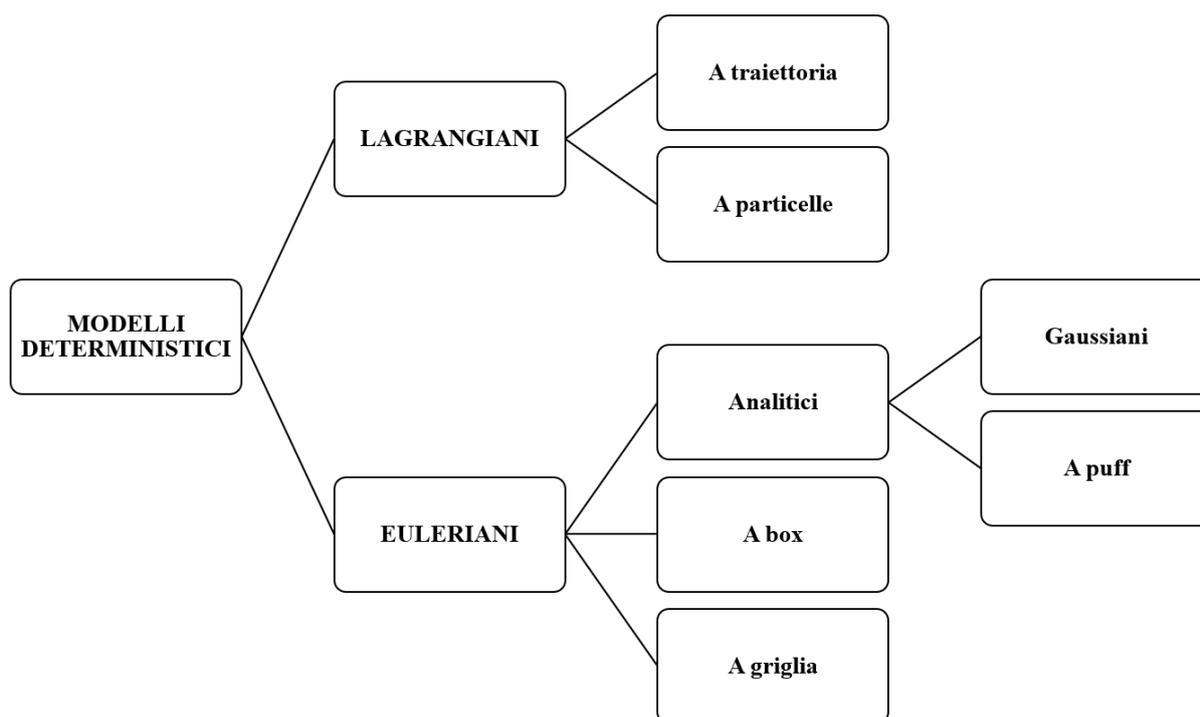


Figura 4.1: Classificazione dei modelli matematici per lo studio di inquinanti (ISPRA Ambiente, 2008) [30].

### 4.2.1 Modelli Euleriani

I modelli euleriani sono modelli tridimensionali non stazionari che richiedono elevate risorse di calcolo e l'implementazione di un preprocessore meteorologico. Prevedono la suddivisione in celle del dominio di analisi e la risoluzione dell'equazione di convezione e diffusione degli inquinanti in aria. Sono impiegabili per scale spaziali dalla locale alla continentale, a seconda dell'implementazione. Sono tre le tipologie principali:

- modello *tridimensionale a griglia*: compie l'integrazione numerica dell'equazione differenziale di conservazione della massa per ogni inquinante, in un dominio a griglia tridimensionale a dimensione variabile (un esempio è riportato in Fig. 4.2). La soluzione dell'equazione di diffusione atmosferica, che fornisce per ogni punto della griglia un valore di concentrazione, è ricavata alle differenze finite. All'aumentare del numero di nodi aumenta la complessità di calcolo; generalmente la dimensione orizzontale delle celle è di qualche chilometro, mentre quella verticale è funzione degli strati atmosferici che devono essere studiati (da pochi metri a centinaia di chilometri). L'utilizzo dei modelli a griglia è indispensabile per le simulazioni in cui entrano in gioco le reazioni chimiche. Esempi sono CAMx, CALGRID, CHIMERE, FARM;

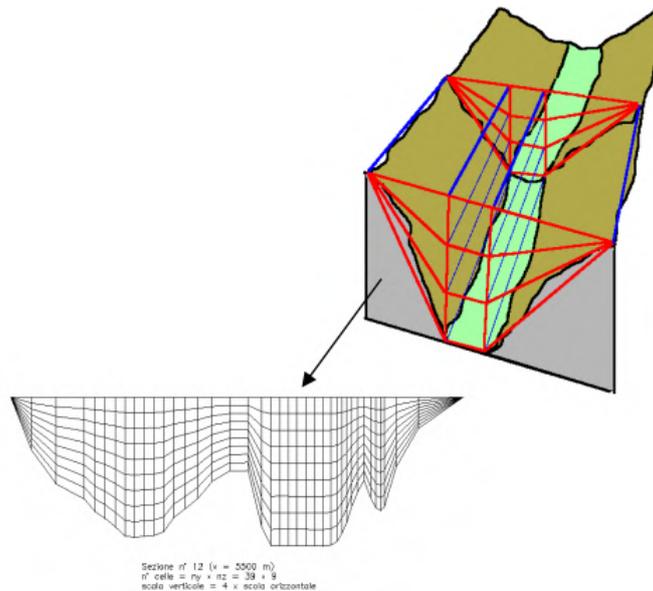


Figura 4.2: Esempio di modello a griglia: dominio di calcolo impiegato.

- modello *a box*: prevede la la suddivisione del dominio in una o più celle in cui le sostanze inquinanti sono perfettamente miscelate. Il completo mescolamento è ottenuto ipotizzando coefficienti di dispersione infiniti e ciò si traduce nella dispersione istantanea dell'inquinante;
- modelli analitici (*a puff e gaussiani*);

#### 4.2.1.1 Modelli gaussiani

I modelli gaussiani sono modelli analitici in grado di simulare condizioni stazionarie o quasi-stazionarie nel tempo. In essi la dispersione turbolenta può essere espressa con coefficienti empirici sperimentali. Presentano una notevole semplicità di calcolo e richiedono pochi dati meteorologici in ingresso, per cui si adattano a terreni per lo più pianeggianti e a scale spaziali locali [3]. Esempi di modelli gaussiani sono ADMS, ISC3, CALINE, VIM, DIMULA.

I modelli gaussiani hanno alla base una serie di ipotesi semplificative:

- il tasso di emissione delle sorgenti è ritenuto costante;
- le variabili meteo sono costanti nel tempo e sul piano orizzontale;
- gli inquinanti emessi sono considerati inerti o poco reattivi;
- la turbolenza nel PBL è di tipo non convettivo;
- il terreno è prevalentemente a morfologia ed orografia semplice, privo di discontinuità.

Nonostante le restrizioni tali modelli consentono, seppur con un grado di dettaglio non elevato, un'utile conoscenza del fenomeno dispersivo nell'area in esame, da accoppiare ad altri tipi di simulazione. Il più semplice e noto modello gaussiano stazionario è il modello Plume (a pennacchio). I suoi fondamenti possono essere ricercati sia nell'approccio euleriano che in quello lagrangiano, ma esso è prevalentemente di tipo semi-empirico. La concentrazione di inquinante in un punto qualsiasi del plume è ricavabile mediante una formulazione di tipo gaussiano, inserendo i dati meteorologici ed emissivi, e considerando le interazioni con il suolo. La distribuzione gaussiana della concentrazione di un pennacchio continuo è mostrata in Fig. 4.3.

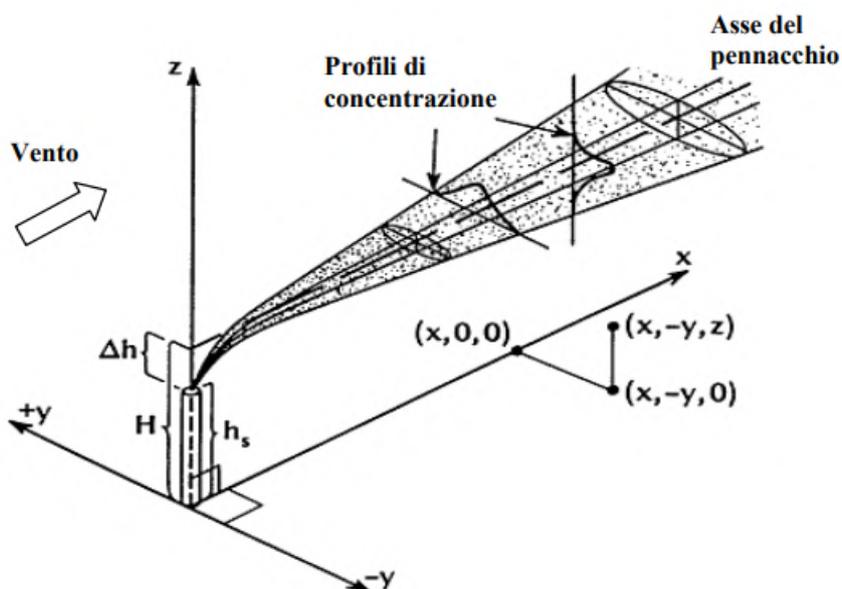


Figura 4.3: Pennacchio gaussiano.

Il tasso di emissione è considerato costante generalmente per una cadenza temporale di 1 ora. La turbolenza, invece, viene descritta attraverso una serie di parametrizzazioni empiriche (Pasquill-Gifford o Briggs). Il modello fornisce anche la simulazione dell'innalzamento del pennacchio, dipendente dalle condizioni di stabilità atmosferica e legato al galleggiamento termico e al flusso di quantità di moto nei fumi in uscita. Come sorgente viene considerato un camino elevato. Il primo grosso limite dei modelli di questo tipo è l'incapacità di valutare la variabilità del profilo verticale di velocità e direzione del vento. Il trattamento delle calme di vento, ad esempio, non può essere condotto con formulazioni di questo tipo. Negli anni sono state apportate numerose migliorie a tali modelli per tener conto di effetti quali l'orografia complessa, diverse tipologie di sorgenti, gli effetti scia degli edifici, le reazioni chimiche e la deposizione. Relativamente recenti sono i modelli ibridi, che non simulano la dispersione verticale degli inquinanti in forma gaussiana ma introducono informazioni sulla struttura termica e meccanica dell'atmosfera.

La modalità principale di impiego dei modelli gaussiani è quella *short term*, in cui l'input del modello è fornito da serie temporali di dati meteorologici (vento e stabilità), per almeno un anno completo e con risoluzione oraria o tri-oraria. La modalità *long term* lavora, invece, su scenari più ampi (stagionali o autunnali).

#### 4.2.1.2 Modelli a puff

Molto impiegati per territori vasti e complessi e noti anche come modelli eulero-lagrangiani, i modelli *a puff* nascono dalla volontà di ridurre le limitazioni di quelli gaussiani e riuscire a simulare condizioni di non stazionarietà ed omogeneità dei campi meteorologici. Si prestano alla simulazione di scenari di emissione variabili nel tempo. Richiedono anch'essi un campo di vento tridimensionale, abbastanza dettagliato, con l'implementazione di un modello accurato di PBL. La dispersione dei contaminanti viene simulata ipotizzando che il plume inquinante segua il percorso di una singola traiettoria nel campo tridimensionale di vento che descrive il movimento del suo centroide (ANPA, 2001) [3]. Essi possono essere ritenuti validi se si può assumere che una sola traiettoria sia rappresentativa del trasporto degli inquinanti. In condizioni di forte disomogeneità questa approssimazione può essere inidonea. CALPUFF è il principale esempio di modello *a puff*.

#### 4.2.2 Modelli Lagrangiani

Formalmente complessi, i modelli lagrangiani consentono di rappresentare stocasticamente con ottima approssimazione la dispersione degli inquinanti. Anch'essi sono modelli tridimensionali e non stazionari, e richiedono un preprocessore meteorologico di calcolo del campo di vento e di turbolenza tridimensionale. Adatti sia al trattamento di terreni complessi che pianeggianti, da scala locale a continentale, simulano la diffusione degli inquinanti integrando la traiettoria di un grosso numero di particelle. La concentrazione viene calcolata statisticamente (con la soluzione numerica della nota equazione di Langevin) attraverso il calcolo del numero di particelle presenti all'interno di celle in cui il dominio di studio viene suddiviso (ANPA, 2001) [3]. I coefficienti di diffusione sono simulati attraverso un algoritmo che genera funzioni statistiche legate alle classi di stabilità. SPRAY e FLEXTRA sono degli esempi di modelli lagrangiani tipici.

Esistono varie tipologie di modelli lagrangiani; i modelli *a particelle* sono gli strumenti più avanzati per la descrizione della modellazione in atmosfera di inquinanti inerti. L'emissione è simulata attraverso il rilascio in diversi istanti temporali di particelle fittizie che rappresentano porzioni dell'inquinante, ognuna delle quali possiede massa propria e volume trascurabile, e interagisce con l'ambiente esterno muovendosi nel campo di vento e di turbolenza (Fig. 4.4). Il modello segue l'evoluzione di ogni particella e calcola la concentrazione in una cella del dominio 3D di calcolo contando il numero di particelle presenti in un certo istante.

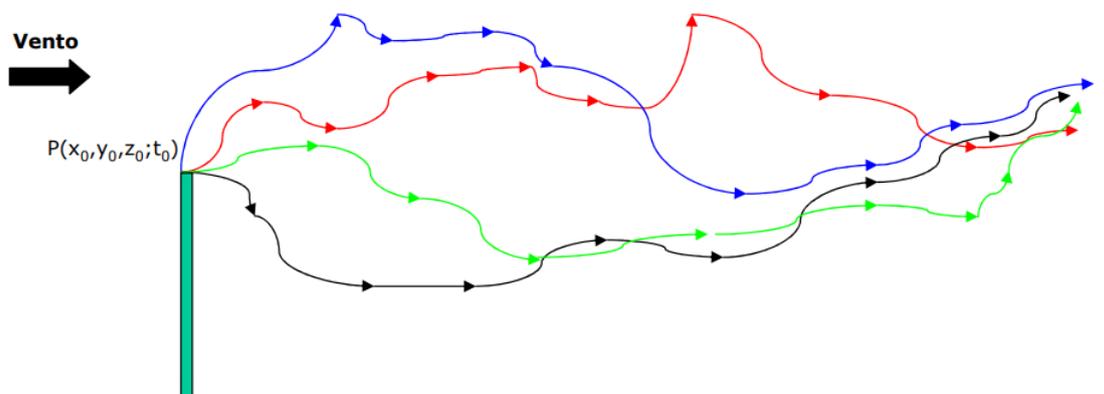


Figura 4.4: Schematizzazione del moto di particelle secondo il modello Lagrangiano.

La principale limitazione di questi strumenti è la loro capacità di elaborazione; essi richiedono risorse elevate di calcolo. Di contro, maggiore è la complessità e dunque il numero di particelle che essi sono in grado di generare e più fedele sarà la rappresentazione della realtà emissiva. Proprio per queste ragioni

i modelli lagrangiani rappresentano ad oggi una realtà nuova e oggetto di numerosi studi, allo scopo di ricercare soluzioni alternative alle altre tecniche modellistiche di cui si conoscono nel dettaglio gli svantaggi. Infine, il modello a particelle ha il grosso pregio di mettere in risalto la stretta connessione tra la meteorologia e la dispersione degli inquinanti.

A conclusione della panoramica sui modelli di dispersione, si riporta - in Fig. 4.5 - la tabella fornita da ARPA Lombardia (2018) [7] per orientare la scelta della tipologia di modello di dispersione.

Tipo di terreno	Sorgente	Tipologia di inquinanti	Area di ricaduta	Tipo di modello utilizzabile
Pianeggiante	Camino singolo o più camini (sorgenti puntuali)	Inquinanti primari (gassosi, particolato)	Locale (dominio di pochi Km <sup>2</sup> )	Gaussiano ibrido (con limitazioni a seconda delle caratteristiche della sorgente e della tipologia di inquinanti) A puff Lagrangiano
	Sorgente areale			
	Sorgente volumetrica	Inquinanti primari (gassosi, particolato)	Estesa	A puff Lagrangiano Euleriano
	Tutte le tipologie			
Tutte le tipologie	Secondari (gassosi, particolato)	Locale o estesa	Euleriano	
Misto o ad orografia complessa	Camino singolo o più camini (sorgenti puntuali)	Inquinanti primari (gassosi, particolato)	Locale	Gaussiano ibrido con trattazione terreno complesso (con limitazioni a seconda delle caratteristiche della sorgente e della tipologia di inquinanti) A puff Lagrangiano
	Sorgente areale			
	Sorgente volumetrica			
	Tutte le tipologie	Inquinanti primari (gassosi, particolato)	estesa	A puff Lagrangiano Euleriano
	Tutte le tipologie	Secondari (gassosi, particolato)	Locale o estesa	Euleriano

Figura 4.5: Tabella fornita da ARPA Lombardia per la scelta dei modelli in base al terreno, alla geometria della sorgente, agli inquinanti modellati e all'estensione dell'area di impatto olfattivo.

### 4.3 La struttura dei modelli analitici a puff

I modelli *a puff* consentono di simulare la dispersione dei contaminanti in situazioni di non stazionarietà ed omogeneità dei campi meteorologici e micrometeorologici.

L'approccio alla base di tali modelli è alternativo nel modo in cui viene descritta l'emissione (sia che continua che discontinua) di inquinante: essa è considerata come la successione di una sequenza di piccoli sbuffi di gas o *puff* (Fig. 4.6) indipendenti gli uni dagli altri. Anche l'evoluzione dei *puff* è indipendente nello spazio e nel tempo, e funzione della spinta di galleggiamento acquistata al momento dell'emissione, delle condizioni meteorologiche del sito e della turbolenza (ARPA Lazio, 2003) [5].

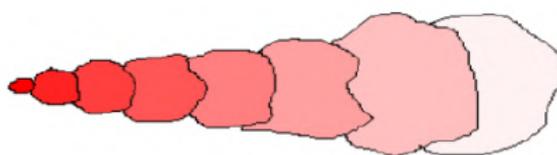


Figura 4.6: Scomposizione del pennacchio in puff.

Ogni *puff* è una particella di aria contenente una certa massa di inquinante costituita da tre elementi fondamentali:

- il baricentro: il modello riconduce il movimento di ogni *puff* allo spostamento del suo baricentro, trasportato rigidamente dal campo medio del vento tridimensionale;
- la condizione di moto iniziale, ossia la velocità posseduta al momento dell'emissione, dipendente anche dalla differenza di temperatura o densità tra la particella e l'aria circostante;
- le dimensioni: ogni *puff* possiede una dimensione fisica tridimensionale e infinita, dal momento che la sua concentrazione di inquinante è distribuita secondo una gaussiana nelle tre direzioni coordinate, con il valore massimo nel baricentro. La maggior parte dell'inquinante è concentrata proprio attorno al baricentro e costituisce una *nuvola ellissoidale*;

Durante il trasporto, il singolo *puff* subisce l'effetto della dispersione turbolenta, variando le sue dimensioni e incorporando progressivamente aria al suo interno. Man mano, dunque, la concentrazione baricentrica si riduce e si genera un profilo di concentrazione che progressivamente si appiattisce dal baricentro verso l'esterno. La dispersione turbolenta è rappresentata dalle deviazioni standard ( $\sigma_x$ ,  $\sigma_y$  e  $\sigma_z$ ) delle tre distribuzioni gaussiane lungo gli assi coordinati. La variazione spaziale della concentrazione di inquinante è funzione del tempo trascorso in aria dal singolo *puff* (*tempo di volo*) e del livello di turbolenza atmosferico.

La turbolenza del PBL influenza notevolmente le sorti di ogni particella [56]:

- i vortici di dimensione inferiore a quella del *puff* (Fig. 4.7) vengono inglobati (*entrainment*), per cui il *puff* subisce un incremento di volume e allo stesso tempo una diluizione della concentrazione di inquinante trasportata (diffusione turbolenta);
- i vortici di dimensione maggiore modificano completamente la traiettoria del baricentro del *puff*;
- i vortici di dimensione paragonabile alla particella ne causano sia la dispersione che la distorsione.

Le interazioni particella-ambiente sono trattate, nei modelli a *puff*, con un approccio ibrido tra il lagrangiano e l'euleriano. In particolare, l'inglobamento (*sub-puff scale*) è trattato con un approccio (e dunque delle equazioni) di tipo gaussiano, mentre a scala maggiore della dimensione del *puff* vengono calcolate le traiettorie lagrangiane. Il risultato dei vari tipi di interazione è un pennacchio gaussiano trasportato lungo la direzione del vento, completamente diverso da quello standard che possiede un asse baricentrico rettilineo [33]. La differenza tra *plume* e *puff* è evidente in Fig. 4.8.

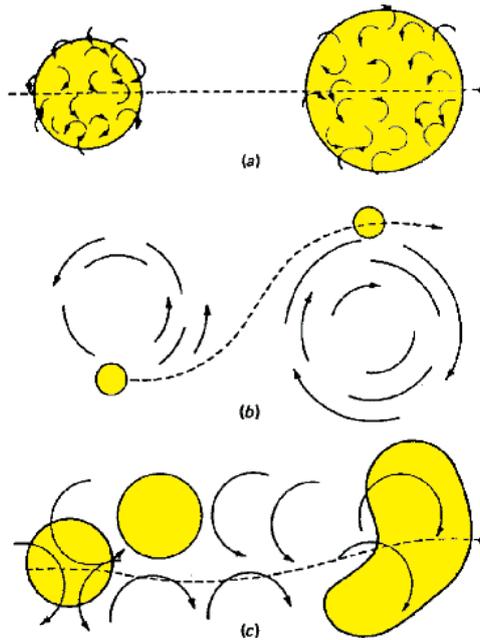


Figura 4.7: Interazione di un puff di inquinante con i vortici del PBL [56].

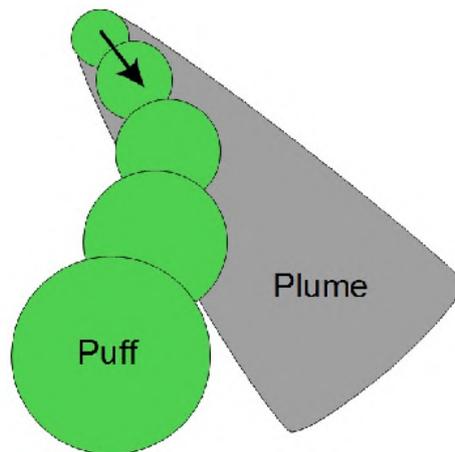


Figura 4.8: Rappresentazione schematica del plume gaussiano e del modello a puff (Leelosy et al., 2014) [33].

L'equazione alla base di un modello *a puff* è una legge gaussiana che considera una sorgente di tipo puntuale, posta nell'origine del sistema di riferimento in un campo di vento omogeneo e stazionario. All'istante temporale  $t = 0$  la sorgente emette un *puff* contenente una quantità  $Q$  di inquinante. La concentrazione di contaminante in un generico punto dello spazio di coordinate  $(x, y, z, t)$  è data dalla seguente equazione:

$$c(x, y, z, t) = \frac{Q}{(4\pi)^{\frac{3}{2}} (K_{xx} K_{yy} K_{zz})^{\frac{1}{2}}} \exp \left[ -\frac{1}{4t} \left( \frac{(x - ut)^2}{K_{xx}} + \frac{y^2}{K_{yy}} + \frac{z^2}{K_{zz}} \right) \right] \quad (4.1)$$

Essa è conosciuta come *formulazione gaussiana puff di base* ed è il prodotto di tre distribuzioni gaussiane lungo le tre direzioni spaziali del dominio considerato. La deviazione standard delle distribuzioni cresce proporzionalmente a  $t^{1/2}$ , ossia all'avanzamento del *puff* e del processo diffusivo che esso subisce [5].

La formulazione costituisce la struttura su cui si fonda il calcolo delle concentrazioni nei modelli a puff, le cui equazioni saranno discusse in seguito. Ovviamente, ogni equazione si riferisce all'emissione di un singolo *puff*: la concentrazione in un determinato punto e ad un certo istante di tempo è la somma dei

contributi relativi ad ogni sbuffo di gas. I modelli *a puff* operano in un dominio di calcolo 3D che ha come frontiera inferiore il suolo. Per ogni istante  $t_i$  di simulazione e per ogni *puff* emesso dalla sorgente, noti i dati meteorologici in tutto il dominio spaziale, il modello calcola la nuova posizione del baricentro del *puff*, le deviazioni standard, stima l'effetto di tutti i processi di impoverimento (deposizione secca e umida) e, al termine, calcola il valore della concentrazione di inquinante per ogni nodo della griglia bidimensionale posta al suolo.

L'impiego dei modelli *puff* è consigliato nei seguenti casi:

- il dominio spaziale di calcolo richiesto è piuttosto vasto;
- il campo di vento non è uniforme;
- le emissioni delle sorgenti non possiedono alcuna continuità;
- il dominio è condizionato dalla presenza di irregolarità, quali un'orografia complessa, il mare o grossi centri abitati;

Inoltre, tali modelli si prestano particolarmente alla simulazione delle condizioni di calma di vento. La loro limitazione principale è la grossa quantità di dati di cui necessitano, in particolare meteorologici per poter ricostruire la struttura tridimensionale del campo di vento e della turbolenza. Inoltre, l'attendibilità decresce quando si studiano inquinanti reattivi o reazioni fotochimiche: in questi casi è preferibile l'impiego di modelli lagrangiani. Nel corso degli anni i modelli *a puff* si sono arricchiti di moltissime estensioni in grado di trattare anche le situazioni più particolari. Ad oggi, il modello più impiegato è CALPUFF, realizzato da Earth Tech Inc. (California Air Resources Board) e da U.S. EPA e introdotto da Barclay et al., 2011 [8]. Il modello appartiene (insieme ad AERMOD) alla categoria dei *preferred models* raccomandati da US EPA per la valutazione della qualità dell'aria (*Guideline on Air Quality Models, 2003, Appendix W to Part 51*). L'impiego di CALPUFF è raccomandato per scale spaziali > 50 km ma l'EPA ne prescrive l'uso anche a scale più piccole in casi giustificati (ad esempio venti locali disomogenei, presenza di zone collinari o montuose accidentate e con effetti di circolazione del vento indotti).

#### 4.3.1 Il calcolo della concentrazione ai recettori nei modelli a puff

La computazione della concentrazione di inquinante presso i recettori è anche nota come fase di "campionamento del soffio".

L'approccio tradizionale prevede di "congelare" i *puff* in intervalli regolari di tempo definiti dall'utente, noti come "snapshot" e solitamente pari ad un'ora. Per ognuno di questi intervalli la concentrazione al recettore è pari alla somma di quelle relative ai baricentri dei *puff* vicini mediate per l'intervallo di campionamento. All'aumentare della distanza dal recettore decresce l'influenza del *puff* su di esso. È possibile impostare anche il numero di soffi con cui rappresentare l'intero plume inquinante: è stato dimostrato che la massima distanza ammissibile tra due *puff* è di  $2\sigma_y$ , oltre la quale un recettore posto tra due elementi adiacenti vedrebbe sottostimato il valore di concentrazione. Tuttavia, è consigliato non impiegare un numero troppo elevato di *puff* onde evitare di rallentare il software.

La funzione di campionamento prevede la seguente equazione per il calcolo della concentrazione di ognuno dei *puff* al recettore, derivante dalla già vista *formulazione gaussiana puff di base* (Eq. 4.1):

$$C = \frac{Q}{2\pi\sigma_x\sigma_y} \cdot g \cdot \exp\left[-\frac{d_a^2}{2\sigma_x^2}\right] \exp\left[-\frac{d_c^2}{2\sigma_y^2}\right] \quad (4.2)$$

$$g = \frac{2}{2\pi^{1/2}\sigma_z} \cdot \sum_{n=-\infty}^{\infty} \exp\left[-\frac{H_e + 2nh^2}{2\sigma_z^2}\right] \quad (4.3)$$

in cui:

- $C$  è la concentrazione di inquinante a livello del suolo [ $\text{g}/\text{m}^3$ ];
- $Q$  è la massa di inquinante nel *puff* [ $\text{g}$ ];
- $\sigma_x$  è la deviazione standard della distribuzione gaussiana nella direzione del vento [ $\text{m}$ ];
- $\sigma_y$  è la deviazione standard della distribuzione gaussiana nella direzione perpendicolare a quella del vento [ $\text{m}$ ];
- $d_a$  è la distanza recettore-centro del *puff* nella direzione del vento [ $\text{m}$ ];
- $d_c$  è la distanza recettore-centro del *puff* nella direzione perpendicolare a quella del vento [ $\text{m}$ ];
- $g$  è il termine verticale dell'equazione gaussiana [ $\text{m}$ ];
- $h$  è l'altezza dello strato di rimescolamento [ $\text{m}$ ];

L'equazione vista si riferisce al contributo di ogni singolo *puff*, il cui contenuto di inquinante può non coincidere con l'emissione a causa dei meccanismi di impoverimento (reazioni chimiche e deposizione secca o umida). La funzione  $g$  rappresenta il contributo della dispersione nella direzione verticale e contiene una sommatoria indicante le riflessioni multiple dei *puff* con il limite superiore ed inferiore del PBL. Se il territorio da modellizzare presenta orografia complessa le equazioni si complicano notevolmente.

Nella maggior parte delle analisi condotte con i modelli a *puff* si ipotizza la simmetria orizzontale degli sbuffi di gas, vale a dire  $\sigma_x = \sigma_y$ :

$$C(s) = \frac{Q(s)}{2\pi\sigma_x(s)^2} g(s) \exp\left[-\frac{R(s)^2}{2\sigma_y(s)^2}\right] \quad (4.4)$$

Dopo aver calcolato la concentrazione di inquinante per ognuno dei *puff* del dominio e in ogni istante  $t$ , dal momento che le equazioni viste consentono di ottenere solo una visione *istantanea* è necessario applicare la sovrapposizione degli effetti e l'integrazione in tutto l'intervallo temporale di simulazione (time-step tipicamente di un'ora). Il metodo proposto da Scire (2011) [8] è il seguente:

- l'intervallo temporale di simulazione (un'ora) viene suddiviso in istanti temporali equi-spaziati;
- per ogni istante sono calcolati con le formule viste i valori istantanei di concentrazione in ogni nodo della griglia di calcolo;
- il valor medio di quelli istantanei fornisce la concentrazione media per ogni nodo;

Chiaramente, la distribuzione delle concentrazioni ottenuta con modelli di questo tipo è una distribuzione media.

I modelli a *puff* prevedono anche una seconda alternativa alla schematizzazione del plume inquinante, in cui i *puff* non sono rappresentati come circolari ma allungati nella direzione del vento (*slug*). Si va in tal modo a ridurre la quantità di *puff* emessi dalla sorgente (Fig. 4.9) e migliorare la sovrapposizione associata alla metodologia tradizionale di campionamento istantaneo. Come i *puff*, gli *slug* sono liberi di evolvere indipendentemente in base agli effetti locali della dispersione. Sono presenti anche delle formulazioni ibride tra i due modelli.

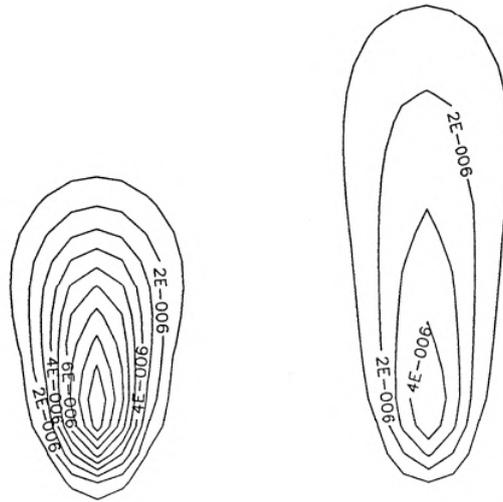


Figura 4.9: Esempio di schematizzazione a *slug* del plume di inquinante (Barclay et al., 2011) [8]. A sinistra è riportata la distribuzione del plume all'emissione; a destra quella al termine dell'intervallo di simulazione.

### 4.3.2 Alcune opzioni tecniche dei modelli a puff

#### Calcolo dei coefficienti di dispersione

La **dispersione turbolenta** dei *puff*, che comporta l'inglobamento progressivo di aria ambiente al loro interno, è modellata come una distribuzione gaussiana di concentrazione di inquinante nelle tre direzioni coordinate. Le deviazioni standard lungo gli assi -  $\sigma_x$ ,  $\sigma_y$  e  $\sigma_z$  - risultano dunque i parametri fondamentali, i cui valori dipendono dalle caratteristiche di turbolenza del PBL, dall'emissione e dalla geometria della fonte.

I modelli a *puff* prevedono differenti opzioni per il calcolo dei coefficienti di dispersione orizzontali  $\sigma_x$  e  $\sigma_z$ :

1. misure dei parametri di dispersione. I coefficienti di dispersione del *puff* inquinante possono essere determinati a partire dai valori misurati delle deviazioni standard di velocità del vento  $\sigma_v$  e  $\sigma_w$  in funzione del tempo decorso dall'emissione del *puff*. È questa una prima formulazione semplice ed immediata, che lega i parametri caratteristici degli sbuffi di inquinante ai dati anemologici;
2. calcolo delle  $\sigma_v$  e  $\sigma_w$  a partire dai valori delle variabili micro-meteorologiche ( $u^*$ ,  $w^*$ ,  $L$  etc.). Scire (2011) [8] propone differenti correlazioni per determinare le deviazioni della velocità del vento in funzione delle condizioni di stabilità atmosferica. La semplificazione implicita in questa trattazione è che la sola turbolenza del PBL influenzi la dispersione: nella realtà occorre considerare, e i modelli lo permettono, anche la buoyancy iniziale del plume e le sue dimensioni all'emissione. In particolare, per le sorgenti areali e volumetriche è richiesto come dato di input il valore delle deviazioni standard iniziali del plume. La buoyancy posseduta all'emissione dal singolo puff è esprimibile (Barclay et al., 2011) [8] con le seguenti equazioni in funzione del plume rise iniziale:

$$\sigma_{yb} = \sigma_{zb} = \frac{\delta H}{3.5} \quad (4.5)$$

3. elaborazioni di Pasquill-Gifford per le aree rurali oppure dal modello di McElroy-Pooler per le urbane;
4. equazioni fornite dal modello MESOPUFF II;

L'opzione migliore, qualora si disponga di dati micrometeorologici misurati o computati attendibili e di buona qualità è la seconda. Per lunghe distanze dalla sorgente, i coefficienti di dispersione abbandonano

la dipendenza spaziale per divenire soltanto funzione del tempo. Si può impostare il valore di transizione spazio-tempo.

La dispersione verticale, invece, è generalmente modellata impiegando una funzione densità di probabilità.

### **Puff splitting e merging**

L'applicazione delle equazioni dei modelli a *puff* non prevede un limite alla loro espansione neanche per elevate distanze spazio-temporali dalla sorgente. Poichè tali modelli vengono applicati in condizioni di vento prevalentemente disomogenee, le quali influenzano notevolmente la forma e il trasporto dei *puff* stessi, un limite è necessario. Pertanto, alcuni software (tra cui CALPUFF che sarà discusso in seguito) si sono dotati di una funzione che prevede lo **splitting** delle nuvole di inquinanti.

Lo splitting consiste nella suddivisione di un puff in due puff *figli*, sia in direzione  $x$  che  $y$ , una volta raggiunto un valore impostato di  $\sigma_x$  nella direzione del vento (generalmente pari alla dimensione caratteristica della cella del dominio di calcolo). Vale il principio di conservazione della massa di inquinante. Lo splitting è importante anche nella direzione verticale: il taglio del vento (wind shear) può notevolmente influenzare la dispersione del pennacchio. La variazione di velocità e direzione del vento con l'altezza può causare un avanzamento differenziale del materiale inquinante emesso a varie quote e trasportare la parte superiore e inferiore del pennacchio in direzioni differenti. Tale trasporto differenziale può essere modellizzato e può contribuire a limitare gli effetti del *puff* inquinante al suolo. In presenza dello shear del vento *puff* emessi da sorgenti adiacenti ma con altezze differenti vengono trasportati in direzioni e velocità diverse. È previsto lo splitting di ogni *puff* quando lo shear del vento diviene non trascurabile. Ogni porzione evolve e viene trasportata indipendentemente e non è detto che mantenga la distribuzione gaussiana originaria.

Nel caso in cui si lavori in condizioni di venti deboli la numerosità dei *puff* può risultare troppo elevata e inficiare negativamente sui tempi computazionali della simulazione. I modelli prevedono una fusione (**merging**) di *puff* adiacenti, sia in direzione  $x$  che  $y$ , in un'unica struttura. Si imposta, in sostanza, una distanza al di sotto della quale viene operata la fusione dei *puff*. Anche in questo caso vale il principio di conservazione della massa di inquinante.

### **Building downwash**

È un algoritmo che consente la schematizzazione della presenza di edifici nelle vicinanze dell'emissione, riconosciuta come possibile fonte di modificazione alla dispersione e al sollevamento del plume inquinante. In particolare, le strutture determinano la formazione di una zona di ricircolo caratterizzata da basse velocità del vento ed elevate turbolenze. Ciò può risultare sfavorevole all'impatto emissivo nella zona sottovento alla sorgente, dal momento che il plume viene intrappolato e le concentrazioni di odore aumentano. Nella zona sopravento, invece, l'ostacolo determina una diminuzione della concentrazione di odore. Numerosi algoritmi di *building downwash* sono disponibili tra le opzioni dei modelli a *puff* (Barclay et al., 2011) [8]. Il contributo del fenomeno non è ritenuto, dalle indicazioni normative considerate, apprezzabile per gli studi di dispersione degli odori.

### **Stack-tip downwash**

È un algoritmo che consente di modellizzare l'effetto scia indotto dal camino che causa una riduzione dell'altezza di rilascio dell'emissione. Esso si verifica prevalentemente per le sorgenti puntuali allorquando la velocità di emissione risulta minore della velocità media del vento di un fattore pari a 1.5.

## Plume rise

I modelli a *puff* trattano il **plume rise** allo stesso modo di quelli euleriani (Barclay et al., 2011) [8], definendo un *Buoyancy flux*  $F$  (flusso di galleggiamento) e un *Momentum flux*  $M$  (flusso di quantità di moto). Le formule impiegate per l'innalzamento del baricentro del *puff* e la distanza di arresto del plume rise sono equazioni generalizzate applicabili a tutti gli effetti sopra citati: galleggiamento del pennacchio, stratificazione verticale dell'atmosfera, penetrazione parziale, effetti di downwash, shear verticale del vento. È possibile, nei modelli a *puff*, impiegare dei metodi più rigorosi per il calcolo del plume rise, che tengono conto della disomogeneità del PBL (innalzamento del plume *bent – over* [8]). Si tratta di metodi numerici che nelle condizioni convettive diventano piuttosto complessi.

### 4.3.3 CALPUFF

È un modello non stazionario, multi-strato e multi specie che consente di simulare qualunque fonte di emissione (puntuale, areale, volumetrica e lineare), in un dominio anche ampio (fino a centinaia di km) e costituito da terreni complessi, in intervalli temporali lunghi e per una grande varietà di inquinanti, incorporando le reazioni chimiche più semplici e i processi di deposizione. Si presta all'analisi a larga scala (da 50 km a 200 km), persino su aree costiere, specchi d'acqua e in condizioni di calma di vento. Le simulazioni possono essere condotte in modalità "short term" e "long term" e riguardare aerosol, particolato atmosferico e inquinanti gassosi reattivi e non reattivi ( $SO_2$ ,  $SO_4$ ,  $NO$ ,  $NO_2$ ,  $HNO_3$ ,  $NO_3$  oppure  $NH_3$ ). Il numero di fonti analizzabili non possiede limitazioni e la distanza recettore-emissione è variabile da 10 m a 100 km. Nella realtà, il modello è parte di un ampio sistema modellistico che comprende almeno altre due componenti principali: il pre-processore diagnostico CALMET, che fornisce i dati meteorologici del dominio di analisi e il post-processore CALPOST che ne elabora i risultati restituendo i valori di concentrazione. Il pre-processore è estremamente flessibile: in ingresso accetta sia dati di singole stazioni meteorologiche che dati tridimensionali già processati da modelli prognostici o diagnostici.

CALPUFF si è dotato, nel corso degli anni, degli algoritmi di penetrazione parziale del pennacchio, building downwash, rimozione secca ed umida, trasformazioni chimiche e interazione con corpi idrici e zone costiere. È possibile modellare anche l'orografia a scala complessa e lo shear verticale del vento sui singoli *puff* emessi. Le tipologie di sorgenti schematizzabili sono quattro: puntuali, lineari, areali o volumetriche. Per quanto riguarda il trattamento delle calme, CALPUFF consente di impostare la soglia di velocità di trasporto dei *puff* al di sotto della quale i venti sono considerati assenti (il valore predefinito è 0.5 m/s). Le calme sono caratterizzate da gradienti di pressione sinottici deboli il cui effetto sul flusso di aria nelle vicinanze del suolo è scarso se non nullo. Pertanto, i flussi al suolo sono guidati principalmente dal calore superficiale, che induce galleggiabilità e interagisce con le pendenze del terreno, e dal riscaldamento o raffreddamento irregolare della superficie, legato al tipo di suolo, all'umidità, all'elevazione solare e alla copertura nuvolosa. In condizioni di calma i *puff* riescono a diffondersi senza avanzare nello spazio, creando inevitabile stagnazione e accumulo di concentrazione. Il modello apporta delle modifiche al rilascio e alle caratteristiche dei *puff* emessi, alla computazione del plume rise, alla simulazione degli effetti delle sorgenti vicine e al campionamento del soffio. Concettualmente, in condizioni di calma, si prevede che ogni nuovo rilascio aumenti dalla sorgente verso l'alto e si disperda in funzione del tempo a causa di fluttuazioni del vento con una media circa pari a zero. È possibile migliorare tale algoritmo impiegando dati meteorologici sub-orari combinati con misure di parametri reali di turbolenza ( $\sigma_v$  e  $\sigma_w$ ). Questo perché l'ora non è una risoluzione temporale sufficiente a risolvere le sottili fluttuazioni che si verificano nelle condizioni di calma. Tali episodi, generalmente, si esauriscono in qualche ora a causa dell'insorgenza di instabilità meccanica e convettiva. La modellazione del plume rise in CALPUFF è la medesima di tutti i modelli *puff*.

## Terrain adjustment method

È l'algoritmo che regola la modalità con cui i modelli a *puff* tengono conto della presenza del terreno nel calcolo delle concentrazioni al suolo: in assenza di tale impostazione il campo di vento trasporterebbe i *puff* senza considerare la loro effettiva altezza dal suolo. È possibile già nei preprocessori meteorologici impiegare dei modelli prognostici o diagnostici del campo di vento per simulare la risposta di un flusso di inquinante alla presenza del terreno a larga scala. L'effetto del terreno si manifesta come condizione al contorno del campo di flusso, funzione del grado di stratificazione verticale: ogni *puff* può risalire le alture incontrate durante il suo percorso oppure venire deviato e ostacolato da esse.

Per scale ridotte è possibile impiegare un algoritmo più complesso, noto come CTSG (*Complex Terrain Algorithm for Sub-Grid scale features*). L'opzione riguarda le applicazioni in cui le caratteristiche del terreno a scala locale non sono facilmente risolvibili con la griglia di calcolo tradizionale. È il caso, ad esempio, di elementi come le discariche di miniera. Comunemente l'algoritmo non è impiegato per la complessità dei dati richiesti. Esso consente di identificare una linea di demarcazione con cui distinguere la quantità di materiale inquinante deviata intorno ai lati della collina da quella che viene trascinata al di sopra della collina stessa. Non si tratterà nel dettaglio questo tipo di implementazione perché non applicata al caso studio.

In aggiunta ai due citati, spesso contorti nell'applicabilità, è possibile scegliere tra tre metodi detti *semplici* di aggiustamento del terreno, che in sostanza modificano l'altezza del *puff* dal suolo e/o la sua forma verticale:

- la modalità prevista dal modello ISC, che consiste nel troncare il plume all'altezza del camino di emissione, per ogni ora e per ogni sorgente, senza considerare i recettori posizionati ad una quota superiore;
- il terrain adjustment semplice previsto da modelli come CALPUFF;
- il plume path terrain adjustment, che restituisce una formulazione non complessa per l'altezza effettiva del pennacchio al recettore, in funzione della sua quota. La formulazione è espressa attraverso un coefficiente di percorso  $C$ , funzione della classe di stabilità atmosferica (0.35 per le classi E ed F e 0.5 per le altre);

L'opzione partial plume path prevede due formulazioni differenti per l'aggiustamento dell'altezza del pennacchio. Dette:

- $H_s$  l'elevazione della base del camino di emissione sul livello del mare;
- $H_r$  l'elevazione del recettore sul livello del mare;
- $H_{po}$  l'altezza del pennacchio alla fonte dopo il plume rise;
- $H_p$  l'altezza effettiva del pennacchio al recettore;

Nel caso in cui l'altezza del recettore è superiore a quella del punto centrale del pennacchio alla fonte:

$$H_p = H_{po}C \quad (4.6)$$

Se invece è inferiore:

$$H_p = H_{po} - (H_r - H_s)(1 - C) \quad (4.7)$$

La rappresentazione grafica del metodo è riportata in Fig. 4.10 e tratta dal manuale ufficiale di CALPUFF descritto da Barclay et al., 2011 [8].

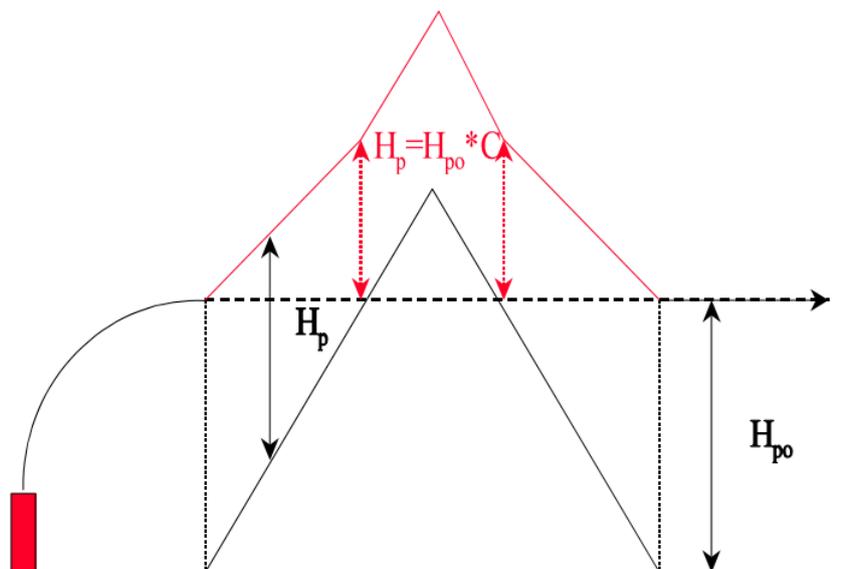


Figura 4.10: Partial plume path adjustment method per  $C=0.5$  (Barclay et al., 2011) [8].

### I file di controllo

Le impostazioni del sistema di modellazione vengono settate nei file di controllo (.INP), sia per CALMET che per CALPUFF, i quali richiedono anzitutto la definizione dell'intervallo di simulazione. Il pre-processamento con CALMET necessita in input di dati meteo osservati al suolo e in quota (direzione e intensità del vento, temperatura, umidità, pressione, copertura, precipitazione) anche ottenuti mediante radiosondaggi. L'output è restituito nel file CALMET.DAT e comprende sia dati geofisici che meteorologici. I primi riguardano l'altimetria, la classe d'uso del suolo e la lunghezza di rugosità superficiale. I secondi, invece, sono ben più complessi e incorporano le componenti 3D di velocità del vento e temperatura, la  $u^*$ , l'altezza di rimescolamento, la lunghezza di Monin-Obukhov e la classe di stabilità. Le informazioni del file CALMET.DAT sono impiegate in ingresso al modello CALPUFF che, oltre a queste, deve necessariamente ricevere in input i file contenenti i dati emissivi, continui o variabili, suddivisi per geometria della sorgente (PTEMARB.DAT per le emissioni puntuali, BAEMARB.DAT per le areali, LNEMARB.DAT per le lineari e VOLEMARB.DAT per le volumetriche).

Si riportano - in Fig. 4.11 e Fig. 4.12 - le principali impostazioni del file di controllo CALPUFF.INP, organizzato in 17 gruppi di input e un numero variabile di sottogruppi. Il file viene letto da un sistema di elaborazione basato su linguaggio Fortran, che interpreta come variabili esclusivamente i dati presenti all'interno di una coppia di caratteri delimitatori speciali (!). Le variabili logiche, invece, vengono assegnate mediante l'attribuzione vero-falso. Il file di controllo è spesso arricchito da numerosi commenti in grado di spiegare le impostazioni richieste dal software. È necessario mantenere l'ordine dei gruppi per assicurare una corretta lettura.

<u>Input Group</u>	<u>Description</u>
*	Run title First three lines of control file (up to 80 characters/line)
0	Input and Output filenames
1	General run control parameters Starting/Ending date and time, time step. Number of species. Model restart configuration for making a series of continuation runs. Meteorological data format and averaging time adjustment.
2	Technical options Control variables determining methods for treating chemistry, wet deposition, dry deposition, dispersion, plume rise, complex terrain, and near-field puff sampling methods
3a,b	Species list Species names, flags for determining which species are modeled, advected, emitted, and dry deposited
4	Grid control parameters Specification of meteorological, computational, and sampling grids, number of cells, vertical layers, and reference coordinates.
5	Output options Printer control variables, disk output control variables
6a,b,c	Subgrid scale complex terrain (CTSG) inputs Information describing subgrid scale hill location, shape and height. Complex terrain receptor locations and elevations.
7	Dry deposition parameters - Gases Pollutant diffusivity, dissociation constant, reactivity, mesophyll resistance, Henry's law coefficient

Figura 4.11: Gruppi 0-7 di input nel file di controllo CALPUFF.INP

I seguenti elementi sono da definire:

- opzioni di run del software: data e tempo di inizio e fine, intervallo di simulazione, fuso orario, formato dei dati meteo e unità di misura;
- opzioni tecniche;
- dominio di calcolo: coordinate, estensione e passo della griglia. È necessario che la griglia computazionale e quella di campionamento siano concordi con i dati meteorologici in ingresso;
- specie da modellare e relative caratteristiche chimiche e deposizionali;
- opzioni di output del modello;
- parametri di deposizione secca ed umida;
- dati di sorgenti e recettori;

<u>Input Group</u>	<u>Description</u>
8	Dry deposition parameters - Particles Geometric mass mean diameter, geometric standard deviation
9	Miscellaneous dry deposition parameters Reference cuticle and ground resistances, reference pollutant reactivity, vegetation state
10	Wet deposition parameters Scavenging coefficients for each pollutant and precipitation type (liquid and frozen precipitation)
11	Chemistry parameters Control variables for input of ozone data, background ozone and ammonia concentrations, nighttime transformation rates
12	Miscellaneous dispersion parameters and computational parameters Vertical dispersion constants, dispersion rate above the boundary layer, crossover distance to time-dependent dispersion coefficients, land use associated with urban dispersion, site characterization parameters for single-point meteorological data files, sampling constraints, puff-splitting controls, plume path coefficients, wind speed power-law exponents, default temperature gradients and wind speed classes
13a,b,c,d	Point source parameters Point source data including source location, elevation, stack parameters, emissions, units, building dimensions, variable emissions cycle
14a,b,c,d	Area source parameters Area source data including source location, effective height, elevation, initial sigmas, emissions, units, variable emissions cycle
15a,b,c	Line source parameters Buoyant line source data including source location, elevation, line length, buoyancy parameters, release height, emissions, units, variable emissions cycle
16a,b,c	Volume source parameters Volume source data including source location, elevation, effective height, initial size data, emissions, units, variable emissions cycle

Figura 4.12: Gruppi 8-16 di input nel file di controllo CALPUFF.INP

Al termine di ogni simulazione il software restituisce numerosi file di output. I principali sono due: il file di controllo CALPUFF.LST, contenente informazioni relative ad eventuali errori e interruzioni della computazione, e il file CONC.DAT con i risultati della modellazione. Gli output vengono restituiti in una forma compatta e non formattata, adatta ad essere elaborata dal programma di post-elaborazione CALPOST. Quest'ultimo consente sia di mappare le concentrazioni nel baricentro di ogni cella della griglia di calcolo che di compiere analisi discrete sui recettori.

## Capitolo 5

# Modellazione dell'impatto olfattivo derivante dalle emissioni odorigene dell'impianto di trattamento

### 5.1 Introduzione

Nel capitolo seguente è presentata l'analisi modellistica della dispersione di odore condotta sull'impianto di trattamento delle acque reflue oggetto di studio. L'obiettivo finale è implementare una catena modellistica esaustiva che possa:

- integrare la rete di monitoraggio delle concentrazioni di contaminanti in aria;
- restituire una cartografia aggiornata dell'impatto emissivo sul territorio e sui ricettori sensibili.

L'approccio alla modellazione è di tipo diretto: a partire dai flussi emissivi, valutati sulla base delle misurazioni nei punti dell'impianto, si vogliono conoscere le concentrazioni al suolo in corrispondenza dei recettori. La fase preliminare all'implementazione dei modelli è stata già condotta da studi precedenti, con cui si è giunti a:

- identificare le aree a maggiore impatto odorigeno e le sostanze chimiche che necessitano di monitoraggio;
- realizzare una misura di concentrazioni in aria delle sostanze odorigene;
- installare una centralina di rilevamento dei parametri micrometeorologici.

I primi paragrafi descrivono l'ambito territoriale analizzato, le unità di trattamento dell'impianto e i risultati della fase antecedente di monitoraggio. Successivamente, è presentata la procedura di modellazione. Il software scelto è CALPUFF, prescritto dall'U.S. – *Environmental Protection Agency (US-EPA)*, nella sezione "recommended for regulatory use" e che costituisce lo standard maggiormente diffuso per simulazioni di questo genere. Come già sottolineato, il modello si presta all'analisi in regimi meteorologici caratterizzati da frequenti episodi di calma di vento: l'area di studio ne è un esempio. Le Linee Guida Lombardia (2012) [36], inoltre, consigliano alcune tipologie di modelli per gli studi di impatto olfattivo, primi tra tutti quelli non stazionari a *puff*, come riportato anche nella norma UNI 10796:2000.

Saranno trattati differenti scenari di emissione ed esaminate le informazioni necessarie in input al modello di dispersione:

- il dominio spaziale e temporale di simulazione;
- l'orografia del territorio analizzato e l'uso del suolo;
- i dati meteorologici;
- i dati di emissione delle sorgenti e la loro geometria.

Si procederà infine all'analisi e all'approfondimento dei risultati ottenuti.

## 5.2 Ambito territoriale analizzato

L'inquadramento territoriale dell'area in cui ricade l'impianto di trattamento è riportato in Fig. 5.1. Il sito dista 12.4 km dalla città di Torino in direzione NE. È delimitato a est dal Fiume Po, ad ovest dalla SR11 – Padana Superiore, a nord e a sud da due arterie stradali minori. Il territorio è tipicamente sub-pianeggiante in direzione SE, con una debole pendenza verso il Fiume Po (Fig. 5.2); ha un'altitudine media di 205 m s.l.m. ed è costeggiato a est dai rilievi della collina torinese.

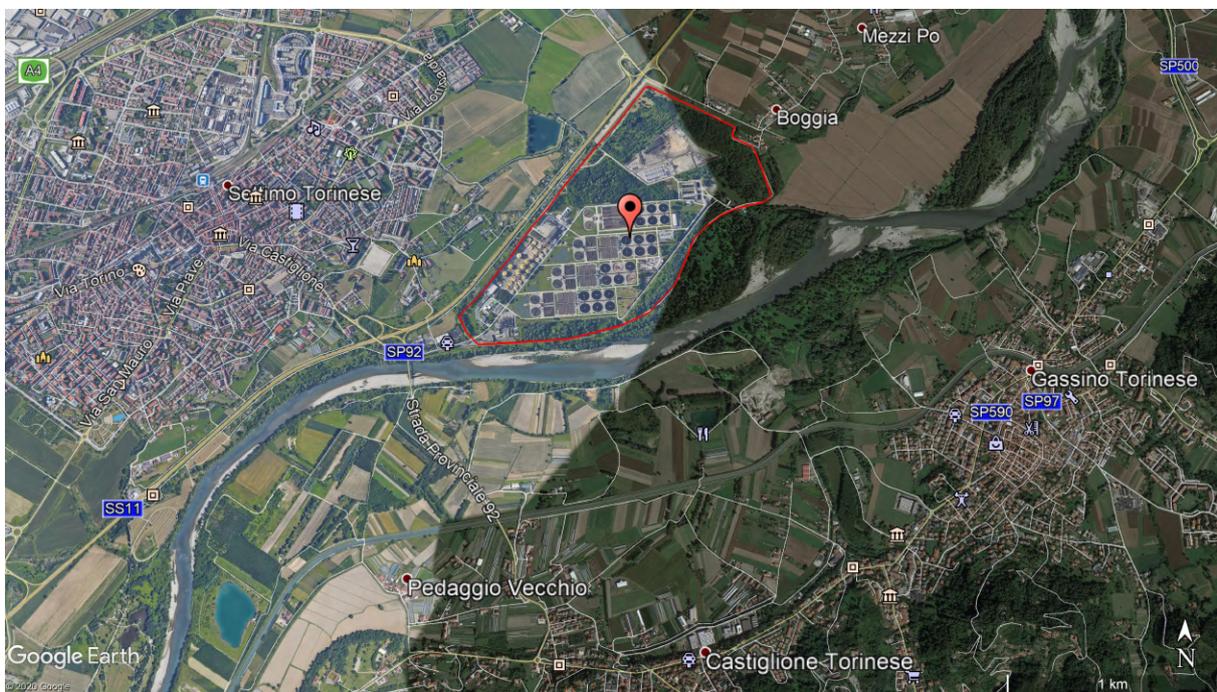


Figura 5.1: Localizzazione impianto (Google Earth Pro).

Il centro abitato più vicino è quello di Settimo (500 m in direzione ovest), seguito da Castiglione (3.2 km in direzione SE), S. Mauro (4.4 km in direzione SO), Gassino Torinese (5.1 km in direzione est) e Brandizzo (7.8 km in direzione NE). Al sito si accede da SE.

La Carta delle Componenti Paesaggistiche, ricavata attraverso la piattaforma WebGIS della Regione Piemonte e mostrata in Fig. 5.3, evidenzia la destinazione agricola e rurale dell'area su cui insiste lo stabilimento, ma anche la vicinanza di centri abitati e reti di trasporto. Inoltre, il territorio ad est e a sud dell'impianto costituisce una zona di tutela ambientale appartenente al Parco Fluviale del Po Torinese (riserva della biosfera e patrimonio UNESCO). Nelle vicinanze sono praticate numerose attività sportive.

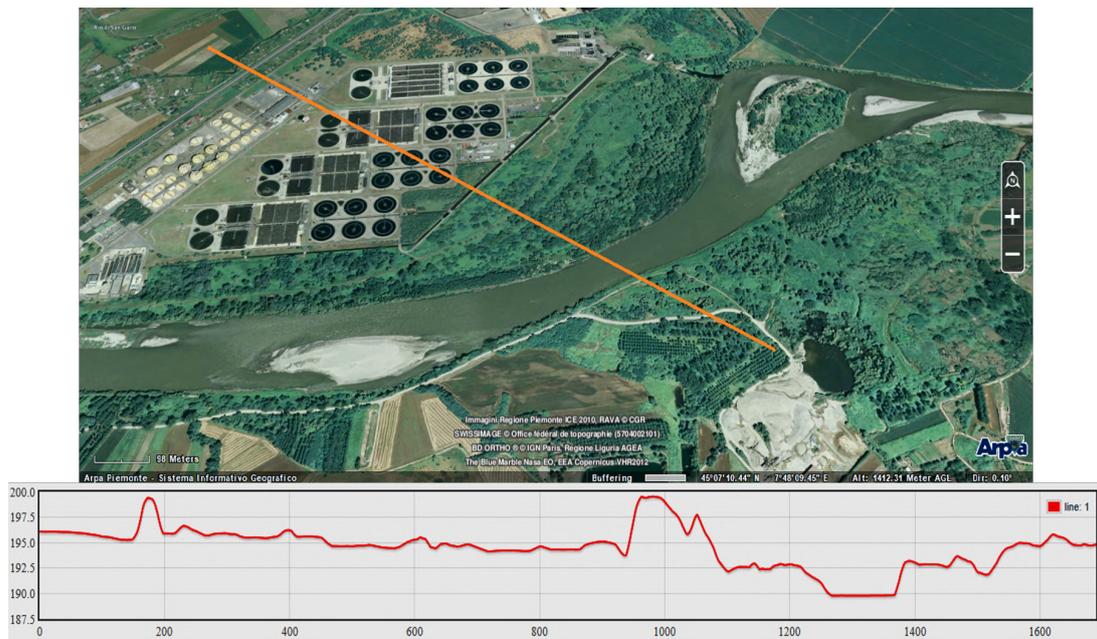


Figura 5.2: Profilo del suolo in corrispondenza della sezione mostrata in figura. È evidente il debole declivio verso il Po.

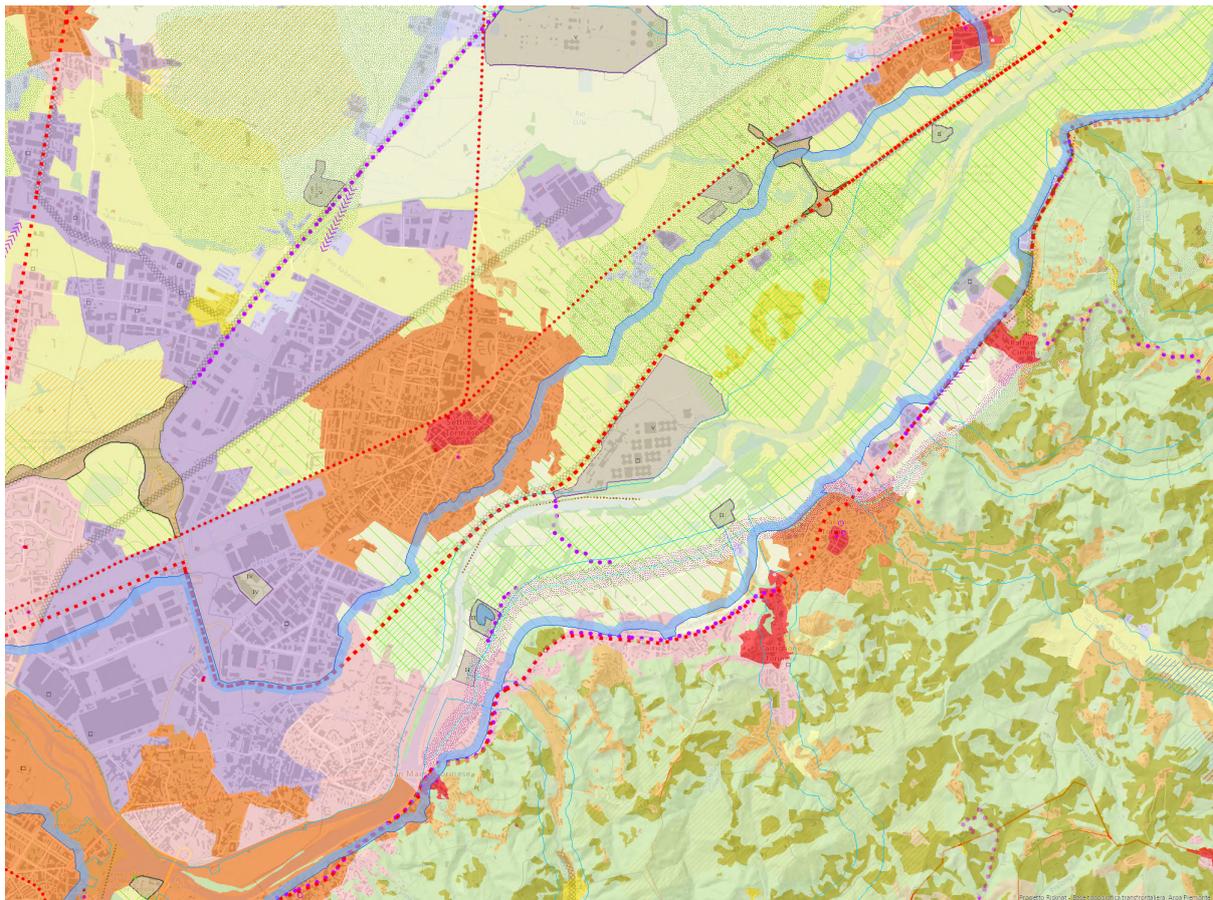


Figura 5.3: Carta delle componenti paesaggistiche Ppr Piemonte, 2017. Si notano la zona urbana (arancio e rosso), la fascia fluviale, le aree rurali e di interesse agronomico (verde e giallo). L'impianto (in grigio) appartiene alle "insule" specializzate, ossia zone destinate a particolari attività come il trattamento delle acque reflue.

I potenziali ricettori presenti nell'intorno dell'impianto sono molteplici: attività industriali ed agricole

ma anche ricettive, spazi pubblici e luoghi di culto, data la vicinanza ai centri abitati. In Tab. 5.1 sono riportate le attività e i luoghi di interesse posti nelle immediate vicinanze del sito.

Come evidenziato dalle Linee Guida Lombardia (2012) [36], la valutazione dei ricettori deve essere impostata dando priorità a quelli maggiormente sensibili come scuole, ospedali e luoghi pubblici, e successivamente alle restanti attività, i centri abitati e le case sparse.

Tabella 5.1: Ricettori più vicini al confine dell'impianto.

Ricettore	Distanza [m]
Allevamento	400
Associazione sportiva	270
Autolavaggio	250
Stadio	500
Cascina	150
Chiesa	270
Cimitero	940
Attività ortofrutticola	800
Ristorante	640
Ditta di costruzione	850
Concessionaria	70

### 5.3 L'impianto di trattamento delle acque reflue

L'impianto di depurazione serve un bacino d'utenza molto ampio (più di 2 milioni di abitanti per un'area di 450 km). Al termine del trattamento è previsto lo scarico dei residui nel Fiume Po. La mappa della rete idrografica ricavata dal sistema GIS-GEO3D di ARPA Piemonte evidenzia il contributo dell'impianto alla portata del fiume (Fig. 5.4).



Figura 5.4: Idrografia dell'area circostante l'impianto. Si notano gli scarichi verso il Po provenienti dalla linea acque.

L'intero processo di trattamento è ottimizzato: i fanghi prodotti, i materiali inerti e parte delle acque di processo sono reimpiegati per scopi industriali, per la produzione e lo stoccaggio di biogas, in agricoltura o inviati a recupero termico.

### 5.3.1 Unità di trattamento

Il refluo in ingresso all'impianto è sottoposto, anzitutto, ai **trattamenti preliminari** il cui obiettivo è la rimozione dei materiali grossolani che potrebbero comportare problemi ai corpi idrici recettori e ai trattamenti successivi. La fase primaria è la grigliatura del materiale in ingresso, atta a rimuovere le componenti grossolane attraverso sgrigliatori, nastri trasportatori e compattatori e seguita dalle sezioni di dissabbiatura e disoleatura per la rimozione definitiva di sabbie, oli e grassi. Segue l'invio ai moduli di sedimentazione primaria che consentono la rimozione di una frazione considerevole di materiale sospeso. L'impianto è dotato di una sezione di trattamento e recupero delle sabbie estratte, che ne consente tipicamente l'impiego in edilizia. Anche le morchie oleose necessitano di trattamento.

La **linea acque** riceve i reflui provenienti dalla decantazione primaria e prevede un comparto di denitrificazione (riduzione degli ossidi di azoto in azoto gassoso) seguito dall'ossidazione/nitrificazione biologica a fanghi attivi, ad opera dei batteri e in presenza di ossigeno. In questa fase avvengono: l'ossidazione della sostanza organica, la produzione di anidride carbonica (liberata in atmosfera), la rimozione delle ulteriori particelle in sospensione e la nitrificazione, ossia la trasformazione dell'ammoniaca in nitriti e nitrati che si mantengono disciolti. L'ultima fase è la sedimentazione secondaria, con la quale i fanghi attivi in sospensione nel liquame vengono rimossi e in parte ri-pompato in testa al primo comparto della linea acque. L'effluente è, a questo punto, inviato ai trattamenti finali e dopo la filtrazione è adatto per il riuso industriale (acqua di lavaggio o di raffreddamento) oppure per lo scarico all'interno del corpo idrico superficiale adiacente all'impianto. È prevista anche una sezione di disinfezione con ipoclorito di sodio.

La **linea fanghi** consente il trattamento dei fanghi provenienti dalla linea acque, sia di quelli derivanti dalla decantazione primaria che dei fanghi di supero della fase di ossidazione. Il primo comparto è il pre-ispessimento che realizza l'incremento della concentrazione dei fanghi e l'invio alla fase successiva di digestione anaerobica, con la quale la sostanza organica è convertita in inorganica e si riesce a produrre biogas. Il processo di stabilizzazione che ha luogo nei digestori anaerobici è seguito da un'ulteriore fase di addensamento e disidratazione finale mediante centrifughe o filtropresse. Il fango derivante dai processi visti viene in parte recuperato in agricoltura, dopo aver subito compostaggio, e in parte pompato alla sezione di essiccamento da cui si ottiene il prodotto finale, termo-valorizzabile o impiegabile come combustibile. Tutte le acque risultanti dalle varie fasi della linea fanghi sono raccolte e pompate in testa al trattamento. Inoltre, lo stabilimento possiede una sezione di recupero energetico, che impiega il biogas prodotto come combustibile per co-generare energia termica ed elettrica. L'impianto è provvisto di una sezione di deodorizzazione per l'aria estratta dalla grigliatura, dalle vasche coperte del comparto fanghi (pre e post-ispessitori e filtropresse) e dagli essiccatori. Il trattamento avviene mediante lavaggio.

## 5.4 Monitoraggio delle emissioni e identificazione delle sorgenti più impattanti

Studi antecedenti al presente lavoro di Tesi hanno realizzato differenti campagne di misura della concentrazione delle singole specie chimiche (o delle famiglie di esse) ritenute responsabili delle emissioni odorigene. Le misure sono state effettuate ricorrendo sia all'analisi chimica che a quella sensoriale. Come già discusso, la metodologia di tipo analitico rappresenta una tecnica consolidata che garantisce un'alta ripetibilità delle misure e fornisce risultati oggettivi, in grado di caratterizzare i singoli componenti della miscela odorosa. Di contro, gli studi più recenti riconoscono i limiti di

questa metodologia: il più importante è il fatto che essa non riesce a identificare la correlazione tra la concentrazione di un singolo componente e la percezione della molestia. La caratterizzazione degli odori mediante analisi olfattometrica, dal canto suo, non riesce a garantire un'alta ripetibilità delle misure e a fornire risultati del tutto oggettivi.

Le due metodologie hanno condotto a risultanze non sempre concordi, a riprova del ruolo centrale che l'attività di monitoraggio svolge ai fini di una valutazione rappresentativa. Come prescritto dalle Linee Guida Piemonte (2017) [53] l'implementazione dei modelli di dispersione è stata condotta a partire dai soli risultati dell'analisi olfattometrica, per ogni sorgente analizzata, espressi in  $OU/m^3$  di aria campionata.

#### 5.4.1 Campagne di misura di Ottobre e Novembre 2017

Le prime due campagne di misura sono state condotte, rispettivamente, nei giorni 23-27 Ottobre e 20-24 Novembre 2017 e hanno riguardato la sola analisi chimica di  $VOC$  e  $NH_3$ , consentendo l'identificazione delle aree a maggiore impatto odorigeno dello stabilimento. Le concentrazioni di  $VOC$  sono risultate elevate nelle fasi di trattamento preliminare dei reflui (in particolare nella grigliatura), nella sedimentazione primaria (specialmente al modulo 4) e nella fase di trattamento e stoccaggio dei fanghi (in particolare all'essiccatore). Le concentrazioni di  $NH_3$ , invece, sono risultate apprezzabili solo nelle fasi di grigliatura e sedimentazione secondaria e nei pozzetti di raccolta del chiarificato proveniente dal post-ispessimento dei fanghi digeriti. Ciò è anche legato al fatto che i  $VOC$  sono state le uniche specie rilevabili in maniera continua.

Le due campagne di misura, nonostante alcune variabilità, hanno condotto a risultati concordi tra loro, anche perché le condizioni meteo si sono mantenute simili. Pertanto, tutte le misure hanno riconosciuto come maggiormente critiche le seguenti aree dello stabilimento:

- ingresso all'impianto/grigliatura;
- dissabbiatura;
- sedimentazione primaria;
- zona di disidratazione ed essiccamento fanghi;
- piazzale di stoccaggio fanghi. Quest'ultimo è un'area particolarmente sensibile a causa della sua vicinanza all'arteria stradale SP11.

Si riportano, in Fig. 5.5, le concentrazioni massime registrate durante la campagna di Novembre 2017. Lo strumento impiegato è il rilevatore portatile Tiger. Per completezza di informazione si elencano -in Fig. 5.6- le specifiche tecniche del sensore per il rilevamento dei  $VOC$ .

Zona	Conc. Max VOC (ppb)		Conc. Max $NH_3$ (ppm)	
	Vicino alla sorgente	A 5 m dalla sorgente	Vicino alla sorgente	A 5 m dalla sorgente
Ingresso/grigliatura	2223	60	4	0
Disabbiatura	433	51	0	0
Sedimentazione primaria (modulo 4)	883	80	0	0
Post-ispessimento fanghi	16322	35	29	0
Essicazione fanghi	99999*	140	32	0
Piazzale deposito fanghi	137	-	0	0

NOTE: \*superato il limite di misura dello strumento

Figura 5.5: Concentrazioni massime rilevate durante la campagna del 20-24 Novembre 2017.

<b>Range</b>	0-16 ppm <sup>(1)</sup> (isobutylene) (0-15.3 ppm analog)
Species detected	ionization potential < 10.6 eV
Detector	PID
Calibration gas	Isobutylene
Gas sampling	Dynamic air sampling using micro-fan to maintain constant airflow to the sensor
Limit of detection <sup>(2,3)</sup>	10 ppb (isobutylene)
Repeatability at zero <sup>(2,3)</sup>	± 10 ppb (isobutylene)
Repeatability at 80% of range <sup>(2,3)</sup>	± 15% (isobutylene)
Linearity <sup>(2,3)</sup>	< 10%
Uncertainty	< 30% <sup>(3,4)</sup>
Short term zero drift <sup>(2)</sup>	< 0.5% / 24H
Short term span drift <sup>(2)</sup>	< 0.5% / 24H
Long term zero drift <sup>(2)</sup>	< 15% / month
Long term span drift <sup>(2)</sup>	< 15% / month
Rise time (T10-90) <sup>(2)</sup>	< 60s
Fall time (T10-90) <sup>(2)</sup>	< 60s
Humidity response <sup>(2,3)</sup>	< 0.2 ppm @ 90% RH
Humidity effect <sup>(2,3)</sup>	< - 0.5% of the signal / RH %
Temperature effect on sensitivity <sup>(2,3)</sup>	< 1% / °C
Temperature effect on zero <sup>(2,3)</sup>	< 1.5 ppb / °C
Interferents	Heavy compounds, silicone, NH <sub>3</sub> , H <sub>2</sub> S
Maximum exposure	20 ppm
Operating conditions	- 20°C to 40°C / 0 to 90% RH (non-condensing), 1013 mbar ± 200 mbar
Recommended temperature and humidity storage	5°C to 20°C / 10 to 90% RH (non-condensing)
Power supply	5 VDC / 500 mA (rechargeable by USB via PC or 220 V-110 V with adapter)
Standard charge	4 hours
Capacity (USB) <sup>(3)</sup>	4 hours (battery fully charged)
Communication interface	USB, UART Analog (UART & 4-20 mA / 0-5 V converter)

NOTE: 1 Exposure to more than 16 ppm may affect the sensor irreversibly ; the product warranty does not apply in this case; 2 Pure air at 20 °C, 0% RH, 1013 mbar; 3 Value possibly affected if the device is not regularly fully recharged: USB: each 4 hours, incorporated in a Cairtub: each 10 days (continuous monitoring); 4 On the basis of recommendations of the Directive 2008/50/EC of the European Parliament and of the Council of 21 May 2008 on ambient air quality and cleaner air for Europe for and its enlargement to other gases

Figura 5.6: Specifiche tecniche del sensore per la misura della concentrazione di *VOC*.

#### 5.4.2 Campagne di misura tra il 2018 e il 2019

Nei mesi di Marzo e Maggio 2018 sono state effettuate ulteriori campagne di misura di *VOC*, *NH<sub>3</sub>* e *H<sub>2</sub>S*. Il giorno 08/01/2019 è stata condotta l'ultima attività di rilevazione, relativa ai soli *VOC* su 20 punti dell'impianto, sia mediante rilevatori portatili che sacchetti di raccolta dei campioni, da inviare a laboratorio per le analisi olfattometriche. Contemporaneamente, sono stati prelevati dei campioni di aria mediante WT in 4 punti: dissabbiatura, sedimentazione primaria e cumuli di stoccaggio dei fanghi, anch'essi da sottoporre ad analisi olfattometrica.

Si riportano (Tab. 5.2) i risultati della campagna dell'08/01/2019, relativamente alle sorgenti maggiormente impattanti sullo scenario emissivo globale dell'impianto.

Tabella 5.2: Risultati delle misure eseguite il giorno 08/01/2019.

ID	Descrizione	VOC Tiger [ppb]	OU/m <sup>3</sup>	H <sub>2</sub> S [ppb]	NH <sub>3</sub> [ppb]
1	Ingresso	1512	47	16.55	7.28
2	Dissabbiatura	753	180	<0.03	<3.24
3	Sed.primaria	756	540	<0.04	<4.27
4	Uscita fanghi essiccati	618	33	<0.03	<3.37
5	Cumulo sabbie lavaggio	963	1100	<0.01	7.28
6	Cumulo fanghi centrifugati	961	3600	<0.01	7.95

Le misure effettuate dal 2017 al 2019 presentano differenze anche evidenti: tuttavia, per i *VOC* è possibile indagare una proporzione tra le concentrazioni nei vari punti dell'impianto. Le rilevazioni di *NH<sub>3</sub>* e *H<sub>2</sub>S*, invece, risultano molto più irregolari, sicuramente perché non effettuate con continuità. Inoltre, per i *VOC* campionati nel 2018-19 è stata condotta un'analisi di speciazione mediante GC/MS: si è visto che la composizione si mantiene piuttosto uniforme lungo la linea acque e maggiormente variabile

nella zona di trattamento dei fanghi, probabilmente a causa dei processi di trasformazione fisico-chimica e digestione cui i fanghi sono sottoposti.

## 5.5 Dominio di simulazione

La scelta dell'estensione spaziale e temporale del dominio di simulazione va condotta al termine di un'accurata analisi del contesto territoriale in cui l'impianto ricade e dei recettori sensibili coinvolti. Le Linee Guida Piemonte (2017) [53] raccomandano che i risultati della modellazione siano espressi in termini di "concentrazione oraria di picco di odore". Pertanto, si è scelto un intervallo di calcolo di 60 min.

Si raccomanda, inoltre, "un'estensione minima del dominio temporale pari ad un anno": simulazioni ridotte non consentirebbero di apprezzare i cambiamenti nei parametri meteorologici dovuti all'alternanza delle stagioni. La scelta è ricaduta sui seguenti intervalli:

- anno solare 2018, come richiesto dalle indicazioni normative, dal 01/01/2018 alle ore 00:00 al 31/01/2018 alle ore 23:00;
- mesi di gennaio 2015 e 2018, dal 01/01 alle ore 00:00 al 31/01 alle ore 23:00. Si è scelto di effettuare simulazioni mensili, anche se non possono essere impiegate a fini autorizzativi, allo scopo di confrontare anni meteorologicamente differenti. Non è stato possibile confrontare l'intero anno 2015 con il 2018 a causa della non disponibilità dei record meteorologici;

Per l'estensione del dominio i requisiti prescritti dalle indicazioni normative sono i seguenti:

1. "devono essere inclusi al suo interno tutti i potenziali ricettori", definiti con criteri indicati dalla stessa Linea Guida (Paragrafo 8) [36]. In particolare, sono ritenuti ricettori sensibili i luoghi collettivi più vicini allo stabilimento e tutti i centri abitati ubicati entro 3 km dal confine dello stesso;
2. "il passo della griglia di calcolo va scelto in modo tale che per i ricettori sensibili la distanza fra il ricettore e il punto più prossimo del confine di pertinenza dell'impianto sia maggiore o uguale al passo della griglia".

È stato scelto un dominio di calcolo di  $16.2 \text{ km} \times 16.2 \text{ km}$  con un passo della griglia di 200 m e dieci strati verticali. Le coordinate degli estremi del dominio sono riportate in Tab. 5.3. Si è scelto, dunque, di condurre l'analisi su recettori grigliati e non discreti. L'impianto è situato in posizione centrale, come si evince in Fig. 5.7. La griglia di recettori è mostrata in Fig. 5.8. Alcuni studi di letteratura analizzati (Rzeszutek et al., 2019) [54] dimostrano che le migliori prestazioni del modello CALPUFF si hanno per una risoluzione della griglia di 200 m/400 m.

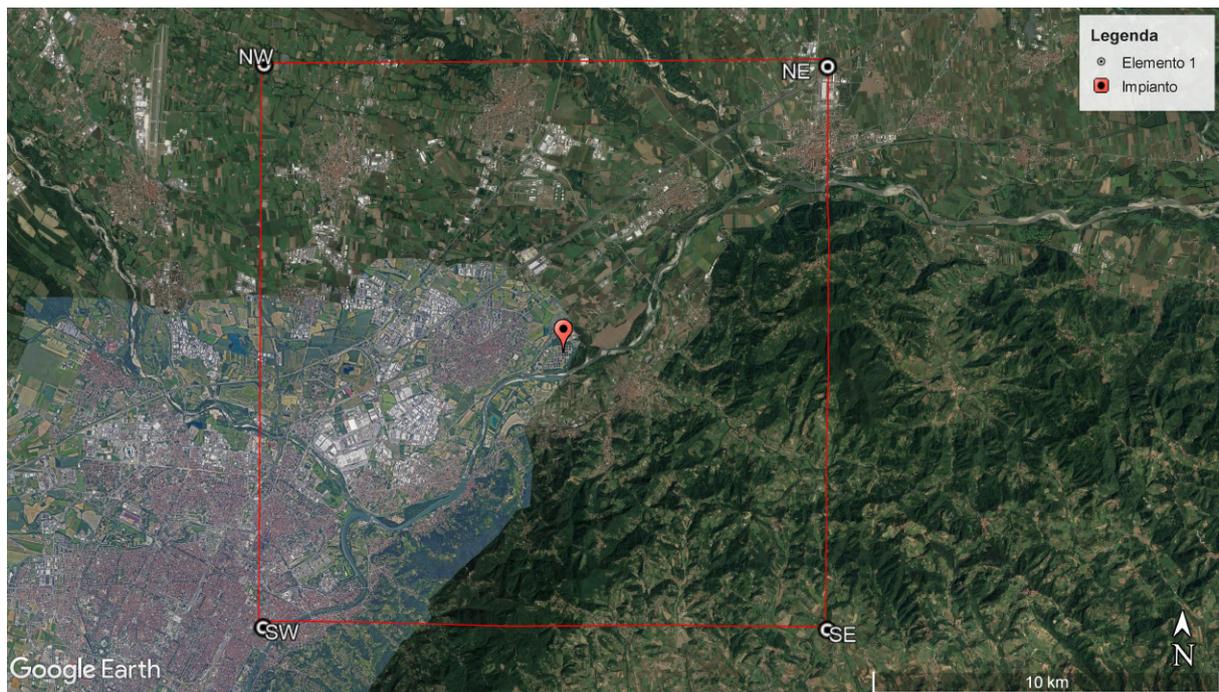


Figura 5.7: Estensione del dominio di simulazione. In rosso la posizione dell'impianto.

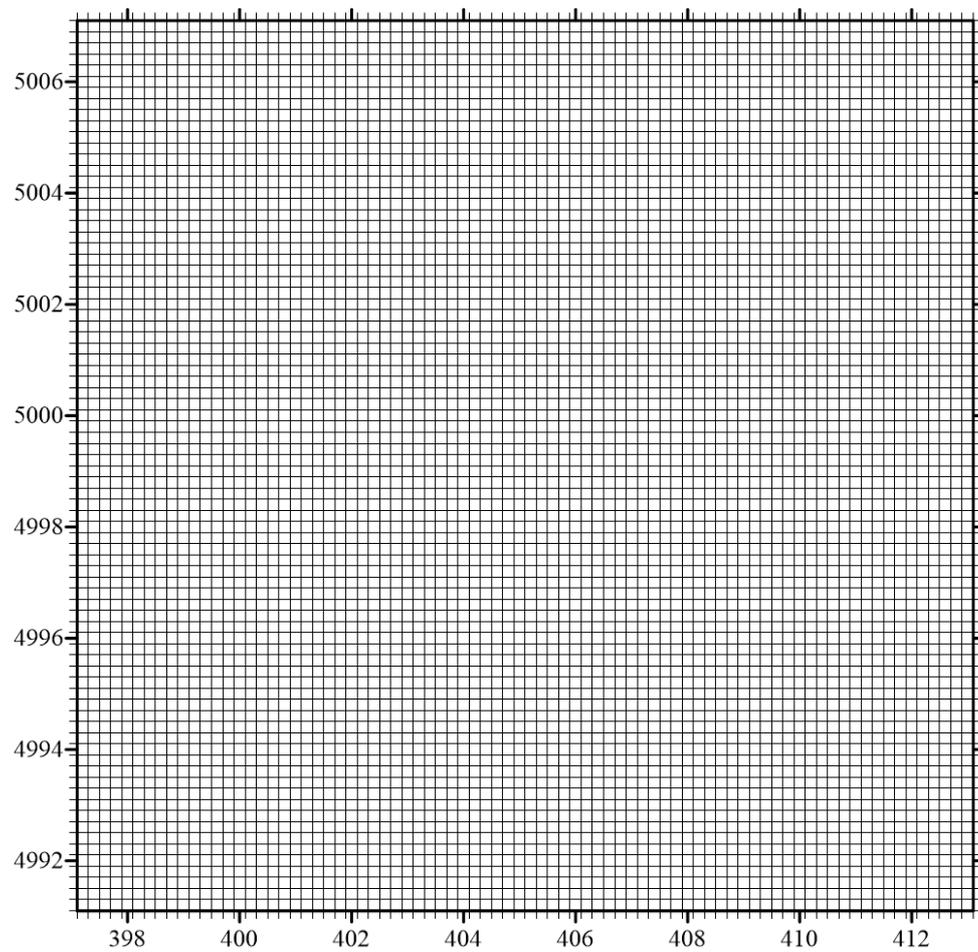


Figura 5.8: Griglia di recettori all'interno del dominio di simulazione.

Tabella 5.3: Coordinate degli estremi del dominio di calcolo di CALMET e CALPUFF, espresse in gradi decimali e in km secondo il sistema di riferimento WGS-84 UTM 32N.

Angolo	Latitutine	Longitudine	Nord [km]	Est [km]
SW	45.064967	7.691668	397.000	4991.000
NW	45.210756	7.688329	397.000	5007.200
SE	45.067139	7.897402	413.200	4991.000
NE	45.212939	7.894588	413.200	5007.200

## 5.6 Orografia e uso del suolo

I dati orografici e di uso del suolo sono input sia del preprocessore CALMET che del modello CALPUFF. In quest'ultimo, però, è possibile decidere se considerare o meno l'influenza dell'orografia sulla dispersione. In un terreno pianeggiante la dipendenza dall'orografia è molto meno forte.

Ogni cella del dominio spaziale di simulazione possiede una quota altimetrica e un valore d'uso del suolo: il loro pre-processamento in CALMET restituisce il Digital Terrain Model (DTM), ossia l'andamento piano-altimetrico di tutto il dominio. Se ne riporta una vista in 3D in Fig. 5.9. La morfologia del territorio, come già discusso, è in prevalenza pianeggiante; a sud e ad est è tipicamente collinare.

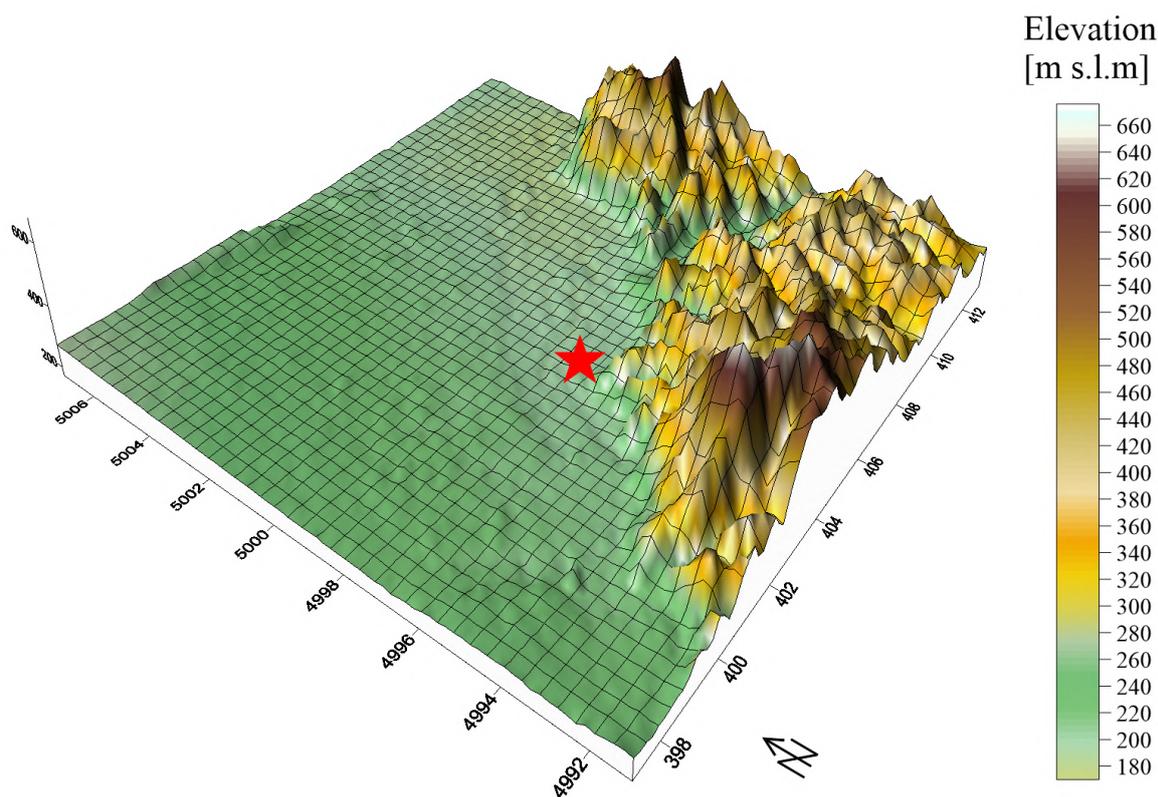


Figura 5.9: Grid Terrain Elevation Map (output di CALMET). In rosso la posizione dell'impianto.

CALMET impiega le 14 classi d'uso del suolo derivanti dal sistema di classificazione dell'USGS *U.S. Geological Survey* (Scire et al., 2000) [55], che contiene anche i valori di una serie di parametri geofisici ad esse correlati (Fig. 5.10). Per ogni classe sono noti:

- il valore d'uso del suolo, positivo e compreso tra 10 e 90. Nel solo caso di terreni agricoli irrigati il valore è negativo e pari a -20;

- la rugosità superficiale in m;
- l'albedo;
- il Bowen Ratio;
- i flussi di calore del suolo e antropogenici;
- l'indice di copertura fogliare;

La mappa d'uso del suolo per il dominio di simulazione adottato è riportata in Fig. 5.11.

<u>Land Use Type</u>	<u>Description</u>	Surface			Soil Heat	Anthropogenic	Leaf Area
		<u>Roughness (m)</u>	<u>Albedo</u>	<u>Bowen Ratio</u>	<u>Flux Parameter</u>	<u>Heat Flux (W/m<sup>2</sup>)</u>	<u>Index</u>
10	Urban or Built-up Land	1.0	0.18	1.5	.25	0.0	0.2
20	Agricultural Land - Unirrigated	0.25	0.15	1.0	.15	0.0	3.0
-20*	Agricultural Land - Irrigated	0.25	0.15	0.5	.15	0.0	3.0
30	Rangeland	0.05	0.25	1.0	.15	0.0	0.5
40	Forest Land	1.0	0.10	1.0	.15	0.0	7.0
51	Small Water Body	0.001	0.10	0.0	1.0	0.0	0.0
54	Bays and Estuaries	0.001	0.01	0.0	1.0	0.0	0.0
55	Large Water Body	0.001	0.10	0.0	1.0	0.0	0.0
60	Wetland	1.0	0.10	0.5	.25	0.0	2.0
61	Forested Wetland	1.0	0.1	0.5	0.25	0.0	2.0
62	Nonforested Wetland	0.2	0.1	0.1	0.25	0.0	1.0
70	Barren Land	0.05	0.30	1.0	.15	0.0	0.05
80	Tundra	.20	0.30	0.5	.15	0.0	0.0
90	Perennial Snow or Ice	.05	0.70	0.5	.15	0.0	0.0

\* Negative values indicate "irrigated" land use

Figura 5.10: Classi di uso del suolo di default impiegate dal modello CALMET.

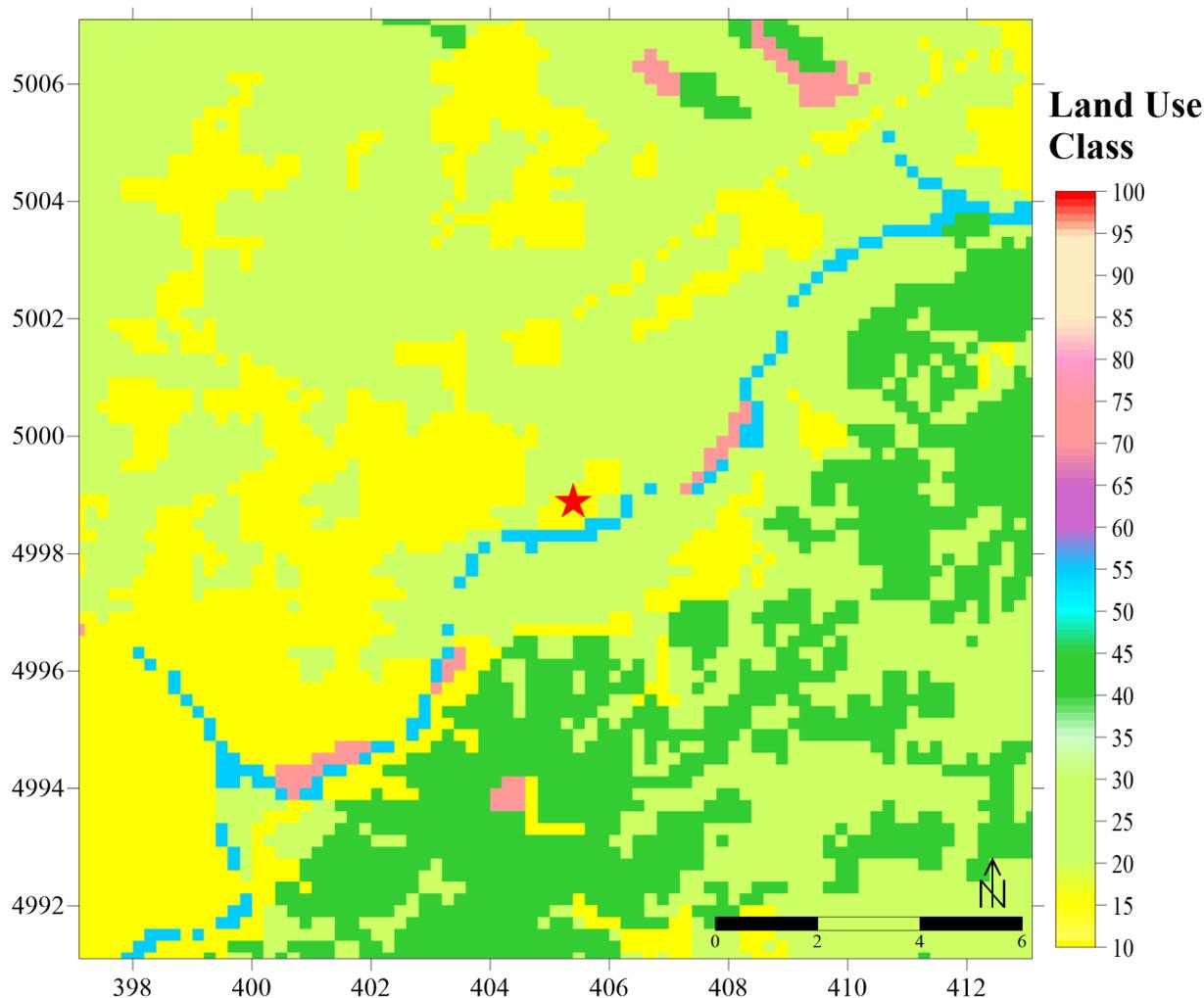


Figura 5.11: Mappa d'uso del suolo nel dominio considerato (output di CALMET). In rosso la posizione dell'impianto.

## 5.7 Dati meteorologici

I dati meteorologici che entrano in gioco nella dispersione atmosferica sono molteplici: anzitutto i campi di velocità, direzione del vento e la stabilità atmosferica, correlata all'altezza dello strato di rimescolamento, all'umidità, alla temperatura, alla copertura nuvolosa e alla radiazione solare. Il vento, in termini di intensità e direzione, determina la dispersione più o meno veloce dei contaminanti dalla sorgente emissiva; i periodi di calma causano invece ristagno in concomitanza della sorgente. La temperatura e la radiazione solare, inoltre, favoriscono il rimescolamento termico in prossimità della superficie e lo sviluppo di processi fotochimici da cui possono generarsi inquinanti secondari.

La turbolenza è la principale causa della dispersione degli inquinanti: il contributo maggiore è dato dalla componente convettiva o termica, ma anche la turbolenza meccanica, ossia lo shear verticale del vento, insieme ad altri fenomeni come la presenza di alberi, edifici e strutture influenza il destino a scala locale e globale del *plume* inquinante. La dispersione è legata inoltre alla presenza degli strati di inversione termica che possono favorire o al contrario ostacolare l'impatto al suolo dei contaminanti se, rispettivamente, le sorgenti emettono al di sotto o al di sopra dell'inversione. La stabilità atmosferica, chiaramente, impedisce la dispersione verticale del pennacchio nelle immediate vicinanze della sorgente (per cui lo stesso si diffonde nella direzione del vento) mentre le condizioni di instabilità determinano la dispersione del *plume* fino a distanze anche elevate dalla sorgente e con veloci rimescolamenti. Atmosfere

neutre sono associabili a condizioni per lo più isotrope (“coning” dei pennacchi inquinanti).  
Le simulazioni sono state condotte a partire da due differenti set di dati meteorologici:

- 2015: dati orari forniti da ARPA Piemonte e relativi alla stazione idrometeorologica di Torino Caselle (Tab. 5.4);
- 2018: dati della stazione meteorologica installata all’interno dell’impianto (Tab. 5.6);

La stazione meteo-idrografica di Torino-Caselle è quella più vicina ai confini dell’impianto. I dati impiegati, però, non sono le semplici rilevazioni della centralina. Innanzitutto, il monitoraggio da parte di ARPA non è basato unicamente sulla rete di stazioni di misura a terra ma comprende anche radiosondaggi. In particolare, i dati delle centraline meteo-idrografiche su tutto il territorio piemontese vengono pre-elaborati mediante il processore meteo Minerve (*Aria Technologies*), un modello diagnostico di tipo “mass consistent” con cui si riescono a ricostruire le variabili del PBL. Per far ciò si impiegano anche i dati delle stazioni del GTS (*Global Telecommunication System*) e le elaborazioni numeriche del centro meteorologico europeo ECMWF (*European Centre for Medium range Weather*). I risultati del modello Minerve vengono inseriti in un processore di turbolenza del PBL, *SurfPRO* sviluppato da Arianet, il quale restituisce i parametri di turbolenza basati sulla teoria di Monin-Obukhov. I dati finali forniti da ARPA, al termine di questa prima fase di elaborazione, sono riportati in Tab. 5.5.

Tabella 5.4: Anagrafica della stazione meteorologica di Torino-Caselle. Sono presenti i sensori: pluviometro, termometro, igrometro, barometro, anemometro, idrometro, radiometro e nivometro.

<b>Quota stazione [m s.l.m.]</b>	300
<b>UTM X - WGS84 [m]</b>	394011
<b>UTM Y - WGS84 [m]</b>	5004435
<b>Latitudine</b>	45.1108
<b>Longitudine</b>	07.3903

Tabella 5.5: Dati meteorologici forniti da ARPA relativi alla stazione di Torino-Caselle.

<b>Parametro</b>	<b>u.m.</b>
Velocità (x, y, z)	m/s
Temperatura al suolo	K
Pressione	hPa
Lunghezza di Monin-Obukhov	m
Hmix	m
Albedo	-
Bowen Ratio	-
Flusso calore latente	W/m <sup>2</sup>
Radiazione netta	W/m <sup>2</sup>
Radiazione Totale	W/m <sup>2</sup>
Classe di stabilità PGT	-
Friction velocity u*	m/s
Altezza di rugosità z <sub>0</sub>	m
Altezza copertura nuvolosa	m
Total Cloud Cover	-
Elevazione [m s.l.m.]	195

La centralina installata in impianto - riportata in Fig. 5.12 - è situata in un punto strategico, lontana da ogni tipologia di interferenza che ne possa disturbare le misure e possiede un sistema di acquisizione dati in grado di fornire valori medi su base oraria di 10 min. I parametri rilevati sono i seguenti:

- velocità scalare e vettoriale media del vento [m/s];

- deviazione standard della direzione del vento [°N];
- Pressione media [mbar];
- temperatura dell'aria [°C];
- radiazione globale [W/m<sup>2</sup>];
- umidità relativa dell'aria [%];
- precipitazione, pioggia e neve fusa [mm];

Tabella 5.6: Anagrafica della stazione meteorologica installata all'interno dell'impianto. Sono presenti i sensori: anemometro, barometro, termometro, radiometro, igrometro e pluviometro.

Quota stazione [m s.l.m.]	194
UTM X - WGS84 [m]	405657
UTM Y - WGS84 [m]	4998959



Figura 5.12: Centralina meteo installata in impianto.

Nei paragrafi successivi vengono presentati i dati meteorologici relativi agli intervalli di simulazione scelti.

### 5.7.1 Dati del 2018

I valori di temperatura minima e massima giornaliera registrati dalla stazione meteo (10 m dal suolo) sono riportati, insieme alle cumulate delle altezze di pioggia (mm) in Fig. 5.13 per l'intero anno e in Fig. 5.14 per il solo mese di gennaio.

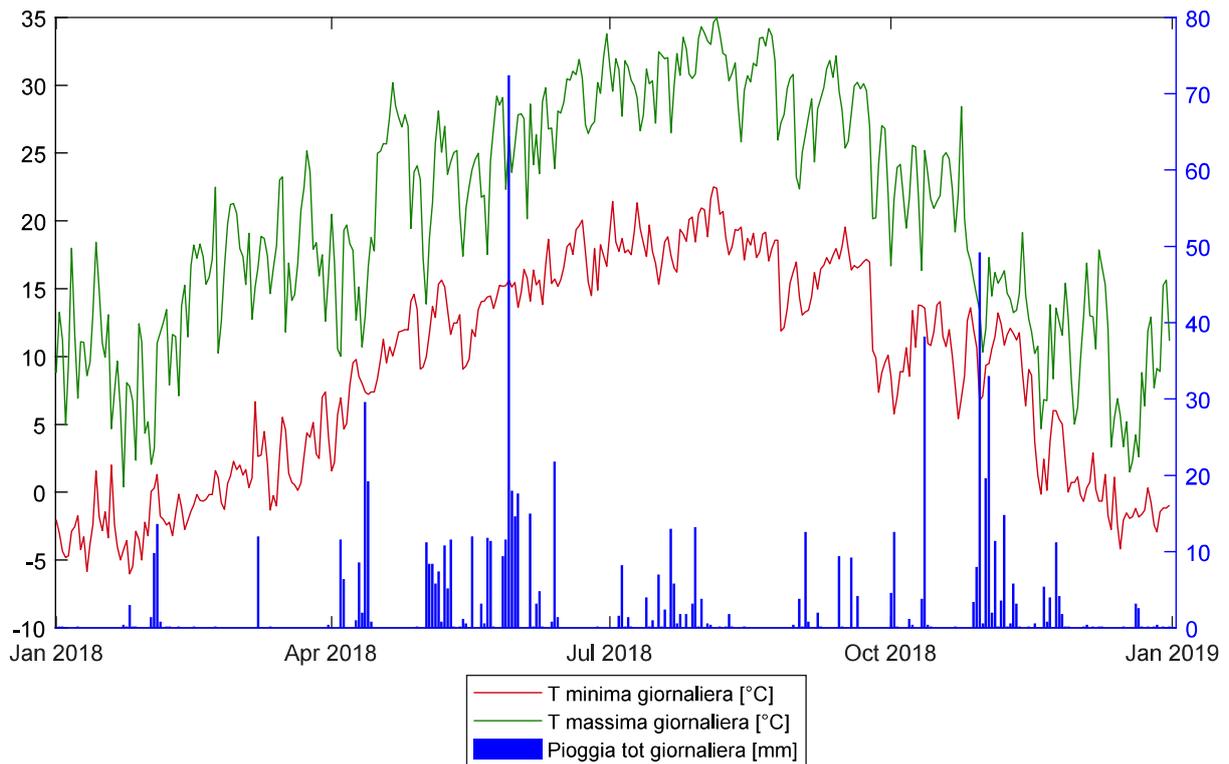


Figura 5.13: Temperature e altezze di pioggia giornaliere registrate nell'anno 2018.

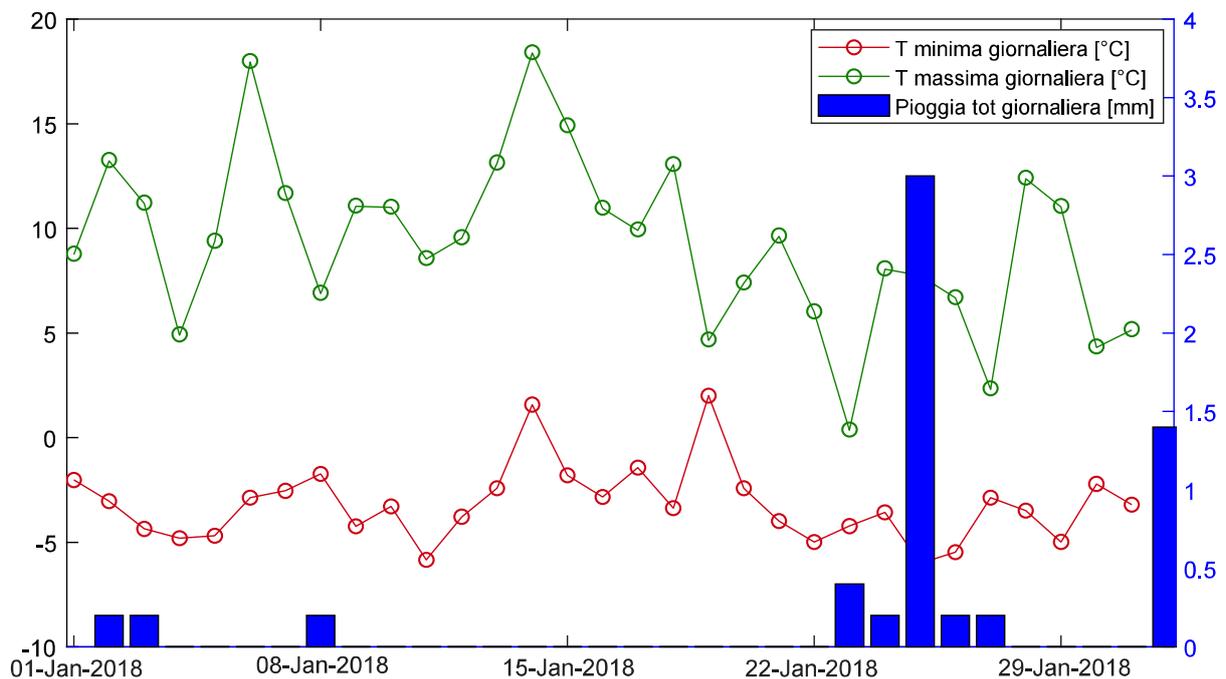


Figura 5.14: Temperature e altezze di pioggia giornaliere registrate nel mese di gennaio 2018.

I riferimenti normativi (Linee Guida Lombardia, 2012) [36] richiedono di effettuare un'analisi di frequenza dei valori mancanti nelle rilevazioni (vacanze dei dati). In particolare, è necessario che per ogni parametro meteorologico la "percentuale di dati assenti/invalidi sia minore del 20% sul totale dei dati impiegati nelle simulazioni e minore del 70% per ciascun mese".

Nel caso in esame, le vacanze riscontrate nei valori orari di velocità sono solo 4, dunque non richiedono alcuna analisi di frequenza e sono state risolte per mezzo di interpolazione lineare (Tab. 5.7).

Tabella 5.7: Velocità e direzione del vento ricavate per interpolazione lineare nelle 4 vacanze dei dati riscontrate del 2018.

Data	Ora	Velocità [m/s]	Direzione [°N]
07/11/2018	10:00	0.537	127.95
07/11/2018	11:00	0.745	114.35
20/04/2018	16:00	2.14	44.285
29/10/2018	19:00	4.013	26.805

La classe di stabilità atmosferica, non rilevata dalla centralina meteo, è ottenibile, in via del tutto semplificata, a partire dal dato di radiazione globale media ( $W/m^2$ ). La componente diretta della radiazione globale, che rappresenta l'irraggiamento solare e determina la stabilità del PBL, è stata ricavata ricercando il rapporto radiazione diffusa/globale per la località esaminata. Tale rapporto è ottenibile dai dati di irraggiamento mensile del database libero PVGIS *Photovoltaic Geographical Information System* della Comunità Europea [87], basato sui dati di radiazione solare *SARAH* (immagini dei satelliti Meteosat che coprono il continente europeo). L'irraggiamento solare è dato dalla differenza tra la radiazione globale e la componente diffusa. Tuttavia, la valutazione è approssimativa, anche perché il database impiegato fornisce dati di irraggiamento fino all'anno 2016 (i valori scelti per il 2018 sono delle medie nei dieci anni precedenti). Un esempio di risultati restituiti dal database PVGIS è riportato in Fig. 5.15. Le assunzioni fatte sono necessarie data la mancanza di rilevazioni.

La classe di stabilità è stata determinata a partire dall'irraggiamento mediante il metodo empirico classico di Pasquill-Turner (Fig. 5.16). Per le ore notturne, non disponendo di alcuna indicazione sulla frazione di copertura nuvolosa, si è scelta la condizione maggiormente instabile ( $\leq 3/8$ ).

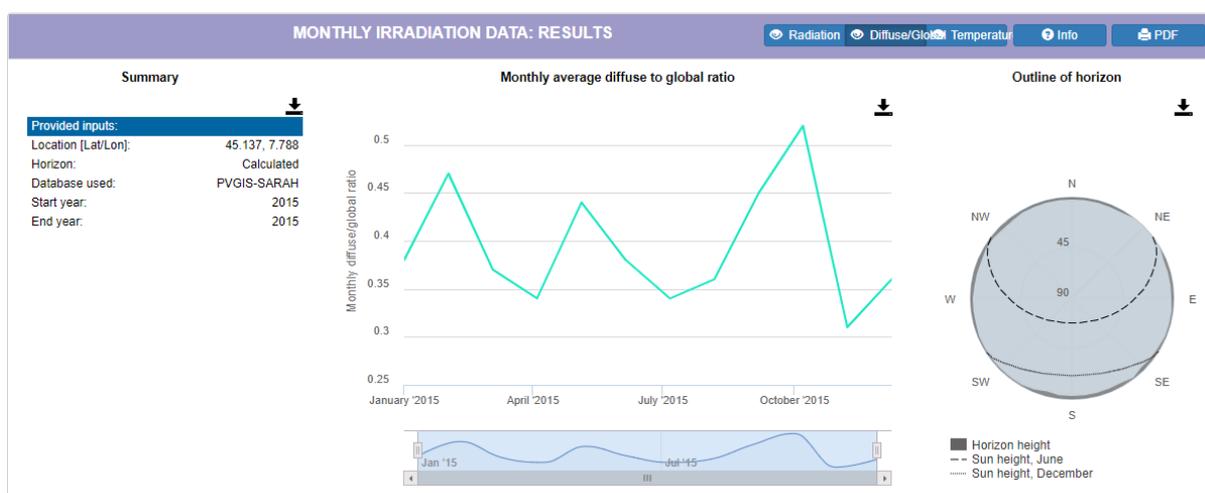


Figura 5.15: Risultati di irraggiamento per l'anno 2015 presso l'impianto di trattamento.

Velocità del vento a 10m [m/s]	Irraggiamento solare			Frazione di copertura notturna	
	> 700 $W/m^2$	intermedio	< 350 $W/m^2$	$\geq 1/2$	$\leq 3/8$
<2	A	A-B	B	-	-
2 – 3	A-B	B	C	E	F
3 – 5	B	B-C	C	D	E
5 – 6	C	C-D	D	D	D
>6	C	D	D	D	D

Figura 5.16: Metodo di Pasquill-Turner per la determinazione della classe di stabilità.

### 5.7.1.1 Venti

La rosa dei venti relativa al mese di gennaio (Fig. 5.17) ne mostra le direzioni prevalenti di provenienza: NE-NNE e SE-SSE, rilevate con una frequenza maggiore del 4,5%. È stata ricavata a partire dai valori di direzione e velocità vettoriale media suddivisi in 4 classi. Il valore massimo di velocità media è 4,81 m/s registrati il 9/01 alle ore 13:50.

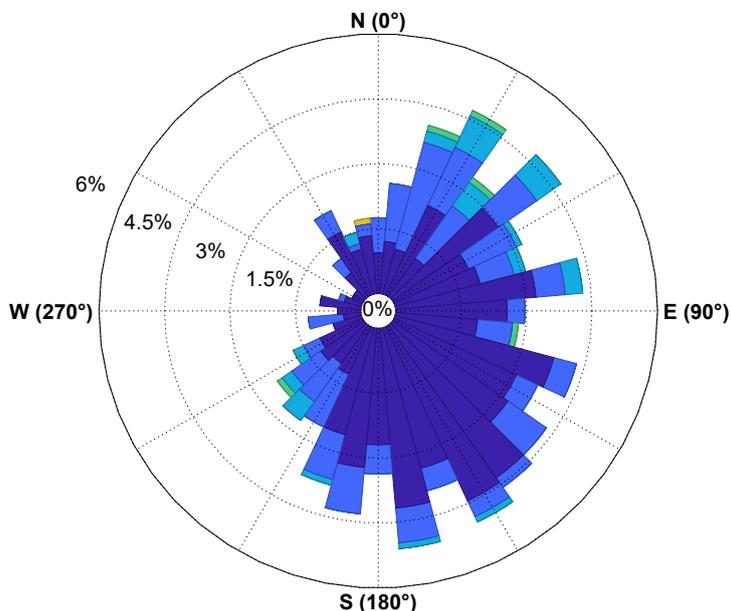


Figura 5.17: Rosa dei venti-gennaio 2018.

È stata condotta una semplice analisi delle frequenze sui dati orari per identificare le classi di appartenenza del vento nella scala di Beaufort (Tab. 5.8), una classificazione empirica e convenzionale dei venti che consente di ricavare, in base alla velocità, l'appartenenza ad una classe di valori da 0 a 12 (Forza Beaufort).

Tabella 5.8: Scala del vento di Beaufort.

Grado	Velocità vento [km/h]	Stato meteorologico
0	<1	Calma
1	1-5	Bava di vento
2	6-11	Brezza leggera
3	12-19	Brezza tesa
4	20-28	Vento moderato
5	29-38	Vento teso
6	39-49	Vento fresco
7	50-61	Vento forte
8	62-75	Burrasca
9	75-88	Burrasca forte
10	89-102	Tempesta
11	103-117	Tempesta violenta o Fortunale
12	>118	Uragano

Il mese di gennaio rientra nelle prime quattro classi della scala di Beaufort: le frequenze sono rappresentate in Fig. 5.27. Per l'intero 2018, invece, l'analisi è riportata in Fig. 5.19.

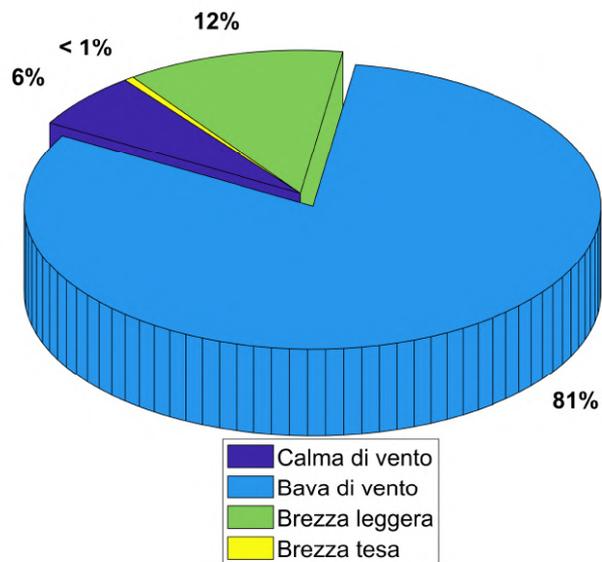


Figura 5.18: Frequenze delle velocità del vento nelle classi della scala di Beaufort - gennaio 2018

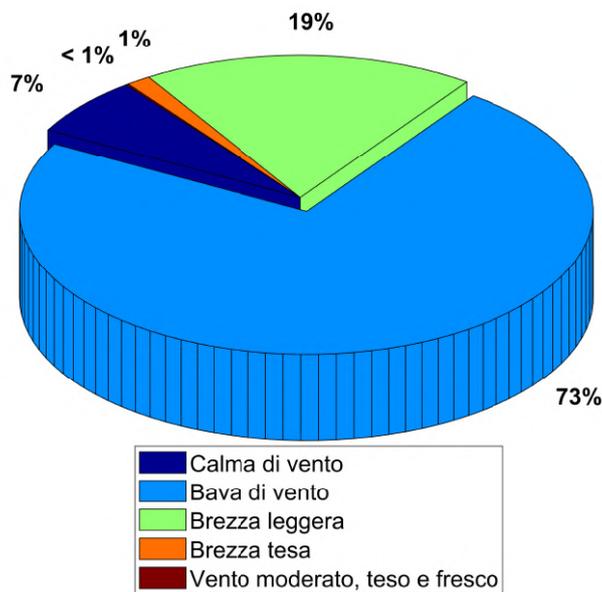


Figura 5.19: Frequenze delle velocità del vento nelle classi della scala di Beaufort - anno 2018.

La variabilità dei venti nei cicli diurni e notturni è un ulteriore aspetto da considerare nell'analisi. Il ciclo diurno è inteso come l'intervallo temporale che ha inizio un'ora dopo l'alba e termina un'ora prima del tramonto. Le variazioni giornaliere di gennaio 2018 (Fig. 5.20) mostrano che le intensità minori del vento si registrano nelle ore serali e notturne. In mattinata si ha un incremento che raggiunge i massimi nel primo pomeriggio. Di sera e di notte prevalgono gli episodi di calma di vento.

Le variazioni giornaliere ricavate per l'intero 2018 (Fig. 5.21) confermano le considerazioni fatte per il mese di gennaio, con ovvie differenze dovute ai cicli stagionali. La primavera è la stagione maggiormente ventosa dell'anno (Fig. ??) seguita dall'estate, l'autunno e l'inverno. Le direzioni prevalenti nel 2018 sono due: NE e SE. La massima velocità vettoriale registrata è di 11.46 m/s il giorno 11/03 alle ore 12:10.

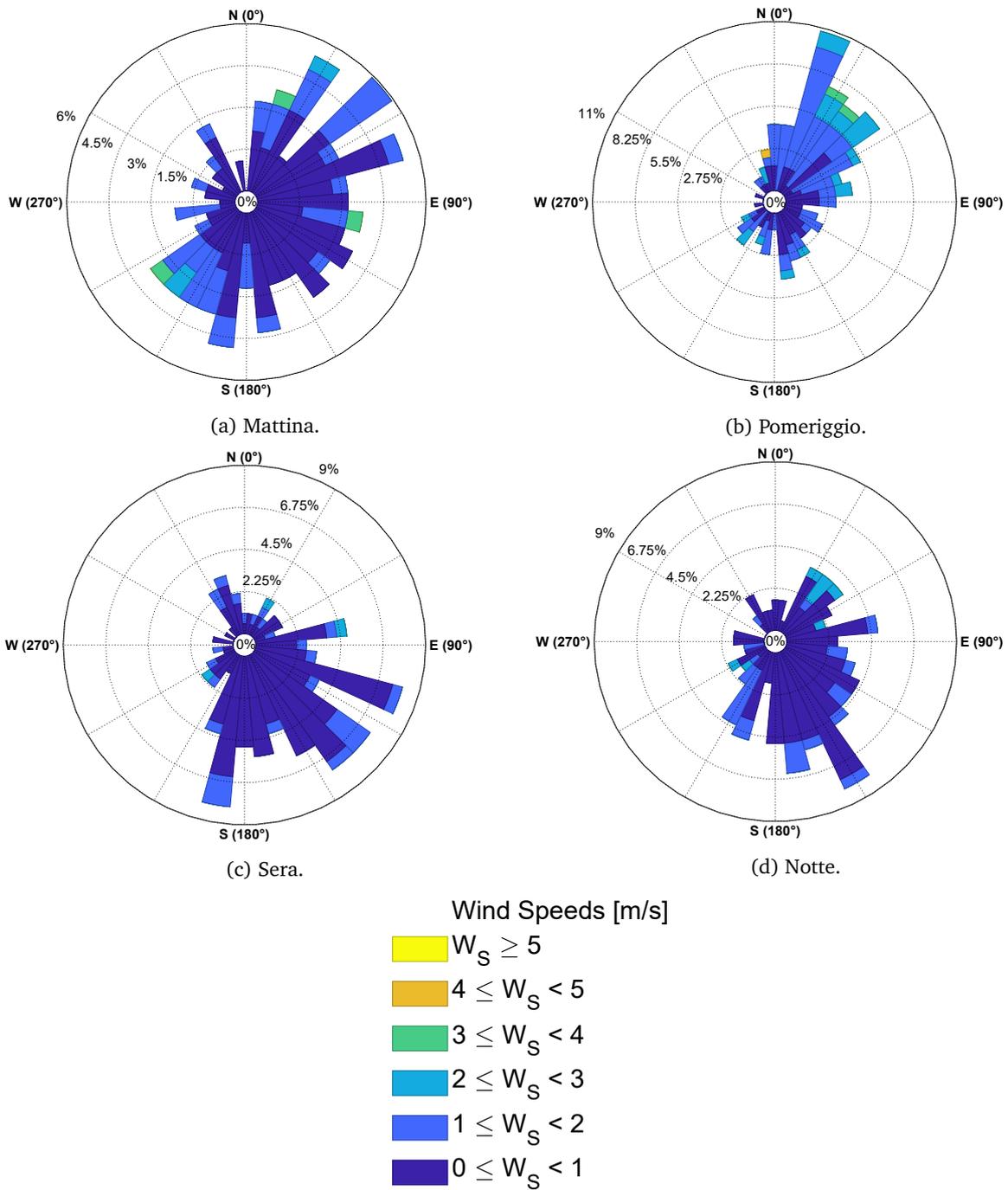


Figura 5.20: Variazioni giornaliere di velocità e direzione del vento - gennaio 2018.

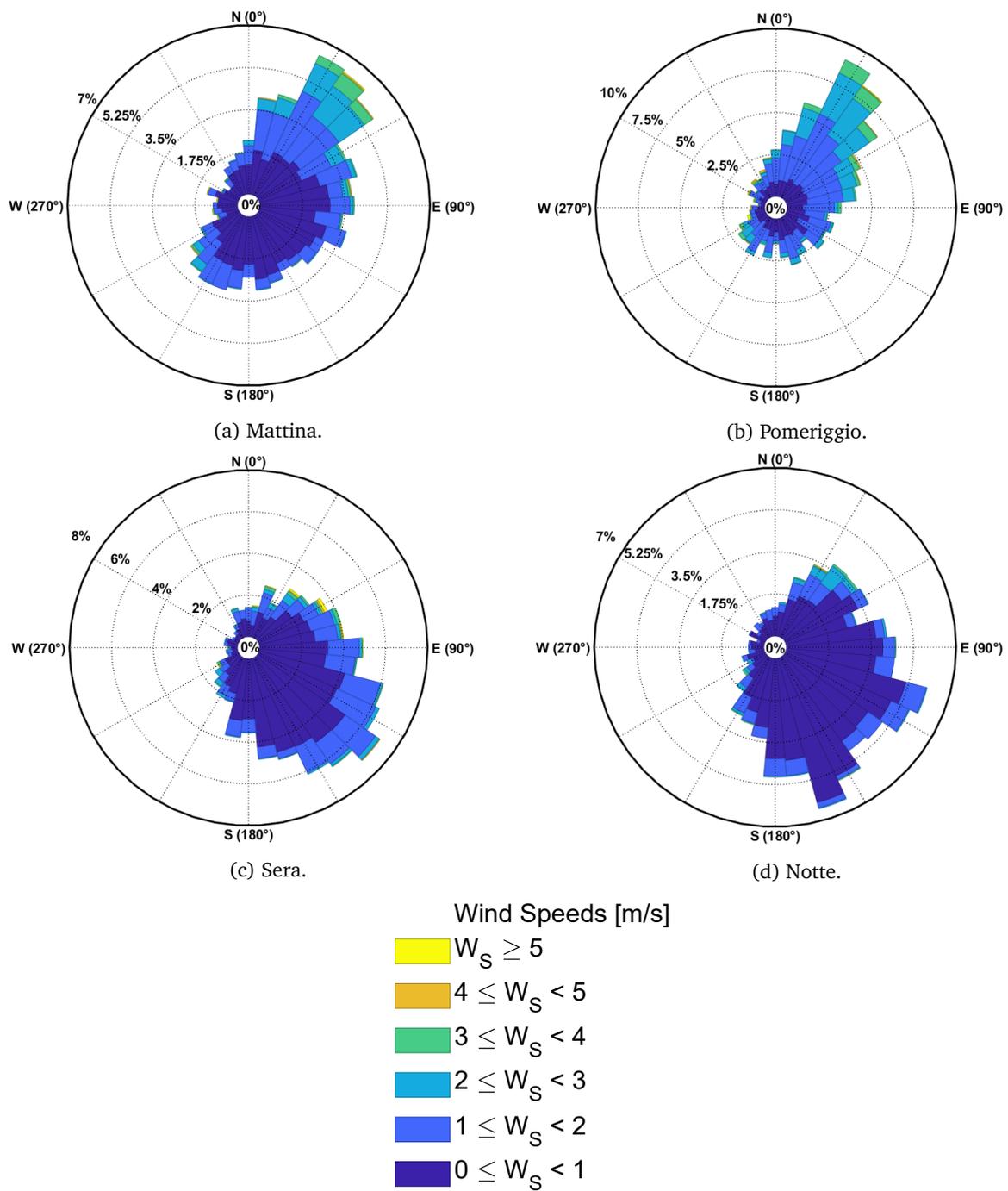


Figura 5.21: Variazioni giornaliere di velocità e direzione del vento - anno 2018.

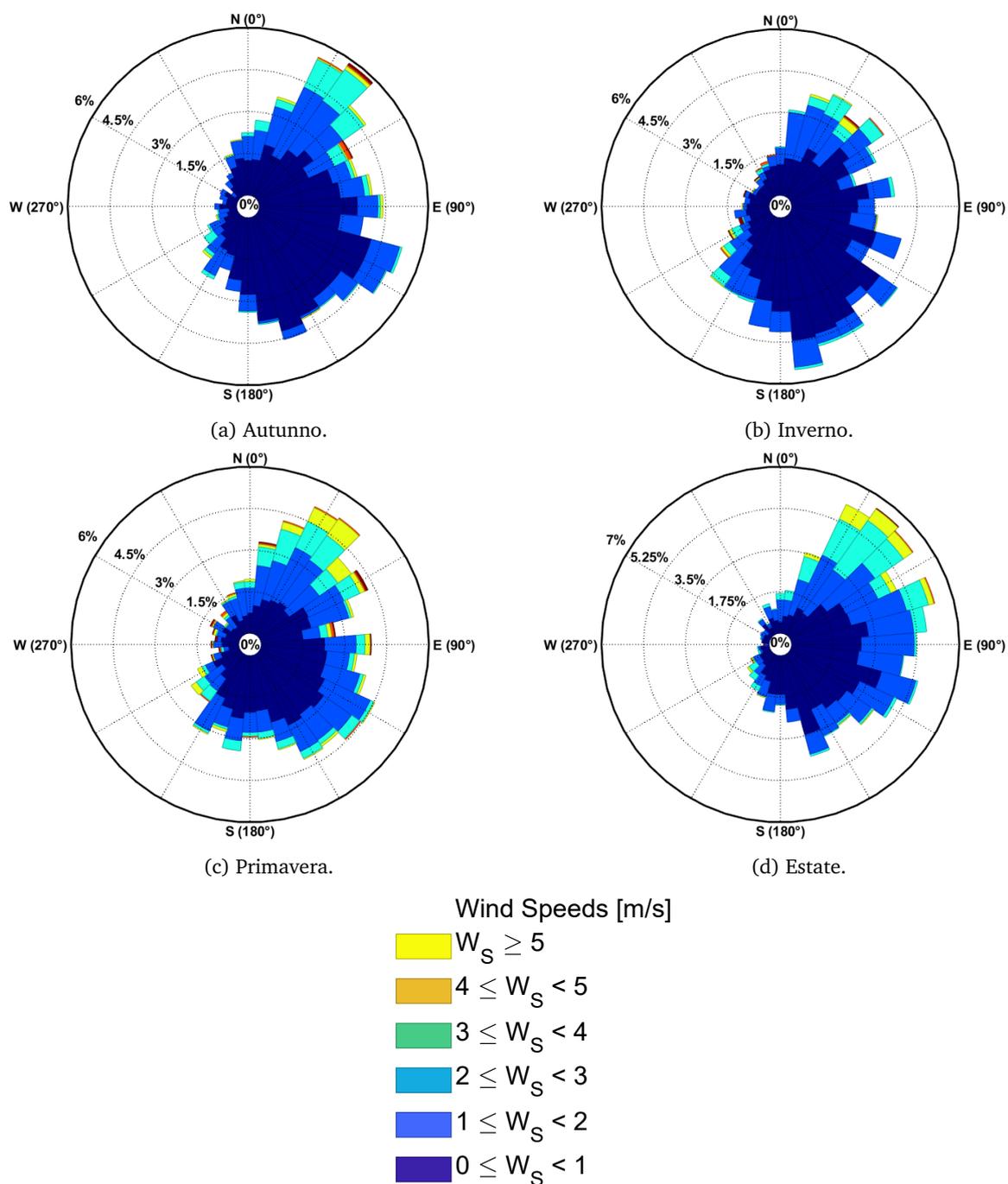


Figura 5.22: Rose dei venti stagionali per l'anno 2018. Sono state considerate le stagioni astronomiche, sfalsate di 21 o 23 giorni rispetto ai solstizi e agli equinozi. Non disponendo dei dati 2017 e 2019 i mesi invernali sono stati raggruppati in un'unica stagione.

### 5.7.2 Dati di gennaio 2015

Il mese di gennaio 2015, come riportato nella relazione ARPA sulle condizioni meteorologiche, si è presentato come “caldo e moderatamente secco”. La piovosità è risultata nettamente inferiore rispetto alla media stagionale, la temperatura superiore con picchi fino a 20 °C e un’anomalia termica di 2.6 °C. La ventosità è stata condizionata dalla forte presenza del foehn tipico della stagione, che ha garantito cieli sereni e temperature miti. Nel capoluogo piemontese la velocità media del vento registrata è stata di 2 m/s.

Il mese di gennaio ha dato inizio ad un’anomalia termica che è perdurata per l’intero anno, risultato il più caldo negli ultimi 50 in Piemonte. In aggiunta, le precipitazioni sono risultate molto modeste, soprattutto nella stagione invernale.

Le elaborazioni dei dati meteorologici restituiscono gli andamenti dei parametri tipici della turbolenza atmosferica. Le Fig. 5.23 e Fig. 5.24 mostrano, rispettivamente, la lunghezza di Monin-Obukhov (e la sua relazione con la  $u^*$ ) e l’altezza dello strato di rimescolamento.

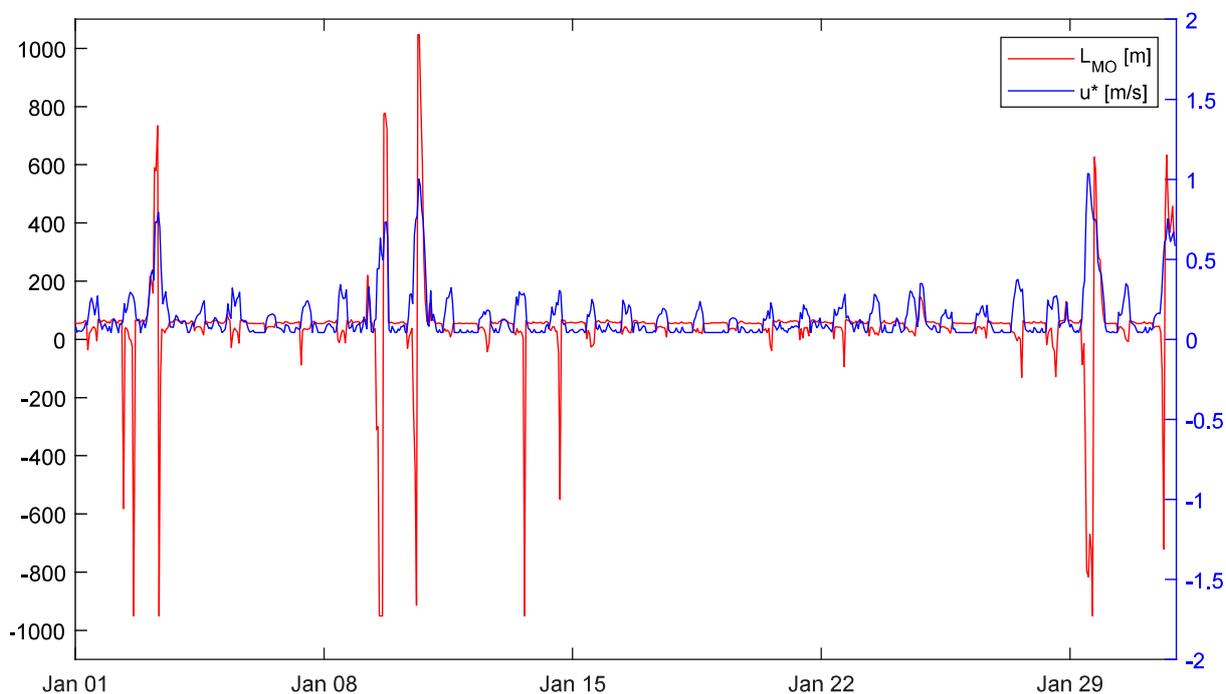


Figura 5.23: Andamento della lunghezza di Monin-Obukhov e della friction velocity - Gennaio 2015.

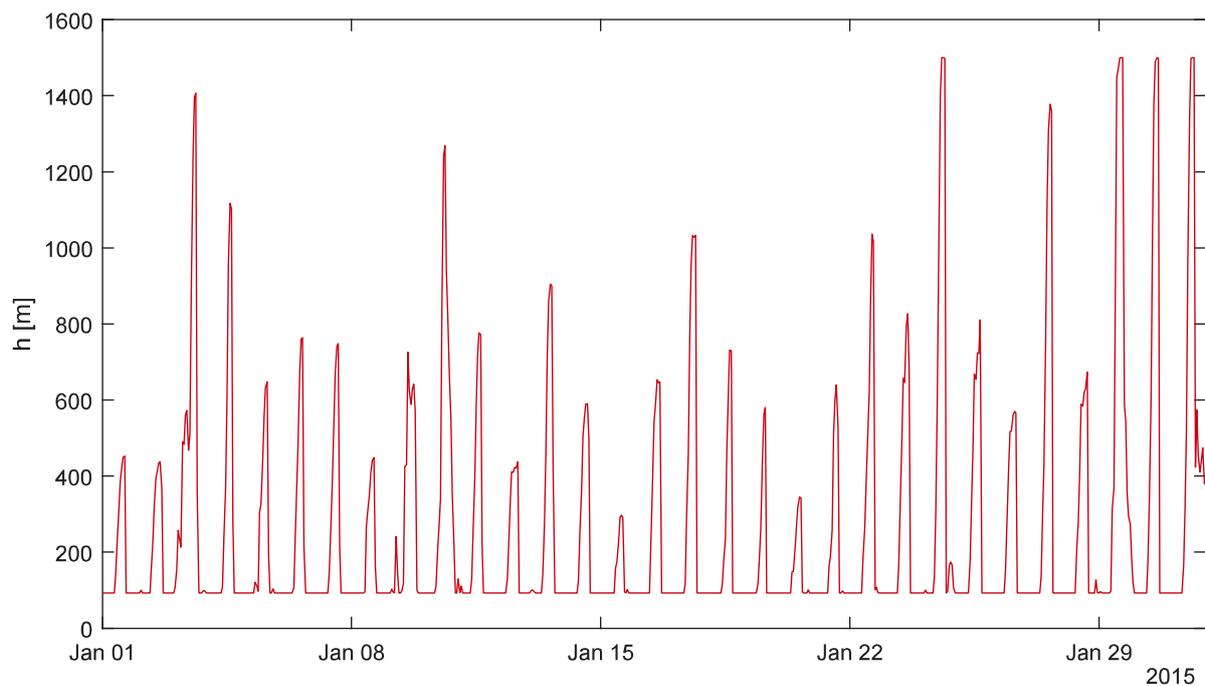


Figura 5.24: Andamento dell'altezza dello strato di rimescolamento - Gennaio 2015.

I dati relativi alle classi di stabilità atmosferica sono riportati in Fig. 5.25.

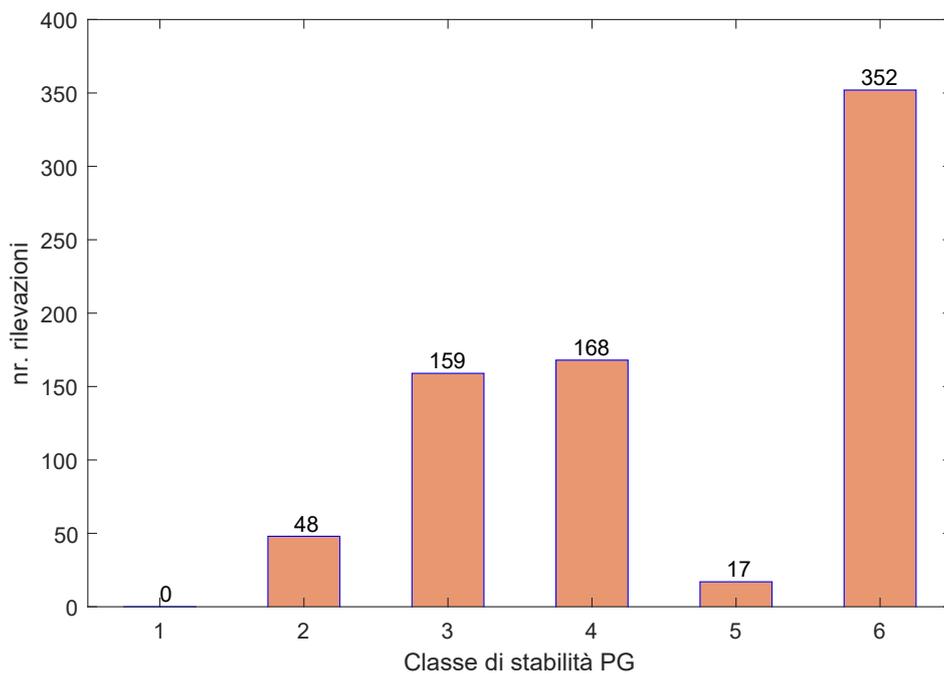


Figura 5.25: Classi di stabilità atmosferica di PG - gennaio 2015.

### 5.7.2.1 Venti

La rosa dei venti relativa al mese di gennaio (Fig. 5.26) mostra due direzioni prevalenti di provenienza: S e O con una frequenza maggiore del 5.25%. I dati ARPA restituiscono solo i campi tridimensionali di

velocità del vento, a partire dai quali sono state ricavate le direzioni prevalenti (Eq. ??):

$$D = 90 - \left( \frac{360}{2\pi} \right) \tan^{-1} \left[ \frac{v_y}{v_x} \right] + \alpha_0 \quad (5.1)$$

in cui  $v_x$  e  $v_y$  sono le componenti orizzontali del vettore velocità del vento e  $\alpha$  risulta:

$$\begin{cases} 0 & \text{se } v_x < 0 \\ 180 & \text{altrimenti} \end{cases} \quad (5.2)$$

L'equazione è costruita secondo le convenzioni aeronautiche. La componente verticale della velocità del vento è stata trascurata poiché nulla o di molto inferiore rispetto alle componenti orizzontali. Il valore massimo di velocità media (al suolo) restituito dai modelli è 5.97 m/s il 29/01 alle ore 12:00.

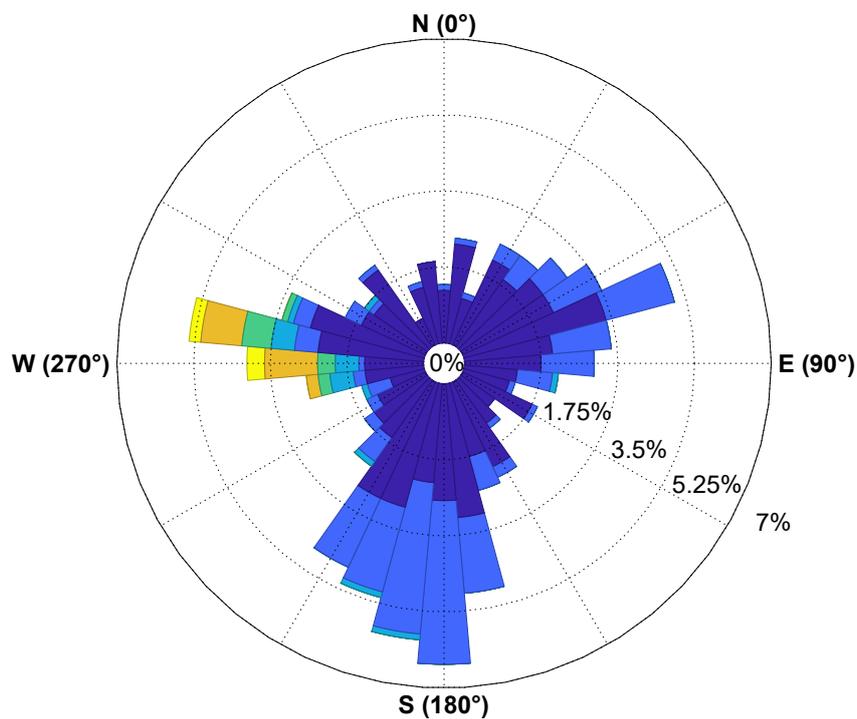


Figura 5.26: Rosa dei venti gennaio 2015.

Il mese di gennaio 2015 rientra nelle prime cinque classi della scala di Beaufort (Fig. 5.27).

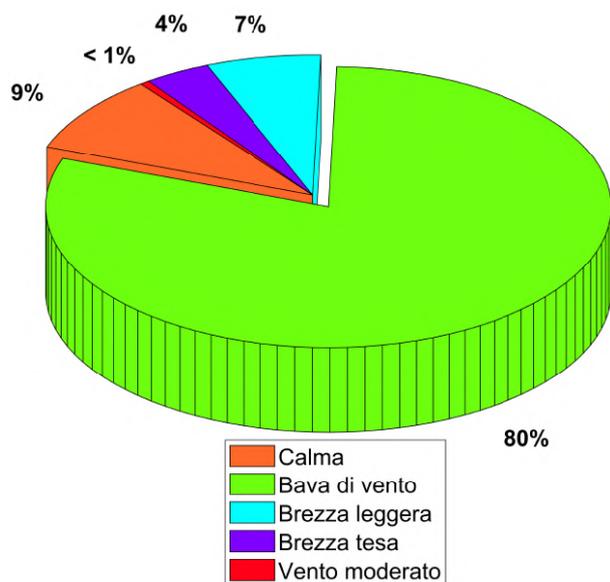


Figura 5.27: Frequenze delle velocità del vento nelle classi della scala di Beaufort. Gennaio 2015.

Le variazioni giornaliere sono riportate in Fig. 5.28.

### 5.7.3 Confronto gennaio 2015-2018

Il confronto tra le temperature medie orarie di gennaio 2015 e 2018 è riportato in Fig. 5.29. I valori del 2015 risultano mediamente al di sopra di quelli del 2018.

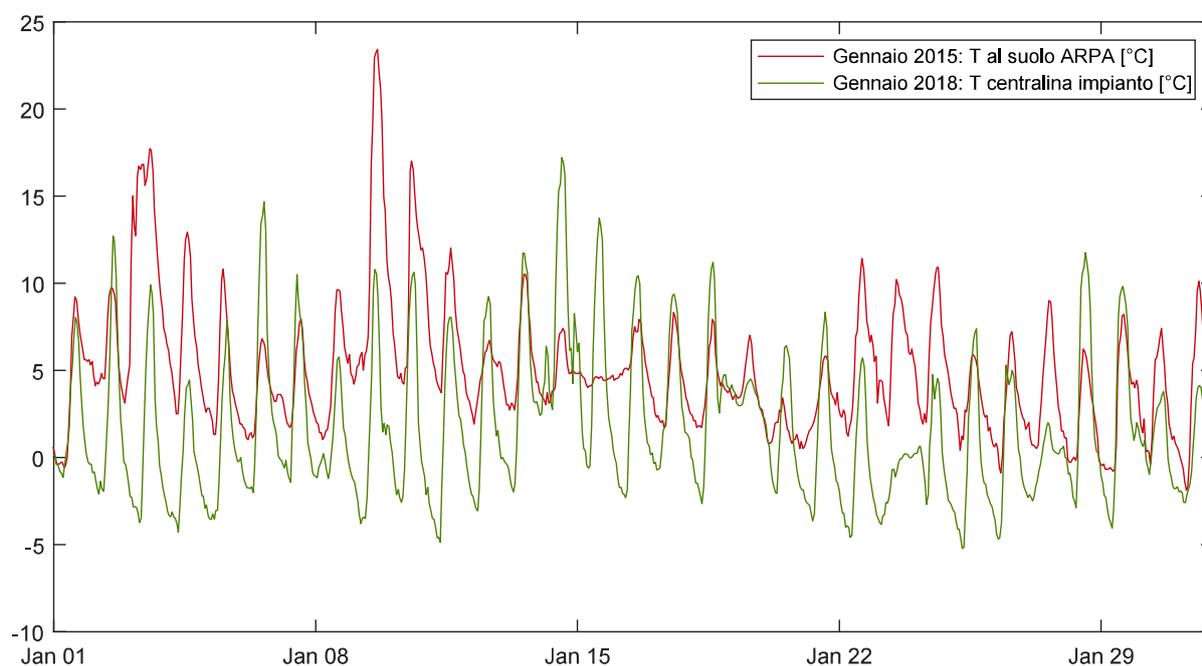


Figura 5.29: Temperature medie orarie - gennaio 2015 vs gennaio 2018.

## 5.8 Scenari emissivi oggetto di modellazione

La modellazione della dispersione è stata condotta considerando due differenti condizioni:

- **scenario emissivo attuale**, allo scopo di fornire una panoramica dell'impatto odorigeno in assenza di interventi di mitigazione degli odori che possano ridurne o abbatterne le concentrazioni;

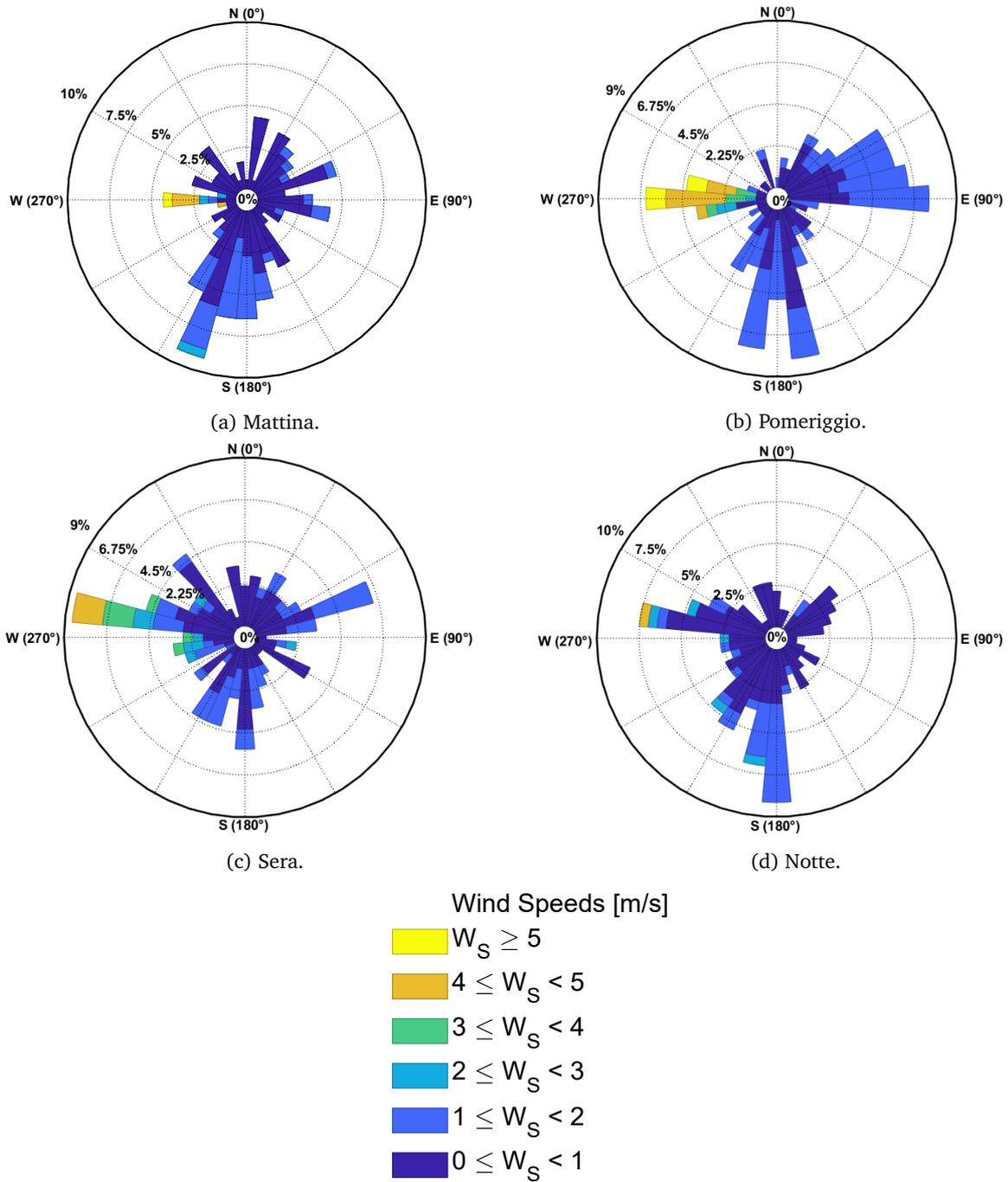


Figura 5.28: Variazioni giornaliere di velocità e direzione del vento - gennaio 2015.

- **scenario emissivo mitigato**, attraverso differenti soluzioni di prevenzione o minimizzazione dell'impatto. Ad oggi, l'impianto ha realizzato un primo intervento con l'installazione di un capannone di stoccaggio dei fanghi, la cui aria interna è aspirata ed inviata ad un biofiltro per l'abbattimento degli odori. Le simulazioni sono state condotte considerando l'azione mitigativa dei capannoni e altre possibili soluzioni sulle vasche di sedimentazione primaria, per le quali è necessario valutare l'efficacia e la sostenibilità economica ed ambientale. Lo scenario mitigato sarà trattato nel capitolo successivo.

Le sorgenti emissive indagate in entrambi gli scenari sono state suddivise in funzione della loro geometria in:

- **sorgenti areali** attive e passive. I dissabbiatori, sedimentatori primari e piazzali di stoccaggio sono fonti passive in quanto prive di flusso emissivo indotto. Il biofiltro, invece, è una sorgente attiva;
- **sorgenti volumetriche**: locali grigliatura ed essiccamento fanghi;

## 5.9 Scenario emissivo attuale

### 5.9.1 Caratterizzazione delle sorgenti e calcolo dei tassi di emissione

L'analisi ha riguardato le sorgenti individuate come più impattanti durante le campagne di monitoraggio:

- ingresso all'impianto/grigliatura;
- dissabbiatura;
- sedimentazione primaria;
- essiccamento fanghi;
- piazzale di stoccaggio delle sabbie lavate;
- piazzale di stoccaggio dei fanghi provenienti dalla fase di centrifugazione;

In Fig. 5.30 e Tab. 5.9 sono riportate, rispettivamente, la planimetria dello stabilimento, con indicati i punti di campionamento delle sorgenti considerate, e le coordinate di tali punti.

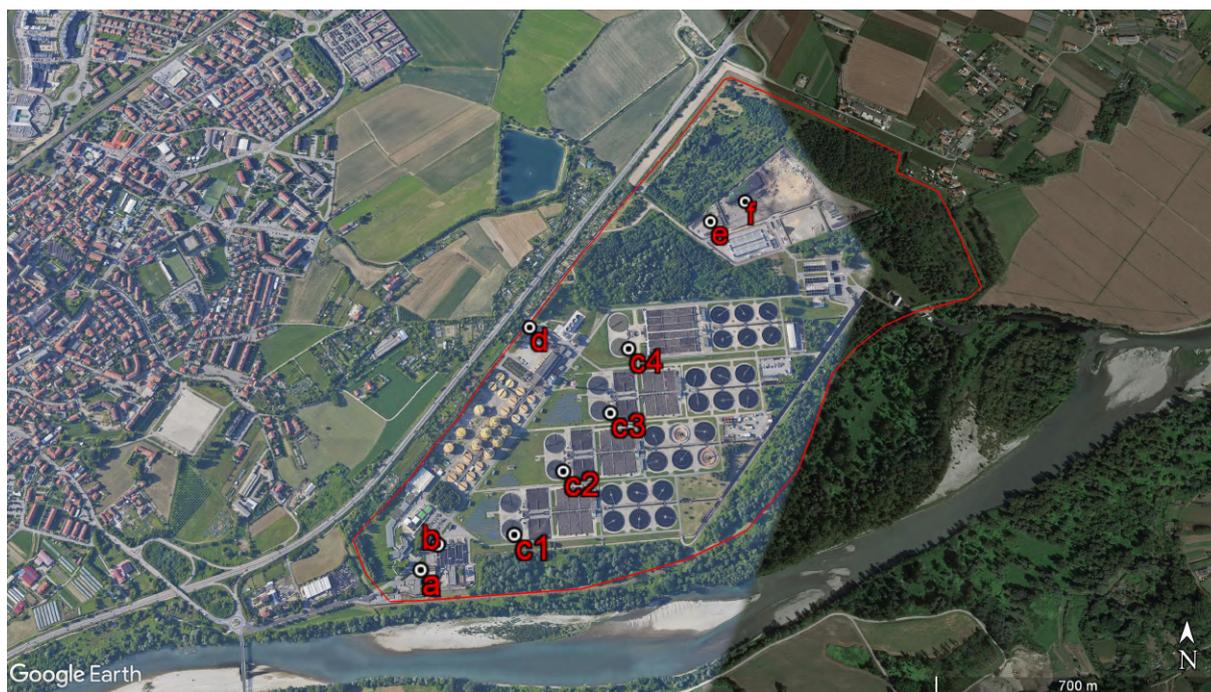


Figura 5.30: Posizione delle sorgenti emissive (Fonte: Google Earth).

Tabella 5.9: Coordinate delle sorgenti emissive considerate, espresse in gradi decimali e in km nel sistema di riferimento WGS-84 UTM 32N.

ID	Descrizione	Latitudine [°]	Longitudine [°]	X [km]	Y [km]
a	Grigliatura	45.132447	7.789918	404846.565239	4998376.01300
b	Dissabbiatura	45.133029	7.790401	404886.650527	4998440.34156
c1	Sed. Primaria 1	45.133280	7.792876	405081.350494	4998465.5136
c2	Sed. Primaria 2	45.134781	7.794408	405204.469591	4998630.53034
c3	Sed. Primaria 3	45.136207	7.795599	405327.588688	4998787.15639
c4	Sed. Primaria 4	45.137828	7.796532	405376.263679	4998966.15759
d	Essiccamento	45.138341	7.793100	405107.119607	4999027.68925
e	Piazzale sabbie	45.141252	7.799411	405608.185699	4999343.73824
f	Piazzale fanghi	45.141824	7.800671	405708.398918	4999405.2699

Le caratteristiche geometriche delle sorgenti sono note dalla fase precedente del lavoro. Nei sottoparagrafi successivi è presentata la procedura di caratterizzazione e calcolo dei tassi di emissione. Gli OER costituiscono il punto di partenza per l'implementazione delle simulazioni modellistiche. Le sorgenti areali sono tutte sorgenti passive ( 3).

### Dissabbiatori

La sezione di dissabbiatura è costituita da 4 coppie di vasche rettangolari (Fig. 5.31) che si è supposto lavorino in contemporanea.



Figura 5.31: Sezione di dissabbiatura.

Tabella 5.10: Dati geometrici e altimetrici relativi alla sezione di dissabbiatura.

Area [m <sup>2</sup> ]	2880
Altezza [m]	3
Elev. [m s.l.m]	195

### Sedimentatori primari

La sezione di sedimentazione primaria è costituita da 8 vasche circolari divise in 4 moduli in parallelo. Ai fini della modellazione sono state operate le seguenti assunzioni:

1. si ipotizzato, con larga approssimazione, che l'emissione di ogni singola vasca sia identica. In realtà, le campagne di misura effettuate hanno riscontrato una maggiore concentrazione di *VOC* presso il modulo 4, probabilmente a causa del fatto che esso riceve anche fanghi derivanti dal processo di disidratazione;
2. sono state considerate 4 sorgenti di emissione, una per ogni modulo di sedimentazione. Ogni sorgente è stata schematizzata, con larga approssimazione, come l'insieme di due vasche adiacenti, per cui ogni modulo emette una concentrazione di odore pari al doppio di quella di ogni singola vasca. Si riporta in Fig. 5.32 una vista dall'alto del Modulo 1.

Le scelte condotte si sono rese necessarie a causa dell'assenza di misure di concentrazione di odore diversificate per ogni modulo di sedimentazione.



Figura 5.32: Sedimentazione primaria: Modulo 1.

Tabella 5.11: Dati geometrici e altimetrici relativi al Modulo 1.

Diametro [m]	52
Altezza vasca [m]	2
Area vasche [m <sup>2</sup> ]	4247
Elev. [m s.l.m]	193

### Piazzale di stoccaggio delle sabbie lavate

Il piazzale comprende 15 moduli prefabbricati in grado di contenere cumuli alti fino a 2 m, in cui avviene lo stoccaggio di (Fig. 5.33):

- sabbie provenienti dall'impianto di lavaggio. È questa la sezione che consente il recupero di tutte le sabbie derivanti dai trattamenti primari. Il deposito in questo piazzale è temporaneo poiché avviene fino all'esito delle analisi di laboratorio, volte a comprendere se il prodotto può essere qualificato come "end of waste" oppure deve essere inviato a smaltimento/recupero. Le sabbie lavate trovano largo impiego, ad esempio, nell'edilizia;
- sabbie grosse, sempre derivanti da una delle fasi dell'impianto di lavaggio, che però devono essere inviate a smaltimento;
- residui della pulizia stradale, altre sabbie grezze, mondiglia e pietrame provenienti dall'impianto di trattamento;

La capacità di stoccaggio di tale sezione di messa in riserva e deposito preliminare è di 1050t.



Figura 5.33: Piazzale di stoccaggio delle sabbie lavate.

Tabella 5.12: Dati geometrici e altimetrici relativi al Piazzale di stoccaggio sabbie

Area [m <sup>2</sup> ]	944
Altezza silos [m]	2
Elev. [m s.l.m.]	192

### Piazzale di stoccaggio dei fanghi

È il piazzale più vasto dello stabilimento (Fig. 5.34), adibito alla messa in riserva e deposito preliminare di:

- fanghi derivanti dal trattamento stoccati in cumuli: possono essere filtro-pressati, centrifugati o essiccati. Per quanto possibile, si cerca di gestire separatamente le varie tipologie. Successivamente alla messa in riserva, i fanghi vengono inviati o agli impianti di trattamento esterni, tipicamente per l'impiego in agricoltura, oppure a discarica/incenerimento (ad esempio per ottenere leganti per l'edilizia);
- residui di vagliatura, stoccati all'interno di cassoni scarrabili;

Tutta l'area è dotata di un fondo impermeabilizzato, con un adeguato sistema di collettamento delle acque meteoriche e di contenimento laterale. Le acque non costituiscono fonte di emissione odorigena in quanto sono raccolte ed inviate direttamente in testa all'impianto per essere ri-trattate. Ai fini della modellazione è stata considerata un'area occupata da fanghi di 96x33m, come mostrato in Fig. 5.34.



Figura 5.34: Piazzale di stoccaggio dei fanghi provenienti dall’impianto di trattamento.

Tabella 5.13: Dati geometrici e altimetrici relativi al piazzale di stoccaggio fanghi.

Area [m <sup>2</sup> ]	17900
Altezza cumulo [m]	4
Elev. [m s.l.m.]	191

### Locale grigliatura

La sezione grigliatura (Fig. 5.35) è accessibile da 3 lati:

- Est, attraverso un portone di ingresso dalle dimensioni di  $3.5 \times 3m$ ;
- Ovest, attraverso una porta per l’accesso del personale di dimensioni  $1 \times 2.5m$ ;
- Nord, attraverso un portone scorrevole, solitamente chiuso, di dimensioni  $5 \times 4m$ ;

Sono presenti, sul lato Ovest, delle aperture per il ricambio d’aria all’interno del locale di dimensioni  $2.7 \times 0.5m$ . Il campionamento d’aria, ottenuto in questo caso per mezzo di sacchetti di Nalophan, è stato condotto all’esterno in prossimità delle aperture, pertanto la concentrazione di odore rilevata è una concentrazione residua, una “perdita” di aria all’esterno del locale. Il suo interno è sempre mantenuto ventilato e l’aria estratta è inviata alla sezione di deodorizzazione di cui l’impianto è dotato.

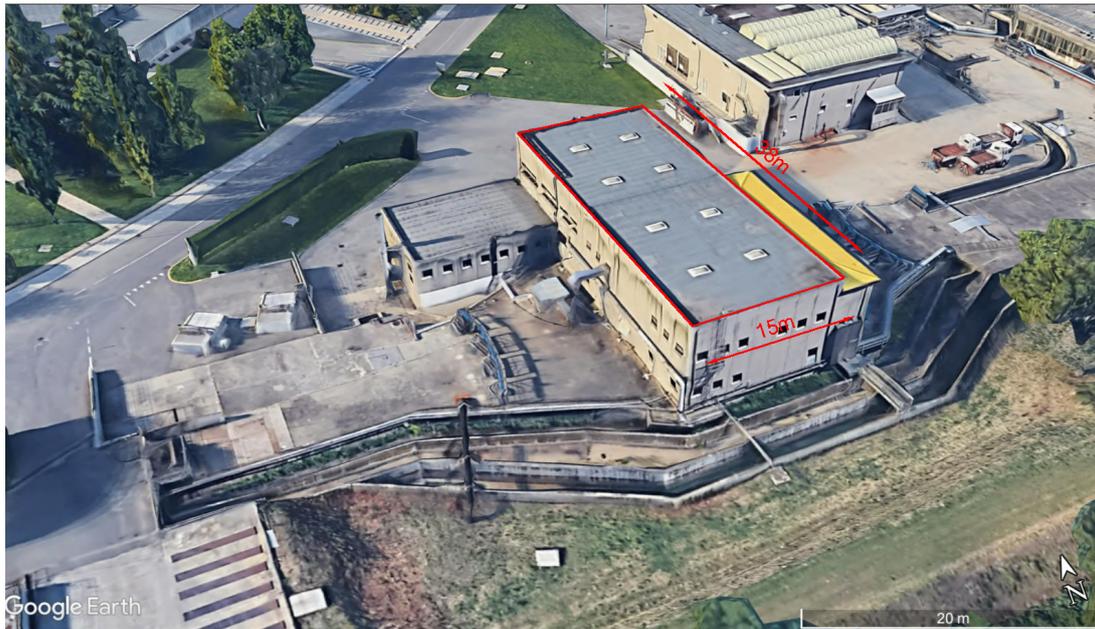


Figura 5.35: Sezione di grigliatura.

Tabella 5.14: Dati geometrici e altimetrici relativi al locale grigliatura.

Area [m <sup>2</sup> ]	570
Altezza [m]	10
Tinterna [°C]	5°C maggiore della Testerna
Elev. [m s.l.m.]	201

### Locale essiccamento fanghi

L'impianto di trattamento è dotato di due linee separate di essiccamento fanghi (evidenziate in Fig. 5.36). La ricezione del fango disidratato proveniente dalle centrifughe avviene mediante i due sili posti a est degli essiccatori. I serbatoi posti ad ovest, invece, permettono lo stoccaggio del fango essiccato. L'unica via di ingresso ai locali è posta sul lato ovest, nel capannone centrale di altezza ridotta, ed è costituita da un portone di dimensioni  $4 \times 3 \text{ m}$ . Anche in questo caso il campionamento d'aria è stato ottenuto mediante sacchetti di Nalophan e con le stesse modalità descritte per la sezione di grigliatura.



Figura 5.36: Sezione di essiccamento.

Tabella 5.15: Dati geometrici e altimetrici relativi ai locali essiccamento.

Area [m <sup>2</sup> ]	722
Altezza [m]	10
Elev. [m s.l.m]	200

### 5.9.2 Calcolo del tasso di emissione di odore (OER)

Il tasso di emissione di odore (OER) è stato ricavato a partire dai risultati dell'analisi olfattometrica di gennaio 2019 (Tab. 5.2) espressi in  $OU/m^3$ .

Per le **sorgenti areali passive** sono state impiegate le equazioni già discusse al Capitolo 3. Pertanto, si è proceduto dapprima al calcolo del **SOER** ("Specific Odour Emission Rate") e successivamente dell'**OER** ("Odour Emission Rate"). I dati geometrici e di portata relativi al WT impiegato per il campionamento sono riportati in Tab. 5.16:

Tabella 5.16: Dati geometrici e di portata del WT impiegato per il campionamento.

Parametro	Valore	u.m.
Portata aria	2.5	m <sup>3</sup> /h
Temperatura	23	Celsius
Area cappa	0.125	m <sup>2</sup>
Vel. media interna	0.035	m/s

Per le **sorgenti volumetriche**, invece, il calcolo dell'OER è stato condotto supponendo un tasso di ricambio d'aria all'ora (*AER*) all'interno di ogni locale. La formula impiegata è l'Eq. 5.3:

$$OER = Cod \cdot Q \quad (5.3)$$

in cui:

- $C_{od}$  è la concentrazione di odore derivante dall'analisi olfattometrica, espressa in  $OU/m^3$ ;
- $Q$  è la portata di aria circolante all'interno del locale, prodotto del tasso di ricambio orario e del volume della sorgente.

Il volume di aria fresca (“make up air”) necessario per una corretta ventilazione di un locale chiuso è funzione delle sue dimensioni, dell'impiego cui lo spazio è destinato, del numero di persone che lo frequentano e del tipo di inquinamento presente. È stata condotta un'analisi dei principali tassi di ricambio d'aria impiegati comunemente in varie tipologie di locali (si cita il database [88]). I valori tipici per le sorgenti oggetto di studio sono riportati in Tab. 5.17. Si è scelto un valore medio pari a 10 ricambi/h di aria.

Tabella 5.17: Ricambi orari tipici di alcuni locali.

Tipologia di sorgente	Tasso di ricambio [1/h]
Capannoni industriali, con fumi o umidità	10-15
Locali pompe	6-12
Stabilimenti in genere	6-10
Sale motori	10-15

Una volta calcolati i tassi di emissione di odore si è reso necessario scalarne i valori per riportarli alla velocità effettiva del vento alla quota della sorgente. Questo perché le concentrazioni di odore derivanti dall'analisi olfattometrica sono relative alla velocità dell'aria all'interno della cappa dinamica impiegata per il campionamento (Tab. 5.16). Le Linee Guida Lombardia propongono una legge di proporzionalità tra i due flussi descritta dalla seguente equazione, già citata in precedenza (Eq. 5.4):

$$OER_S = OER_R \cdot \left( \frac{v_S}{v_R} \right)^{0.5} \quad (5.4)$$

in cui:

- $OER_S$  è la “portata di odore alla velocità dell'aria  $v_S$ ”;
- $OER_R$  è la “portata di odore alla velocità di riferimento  $v_R$ , nota durante il campionamento”;
- $v_R$  è la “velocità dell'aria nella camera di ventilazione durante il campionamento”;
- $v_S$  è la “velocità dell'aria vicino alla superficie emissiva, indicativamente ad una quota pari a metà dell'altezza della camera di ventilazione”.

Per il calcolo della velocità dell'aria nelle vicinanze della superficie emissiva si è adottata una legge di potenza come prescritto dalle Linee Guida (Eq. 5.5). I valori sono ricavabili a partire dai dati orari di velocità vettoriale del vento registrati dalla stazione anemometrica di monitoraggio (posta tipicamente ad un'altezza di 10 m) e in funzione dell'esponente  $\beta$ , variabile in base alla classe di stabilità atmosferica di Pasquill-Gifford e all'ambiente (rurale o urbano) in cui sono poste le sorgenti emissive (Tab. 5.18).

$$v_S = v_R \cdot \left( \frac{z_S}{z_R} \right)^\beta \quad (5.5)$$

Tabella 5.18: Parametro  $\beta$  della relazione di potenza per il profilo verticale di velocità del vento (ARPA Lazio, 2003) [5].

Categoria di Stabilità Atmosferica	$\beta$	
	zone rurali	zone urbane
A	0.07	0.15
B	0.07	0.15
C	0.10	0.20
D	0.15	0.25
E	0.35	0.40
F	0.55	0.60

I risultati della fase di caratterizzazione delle singole sorgenti odorigene sono riportati in ordine decrescente in Tab. 5.19. I valori di OER<sub>s</sub>, ricalcolati con la procedura descritta e che costituiscono l'input del modello di dispersione atmosferica, non sono stati riportati poiché variabili in funzione dei dati orari di velocità del vento registrati presso le stazioni meteo.

Tabella 5.19: OER relativi allo scenario emissivo attuale.

ID	Descrizione	Cod [OU/m <sup>3</sup> ]	SOER [OU/m <sup>2</sup> s]	OER [OU/s]	%
f	Piazzale fanghi	3600	20.00	63360.00	73.54
c1-c4	Sed. primaria	540	3.00	12742.29	14.79
e	Piazzale sabbie	1100	6.11	5767.84	6.70
b	Dissabbiatura	180	1.00	2880.00	3.35
a	Grigliatura	47	-	744.16	0.86
d	Essiccamento	33	-	661.83	0.76
Totale				86156.12	100

Il piazzale fanghi è la fonte maggiormente impattante di tutto lo stabilimento, seguita dai moduli di sedimentazione primaria, dal piazzale sabbie e dai dissabbiatori. Le sorgenti volumetriche contribuiscono in misura nettamente minore poiché rappresentano concentrazioni “residue”.

I tassi di emissione sono notevolmente maggiori rispetto ai criteri di superamento indicati dalle Linee Guida (concentrazioni di 1, 3 e 5 OU/m<sup>3</sup>). È questo un aspetto cruciale della modellazione delle emissioni odorigene: l'intera procedura di valutazione dei tassi di emissione di odore (OER) presentata nei riferimenti normativi conduce ad una sovrastima del reale impatto odorigeno dell'area analizzata. Emissioni come quelle indicate in Tab. 5.19 comporterebbero una non trascurabile presenza di odore in un'area estremamente più ampia di quella dell'impianto: nella realtà le segnalazioni pervenute alle autorità competenti non rilevano un impatto del genere. I risultati della modellazione della dispersione confermeranno tali evidenze e offriranno lo spunto per una serie di considerazioni successive.

### 5.9.3 Impostazione dello studio modellistico

L'analisi modellistica è stata implementata allo scopo di ottenere risultati conformi alle indicazioni delle Linee Guida, che raccomandano di fornire l'andamento delle “curve di concentrazioni orarie di picco di odore al 98° percentile su base annua”. L'obiettivo è la mappatura delle tre soglie olfattive riconosciute come determinanti per la valutazione: 1, 3 e 5 OU/m<sup>3</sup>, a cui rispettivamente il 50%, l'85% e il 90-95 % della popolazione riesce a percepire la molestia. Esse non costituiscono dei limiti veri e propri ma dei criteri con cui valutare l'impatto, che devono essere adattati alle caratteristiche specifiche del territorio esaminato. L'analisi è stata impostata applicando in CALPOST alle concentrazioni stimate

dal modello un fattore di picco (**peak-to-mean ratio**, già citato nel Capitolo 1) pari a 2.3 ed estraendo il 98° percentile. Quest'ultimo valore è raccomandato, oltre che dalle Linee Guida, anche dalla maggior parte delle normative europee (ad esempio Regno Unito e Germania). La concentrazione di odore al 98° percentile è percepita in un anno per il 2% delle ore.

### Il fattore P/M

L'applicazione del fattore di scala è necessaria per considerare nella valutazione le fluttuazioni della concentrazione di odore causate dalla turbolenza atmosferica e legate alla sensibilità olfattiva del naso umano. La risposta dell'uomo all'odore è, infatti, molto rapida: affinché esso sia percepito è sufficiente che nell'aria si superino i valori soglia per pochi secondi (il tempo di un respiro, circa 3.6 s). In questo intervallo la concentrazione di inquinante nell'aria può essere anche significativamente superiore al valore medio nell'arco di un'ora, pertanto è necessario incorporare nei risultati del modello un fattore di sicurezza che tenga conto di tali variazioni. Proprio per questo l'obiettivo finale della modellazione è la concentrazione oraria di picco, ossia il valore di concentrazione che in un'ora è superato per più di 3.6 s (probabilità di 0.001). Le Linee Guida Neozelandesi (Freeman et al., 2002) [22] riportano un confronto (Fig. 5.37) tra i risultati medi orari forniti dal modello di dispersione e la realtà delle variazioni di emissione che si registrano in quell'ora. Chiaramente, le fluttuazioni aumentano man mano che la variabilità delle emissioni si incrementa.

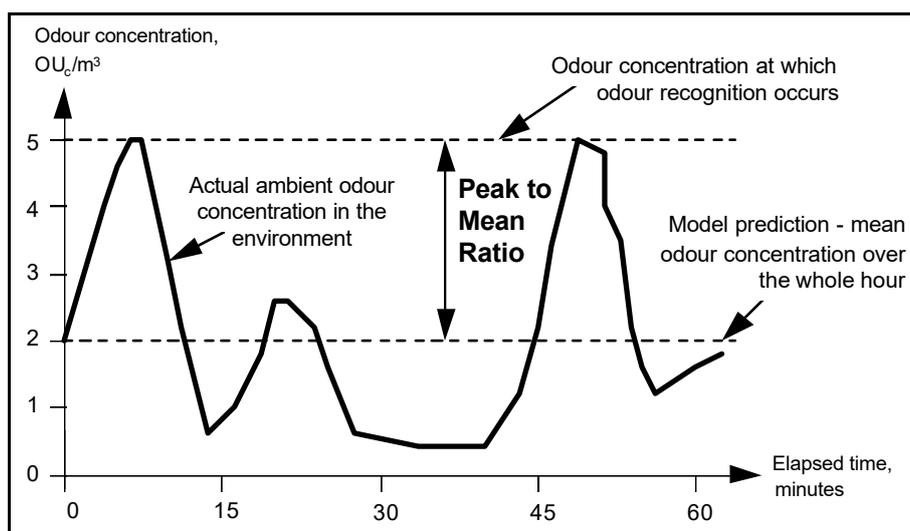


Figura 5.37: Comparazione tra le predizioni del modello di dispersione e la realtà emissiva (Freeman et al., 2002) [22].

Il valore del rapporto P/M è funzione della tipologia di sorgente, della classe di stabilità atmosferica e della distanza sottovento. Le linee guida australiane - riportate in Freeman et al., 2002 [22] - ne presentano alcuni valori tipici (Tab. 5.20). Essi si applicano alla linea centrale del pennacchio e sottovento alla sorgente pertanto, come evidenziato dalle stesse normative, non sempre si prestano all'analisi nei punti distanti dall'asse del plume. Inoltre, nel caso di più fonti odorigene che insistono sulla stessa area, può essere necessario considerare dei valori inferiori. Proprio per questo si differenziano i fattori da applicare per le simulazioni *near-field* da quelli per le analisi *far-field*. La regione *near-field* è la porzione di dominio in cui la struttura della sorgente emissiva influenza direttamente la dispersione e la forma del pennacchio: è considerata circa pari a 10 volte la dimensione maggiore della sorgente. La regione *far-field*, invece, è la porzione di dominio in cui il pennacchio è già sviluppato e ben miscelato anche nel piano verticale, dal livello del suolo sino alla prima inversione termica.

Tabella 5.20: Valori del fattore P/M proposti dalle Linee Guide Australiane e riportati in Freeman et al., 2002 [22] per le sorgenti oggetto di studio. Le condizioni di stabilità sono indicate con le sigle N (Neutral), C (Convective) e S(Stable).

Sorgente	Stabilità	P/M Near-field	P/M Far-field
Area	N	2.5	2.3
	S	2.3	1.9
	C	2.5	2.3
Volume	N/S/C	2.3	2.3

Un'alternativa al P/M è quella di ridurre i tempi di media del modello da 60 min a 10 min o 20 min. Ciò incrementerebbe, però, i tempi di simulazione. In realtà, il fattore di picco può essere impostato anche nella configurazione iniziale di CALPUFF, specificando un tempo di media dell'ordine di pochi secondi nel calcolo dei coefficienti di dispersione di P-G. Tra le due possibilità viste, l'applicazione del P/M direttamente alle concentrazioni medie è ritenuta la migliore. Oltre che dalle Linee Guida citate il valore 2.3 è raccomandato anche da NSW-EPA (New South Wales) per sorgenti di qualsiasi geometria e con un'altezza ridotta dell'emissione.

La modellazione ha riguardato un'unica specie chimica, i *VOC*. Questo perché tali composti sono stati gli unici rilevabili e misurabili in maniera continua durante il monitoraggio effettuato in impianto. Le concentrazioni di  $NH_3$  e  $H_2S$ , rilevate in maniera discontinua, sono risultate per le sorgenti analizzate al di sotto della soglia di percettibilità dello strumento. I *VOC* sono molecole a basso peso molecolare ( $300g/mol$ ) e alta pressione di vapore ( $0.01kPa$  a  $20^\circ$ ).

Le impostazioni settabili durante la fase di configurazione del modello sono molto numerose. Il file di controllo di CALPUFF (Versione 6) definisce 17 gruppi di input molti dei quali, in assenza di dati sito-specifici, devono essere mantenuti ai valori predefiniti. Al di là dei dati meteorologici, derivanti dal pre-processamento con CALMET, è fondamentale definire correttamente le sorgenti emissive, inserendo i parametri geometrici, di localizzazione e i tassi di emissione. Inoltre, è necessario impostare il valore della diffusione verticale iniziale delle sorgenti ( $\sigma_z$  in m). La Linea Guida US-EPA 1995 [70] (relativa al modello empirico di dispersione *Screen*) riporta una stima della  $\sigma_z$  dividendo l'altezza effettiva della sorgente dal suolo per un fattore empirico pari a 2.15 (Macdonald et al., 2003) [40]. Tale procedura è ritenuta valida specialmente, come per l'impianto in esame, nel caso di fonti emissive disturbate da altre sorgenti poste nelle immediate vicinanze.

Per le sorgenti areali è necessario specificare altri due parametri: la temperatura superficiale della sorgente (K) e la velocità effettiva di risalita dell'emissione («effective rise velocity», in m/s). La temperatura è stata considerata pari a quella ambiente per le sorgenti solide, mentre per le emissioni da superfici liquide, sulla base di valutazioni in campo, è stata posta pari a  $\pm 5 - 10^\circ$  C rispetto alla temperatura ambiente (+ nella stagione invernale e - in quella estiva). La rise velocity, invece, è stata impostata a 0.001 per tener conto della diffusività dei composti odorigeni in aria (Tang et al., 2005) [64].

CALPUFF consente di impostare dettagliatamente il calcolo dei tassi di deposizione secca ed umida degli inquinanti, nonché le loro trasformazioni chimiche. Le Linee Guida, tuttavia, suggeriscono [36] per le emissioni odorigene di “disattivare tali algoritmi di calcolo poiché, generalmente, hanno un effetto trascurabile sulla loro rimozione dall'atmosfera”. Non avendo considerato i processi di rimozione le concentrazioni al suolo previste dal modello saranno tutte di natura conservativa. Tra le varie impostazioni, è possibile settare le opzioni di calcolo dei coefficienti di dispersione (tramite la variabile MDISP). Si è scelto di impiegare i parametri meteorologici derivanti dal pre-processamento ma in molti consigliano l'approccio di PG (Rzeszutek et al., 2019) [54]. Inoltre, è necessario scegliere il numero e le

caratteristiche delle specie chimiche e l'intervallo di simulazione (time-step).

Le impostazioni del **terrain adjustment method** disponibili in CALPUFF sono riportate in Tab. 5.21 e definibili attraverso la variabile MCTADJ. Il metodo della regolazione parziale del percorso del pennacchio, analizzato in Barclay (2011) [8], Brode (2008) [12] e U.S.EPA (2009b) [69] è uno dei più largamente impiegati.

Tabella 5.21: Opzioni di “terrain adjustment method” settabili in CALPUFF.

<b>Impostazione</b>	<b>Nome del metodo</b>
MCTADJ=0	No adjustment
MCTADJ=1	ISC-type of terrain adjustment
MCTADJ=2	CALPUFF-type of terrain adjustment
MCTADJ=3	Partial plume path adjustment

Come già sottolineato nella descrizione del modello, è possibile definire le variabili che controllano lo splitting orizzontale e verticale dei *puff* e gestire le griglie di calcolo e di campionamento, che devono sempre risultare inferiori o al massimo uguali a quella meteorologica. Per le simulazioni in esame le tre griglie sono state scelte coincidenti. È possibile anche definire i valori massimi e minimi dell'altezza di rimescolamento. Lena e Desiato (1999) [34] raccomandano un valore minimo di 50 m onde non interferire con l'altezza di rugosità superficiale.

Il post-processore CALPOST è in grado di restituire le medie orarie, tri-orarie o giornaliere delle concentrazioni, di valutare le frequenze di superamento delle stesse e di calcolare, per ogni recettore, i picchi registrati nell'intervallo temporale di simulazione.

Si riportano, in Fig. 5.38, le principali impostazioni tecniche settate nel file CALPUFF.INP, sulla base delle raccomandazioni di alcuni studi di letteratura (NSW, 2011) [48].

Impostazione	Parametro	Valore impostato e spiegazione	
Vertical distribution used in the near field	MGAUSS	1	È raccomandato l'impiego di una distribuzione gaussiana per descrivere la dispersione verticale del pennacchio nel near-field.
Terrain adjustment method	MCTADJ	2	È stata impostata l'opzione 2 (metodo semplice di CALPUFF).
Sub grid-scale complex terrain	MCTSG	0	L'opzione CTSG non è stata considerata.
Near-field puffs modelled as slugs	MSLUG	0	L'impostazione predefinita è quella di non utilizzare il modello a slug. Esso è raccomandato per fonti areali con recettori molto vicini oppure per emissioni accidentali variabili nel tempo.
Transitional plume rise	MTRANS	1	Il plume rise transizionale è consigliato impostarlo.
Stack tip downwash	MTIP	1	Lo stack tip downwash è raccomandato. Esso diventa importante se il rapporto tra la velocità di uscita del gas in pila e la velocità del vento è <1,5.
Vertical wind shear modelled above stack top	MSHEAR	0	Le impostazioni di default non prevedono lo shear verticale del vento. CALPUFF include normalmente al suo interno un profilo di velocità del vento al di sopra dell'emissione con una legge di potenza.
Puff Splitting allowed	MSPLIT	0	Lo splitting del puff non è stato impostato, data l'estensione ridotta del dominio di modellazione.
Chemical transformation	MCHEM	0	Per gli inquinanti oggetto di studio e responsabili delle emissioni odorigene le trasformazioni chimiche non sono da impostare. Esse riguardano specie come SO <sub>2</sub> , SO <sub>4</sub> , NO <sub>x</sub> , HNO <sub>3</sub> o NO <sub>3</sub> .
Aqueous phase chemistry	MACHEM	0	La chimica della fase acquosa non è modellata.
Wet removal modelled	MWET	0	La deposizione umida è riconosciuta trascurabile per la modellizzazione delle emissioni odorigene.
Dry deposition modelled	MDRY	0	La deposizione secca è riconosciuta trascurabile per la modellizzazione delle emissioni odorigene.
Gravitational settling (plume tilt)	MTILT	0	Potrebbe servire per particelle grandi con considerevoli effetti gravitazionali. Non è stata impostata.
Dispersion coefficients	MDISP	2	Si raccomanda il calcolo dei coefficienti di dispersione dalle relazioni di P-G. In questo caso si è optato per il calcolo con l'opzione MDISP=2 a partire dalle variabili micrometeorologiche. Alcuni studi indicano una migliore performance di MDISP=2 ma la discussione è ancora aperta. Ulteriori considerazioni saranno condotte in seguito.
Partial plume penetration into elevated inversions	MPARTL	1	Si è lasciata l'impostazione di default che prevede di considerare la penetrazione parziale del plume negli strati di inversione in particolare per le sorgenti punto.
Partial plume penetration from buoyant area sources	MPARTLBA	1	La stessa impostazione di default è stata lasciata per le sorgenti areali.
Probability Density Function (PDF) used for dispersion under convective conditions	MPDF	1	Con MDISP=2 è raccomandato di impostare il valore 1 a questa variabile.
Boundary conditions modelled	MBCON	0	Di default non viene impostata alcuna condizione al contorno ma se necessario si può adottare.
Fog Module	MFOG	0	La modellazione della nebbia è necessaria per sorgenti come cooling towers o per plume visibili di vapore.
Minimum turbulence velocities, sigma v and sigma w for each stability class over land and water	SVMIN SWMIN		Il valore preimpostato è 0.5, ma è consigliato settare 0.2 nelle applicazioni in domini con frequenti periodi di calma di vento, per meglio rappresentare lo spread laterale del materiale inquinante. Nel caso studio tale variabile non influisce sensibilmente sui risultati. Il valore di SWMIN è stato lasciato di default.

Figura 5.38: Principali impostazioni tecniche del file CALPUFF.INP.

#### 5.9.4 Risultati della modellazione

Nel seguente paragrafo si discuteranno i risultati dell'analisi modellistica. Le isoplete sono state sovrapposte alla cartografia tecnica della Regione Piemonte (BDTRE, «Base Dati Territoriale di Riferimento degli Enti», L.R. 5/02/2014 n.1), evidenziando le curve corrispondenti ai criteri di impatto di odore (1, 3 e 5  $OU/m^3$ ) e inserendo l'area occupata dallo stabilimento. Inoltre, sono stati riportati i centri abitati presenti all'interno del dominio: Settimo T.se, Castiglione T.se, S. Mauro T.se, Gassino T.se, S. Raffaele Cimena, Volpiano e Leinì.

#### Anno 2018

La mappa relativa al 98° percentile annuale allo scenario attuale (Fig. 5.39 *a fine capitolo*) mostra un'area di impatto odorigeno dell'impianto estesa. L'isopleta relativa al superamento del terzo criterio soglia (5  $OU/m^3$ ), indicante che l'odore viene percepito distintamente dal 90-95% della popolazione, è ben più estesa del confine dell'impianto e comprende buona parte del vicino centro abitato. L'isopleta di 3  $OU/m^3$  riprende esattamente la precedente ed è poco distante da essa. L'isopleta di 1  $OU/m^3$ , invece, raggiunge una distanza dall'impianto di circa 6 km. Per lo più, il plume si estende in direzione NE-SO, maggiormente verso NE, che è la direzione media prevalente del vento durante l'intero anno. In ogni caso, la parte pianeggiante del dominio permette la dispersione in tutte le direzioni, sebbene la meteorologia locale sia sfavorevole (data la forte presenza di episodi di calma e bava di vento).

Dal lato della collina torinese è visibile un restringimento del plume e l'ingresso in una valle solcata da un affluente del Fiume Po. La forma frastagliata rilevabile è sicuramente influenzata dal terrain adjustment method e dunque dall'orografia del territorio.

Lo zoom riportato in Fig. 5.40 evidenzia che parte del vicino abitato è interessato da una concentrazione di odore molto elevata (15  $OU/m^3$ ). Questo perché al di fuori del confine dell'impianto le concentrazioni maggiori sono previste verso Ovest, in una direzione che non è quella prevalente del vento nei dati anemometrici. Tale forma del plume non è da ritenersi per forza corretta, ma anch'essa è condizionata dalle impostazioni relative al metodo di aggiustamento del terreno di cui si discuterà in seguito.

L'arteria stradale che funge da confine Ovest dello stabilimento può raggiungere le 60  $OU/m^3$ . Sono evidenti, in Fig. 5.40, i due contributi principali all'emissione: le vasche di sedimentazione e i piazzali di stoccaggio. Le sorgenti volumetriche, come già sottolineato, sono molto meno rilevanti.

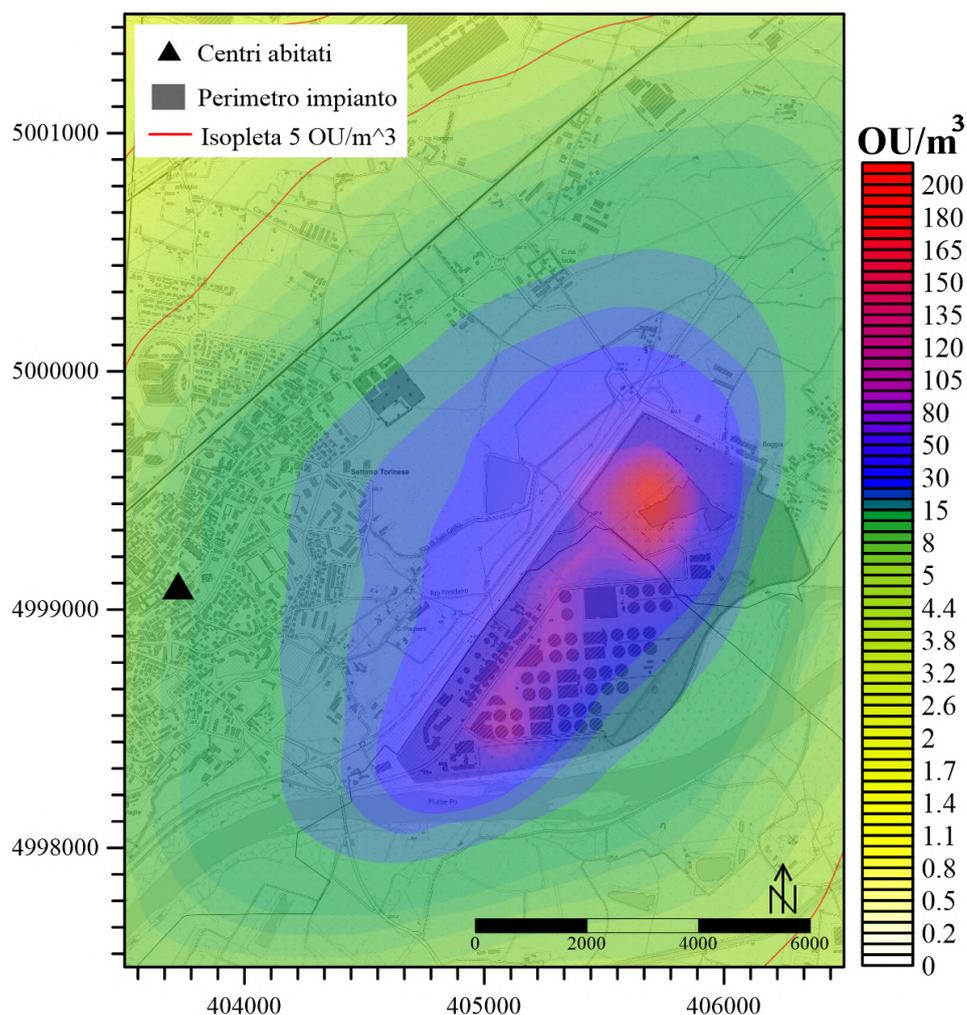


Figura 5.40: Scenario attuale-Anno 2018, zoom sull'impianto.

È interessante il calcolo delle aree contenute entro le tre isoplete di concentrazione di odore, riportato in Tab. 5.22, perché consente il confronto tra simulazioni e scenari emissivi differenti.

Tabella 5.22: Aree della mappa di concentrazione di odore.

$OU/m^3$	Area [ $km^2$ ]
5	14.24
3	24.27
1	72.54

### Gennaio 2018

La mappa relativa al solo mese di gennaio è riportata in Fig. 5.41 (a fine capitolo) e non presenta differenze sostanziali per quanto riguarda l'estensione del plume di inquinante. L'isopleta di  $1 OU/m^3$  è la stessa del caso precedente, anche in virtù del fatto che il mese di gennaio è conforme, in termini di direzione del vento, alle medie annuali. Nella zona pianeggiante si notano dei contorni più frastagliati: nelle direzioni SO e NE il plume è più ridotto del caso precedente, arrivando a non inglobare più l'abitato di Brandizzo; in direzione NO, invece, l'estensione risulta leggermente maggiore.

Anche dal lato della collina l'andamento è lo stesso del 2018. Si nota, però, una maggiore dispersione verso SE di tutte le concentrazioni (basta osservare i due incanalamenti del plume nelle vallate a ridosso dell'impianto, molto più evidenti rispetto alla simulazione precedente). Ciò, probabilmente, è legato al

fatto che il mese di gennaio, o comunque i mesi invernali (Fig. 5.41), presentano una frequenza più elevata rispetto agli altri delle velocità del vento in direzione SSE. Le isoplete di 3 e 5  $OU/m^3$  sono anch'esse uniformemente distanti tra loro ma più irregolari rispetto al caso precedente e assumono una forma non ovale ma concentrica.

Un'ulteriore differenza, seppur ridotta, tra le due simulazioni in oggetto si ha nei valori massimi di concentrazione: per il mese di gennaio il valore previsto è 229  $OU/m^3$  in corrispondenza del piazzale fanghi, mentre per l'intero 2018 è 207  $OU/m^3$ . Ciò è ragionevolmente legato alla meteorologia del mese esaminato.

Lo zoom sull'impianto per il mese di gennaio è riportato in (Fig. 5.42) e messo a confronto con quello del 2018. Sia in questo caso che nel precedente al modulo I di sedimentazione la concentrazione di odore è maggiore delle altre vasche, pur essendo i tassi di emissione impostati coincidenti. Ciò è dovuto alla direzione prevalente del vento che dalle sezioni di dissabbiatura e grigliatura trasporta l'odore verso il Modulo I. Le due sezioni, infatti, presentano delle concentrazioni piuttosto ridotte. L'accumulo al Modulo I è più marcato nel mese di gennaio.

Contrariamente ai piazzali, per le altre sorgenti il mese di gennaio presenta concentrazioni più ridotte; il modulo I, ad esempio, pur avendo un accumulo più evidente raggiunge solo 55  $OU/m^3$  di contro a 100  $OU/m^3$  per la simulazione annuale. Ciò, probabilmente, motiverebbe anche l'accumulo maggiore presso i piazzali.

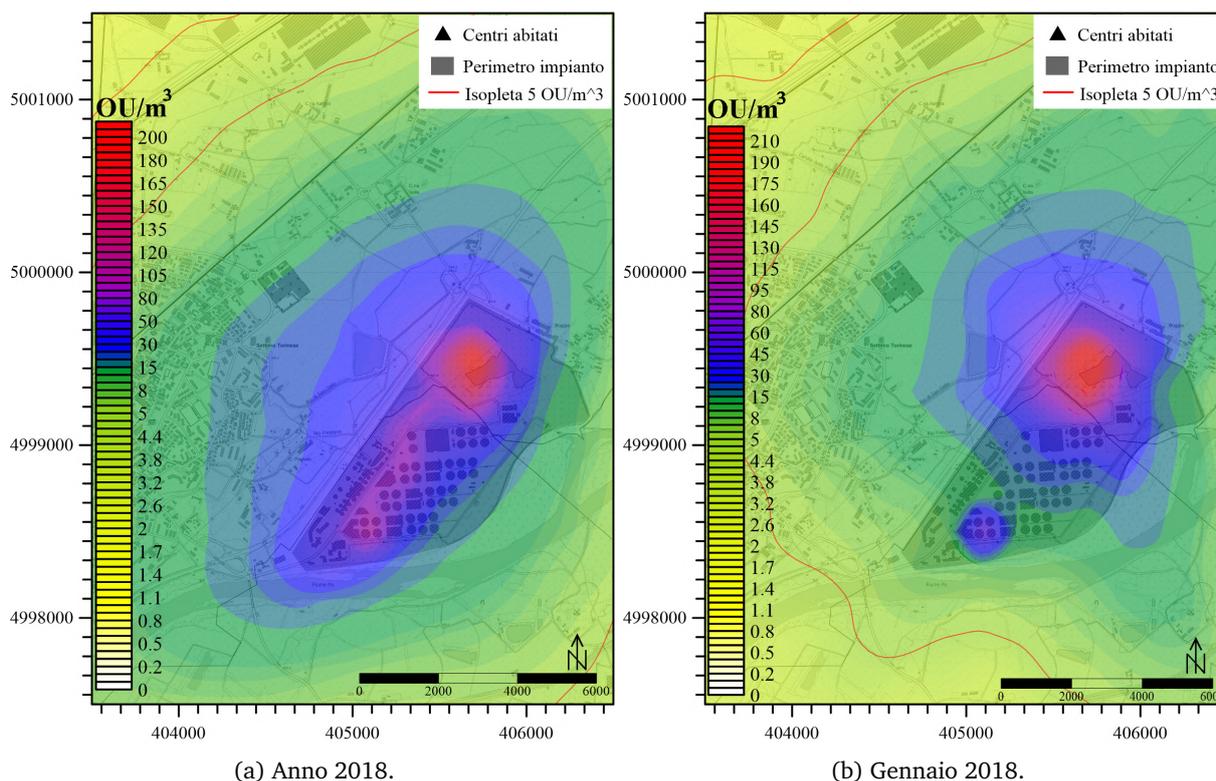


Figura 5.42: Anno2018vsGennaio2018, zoom sull'impianto.

Tabella 5.23: Aree della mappa di concentrazione di odore di gennaio 2018.

$OU/m^3$	Area [ $km^2$ ]
5	11.38
3	22.76
1	71.29

## Gennaio 2015

La simulazione condotta per il mese di gennaio 2015 ha restituito la mappa di Fig. 5.43 (*a fine capitolo*). Si nota anzitutto una maggiore dispersione del plume rispetto ai casi precedenti, per tutte e tre le isoplete considerate, legata certamente alla meteorologia, che nel mese di gennaio 2015 ha comportato intensità maggiori del vento. Le aree delimitate dalle isolinee sono riportate in Tab. 5.24.

Tabella 5.24: Aree della mappa di concentrazione di odore di gennaio 2015.

$OU/m^3$	Area [km <sup>2</sup> ]
5	21.17
3	35.22
1	92.71

Le differenze sono imputabili anche alle direzioni. I dati anemometrici impiegati per la simulazione, derivanti dall'analisi modellistica condotta da ARPA, mostrano, per il mese di gennaio due direzioni prevalenti: S e O. In quest'ultima rientrano gli episodi più ventosi (Fig. 5.26), mentre le calme riguardano per lo più le altre direzioni. La differenza sostanziale rispetto al mese di gennaio 2018 è proprio nella forte presenza dei venti in direzione Ovest. Si tratta prevalentemente di eventi di foehn, che in quel mese hanno raggiunto una frequenza molto elevata, pari a circa il 50%. Il plume si allunga ed allarga in direzione NE-SO; nelle altre direzioni si presenta più schiacciato e confinato. Dal lato della collina l'andamento è praticamente identico alle altre simulazioni condotte. In direzione NO non si registra alcuna espansione, sebbene l'orografia e la classe d'uso del suolo siano identiche, a causa della quasi totale assenza di venti.

Lo zoom sull'impianto di Fig. 5.44 mostra un risultato molto simile a quello di gennaio 2018 anche in termini di concentrazione per le singole unità di trattamento dell'impianto.

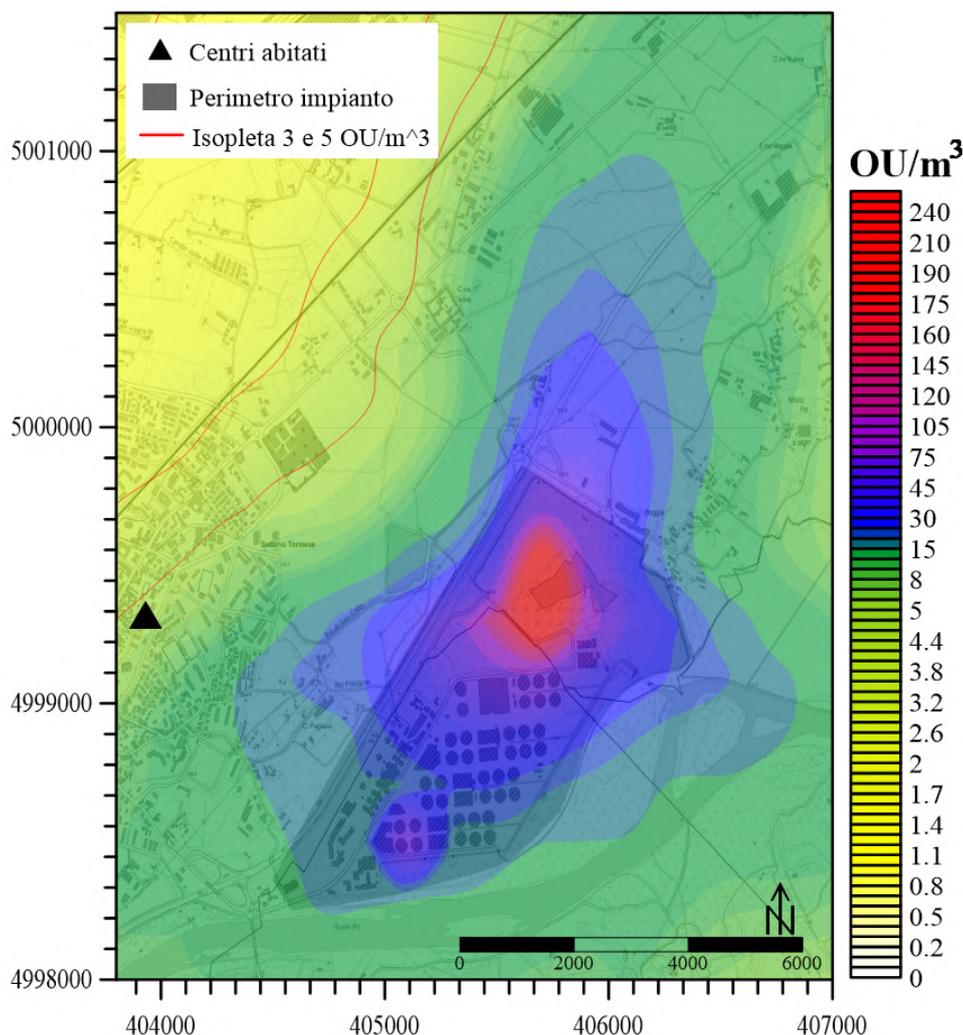


Figura 5.44: Scenario attuale-Gennaio2015, zoom sull'impianto.

A completamento dei risultati si riportano le viste 3D delle mappe di concentrazione (Fig. 5.45, Fig. 5.46 e Fig. 5.47).

### 5.9.5 Conclusioni

La modellazione condotta allo scenario attuale rivela, per tutti e tre gli intervalli temporali, un impatto odorigeno dell'impianto non trascurabile.

Tra tutte, la simulazione di gennaio 2015 restituisce i risultati peggiori, coinvolgendo un numero maggiore di centri abitati e determinando le isoplete di estensione maggiore.

La performance del modello di dispersione e la procedura di valutazione dell'odore impiegata influenzano, indubbiamente, gli output ottenuti. In particolare, si può ragionevolmente ritenere che il calcolo del tasso di emissione di odore (OER) sia uno degli aspetti maggiormente condizionanti. Nell'ultimo capitolo saranno dibattuti i principali fattori di influenza. Un'analisi critica dei risultati si rende necessaria dal momento che l'impatto previsto sul territorio investigato è maggiore rispetto a quello realmente percepito.

In ogni caso, è essenziale indagare possibili interventi mitigativi al problema degli odori, che consentano non solo una riduzione delle molestie ma anche una gestione più corretta e sostenibile dell'impianto.

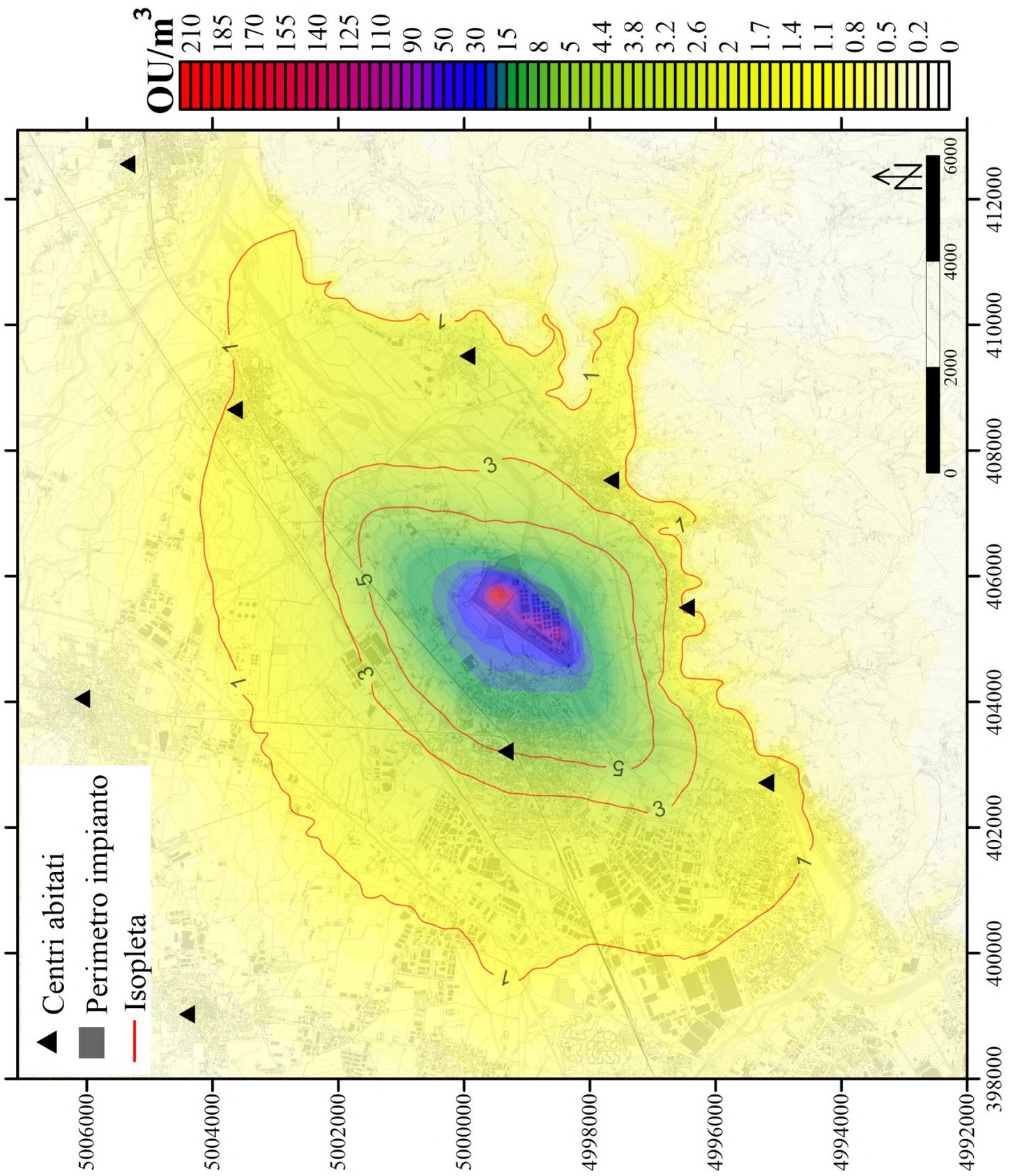


Figura 5.39: Mappa di concentrazione di picco di odore al 98° percentile- Scenario attuale, Anno 2018. Scala 1:1000

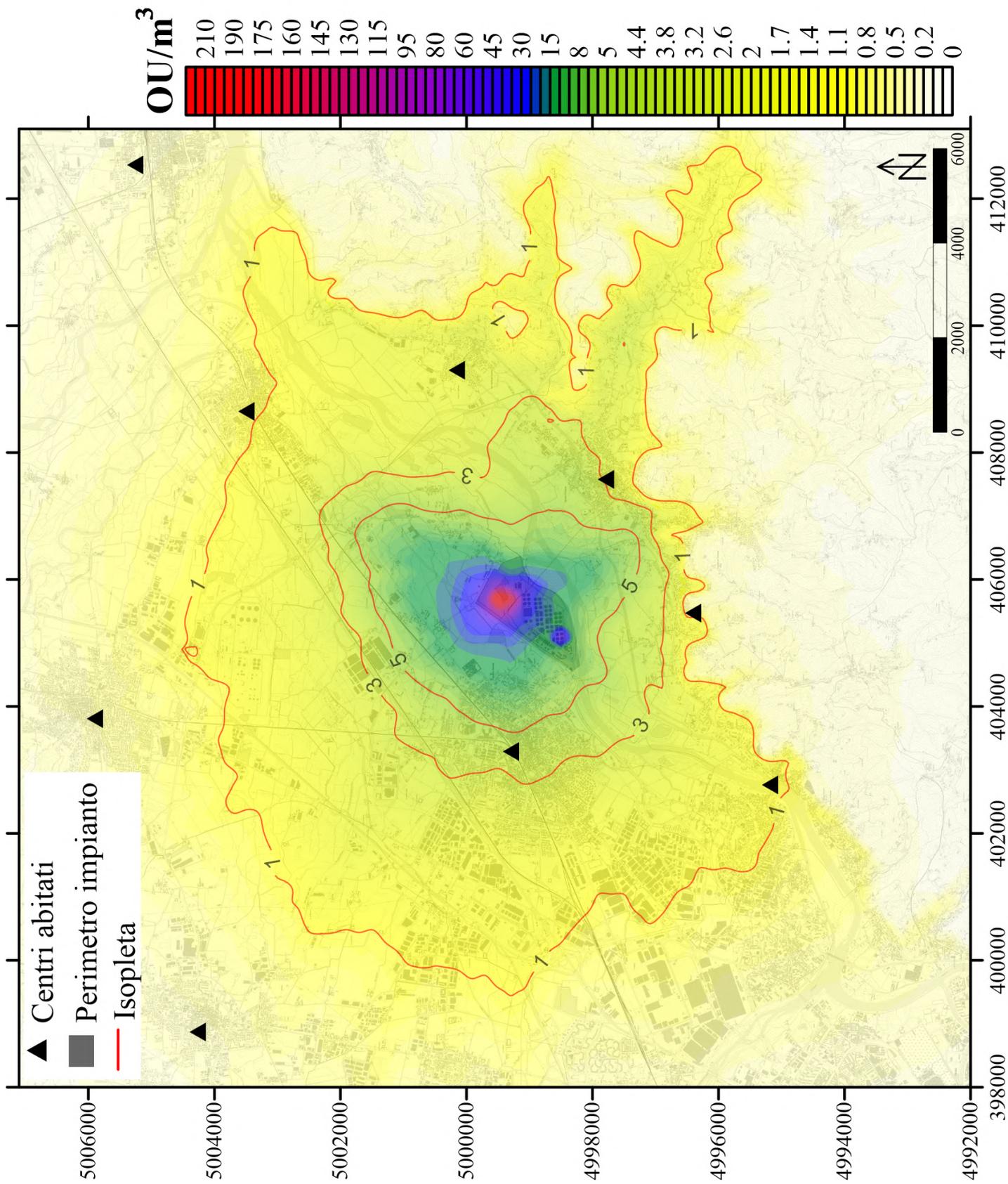


Figura 5.41: Mappa di concentrazione di picco di odore al 98° percentile- Scenario attuale, Gennaio 2018. Scala 1:1000

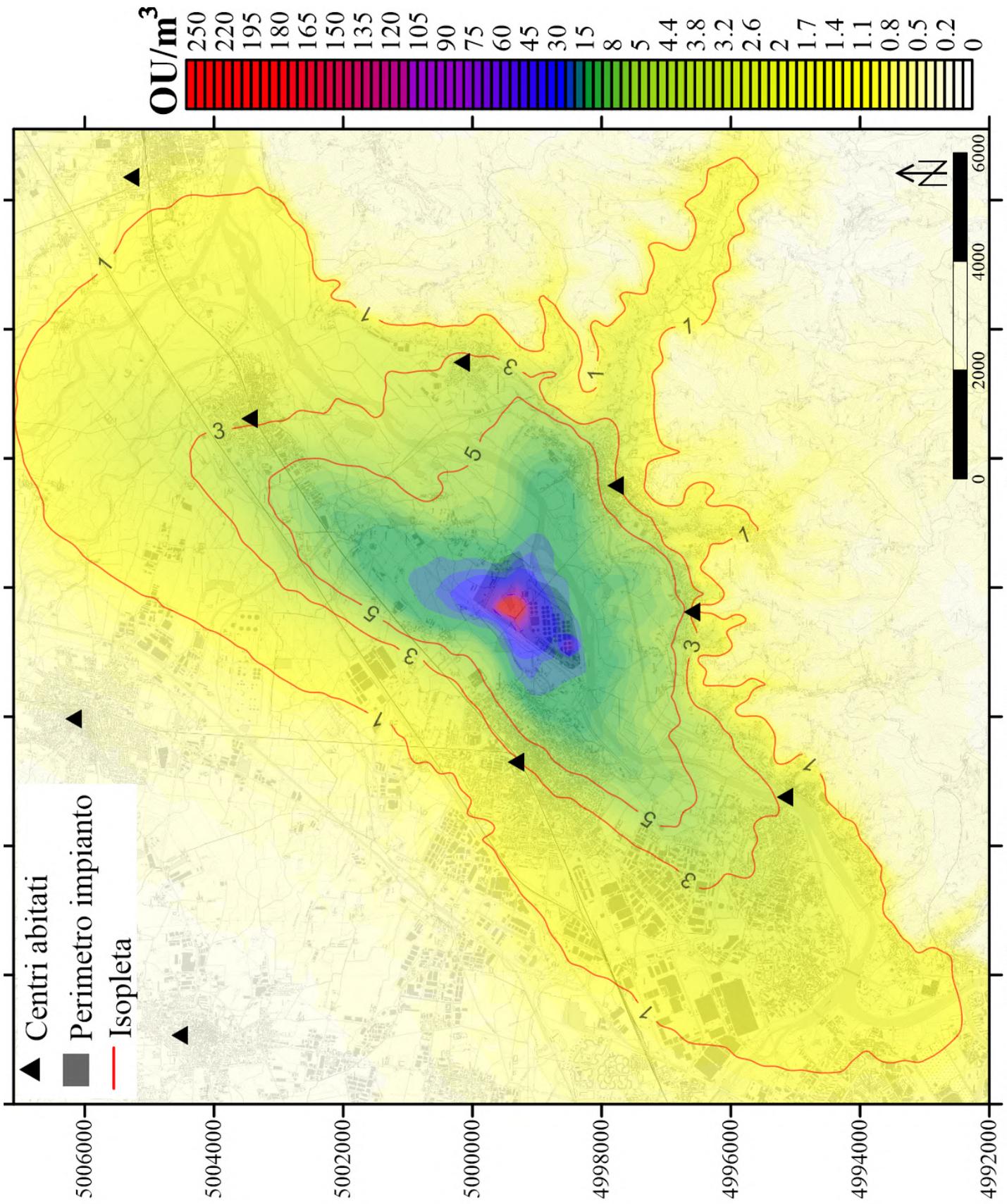


Figura 5.43: Mappa di concentrazione di picco di odore al 98° percentile- Scenario attuale, Gennaio 2015. Scala 1:1000

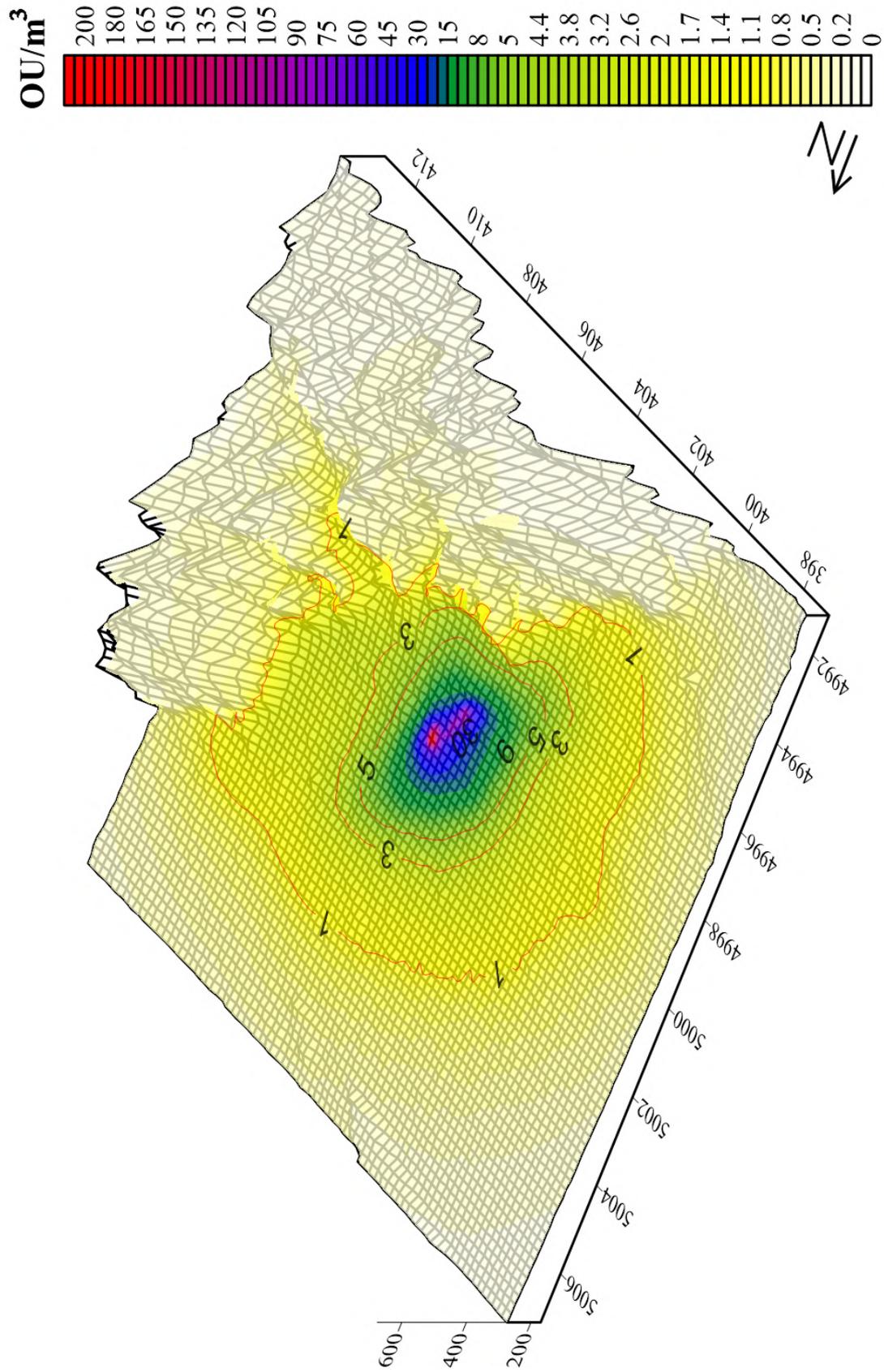


Figura 5.45: Scenario attuale, Anno 2018. Vista 3D.

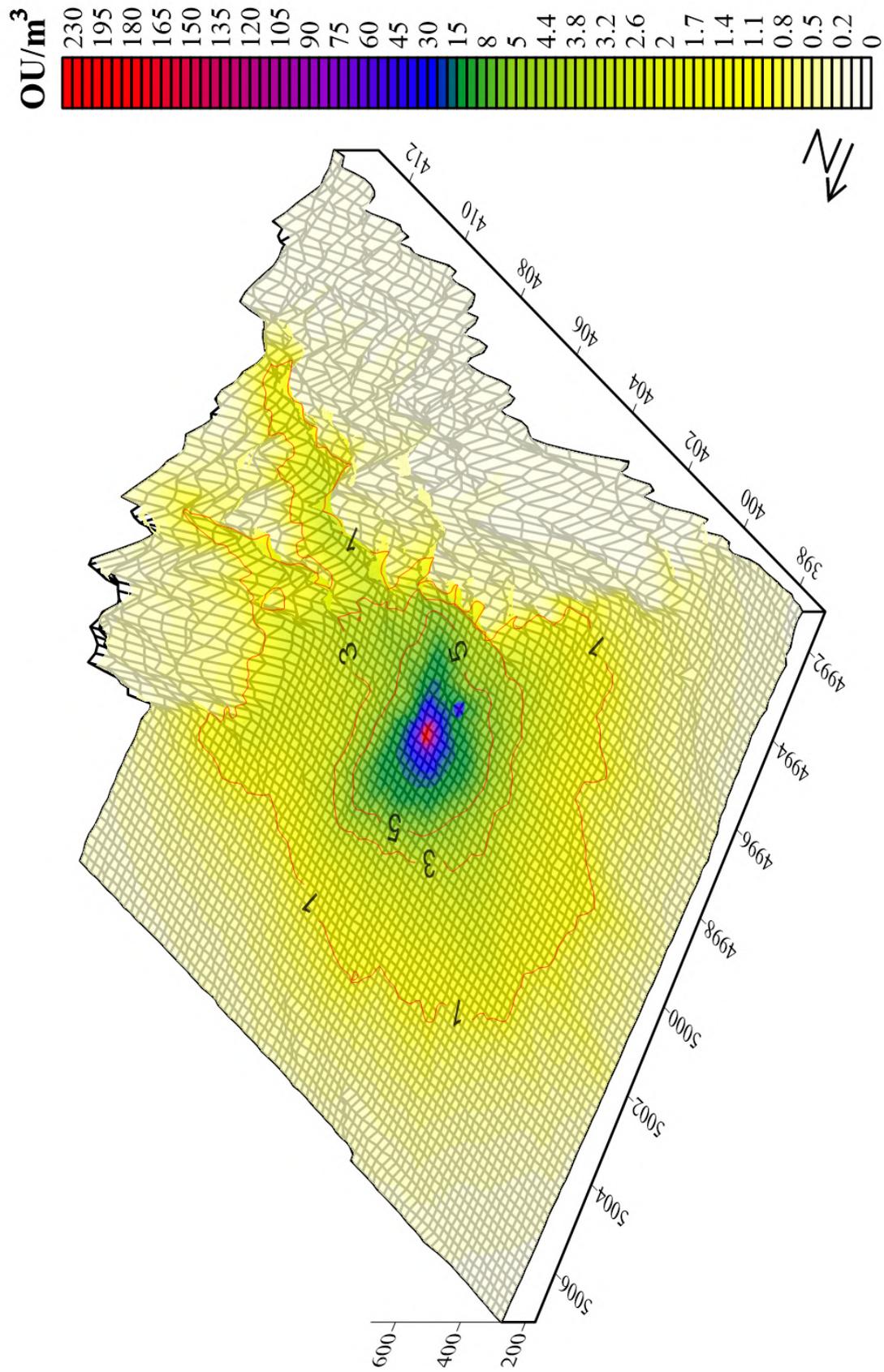


Figura 5.46: Scenario attuale, Gennaio 2018. Vista 3D.

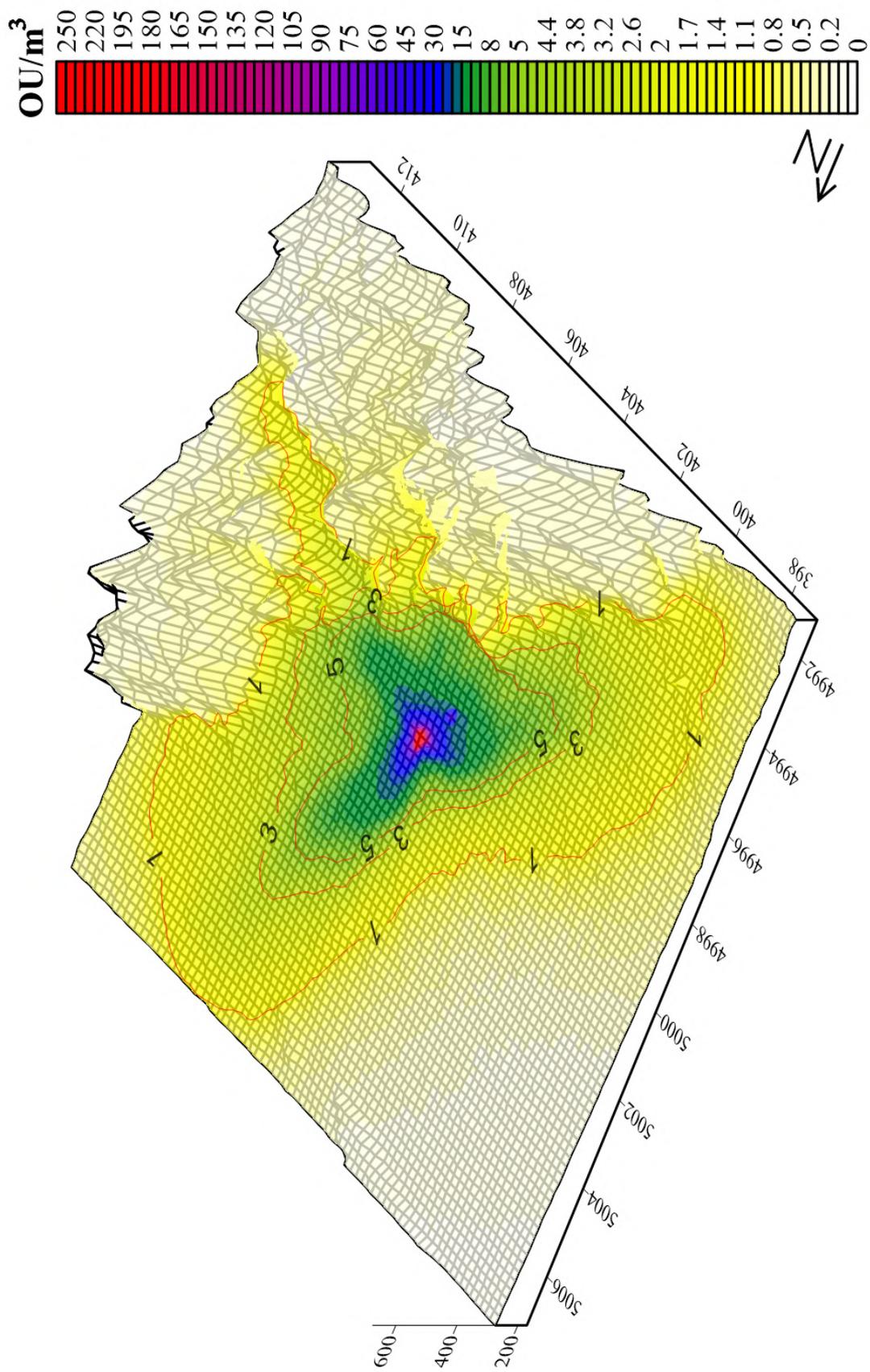


Figura 5.47: Scenario attuale, Gennaio 2015. Vista 3D.

## Capitolo 6

# Mitigazione delle emissioni odorigene dell'impianto di trattamento

### 6.1 Introduzione

Nel presente capitolo è affrontata la tematica del controllo e dell'abbattimento degli odori all'interno dell'impianto di depurazione oggetto di studio. L'attenzione sarà focalizzata sulle unità di trattamento maggiormente impattanti già discusse in precedenza.

Il primo paragrafo descrive l'unica soluzione ad oggi impiegata da parte dell'impianto per la riduzione degli odori derivanti dal piazzale di stoccaggio dei fanghi, che rappresenta la fonte odorigena più impattante.

Il secondo paragrafo, invece, riguarda le vasche di sedimentazione primaria, che costituiscono la seconda fonte più impattante e propone alcuni interventi mitigativi valutandone l'efficacia. L'obiettivo è quello di implementare la modellazione della dispersione atmosferica con le due soluzioni maggiormente impiegate per questi tipi di vasche e che rappresentano i due margini di azione entro i quali collocare anche altre opzioni mitigative. Le vasche di dissabbiatura e le sorgenti volumetriche hanno ricevuto minore attenzione poiché, il termini di emissione, forniscono un contributo meno rilevante rispetto alle altre. Tuttavia, molte delle considerazioni fatte valgono anche per queste fonti emmissive.

### 6.2 Biofiltri

L'impianto di trattamento, negli ultimi anni, ha già predisposto un intervento mitigativo: la realizzazione di due capannoni, confinati, la cui aria viene aspirata ed inviata ad un biofiltro per l'abbattimento degli odori (Fig. 6.1). Ad oggi, lo stoccaggio dei fanghi è ripartito tra il piazzale all'aperto e i capannoni, la cui capacità massima di contenimento è 20000t. Questi ultimi sono realizzati in calcestruzzo armato e ricoperti con elementi metallici e teli in PVC, per un'area totale occupata di 5000 m<sup>2</sup>.



Figura 6.1: Vista dei capannoni di stoccaggio e dei due biofiltri adiacenti.

Tabella 6.1: Dati geometrici e altimetrici relativi ai biofiltri.

Area [m <sup>2</sup> ]	288
Altezza [m]	1.70
Elev. [m s.l.m.]	192

I biofiltri possiedono una capacità di trattamento di 20 000 m<sup>3</sup>/h di aria per cella. Il letto filtrante è costituito da materiale naturale (torba, cippato e terriccio) che funge da supporto alla popolazione microbica in grado di metabolizzare i composti organici in ingresso e convertirli in composti a minor livello di odore.

I biofiltri appartengono alla categoria delle strategie di controllo biologico dell'odore in fase vapore. Possono raggiungere efficienze anche del 90%. L'aria contaminata prelevata dai capannoni è sicuramente ricca di VOC ed è per questo che la biofiltrazione è stata preferita rispetto ad altre tecnologie. Il sistema è stato dimensionato allo scopo di garantire, in uscita, concentrazioni di polveri totali e ammoniaca inferiori a 10 mg/m<sup>3</sup> e concentrazioni di solfuri e mercaptani inferiori a 5 mg/m<sup>3</sup>.

### 6.2.1 Modellazione della dispersione in presenza dei biofiltri

L'installazione dei biofiltri è stata inserita all'interno dello scenario emissivo, allo scopo di valutarne l'efficienza. La quantità di materiale ospitabile nei capannoni di stoccaggio non consente di sopperire all'intera volumetria del piazzale fanghi. Tuttavia, nel giorno in cui è stato condotto il sopralluogo in stabilimento i fanghi erano presenti solo all'interno dei capannoni. Pertanto, ai fini della modellazione, il piazzale non è stato preso in considerazione. Al suo posto sono stati introdotti i due biofiltri (Fig. 6.1), schematizzati come un'unica fonte, essendo adiacenti, e che costituiscono una sorgente areale attiva. I capannoni non sono contemplati come sorgenti di emissione, essendo provvisti di un sistema di aspirazione dell'aria esausta diretta ai biofiltri. Sono state trascurate le perdite di aria dai portoni di accesso in quanto essi sono in grado di mantenere costante la depressione all'interno della struttura. Il capannone riesce a contenere l'odore in maniera molto efficiente anche quando i portelloni di accesso vengono aperti, grazie ai ricambi d'aria che periodicamente sono effettuati.

Per il calcolo della concentrazione di odore, in assenza di misurazioni in campo, si è scelto un valore pari a  $300 \text{ OU}/\text{m}^3$ , che corrisponde al limite massimo di emissione odorigena per i biofiltri indicato nel D.M. 29/01/2007 *Linee guida in materia di BAT per gli impianti di trattamento meccanico-biologico dei rifiuti*. In esso viene anche fissata per i sistemi di trattamento degli aeriformi un'efficienza di abbattimento minima del 99%. Il processo deve subire un controllo frequente di pH, umidità e temperatura, che va mantenuta nel range  $5^\circ - 40^\circ\text{C}$ . Per semplicità, si è supposta una temperatura superficiale del letto filtrante pari a quella ambiente.

L'OER è stato ricavato dalla seguente formula:

$$OER = C_{od} \cdot Q \quad (6.1)$$

$Q$  rappresenta la portata di aria che il biofiltro è in grado di trattare il cui valore, pari a  $40\,000 \text{ m}^3/\text{h}$  (totale delle due celle), è stato fornito dallo stabilimento. Il tasso di emissione è risultato pari a  $3333.33 \text{ OU}/\text{s}$ , inferiore del 70% rispetto all'OER del piazzale fanghi.

### 6.3 Soluzioni per l'abbattimento degli odori provenienti dalle vasche di sedimentazione primaria

Le emissioni odorigene dei sedimentatori primari sono, con buona probabilità, dovute a fenomeni quali l'insufficiente aerazione del refluo, i tempi di detenzione relativamente lunghi (2-4 h), il mancato trasferimento di ossigeno attraverso la superficie e lo sviluppo di condizioni anaerobiche all'interno del liquame. In particolare, Speece (2007) [62] identifica nei seguenti fattori le motivazioni alla generazione di  $\text{H}_2\text{S}$ :

- la limitata disponibilità di ossigeno disciolto nelle acque;
- le alte concentrazioni di BOD;
- le limitate velocità di trasferimento dell'ossigeno, in particolar modo nei sistemi di raccolta;
- lo sviluppo di condizioni anaerobiche;
- l'aumento dell'attività batterica e la fermentazione del BOD;
- i prolungati tempi di ritenzione;

La corrosione dell'infrastruttura, derivante dall'ossidazione dell'acido solfidrico in  $\text{H}_2\text{SO}_4$  ad opera dei batteri riguarda sia il cemento che l'acciaio e ne limita fortemente la vita utile. La volatilizzazione dei composti odorigeni è favorita nelle zone maggiormente turbolente, in particolare lungo le dighe a stramazzo dell'effluente che corrono sul perimetro della vasca ("effluent weirs", visibili in Fig. 6.2).



Figura 6.2: Particolare delle dighe effluenti a stramazzo della vasca di sedimentazione (“effluent weirs”). La turbolenza favorisce in questi punti la maggiore volatilizzazione dei composti odorigeni [91].

Le azioni di controllo degli odori possono svilupparsi su due livelli differenti:

- **1:** soluzioni più semplici, meno costose e poco invasive. Rientrano in questo raggruppamento sia le azioni di prevenzione (atte ad eliminare la formazione dei composti odorigeni) che gli interventi di minimizzazione del loro impatto ambientale. Le azioni preventive riguardano le modifiche operazionali al processo produttivo responsabile della generazione di odore oppure l’aggiunta di reagenti chimici o l’aerazione del refluo in grado di creare condizioni sfavorevoli alla sintetizzazione e volatilizzazione dei composti maleodoranti. La minimizzazione dell’impatto, invece, avviene a valle dell’emissione e può prevedere, ad esempio, la realizzazione di zone cuscinetto per favorire la dispersione degli odori oppure l’aggiunta di agenti mascheranti o neutralizzanti. Tutti questi interventi non sono drastici e non comportano il trattamento dell’aria odorosa, pertanto non risultano sempre efficaci e durevoli. Tuttavia, è auspicabile valutarne l’efficienza per il processo in esame prima di optare per soluzioni più costose e, spesso, più invasive;
- **2:** soluzioni più drastiche e dispendiose, ma con una maggiore probabilità di efficienza. Rientrano in questa categoria tutte le azioni di contenimento intese come captazione, trasporto e trattamento dell’aria odorosa.

Il diagramma di flusso che riporta i concetti descritti è visibile in Fig. 6.3 ed è tratto dal manuale *Control of Odors and Emissions from Wastewater Treatment Plants*, n.25 pubblicato dalla WEF (Water Environment Federation) nel 2016 [71].

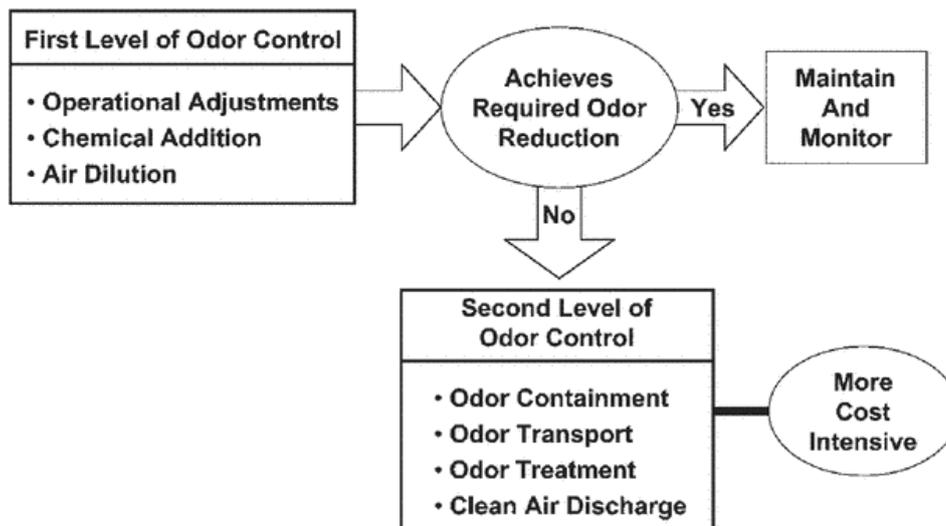


Figura 6.3: Strategie di controllo degli odori negli impianti di trattamento delle acque reflue (WEF, 2016) [71].

Chiaramente, la scelta della tecnologia di controllo delle emissioni odorigene deve orientarsi verso la migliore soluzione in termini di analisi costi-benefici.

### 6.3.1 Azioni di prevenzione

Una **corretta gestione** delle singole unità di trattamento può ridurre anche radicalmente l'impatto in termini di emissioni odorigene. Anzitutto, è necessario regolare i tempi di detenzione del refluo, specialmente nella sedimentazione primaria. Ad esempio, prelevare i solidi depositati al fondo in maniera discontinua e non frequente può favorire la formazione di gas odorosi e di condizioni settiche (sono sufficienti poche ore perché si sviluppino), limitando la stessa efficienza del processo di sedimentazione. È necessario garantire, per quanto possibile, condizioni aerobiche. Un'alternativa può essere l'installazione di un sistema automatico di spurgo dei fanghi. I raschiatori, i trogoli di ritorno del fango, i pozzetti e le pareti dei chiarificatori vanno regolarmente puliti e lavati e, se necessario, trattati chimicamente. Anche le modalità di rimozione delle schiume, se non adeguate, comportano un forte incremento della generazione di odore. In ultimo, ma non per importanza, lo scarico del refluo chiarificato attraverso le dighe che corrono sul perimetro della vasca deve essere assiduamente controllato. Le condizioni di turbolenza che si creano, infatti, fanno sì che in questo punto si abbia il maggior rilascio di gas odorosi disciolti. Una soluzione può essere l'impiego di dighe a straripamento sommerse.

È necessario, sin dalla fase di progettazione, considerare adeguatamente tutti questi aspetti, ad esempio riducendo al minimo l'altezza di dimensionamento della vasca e pianificando in maniera dettagliata le fasi di ispezione e manutenzione.

#### 6.3.1.1 Aggiunta di reagenti chimici

La prevenzione della formazione di composti odorigeni può essere condotta anche mediante l'aggiunta di reagenti chimici. Le efficienze ottenibili sono moderate.

Il **perossido di idrogeno**  $H_2O_2$ , ad esempio, è comunemente impiegato per l'ossidazione di  $H_2S$  a zolfo elementare ed acqua e per il controllo della corrosione. Viene inserito, con un certo dosaggio, all'interno del refluo per un tempo di reazione variabile e dipendente, ovviamente, dalle proprietà chimiche della soluzione e dal livello di  $H_2S$  che si vuole raggiungere. Oltre che solfuro ossidante, il perossido di idrogeno è in grado di decomporsi producendo ossigeno e acqua. Ciò fa sì che in aggiunta alla rimozione dell'acido solfidrico si abbia anche la fornitura di DO alla soluzione. La sua iniezione è impiegata anche

a monte dei chiarificatori primari, in cui è plausibile una forte presenza di solfuri a causa, come già sottolineato, dei lunghi tempi di permanenza del refluo e del carente prelievo dei fanghi dal fondo. I dati di letteratura analizzati non restituiscono valori coerenti per l'efficienza di rimozione di questo intervento, ma è verosimile un dato intorno al 70% [65]. Sono consigliati, invece, valori del rapporto  $H_2O_2/H_2S$  compresi tra 1.5:1. Per i sedimentatori primari un punto ottimale di aggiunta di reagenti può essere la tubazione influente, poco prima dell'ingresso in vasca.

Il principale fattore da tenere in considerazione per l'implementazione di questa tecnologia è il tempo di reazione (alcuni studi di letteratura riportano un tempo minimo pari a 5-15 min), che influenza il dosaggio della sostanza. Il dosaggio è anche dipendente dalle caratteristiche del refluo (in particolare dall'andamento delle concentrazioni di zolfo presenti al suo interno) e dalla variabilità giornaliera e stagionale dei carichi inquinanti. È sempre necessario garantire una corretta miscelazione. La reazione del perossido di idrogeno con  $H_2S$  deve essere approfondita caso per caso per calibrare il giusto rapporto dose-tempo di reazione ed individuare correttamente il o i punti di iniezione. Il livello di ferro nelle acque reflue è un buon indicatore dell'applicabilità di questa tecnologia perché in grado di accelerare la reazione.

In alternativa al perossido di idrogeno e, in generale, ai reagenti ossidanti è possibile introdurre all'interno della soluzione dei **precipitanti**. Si tratta di sali di metallo (generalmente di Fe) in grado di reagire con l'idrogeno solforato disciolto in soluzione e formare un precipitato di solfuro di metallo. Come sali si impiegano, solitamente, cloruro ferrico ( $FeCl_2$ ), cloruro ferroso ( $FeCl_3$ ) e solfato ferroso ( $FeSO_4$ ). Le problematiche connesse a questo tipo di tecnologia, che ne limitano l'impiego, sono molteplici. Innanzitutto, l'aggiunta di ioni ferrosi o ferrici in soluzione può favorirne il legame con la materia organica; il cloruro ferroso, in particolare, aumenta il volume dei fanghi in uscita dal sedimentatore. Inoltre, se i dosaggi non sono corretti non è da escludere una variazione eccessiva del PH e anche una limitazione dell'efficacia dei successivi processi di trattamento (ad esempio la disinfezione UV).

Esistono anche altri reagenti chimici impiegabili. Ad esempio, l'ossidazione dell'idrogeno solforato può avvenire con il permanganato di potassio ( $KMnO_4$ ), in grado di raggiungere efficienze del 90% (WEF, 2004) [71]. In letteratura, il suo impiego riguarda prevalentemente il controllo odori presso le sezioni di trattamento fanghi, in particolare la disidratazione. Non sono stati reperiti casi studio di applicazione ai sedimentatori primari. L'efficienza di rimozione aumenta all'aumentare del rapporto tra la dose di permanganato introdotta e la concentrazione di solfuro nel refluo. Si citano, infine, il nitrato di sodio  $NaNO_3$ , impiegato per le zone di stoccaggio dei fanghi o anche per il trattamento biologico nelle colonne a carboni attivi e il cloro. Quest'ultimo può costituire una risposta efficace alla generazione di odore dalle unità liquide, ma la sua efficienza non è maggiore rispetto ad altre tipologie impiegabili. La richiesta di cloro per il contenimento degli odori può risultare anche molto elevata.

### 6.3.1.2 Iniezione di ossigeno puro o aria

Un'alternativa alle azioni preventive è l'iniezione di aria o ossigeno puro nella rete di alimentazione dei sistemi di trattamento. L'applicazione di questa soluzione ai sedimentatori primari consente di incrementare l'ossigeno disciolto influente. Tuttavia, non sono stati ritrovati casi studio con esempi pratici, ma solo dati di letteratura. Gli studi differenziano (Speece et al., 2007) [62] l'iniezione di aria da quella di ossigeno puro: l'obiettivo comune è prevenire la formazione di composti odorigeni, in particolare  $H_2S$  e mercaptani ma anche *VOC*, garantendo il mantenimento di condizioni aerobiche all'interno della vasca, ossia fornendo DO in concentrazioni superiori a quelle consumate dai batteri durante il passaggio nel sedimentatore primario. In questo modo si consente l'impiego da parte dei

batteri dell'ossigeno molecolare libero, e non del nitrato o del solfato, come accettore di elettroni per la produzione di acqua, anidride carbonica e biomassa. Si va in questo modo anche a garantire l'ossidazione dello strato di fango presente. Alla più tradizionale iniezione di aria, realizzata con molteplici sistemi (aspiratori venturi, diffusori, aeratori a U, iniettori di aria compressa etc.), si affianca l'iniezione di ossigeno puro (generalmente ad alta purezza *HPO – High Purity Oxygen*, che rispetto all'aggiunta di altri chimici presenta costi nettamente minori (circa 1/10). La problematica che in passato ne ha limitato l'impiego è la complessità di dissoluzione dell'ossigeno, che può non garantire elevate efficienze di trasferimento.

In letteratura si è scoperta, tra le varie, la tecnologia della super-ossigenazione, impiegata in numerosi contesti industriali soprattutto in America. Le prestazioni dichiarate per questo tipo di intervento lo rendono sicuramente interessante: ulteriori approfondimenti potrebbero rivelare una buona applicabilità al caso studio del presente lavoro di Tesi.

La super-ossigenazione con cono Speece (2007) [62], brevettata e distribuita dalla ditta *ECO2* [90] è ritenuta una valida soluzione alla prevenzione dell'odore e della corrosione, installabile anche nel caso dei sedimentatori primari. Il funzionamento è relativamente semplice: il sistema prevede che parte del flusso di alimentazione alla vasca, alla pressione originaria, sia deviato e pompato all'interno di uno o più coni Speece attraverso i quali avviene il dosaggio di ossigeno puro in pressione (Fig. 6.4).

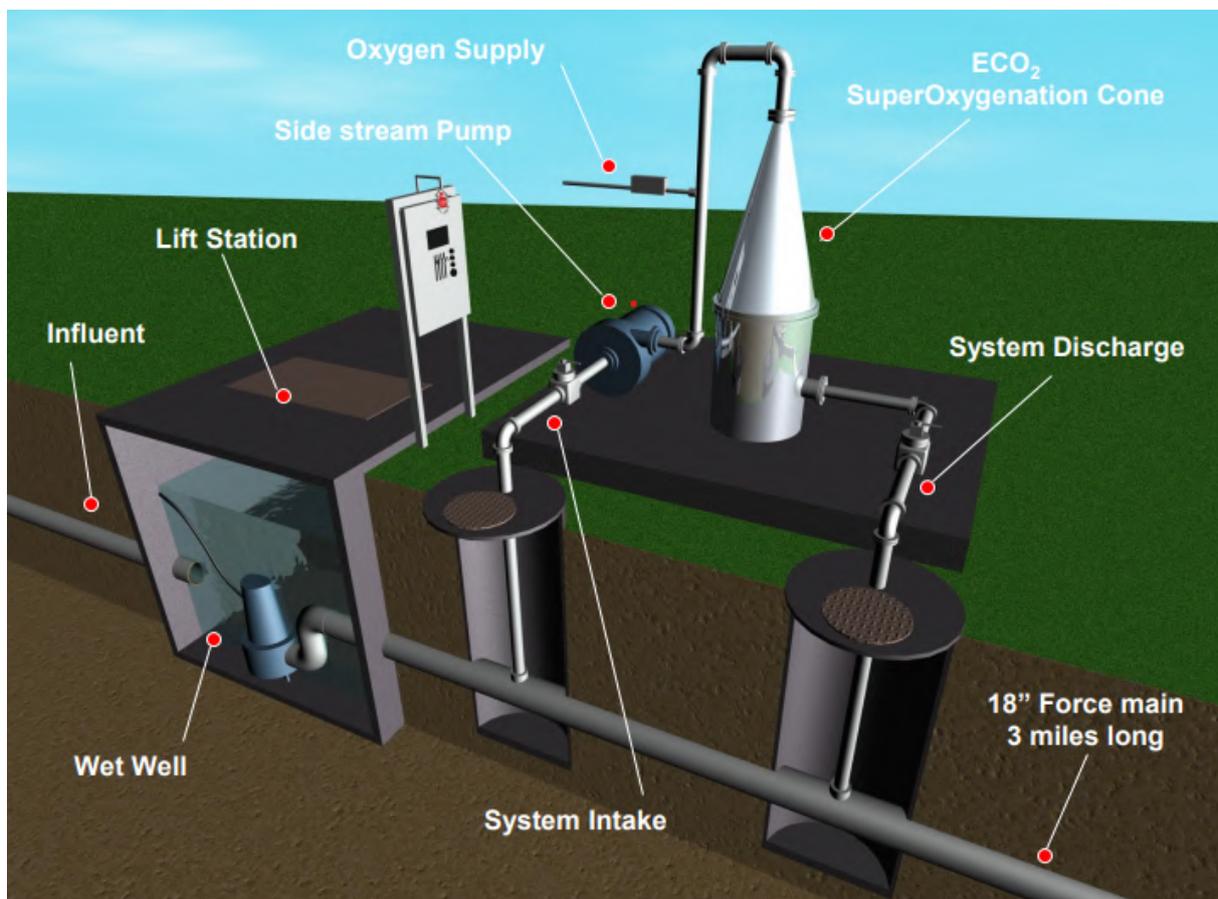


Figura 6.4: Schema rappresentativo del sistema di super-ossigenazione *ECO2* [90].

I sistemi di super-ossigenazione garantiscono un'elevata efficienza di trasferimento di ossigeno nel refluo (90-95%) e concentrazioni fino a 300 mg/l. La dissoluzione di quantità elevate di ossigeno è garantita dalla geometria del cono speece: il contatto acqua-ossigeno comporta la formazione di uno sciame di bolle sempre più forte che riduce la sua velocità a causa dell'allargamento della sezione del cono. Le bolle non galleggiano ma rimangono sospese fino a disciogliersi completamente nel refluo. Inoltre, non si

registrano fenomeni di effervescenza sulla superficie del liquido, dal momento che la quantità di ossigeno disciolto fornita al sistema è ben inferiore alla concentrazione di saturazione dell'ossigeno puro in acqua. La super-ossigenazione è presentata come alternativa all'iniezione tradizionale di aria, che non consente il raggiungimento di elevate concentrazioni di ossigeno disciolto ( $< 10\text{mg/l}$ ): l'ossigeno è presente in percentuale ridotta nell'aria e spesso non è in grado di impedire lo strippaggio dei composti odorigeni. La soluzione è vantaggiosa anche economicamente ed energeticamente; inoltre, non provoca l'aumento dei solidi disciolti totali nel refluo né delle quantità di fanghi da smaltire (Speece et al., 2007) [62]. Alcune sperimentazioni in impianti industriali degli U.S.A. sottolineano che la super-ossigenazione può ridurre i composti odorigeni e corrosivi anche a concentrazioni non rilevabili, alla stregua di altri trattamenti biologici o chimici. I vantaggi dichiarati per questa tecnologia sono i seguenti:

- economicità;
- compatibilità ambientale;
- elevata efficienza di assorbimento di HPO;
- elevate concentrazioni raggiungibili di ossigeno disciolto;
- basso consumo energetico;
- alta ritenzione dell'ossigeno disciolto in soluzione;
- azione di prevenzione;

La tecnologia è riconosciuta come potenzialmente attraente nelle operazioni e nei trattamenti che coinvolgono le acque reflue, ma la sua applicabilità al caso studio deve essere approfondita anzitutto conoscendo il bilancio di ossigeno delle unità di trattamento.

Un esempio tratto dal web [90] di applicazione della super-ossigenazione ad un'unità di sedimentazione primaria è riportato in Fig. 6.5: è un impianto di trattamento delle acque reflue del distretto sanitario di Anson-Madison in America, in cui le campagne di monitoraggio hanno rilevato concentrazioni elevate di  $H_2S$  con valori di picco fino a  $800\text{ppm}$ . Prima dell'ossigeno l'impianto aveva optato per altre tecnologie di trattamento come l'iniezione di nitrato di calcio, notevolmente costose. La super-ossigenazione si è rivelata efficace: con un tasso di assorbimento di  $O_2$  pari a  $10\text{mg}/(1\cdot\text{h})$  e un cono di diametro 1.8 m si è riusciti ad abbattere completamente  $150\text{ppm}$  di  $H_2S$ , in una vasca di diametro 27.4 m, con HRT di 3.5 h e un flusso influente di  $630\text{m}^3/\text{h}$ .



Figura 6.5: Esempio di applicazione della super-ossigenazione *ECO2* per una vasca di sedimentazione primaria dell'impianto di trattamento di Anson-Madison (U.S.A.) [90]

### 6.3.2 Azioni di minimizzazione dell'impatto odorigeno

Alcuni impianti di trattamento hanno sperimentato l'impiego di strutture in grado di provocare turbolenza, le cosiddette **zone cuscinetto**, allo scopo di ridurre il fastidio da odori nell'area circostante l'impianto. Le zone cuscinetto separano, fisicamente, la sorgente emissiva e i recettori colpiti e agiscono rallentando la velocità del vento e inducendo turbolenza, dunque favorendo la diluizione e dispersione dell'odore. Barriere, alberi o alte recinzioni ne sono un esempio (Decottignies et al., 2007) [19]. Spesso vengono installate delle vere e proprie cinture di alberi che, rispetto alle altre tipologie, realizzano anche l'assorbimento e l'adsorbimento dei composti odorigeni sulle foglie (Tyndall et al., 2006) [65].

La realizzazione di zone cuscinetto non è stata presa in considerazione dal presente studio poiché richiede una dettagliata valutazione degli spazi e delle condizioni meteorologiche, allo scopo di ricercare la minima distanza che garantisce l'assenza di molestie olfattive. La meteorologia dell'area svolge un ruolo cardine nella scelta della struttura da impiegare: il vento, ad esempio, ne influenza la stabilità e la pioggia, spesso, comporta un maggiore stripping dei composti maleodoranti per cui è necessario optare per soluzioni più efficaci. Esistono numerosi studi di letteratura sull'applicabilità delle zone cuscinetto (Lebrero et al., 2011) [32], che forniscono anche indicazioni sulle minime distanze da garantire tra i recettori e le attività industriali ed agricole. Le "buffer zones" sono trattate anche dalle varie normative: al loro interno la qualità dell'aria ambiente deve essere sottoposta a controllo. Tuttavia, la regolamentazione va seguita solo per lo sviluppo di nuove aree, non per quelle già esistenti. Per i sedimentatori primari, ad esempio, un valore riportato in letteratura è 125 m. La normazione tedesca fornisce un valore minimo di 300 m per la distanza tra recettori in aree residenziali e impianti di depurazione. Si riporta, per completezza, la rappresentazione schematica di una struttura cuscinetto (Fig. 6.6), con indicate le zone di turbolenza e quelle di diluizione dell'odore (Tyndall et al., 2006) [65].

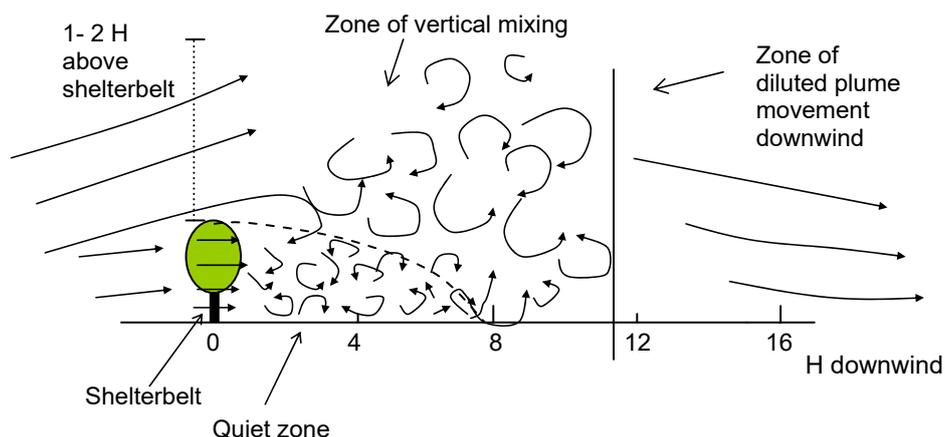


Figura 6.6: Rappresentazione di una zona cuscinetto.

### 6.3.2.1 Modifica degli odori

Il termine si riferisce all'impiego di ulteriori sostanze volatili nell'atmosfera con cui modificare il carattere o l'intensità percepiti di un odore [21]. Si tratta di tre tipologie principali di sostanze (definite da Bouzalakos et al., 2002 [10] e da EA, 2002 [21]):

- **agenti mascheranti** l'emissione odorigena, la cui aggiunta determina la percezione di un odore più piacevole e meno intenso, in alcuni casi anche impercettibile. Il meccanismo di azione di un agente mascherante è semplicemente la sovrapposizione di un odore gradevole a uno sgradevole, che comporta una modifica nella percezione ma senza reazioni chimiche, per cui non è una tecnica di deodorizzazione. Il mascheramento può essere realizzato anche mediante agenti contraenti ("odour counteractant") che, a differenza dei mascheranti, aggiungono alla miscela anche una seconda sostanza odorosa, non solo una fragranza, in modo da ottenere una combinazione risultante inoffensiva. Potrebbero, in questo caso, svilupparsi delle minime reazioni chimiche;
- **neutralizzanti**, in grado di interagire chimicamente con l'odore, neutralizzando e/o dissolvendo le molecole maleodoranti attraverso una reazione chimica di sequestro, di chelazione, di associazione o altri tipi di interazione. Il risultato è la produzione di odori più tollerabili e/o nuovi composti non odorosi. La neutralizzazione può essere anche solo parziale. I composti neutralizzanti, noti come molecole attive o profumazioni firma, vengono attratti da quelli maleodoranti e, grazie alle reazioni, ne modificano le proprietà chimico-fisiche: la molecola risultante non è in grado di essere percepita dal sistema olfattivo umano;
- **tensioattivi**: la molecola di odore viene attirata verso l'estremità idrofobica del tensioattivo aumentando la sua solubilità nella fase liquida. Le proprietà tensioattive di solubilità crescente rendono queste sostanze differenti dalle precedenti. I tensioattivi, per definizione, contribuiscono a ridurre la tensione superficiale del liquido e sono costituiti da una testa idrofila e una coda idrofoba. Generalmente sono biodegradabili;

In aggiunta ai meccanismi di azione descritti, certi agenti mascheranti riescono anche ad inibire alcuni recettori presenti nel naso. L'eucaliptolo, ad esempio, arresta la recezione dell'etil-mercaptano, l'olio di ginepro quella dell'acido butirrico. Il processo di inibizione è anche noto come "contrazione dell'odore". La composizione chimica di questi sistemi è variabile (Decottignies et al., 2007) [19]. I mascheranti sono generalmente costituiti da terpeni (limonene, pinene, camphene ed eugenolo) e molecole ossigenate (cumarina) che trovano largo impiego nel settore della profumeria. I tensioattivi comprendono, invece, alcoli, glicoli ed esteri. La prima classe di neutralizzanti è costituita, principalmente, da aldeidi volatili

alifatiche ed aromatiche che operano reazioni chimiche con i composti maleodoranti in fase vapore e/o liquida. Un esempio di legame con ammoniaca è riportato in Fig. 6.7.

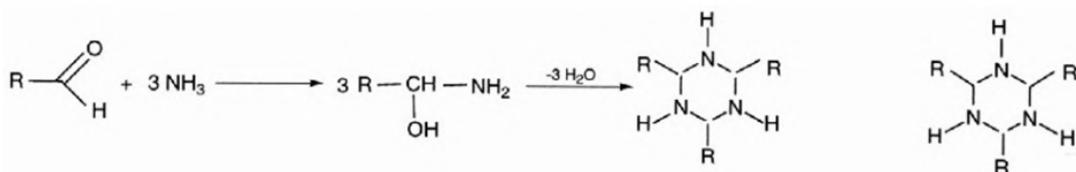


Figura 6.7: Esempio di reazione tra un aldeide e l'ammoniaca.

Nonostante la forte diffusione di questa tecnologia, *non esistono, ad oggi, dati di prestazione attendibili*. Gli studi pubblicati negli ultimi 20 anni hanno evidenziato che spesso, per gli agenti in commercio, è dichiarata un'efficienza di rimozione errata. Non sono rari i casi in cui si è registrato un incremento delle concentrazioni di odore (Decottignies et al., 2007) [19]. Inoltre, i meccanismi di abbattimento delle sostanze sono sempre mal definiti dai produttori, che tendono a non divulgare i componenti del prodotto. L'efficacia è sicuramente dipendente da fattori come le dimensioni delle gocce, la concentrazione, il numero e la spaziatura degli ugelli, la portata e la superficie di contatto. Anche il vento può condizionare la resa: alte velocità migliorano la dispersione degli inquinanti in atmosfera ma non garantiscono un tempo di contatto adeguato tra il prodotto e il reflu da trattare, rendendo vana l'applicazione. I principali vantaggi e svantaggi dei metodi di neutralizzazione degli odori sono riportati in Fig. 6.8 tratta da Miller et al., 2018 [45].

Advantages	Disadvantages	Field of application
<ul style="list-style-type: none"> <li>- moderate costs</li> <li>- ease of use and mobility</li> <li>- small storage area</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- sensitivity to changes in an odor concentration</li> <li>- possibility of secondary odor formation</li> <li>- dependence on the distance from the odor source</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- modernization of the installation - as a temporary solution</li> <li>- for a short period of time / seasonally</li> <li>- when it is possible to apply directly on the odor source</li> </ul>

Figura 6.8: Vantaggi, svantaggi e campi di applicazione della neutralizzazione e mascheramento degli odori (Miller et al., 2018) [45].

Alla luce delle considerazioni fatte, si può dedurre che la soluzione è adottabile solo dopo averne testato l'efficienza sul campo e non rappresenta certamente un intervento definitivo. Decottignies (2007) [19] sottolinea che questa alternativa è raccomandabile, ad esempio, per gli scenari in cui le emissioni risultano fortemente variabili e l'implementazione di altri interventi troppo costosa. Prima dell'adozione è sempre necessaria un'analisi di fattibilità. Alcuni studi (Bouzalakos et al., 2002) [10] hanno condotto esperimenti di laboratorio per una vasta gamma di prodotti evidenziando l'estrema variabilità dei risultati ottenuti. Si è compresa l'importanza del pH per l'ottenimento di condizioni favorevoli alla riduzione dei composti odoriferi (test in campo mostrano che all'aumentare del pH aumenta la dissociazione dell'acido solfidrico). In alcuni casi, sia per i prodotti neutralizzanti che tensioattivi si registra la formazione di schiuma sulla superficie del liquido, che contribuisce a non far innalzare i gas odoriferi. Per ogni prodotto è necessario testare il giusto tempo di contatto affinché i meccanismi e le reazioni chimiche abbiano effetto.

Lo studio di Decottignies (2007) [19], condotto su 19 prodotti impiegati come agenti mascheranti o neutralizzanti, costituisce uno dei pochi riferimenti in letteratura. Non sono state diffuse le generalità commerciali dei prodotti, ma fornite delle indicazioni sui campi di applicabilità dei singoli composti

chimici. Si riporta, in Fig. 6.9, un estratto dell'analisi citata con i nomi dei prodotti impiegabili per gli impianti di depurazione.

B	Masking agent / Masking agent	<b>31 compounds</b> Terpenes (limonene) Alcohols and esters (isoamyl acetate) Glycol ethers Aldehydes	<b>Strong and unpleasant odour</b> Lemon, fruity and floral	Water treatment plants and sludge treatment
M	Inhibiting agent for odours/Masking agent	<b>14 compounds</b> Terpenes ( $\beta$ -linalool, limonene, bergamiol)	<b>Slight odour</b> Acidulous, lemon, pine and eucalyptus	Liquid effluents from wastewater treatment plants, leachates, food effluents, liquid sludge
O	Neutraliser for H <sub>2</sub> S, mercaptans and other sulphur compounds / Neutraliser	<b>29 compounds</b> Terpenes ( $\alpha$ -pinene, bergamiol, $\beta$ -linalool, limonene) Heptanal Alkanes and alkenes Alcohol and acid esters	<b>Slight and pleasant odour</b> Floral, lemon and orange	Wastewater treatment plants, green waste composting

Figura 6.9: Meccanismi di azione di alcuni agenti mascheranti/neutralizzanti impiegabili per il controllo degli odori dei WWTP.

È improbabile che questa soluzione sia in grado di trattare in modo estremamente efficace tutti i composti di una miscela odorigena, data la variabilità della sua composizione e le condizioni ambientali. L'intervento non deve mai sostituirsi ad una corretta manutenzione delle unità di trattamento e, se possibile, deve avvenire alla fonte. L'applicazione dei prodotti necessita di apposite attrezzature. Per le sorgenti areali liquide o solide le possibilità sono molteplici: si può prevedere l'aggiunta diretta della sostanza alla miscela odorosa, la spruzzatura manuale o automatica, l'irrorazione aerea, l'alimentazione insieme al flusso di liquido o ad una corrente d'aria. Gli agenti mascheranti, ad esempio, sono abitualmente nebulizzati o atomizzati in maniera automatica. Il processo di nebulizzazione consiste nella riduzione di un liquido in piccolissime gocce, facendolo passare in un orifizio stretto che ne incrementa la pressione e fornendogli un getto di aria ad elevata velocità. L'atomizzazione, invece, consente non solo la nebulizzazione ma anche l'essiccamento della sospensione liquida. Avviene all'interno dei cosiddetti "spray dryer" in cui il liquido, ad alta pressione, fuoriesce da ugelli in cui viene nebulizzato, per poi evaporare a contatto con aria calda (fase di essiccamento) e allontanarsi sotto forma di vapore in una corrente di aria.

### 6.3.3 Azioni di trattamento dell'aria odorosa

Rappresentano l'alternativa più efficiente, a discapito dei costi notevolmente elevati. È necessario implementare queste azioni nei casi più critici o comunque allorquando le soluzioni di primo livello si sono rivelate fallimentari. Per i sedimentatori o i dissabbiatori l'intervento prevede:

- la copertura delle vasche;
- l'aspirazione dell'aria odorosa mediante ventilazione dello spazio esistente tra il reflu e la cappa;
- il convogliamento dell'odore all'impianto di trattamento;
- la bonifica dell'aria contaminata e il suo scarico in atmosfera.

Sono disponibili sul mercato numerose tipologie di copertura, realizzate con i materiali più svariati. Sicuramente, tra gli elementi fondamentali da considerare nella scelta vi sono le caratteristiche del processo produttivo, la durabilità, la meteorologia e numerosi aspetti di tipo tecnico. Gli operatori devono avere libero accesso alla vasca per poter svolgere le operazioni di ispezione e manutenzione (la raccolta dei campioni, le osservazioni sul reflu o sull'accumulo di materiale in superficie, eventuali anomalie).

Ad oggi sono state brevettate soluzioni efficienti e ambientalmente sostenibili, che non limitano per nulla il lavoro degli operatori. In ogni caso, gli operai devono essere addestrati correttamente per ambienti di questo tipo, poiché tali atmosfere confinate possono essere problematiche per la salute e la sicurezza. È stata condotta una ricerca delle geometrie più diffuse per la copertura delle vasche di sedimentazione primaria. La soluzione migliore in termini di trattamento dell'aria inquinata è quella di realizzare **coperture piatte**, che riducono al minimo lo spazio di testa tra la cappa e la superficie dell'acqua e la quantità di aria da bonificare. Tuttavia, questi sistemi non garantiscono il libero accesso agli operatori e i carichi che devono sopportare possono essere rilevanti. Negli impianti che non necessitano di manutenzioni programmate le coperture piatte rappresentano la migliore alternativa. Un esempio è riportato in Fig. 6.10.



Figura 6.10: Copertura piatta e scorrevole per vasca circolare realizzata in tessuto. [89].

Altra possibilità, anch'essa molto diffusa per vasche circolari, è quella di inglobare l'intera unità di trattamento in un'unica struttura, che consenta il libero accesso in sicurezza. I sedimentatori spesso sono coperti con una **cupola geodetica** (dome structure, Fig. 6.11 e Fig. 6.12), dall'altezza variabile e con una o più porte di ingresso. L'handicap di questi sistemi è il volume di aria da trattare che risulta molto elevato e necessita di una ventilazione più spinta. Il dimensionamento del sistema di aspirazione è un passaggio cruciale, poiché deve garantire che gli operai abbiano il minor disturbo e che in corrispondenza della loro posizione ci sia continuamente un ricambio di aria fresca. La captazione degli odori avviene sia dall'alto, sul soffitto della cupola, che dal basso poiché molti elementi ( $H_2S$ ) si addensano nelle zone inferiori.

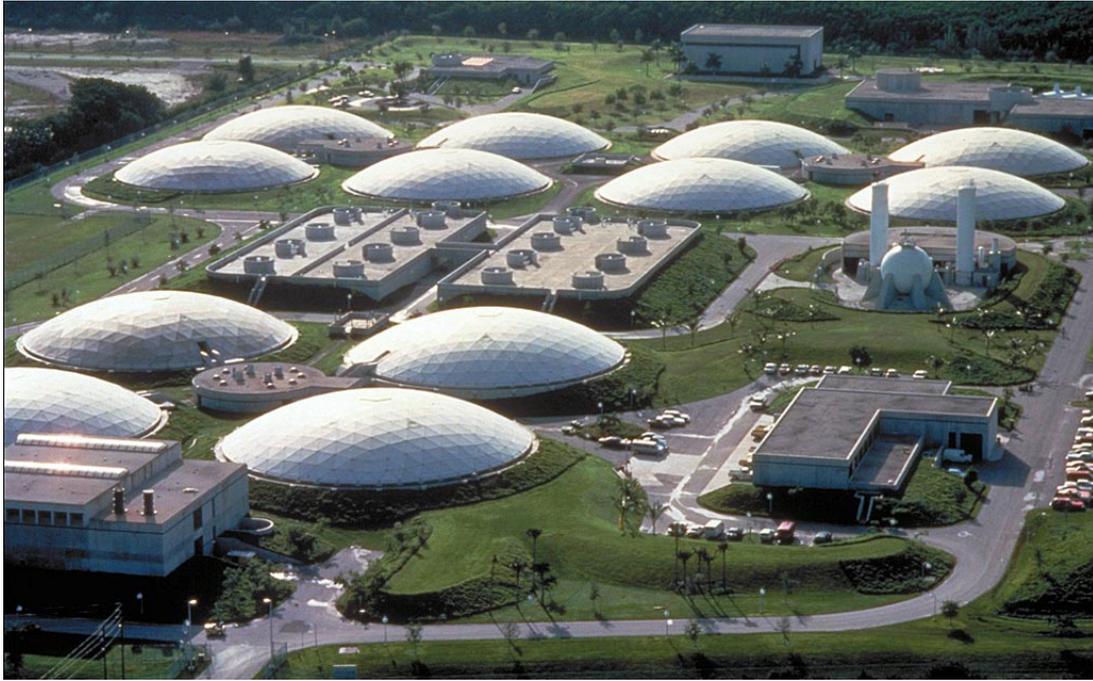


Figura 6.11: Esempio di copertura a cupola per vasche circolari realizzata con pannelli di alluminio [82]. Impianto di trattamento delle acque reflue del distretto North Miami Beach, Florida.



Figura 6.12: Esempio di copertura a cupola per vasca circolare realizzata con pannelli di alluminio [82] - è visibile il sistema di aspirazione e trattamento dell'aria.

I vantaggi delle due opzioni di copertura presentate (accesso consentito agli operatori o impedito) sono indicati in Fig. 6.13 (tratta dal manuale WEF, 2016) [71].

<b>Walk-in cover alternative</b>	
<b>Advantages</b>	<b>Disadvantages</b>
Full access	Require high air exchange rates for worker access
Full visibility	High volume of air to treat
– Wastewater surface	May be considered confined space
– Mechanical equipment	Larger odor control system
– Weir overflows	High external visibility
– Surface collectors	If confined space, need entry permit
Ease of O&M	Need to assess air environment before entering
Limited difference vs uncovered	Higher cost
Easy-to-collect samples	

<b>Limited-to-no access cover alternative</b>	
<b>Advantages</b>	<b>Disadvantages</b>
Not able to enter confined space	Limited visibility
Worker performs tasks in pleasant environment	Limited accessibility
Minimizes air to treat	More difficult to perform O&M
Smaller odor control system	Need to remove cover panel to access internals
Straightforward installation channels	
Worker unable to enter confined space	
Low profile	
Motor drives are outside cover, easy to maintain	

Figura 6.13: Confronto tra due alternative di copertura: accesso consentito (“walk-in-cover”) o impedito (“limited-to-no access”) agli operatori.

Si riportano, brevemente, i materiali di impiego più comuni per la realizzazione delle coperture. La scelta dipende da una serie di aspetti, primo tra tutti la corrosività dell’aria odorosa che deve essere trattata.

- *calcestruzzo*, impiegato perché in grado di sostenere carichi elevati, ma la copertura risulta complessa da rimuovere e poco flessibile. Sul mercato è presente un’ampia gamma di rivestimenti per limitare la corrosione, che rende queste coperture le più costose tra tutte;
- *alluminio*, sottile e molto resistente a trazione e corrosione. Garantisce la leggerezza e la facilità di rimozione che il calcestruzzo non possiede, ma richiede un’analisi approfondita di compatibilità;
- *plastica* con fibre di vetro, che fornisce la maggiore resistenza alla corrosione, è leggera e facile da rimuovere. Tuttavia, richiede manutenzioni specifiche e frequenti;
- *acciaio inox*, dalla buona performance ma più pesante e costoso rispetto all’alluminio;
- *tela*, molto impiegata per le sorgenti areali e per realizzare coperture piatte, facile da smontare, economica ed efficiente ma poco durevole rispetto alle altre soluzioni;
- *legno*, adottato nei sedimentatori ma per brevi periodi, poiché non garantisce lunga durabilità e tende naturalmente a deformarsi;

Un confronto tra le prestazioni dei vari tipi di materiale (WEF, 2016) [71] è riportato in Fig. 6.14, a fine capitolo.

Ad oggi i sistemi di copertura sono fortemente ottimizzati per raggiungere efficienze molto elevate (anche del 95-99%). La performance dipende, oltre che dal tipo di struttura impiegata, dal trattamento scelto

per l'aria osmogena. Non si entrerà nel dettaglio delle tecnologie di trattamento a causa del fatto che non si possiedono informazioni esaurienti sulla composizione dell'aria odorigena che un'eventuale azione di copertura richiederebbe di bonificare. L'analisi è ancora in una fase preliminare di semplice identificazione delle possibili strade da intraprendere. Si può lavorare con processi fisico-chimici oppure biologici.

### 6.3.3.1 Trattamenti chimico-fisici

#### Absorbimento

L'assorbimento o lavaggio chimico compie il "trasferimento di un soluto gassoso da un gas di trasporto inerte in un liquido in cui il soluto è solubile" (Lema et al., 2017) [31]. Il trasferimento è favorito dalla presenza di un'interfaccia liquido-gas sulla quale possono anche avvenire reazioni chimiche tra differenti composti e il soluto da trasferire. La soluzione di lavaggio può essere solo acqua (per la rimozione di ammoniaca, acido solfidrico e composti organici dello zolfo e dell'azoto) oppure contenere sostanze chimiche ( $KMnO_4$  o  $H_2O_2$  ad esempio) per la rimozione di altri composti organici e inorganici. Spesso vengono dosati ipoclorito di sodio  $NaClO$  o idrossido di sodio  $NaOH$  per il controllo del pH. Gli scrubber sono solitamente colonne cilindriche verticali o orizzontali azionate in controcorrente, compatte e poco ingombranti. Tra le varie configurazioni la più comune è quella dei *packed-tower-scrubbers* (Fig. 6.15), in cui l'aria da bonificare è insufflata dal fondo e attraversa un letto di materiale di imballaggio (plastica, ceramica, metallo o grafite) sul quale entra in contatto con la soluzione di lavaggio, distribuita in controcorrente mediante ugelli. L'aria purificata esce dall'alto e il liquido è raccolto sul fondo, per essere poi ricircolato. I tempi di contatto del gas nel letto dipendono ovviamente dalle sue proprietà fisiche e dalle caratteristiche del materiale di imballaggio: possono però raggiungere valori anche molto piccoli (fino a 4 s). Proprio per i tempi di contatto ridotti gli scrubber chimici costituiscono una delle alternative più economiche al trattamento dell'aria odorosa. Inconvenienti sono la gestione e il corretto smaltimento dei prodotti chimici: per questo i costi annui operativi totali, compresa l'energia elettrica, risultano mediamente alti (Lema et al., 2017) [31]. Riassumendo, i vantaggi e gli svantaggi dei sistemi di lavaggio a umido sono:

- *vantaggi*: la tecnologia è affidabile ed estremamente efficace per la rimozione di  $H_2S$  e  $NH_3$ , anche a concentrazioni elevate (Lema et al., 2017) [31]. La manutenzione è semplice, i costi e gli ingombri ridotti;
- *svantaggi*: l'efficienza si riduce per il trattamento dei composti organici. La gestione e lo smaltimento richiedono precise modalità.

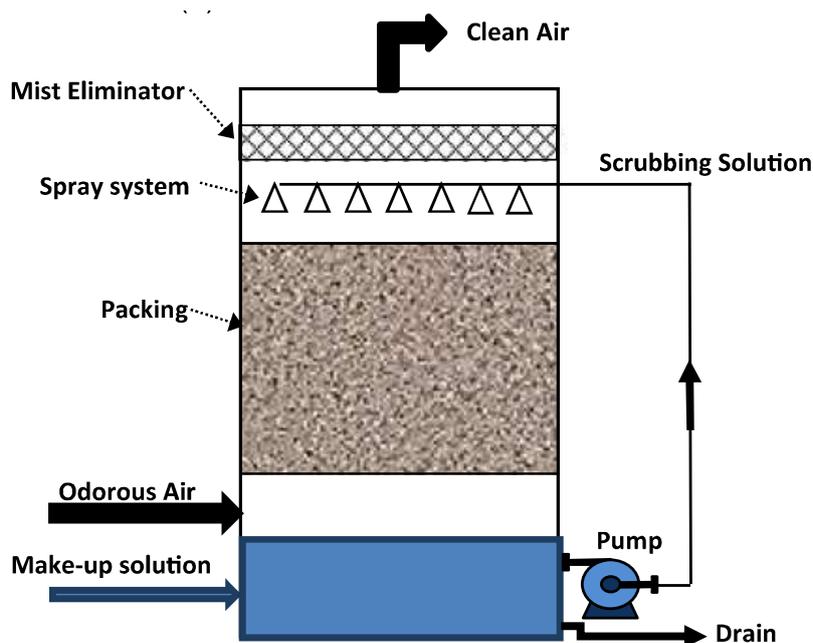


Figura 6.15: Schematizzazione di uno scrubber a umido - Configurazione controcorrente “countercurrent packed tower” (Lema et al., 2017) [31].

## Adsorbimento

Attraverso l'adsorbimento uno o più soluti vengono “trasferiti da un fluido (gas o liquido) sulla superficie di una fase solida” (Lema et al., 2017) [31]. Il processo può essere di tipo fisico o chimico: il primo realizza il trasferimento mediante deboli forze di interazione (van der Waals ad esempio), per cui è esotermico e reversibile; il secondo (noto anche come chemio-adsorbimento) si basa su reazioni chimiche tra i composti maleodoranti e la superficie adsorbente, per cui la rigenerazione del letto risulta più complessa. I sistemi di adsorbimento sono generalmente colonne cilindriche verticali (Fig. 6.16) costituite da un letto di materiale granulare, in grado di assorbire i composti odorigeni fino all'esaurimento. L'allumina, il gel di silice, i zeoliti e i setacci molecolari sono tipicamente impiegati ma il più diffuso è il carbone attivo granulare GAC (riconosciuto anche a livello europeo poiché garantisce un'ottima superficie di scambio), ottenuto a partire da materiali carboniosi (torba, legno, noce, cocco, carbone etc.) e dalla caratteristica porosità. Possono essere impiegati carboni attivi impregnati di sostanze chimiche (ad esempio  $NaOH$ ,  $KOH$ ,  $KMnO$ ), più adatti a rimuovere composti come  $H_2S$ , mentre il carbone attivo vergine consente una maggiore rimozione dei  $VOC$ , più efficace rispetto agli scrubber chimici. L'efficienza di rimozione di un sistema di adsorbimento raggiunge o supera il 98% per concentrazioni da moderate a basse. Il materiale granulare, dopo un certo tempo di azione, esaurisce la sua potenzialità di trattamento e richiede un processo di rigenerazione. La tecnologia è semplice e consolidata: la capacità di adsorbimento del letto filtrante raggiunge il 40% del suo peso, in funzione delle caratteristiche fisico-chimiche ma soprattutto della composizione dell'effluente da trattare. Le colonne di adsorbimento possono contenere fino a 10000 kg di carbone attivo, con altezze del letto fino a 1 m e velocità lineari da 15 a 25 m/min (Lema et al., 2017) [31]. I costi dipendono fortemente dalla performance richiesta al sistema e dal tipo di rigenerazione del letto, ma solitamente quelli operativi annuali sono compresi nel range 7.2 – 200/hm<sup>3</sup> di aria trattata.

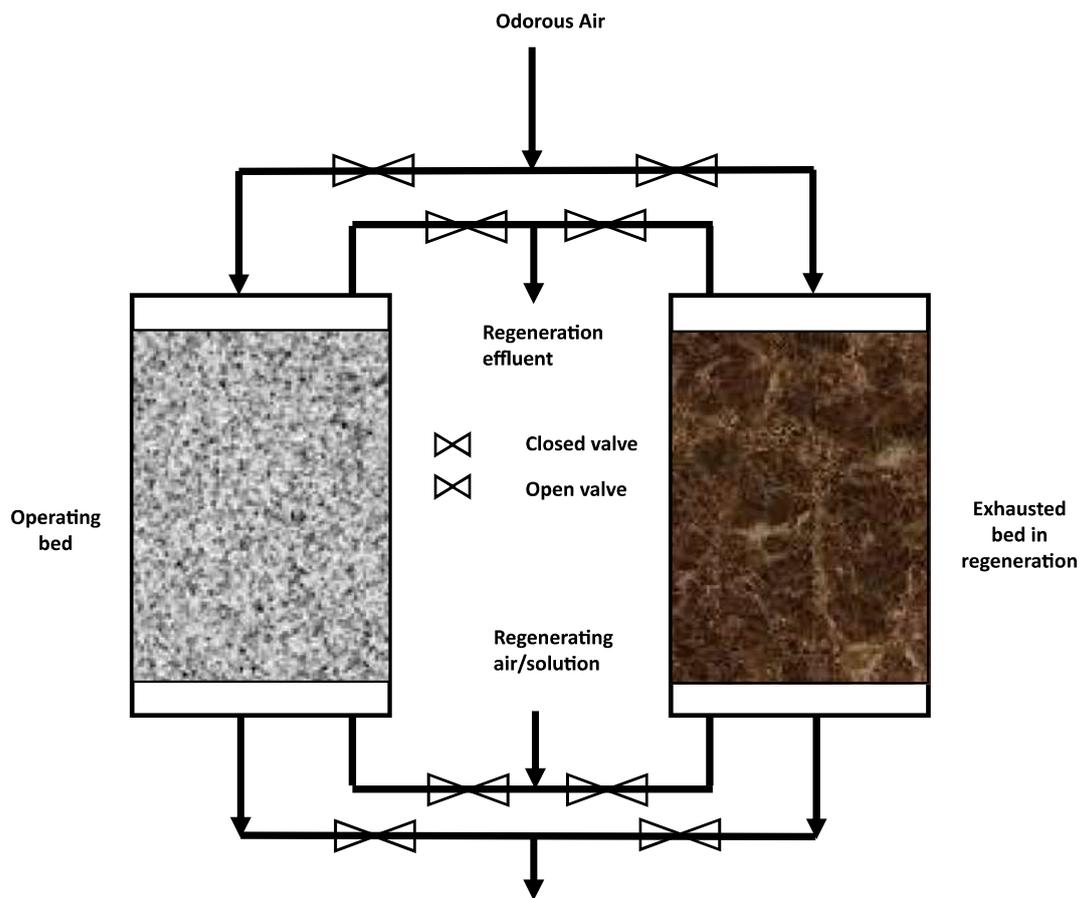


Figura 6.16: Schematizzazione di una colonna di adsorbimento a carbone attivo con sistema di rigenerazione (Lema et al., 2017) [31].

Riassumendo, i vantaggi e gli svantaggi dei sistemi di adsorbimento sono:

- *vantaggi*: sono i dispositivi di trattamento più semplici nel funzionamento e nella gestione, molto adatti alla rimozione dei *COV*;
- *svantaggi*: i costi di rigenerazione del letto e smaltimento del carbone esausto.

### Incenerimento

L'incenerimento realizza un processo di combustione in cui ossigeno atmosferico e calore vengono impiegati per l'ossidazione dei composti odorosi (Lema et al., 2017) [31] in anidride carbonica, ossidi di zolfo e altre sostanze non odorose. Il trattamento avviene negli ossidanti termici *thermal oxidizers* e l'energia è fornita da una fonte di combustibile esterna, tipicamente gas naturale. Tra tutti, gli ossidanti termici rigenerativi (RTO) sono progettati per recuperare parte dell'entalpia dei gas di scarico, impiegandola per il preriscaldamento del flusso influente all'interno di scambiatori ceramici (Fig. 6.17). Si riesce a recuperare fino al 90-95% di energia.

L'efficienza di rimozione di questi sistemi è elevata (97-99%) per i *VOC* ma non superiore a quella degli scrubber. I parametri centrali del dimensionamento sono sicuramente i tempi di permanenza (0.25-0.6 s), la temperatura (800-1000 °C) e la miscelazione del sistema (Lema et al., 2017) [31]. Quest'ultima consente di evitare l'ossidazione parziale dei composti maleodoranti. L'incenerimento è la tecnologia più costosa disponibile per il trattamento, sia in termini di consumo energetico che di costi di investimento. Per questi motivi, e anche a causa delle emissioni di gas serra conseguenti all'impiego di carburante esterno, ad oggi le applicazioni di ossidanti termici per il controllo odori sono limitate.

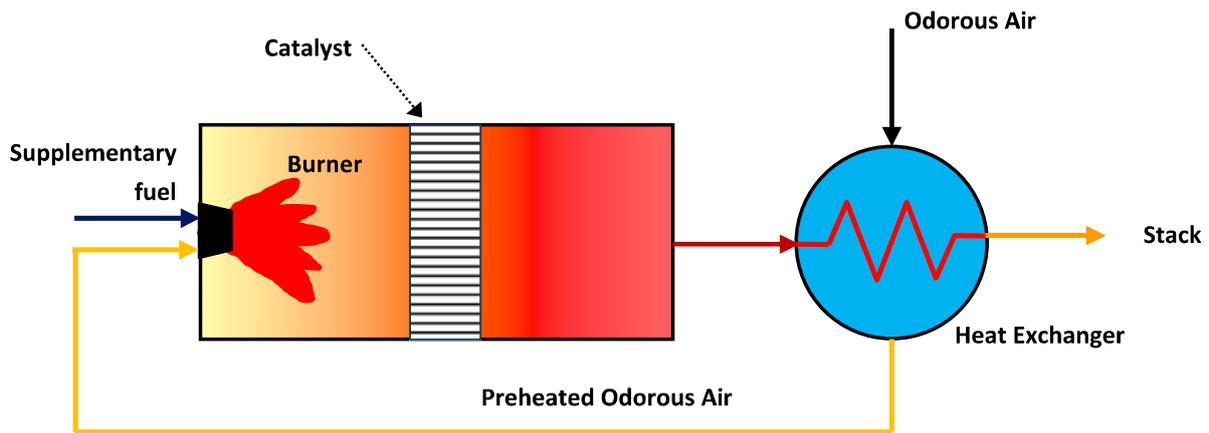


Figura 6.17: Schematizzazione di un ossidatore termico rigenerativo (RTO) (Lema et al., 2017) [31].

Riassumendo, i vantaggi e gli svantaggi dei sistemi incenerimento sono:

- *vantaggi*: l'efficienza riesce a mantenersi elevata per tutti i tipi di composti;
- *svantaggi*: i costi e la complessità di tali sistemi ne limitano fortemente l'impiego;

### 6.3.3.2 Trattamenti biologici

I trattamenti **biologici** dell'aria aspirata sono vantaggiosi perché non comportano l'impiego di prodotti chimici, complessi da manipolare e conservare. Il controllo degli odori è operato dai batteri.

#### Biofiltri

Tra i metodi biologici di trattamento la biofiltrazione è sicuramente la tecnologia più matura, diffusa, economica e semplice da gestire. Un biofiltro convenzionale (Fig. 6.18) è un reattore contenente materiale di imballaggio (solitamente organico) che funge da supporto ad un biofilm microbico in grado di degradare gli inquinanti che dalla fase gassosa vengono trasferiti al suo interno (Lema et al., 2017) [31]. Il trattamento è efficace per inquinanti biodegradabili, non tossici e relativamente poco solubili in acqua (coefficiente di ripartizione gas-liquido all'incirca pari a 1). L'ossidazione dei  $COV$ , dell' $H_2S$  e dell' $NH_3$  è efficace; i prodotti di scarto (carbonati, solfati, nitriti e nitrato) vengono raccolti come percolato sul fondo.

I biofiltri possono essere realizzati all'aperto o al chiuso: quelli aperti sono preferiti anche se maggiormente esposti alle condizioni meteorologiche. L'efficienza raggiunge il 90% e l'energia richiesta è limitata. I costi sono minori rispetto ai trattamenti chimici, ma l'ingombro delle unità di trattamento può essere elevato. Inoltre, è necessario controllare assiduamente le condizioni di umidità, la temperatura, l'ossigeno, i nutrienti, il pH e la struttura del materiale costituente il letto. L'accumulo di specie o l'eccessiva presenza di perdite possono limitare il funzionamento anche in maniera considerevole. Sono prescritti carichi non eccessivi di composti odorigeni: elevate concentrazioni di  $H_2S$  o di  $NH_3$  potrebbero comportare, rispettivamente, l'acidificazione del biofiltro oppure la nitrificazione parziale o nulla. Anche per i  $COV$  un apporto eccessivo di carbonio produrrebbe una crescita elevata di biomassa eterotrofica con un conseguente intasamento del letto. L'ingombro è sicuramente lo svantaggio principale dei biofiltri: cresce all'aumentare della portata da rimuovere e della non solubilità dei composti da trattare. Il vantaggio è l'economia del sistema, sia nella fase di installazione che in quella di gestione. I costi di investimento sono influenzati fortemente dal materiale di imballaggio selezionato. Ad esempio, impiegando letame, segatura e materiali organici commerciali si stimano, per un tempo di contatto di 60s, costi totali annuali variabili tra  $3.4 - 4.1/hm^3$  di aria trattata (Lema et al., 2017) [31].

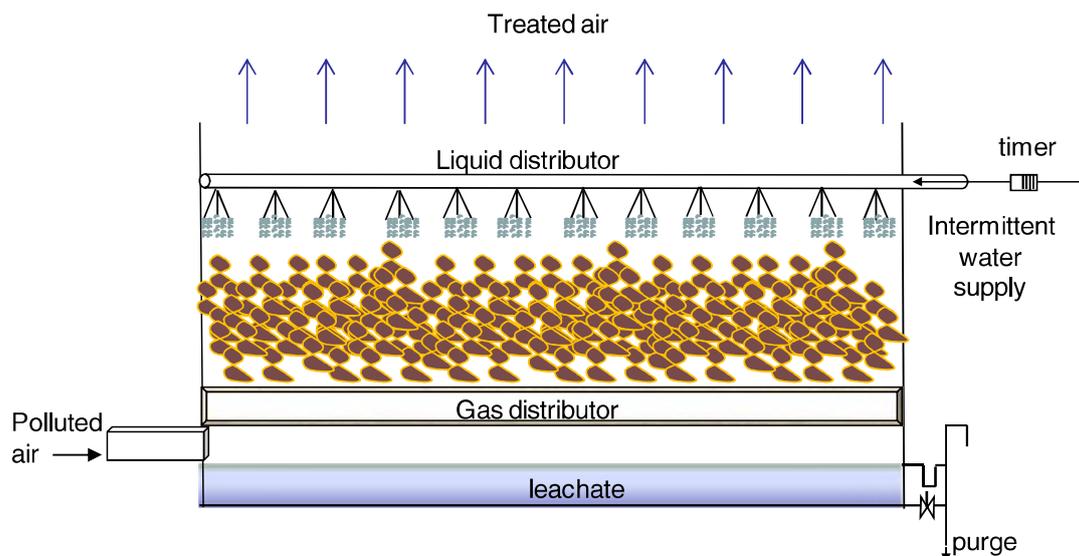


Figura 6.18: Schematizzazione di un biofiltro a letto aperto *open-bed-biofilter* (Lema et al., 2017) [31].

### Biotrickling filters

I biotrickling filters rappresentano un'alternativa valida ai biofiltri per la rimozione dell' $H_2S$  e dei composti moderatamente solubili in acqua (coefficiente di ripartizione liquido-gas compreso tra 0.01 e 1). Il funzionamento di questi sistemi (Fig. 6.19) si discosta dalla biofiltrazione per la presenza di una fase liquida (generalmente acqua) gocciolante sul letto del reattore, costituito anche in questo caso da materiale di imballaggio. Sono previsti il reintegro e lo spurgo di acqua. La configurazione è tipicamente a torre similmente agli scrubber a umido.

Sistemi di questo tipo risultano vantaggiosi per il trattamento di elevati carichi di acido solfidrico, che ostacolerebbero il funzionamento di un biofiltro, ma anche in sostituzione degli scrubber a umido, con le stesse efficienze di trattamento e i medesimi tempi di contatto. Proprio per queste motivazioni è possibile convertire gli scrubber chimici in biotrickling filters, in maniera semplice ed economica, con evidenti risparmi sull'utilizzo di sostanze chimiche. Il fatto che questi sistemi non consentano la rimozione di composti organici e a bassa solubilità ne ha limitato l'impiego per i WWTP, a meno di non realizzarli in maniera complementare ai biofiltri (in alcuni impianti sono realizzati in serie) (Lema et al., 2017) [31].

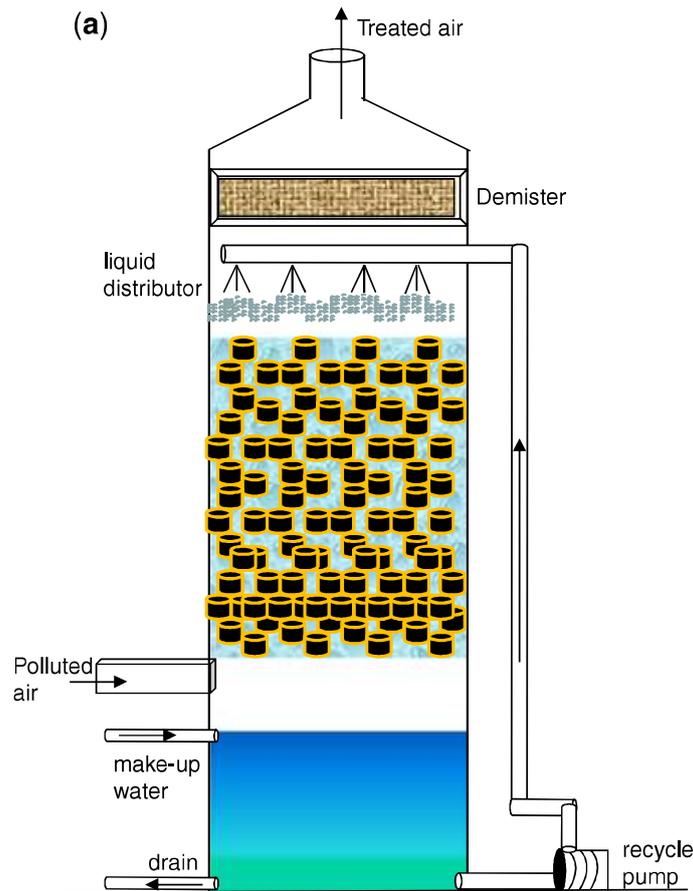


Figura 6.19: Schematizzazione di un biotrickling filter (Lema et al., 2017) [31].

In aggiunta ai processi descritti, negli ultimi anni si è registrata una larga diffusione di alcune tecnologie biologiche dette emergenti (EBT). Le più interessanti per i composti e le sorgenti emissive oggetto di studio sono i bioreattori a partizione bifase (TPPB) e a membrana. Si rimanda al lavoro di Lema et al., (2017) [31] per la descrizione del meccanismo di funzionamento e delle efficienze di rimozione. L'obiettivo delle tecnologie emergenti è quello di sopperire ad alcune limitazioni dei metodi biologici (ad esempio il trattamento di inquinanti gassosi idrofobici o *VOC* tossici moderatamente solubili) che comportano una riduzione dell'efficienza. Ad esempio, i reattori TPPB sono caratterizzati dall'aggiunta di una fase non acquosa (NAP) (Lema et al., 2017) [31] affine agli inquinanti da rimuovere, la cui presenza riesce a massimizzare la performance dell'abbattimento. Esempi di NAP sono l'olio di silicone, l'acetato di vinile e l'etilene. L'efficienza di rimozione di COV moderatamente solubili come benzene, toluene, etilbenzene e xilene (BTEX) è stimata superiore al 95%.

Si cita la tecnologia ASR, *Activated Sludge Recycling*, più di prevenzione che di controllo degli odori: essa comporta il ricircolo dei fanghi attivi batterici provenienti dal chiarificatore secondario o dalla vasca di aerazione in testa all'impianto di trattamento. I batteri presenti nei fanghi attivi sono in grado di biodegradare i composti odorigeni organici o inorganici costituenti il refluo in ingresso. Più che una strategia di trattamento l'ASR è una modifica operativa al processo produttivo, dai bassi costi di investimento e operativi (limitati al solo pompaggio dei fanghi). Alcuni autori hanno riportato una riduzione dell'87-98% della concentrazione di  $H_2S$  e del 60% degli odori.

Infine, si riporta in Fig. 6.20 una tabella tratta dal manuale (Lema et al., 2017) [31] che identifica i valori tipici di efficienza di rimozione per alcune delle tecnologie descritte nei paragrafi precedenti.

Parameter	ADS	ABS	INC	BF	BTF
1 H <sub>2</sub> S LR <sup>a</sup>	375	550	ND	18	125
2 VOC LR <sup>b</sup>	3000	900	4500	8	62
3 GHG LR	3000	ND	4500	ND	ND
4 NH <sub>3</sub> LR	250	375	1000	7	75
5 H <sub>2</sub> S RE	>99	>99	ND	>97	>97
6 VOC RE	>99	50–90	90–99	70–80	20–30
7 GHG RE	80–90	<5*	80–95	20–30*	<5*
8 NH <sub>3</sub> RE	>99	>99	ND	100	100

Figura 6.20: Efficienze di rimozione per le seguenti tecnologie: adsorption (ADS), absorption (ABS), incineration (INC), biofilter (BF), biotrickling filter (BTFs) (Lema et al., 2017) [31].

## 6.4 Modellazione dello scenario emissivo mitigato

Alla luce degli interventi mitigativi discussi nei paragrafi precedenti si è proceduto alla modellazione della dispersione considerando due soluzioni, relativamente alla sedimentazione primaria, e in aggiunta alla realizzazione dei biofiltri:

1. copertura delle vasche, allo scopo di fornire una simulazione della dispersione di odore nella migliore delle ipotesi di mitigazione. È questa un'alternativa complessa e costosa da implementare, dato il numero e la dimensione dei bacini di sedimentazione dell'impianto, ma che comporterebbe l'efficienza massima;
2. aggiunta di agenti mascheranti o neutralizzanti, allo scopo di indagare la performance di una delle soluzioni più impiegate nella pratica industriale, perché più semplice e meno costosa, seppur dall'incerta efficacia;

Lo studio ha lo scopo di definire gli estremi entro i quali possono essere collocati tutti gli altri possibili interventi, dal momento che la copertura e l'impiego di agenti mascheranti o neutralizzanti rappresentano, rispettivamente, le azioni con la maggiore e minore efficienza. Il confronto con lo scenario emissivo attuale consentirà di visualizzare l'efficacia degli interventi analizzati.

### 6.4.1 Copertura dei sedimentatori

È stata condotta un'indagine tra le principali ditte produttrici di sistemi di copertura per vasche di sedimentazione primaria. Molti impianti di trattamento hanno deciso di adottare questo intervento poiché l'elevato costo di investimento è recuperato negli anni dall'alta efficienza che esso garantisce. Si cita, ad esempio, il sistema di copertura CLARICOVER™ della ditta Eco-membrane [83] che, insieme ad altre, è stata intervistata allo scopo di fornire un dato reale di efficienza di questi interventi, che possa essere impiegato nell'analisi modellistica. Tutti i produttori hanno sottolineato che la forte necessità di avere sistemi compatibili con le operazioni di manutenzione e ispezione delle vasche ha portato negli anni a progettare coperture estremamente versatili, sicure e facili da smontare. Il brevetto CLARICOVER™ (Fig. 6.21), ad esempio, prevede l'installazione di una struttura portante in acciaio inox lungo il perimetro della vasca, dotata di una passerella laterale larga circa 70 cm e alta 2 m, che ingloba anche l'eventuale presenza del ponte girevole sul pelo libero dell'acqua. La copertura della struttura è a forma di calotta sferica in PVC e possiede al suo interno [90] una membrana permeabile a diaframma che riduce notevolmente il volume di aria da bonificare, e dunque i costi e consumi energetici del sistema di aspirazione. L'aria viene immessa al di sopra della membrana, la attraversa e cattura la miscela odorosa. Le ditte forniscono, assieme alla copertura, il sistema di ventilazione, una serie di valvole di regolazione del flusso in ingresso al trattamento e dei dispositivi di controllo della pressione nella cappa.

Il dimensionamento dei ventilatori deve essere condotto in modo da garantire continuamente l'afflusso di aria pulita e il ricambio di quella contaminata. Tutte le moderne coperture prevedono portelli di ingresso e uscita per gli operatori, realizzati in modo da evitare la dispersione all'esterno di emissioni odorigene e mantenere la pressurizzazione dell'ambiente interno. La manutenzione è ridotta al minimo e la durata elevata.

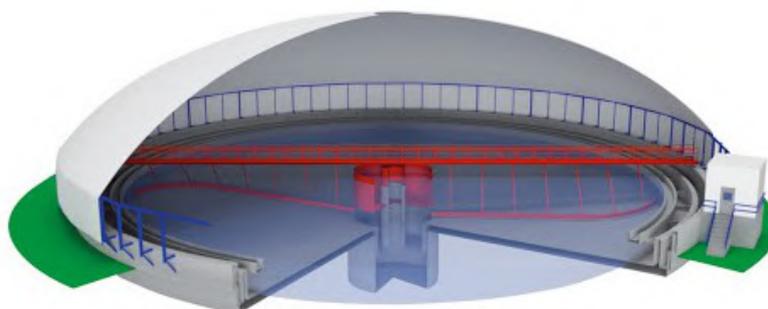


Figura 6.21: Sistema di copertura CLARICOVER™ della ditta intervistata Eco-membrane [83].

L'efficienza complessiva di un sistema di copertura, trasporto e trattamento dell'aria dipende dalle prestazioni dei suoi singoli componenti. Le coperture, ad oggi, sono in grado di ridurre al minimo le perdite di aria nella camera di aspirazione e nel sistema di convogliamento. L'efficienza del trattamento dipenderà dalla tipologia di soluzione scelta.

Per la simulazione della dispersione atmosferica sull'impianto in esame si è ipotizzata un'efficienza massima di rimozione di odore del **98%**, considerando nulle le emissioni fuggitive dalla copertura. Pertanto, il calcolo del tasso di emissione per le vasche di sedimentazione è stato semplicemente ottenuto considerando il 2% dell'OER relativo allo scenario attuale. Le altre sorgenti di emissione sono le medesime, ad eccezione del piazzale di stoccaggio dei fanghi che è sostituito dai biofiltri. Si riportano, in Tab. 6.2, i tassi di emissione di odore input del modello di dispersione. Le simulazioni sono state condotte, come nella fase precedente, per l'intero anno 2018 e per i mesi di gennaio 2018 e 2015.

Tabella 6.2: OER relativi allo scenario emissivo mitigato con copertura dei sedimentatori.

ID	Descrizione	OER [OU/s]	%
e	Piazzale sabbie	5767.84	44.20%
f	Biofiltro	3333.33	24.43%
b	Dissabbiatura	2880.00	20.80%
a	Grigliatura	744.16	5.20%
d	Essiccamento	661.83	3.67%
c1-c4	Sed. primaria	254.85	1.70%
Totale		13642.01	100%

### Anno 2018 e gennaio 2018

La mappa di concentrazione per l'anno 2018 è riportata in Fig. 6.22 *a fine capitolo*.

Come atteso, i due interventi introdotti sull'impianto ne riducono massivamente l'impatto olfattivo. L'isopleta di  $1 \text{ OU}/\text{m}^3$ , che allo scenario attuale raggiungeva recettori posti a distanze anche di 6 km dall'impianto, ora investe solo il vicino centro abitato di Settimo. Se si considerano poi, la sovrastima nei tassi di emissione che comporta la procedura impiegata e la componente soggettiva nella percezione

della molestia olfattiva, si può sicuramente confermare che la copertura delle vasche annulla di fatto il problema dell'odore. In Tab. 6.3 sono riportati i valori delle aree interne alle isoplete. La concentrazione di  $5 \text{ OU}/\text{m}^3$  rimane confinata nel perimetro dell'impianto. Le arterie stradali nelle vicinanze restano dei recettori sensibili.

Tabella 6.3: Aree della mappa di concentrazione di odore.

$\text{OU}/\text{m}^3$	Area [ $\text{km}^2$ ]
5	0.74
3	1.88
1	7.40

L'andamento delle concentrazioni simulate per il solo mese di gennaio 2018 è, invece, visibile in Fig. 6.23 a fine capitolo.

In termini di aree le due simulazioni risultano analoghe (Tab. 6.4).

Tabella 6.4: Aree della mappa di concentrazione di odore.

$\text{OU}/\text{m}^3$	Area [ $\text{km}^2$ ]
5	0.55
3	1.38
1	7.55

Il loro confronto è riportato in Fig. 6.24 con uno zoom sull'impianto di trattamento.

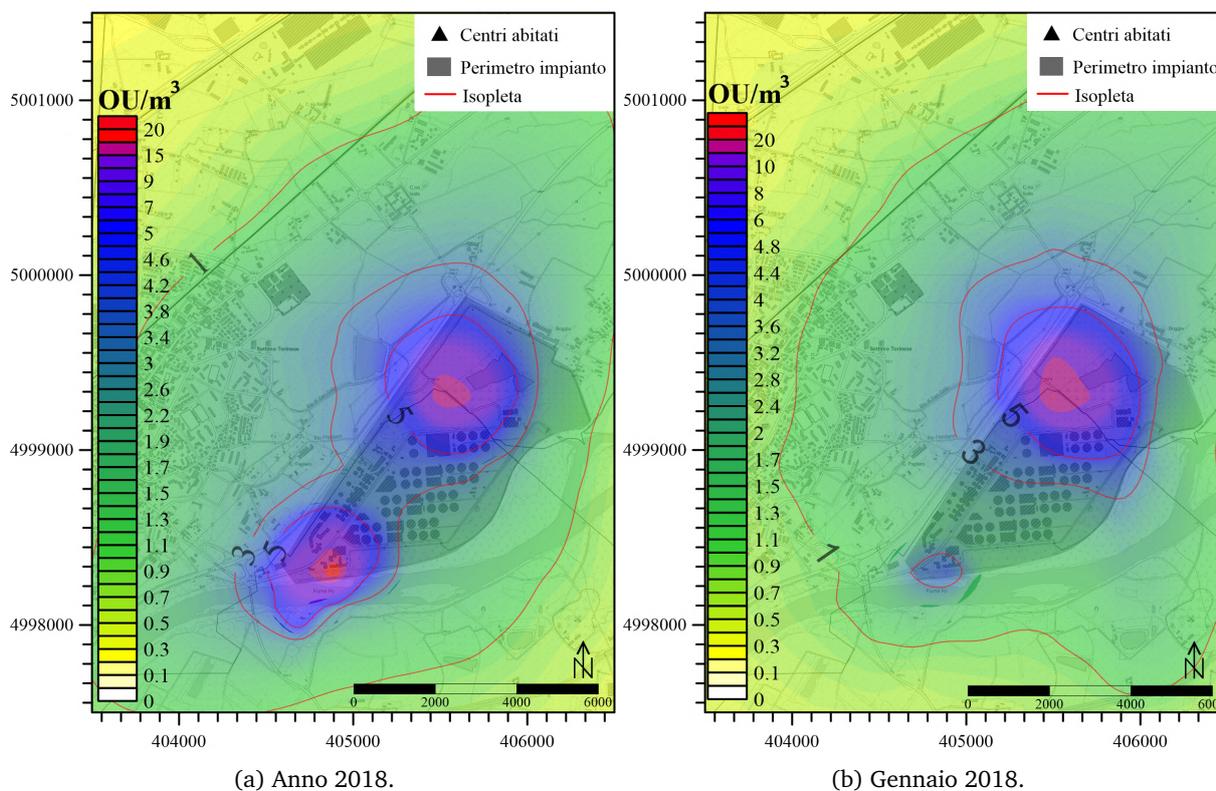


Figura 6.24: Anno2018vsGennaio2018, zoom sull'impianto.

Per l'anno 2018 le concentrazioni più alte si registrano in corrispondenza dei dissabbiatori e del piazzale di stoccaggio sabbie. Il valore massimo è  $19.44 \text{ OU}/\text{m}^3$ . La sezione di dissabbiatura, pur essendo la terza sorgente in termini di emissione, contribuisce alla stregua delle altre.

## gennaio 2015

L'analisi modellistica condotta per il mese di gennaio 2015 rivela, concordemente allo scenario attuale, una maggiore estensione del plume inquinante, con delle propaggini evidenti in direzione NE e SO. Tuttavia, il calcolo delle aree (Tab. 6.5) mostra, a differenza dello scenario attuale, che i valori delle isoplete a 3 e 5  $OU/m^3$  sono concordi con le simulazioni del 2018, a conferma che un intervento drastico come la copertura delle vasche è efficace in ogni condizione meteorologica.

Tabella 6.5: Aree della mappa di concentrazione di odore.

$OU/m^3$	Area [ $km^2$ ]
5	0.53
3	1.37
1	11.56

Come per lo scenario attuale, il mese di gennaio 2015 presenta concentrazioni maggiori del 2018, ma in questo caso le differenze sono molto più ridotte. Il massimo valore si raggiunge in corrispondenza del piazzale fanghi e si attesta a 27.7  $OU/m^3$ .

### 6.4.2 Aggiunta di agenti mascheranti o neutralizzanti

La diffusione di questa tipologia di intervento è legata alla sua semplicità di installazione e gestione, ma soprattutto ai costi più contenuti rispetto ad altre tecnologie. L'aggiunta di agenti mascheranti o neutralizzanti l'odore è una soluzione poco impattante per la struttura dell'unità di trattamento e che non limita le operazioni necessarie al suo mantenimento. I costi potrebbero essere importanti solamente per quanto riguarda la gestione in impianto dei prodotti chimici impiegati.

La scelta della tipologia di prodotto da applicare è complessa: sul mercato sono disponibili tante soluzioni, di cui spesso i produttori forniscono poche e non dettagliate informazioni. Si riportano, a mo' di esempio, due alternative ricercate sul web, per le quali sono state rintracciate le aziende produttrici che hanno fornito un valore di efficienza di abbattimento.

La tecnologia *Lagun'Air*® [85], brevettata dall'azienda tedesca Biothys™, è progettata per il trattamento delle emissioni odorigene provenienti da sorgenti areali attive o passive (piscine, stagni, vasche di dimensioni notevoli sia in stagnazione che in movimento). Si tratta di una miscela liquida (nota come molecola attiva) (Fig. 6.26), giallastra e insolubile in acqua, biodegradabile al 90% e in grado di neutralizzare l'odore se applicata di sopra o immediatamente al di sotto della superficie liquida. Presenta problematiche di corrosività e irritazione, pertanto richiede precise modalità di maneggiamento, luoghi ventilati di stoccaggio e dispositivi di protezione individuale per gli operatori. Le gocce di prodotto, una volta distribuite sulle superficie o poco al di sotto, si diffondono molto rapidamente perché costituite da una bassa tensione superficiale rispetto all'acqua. La dispersione della sostanza sulla superficie liquida è descritta come "micellare". Il contatto con le molecole maleodoranti genera una reazione chimica che consente la neutralizzazione della molestia olfattiva.

L'azienda produttrice ha fornito la scheda tecnica con i componenti della miscela. La concentrazione maggiore riguarda l'alcool iso-nonilico (15-25%, molto usato per la produzione di plastificanti e prodotti igienici), seguito da eugenolo (composto aromatico dall'odore piacevole e speziato), acetato di nerile (monoterpene applicatissimo in profumeria), geraniolo (alcol terpenico dall'aroma di malvasia presente in molte essenze estratte dalle piante), citrale (aldeide non satura dal tipico odore di limone) e alpha-pinene (isomero del pinene, si trova negli oli di molte specie di alberi).

Il vantaggio di soluzioni di questo tipo è la versatilità nella programmazione: è possibile impostare

le fasce orarie e le quantità di prodotto applicabili, oppure di regolare il dosaggio in funzione della direzione del vento, in modo da assicurare l'iniezione di una quantità maggiore di soluzione nel caso di condizioni meteorologiche sfavorevoli. L'applicazione del prodotto può avvenire mediante spruzzatori, atomizzatori oppure a gravità: gli ugelli, verticali, il cui numero è funzione della dimensione della vasca e della quantità di prodotto, vengono disposti sul perimetro dei serbatoi circolari, a distanze fissate in modo da coprirne l'intera superficie. I tubi sono generalmente rigidi e partono dal fondo della vasca, in modo tale da essere protetti dal congelamento.

Il valore di efficienza di rimozione dichiarato dalla ditta produttrice per questo tipo di tecnologia si aggira tra l'80 e l'85%.



Figura 6.26: Esempio di applicazione della tecnologia Lagun'Air® relativa ad una vasca di decantazione. Sono visibili sulle due pareti gli ugelli di diffusione.

Molte aziende hanno brevettato persino un sistema combinato di gestione e dosaggio dei prodotti chimici accoppiato a un naso elettronico in grado di rilevare la concentrazione di odore. Un esempio sono i sistemi nebulizzanti brevettati dalla ditta MGF [86], che, a differenza della precedente tecnologia, impiegano una miscela di acqua nebulizzata e prodotti chimici neutralizzatori. I meccanismi di azione che l'azienda dichiara per la miscela sono essenzialmente due. Anzitutto, il contatto, nella porzione di atmosfera sovrastante la vasca, tra l'acqua nebulizzata e le molecole maleodoranti consente la precipitazione di queste ultime e un primo effetto deodorizzante. Per tempi più lunghi, invece, alla deodorizzazione si aggiunge la completa neutralizzazione dell'odore. Il prodotto è completamente biodegradabile e va diluito in acqua nebulizzata con una concentrazione compresa tra lo 0.5 e il 4%. I composti chimici sono molto simili a quelli visti per l'esempio precedente, e determinano un odore complessivo della miscela liquida gradevole e a leggera profumazione di pino. Tra essi, la soluzione contiene dipropilen-glicol-monometiletere e acido fosforico. Le modalità di gestione e le protezioni sono le stesse del caso precedente. Contrariamente, però, il prodotto non è classificato come pericoloso ed è solubile in acqua in tutti i rapporti. L'efficienza di abbattimento dichiarata dall'azienda produttrice si attesta, in questo caso, tra l'85 e il 90%.

La ditta ha proposto due possibili soluzioni di installazione:

- la realizzazione di un'unica struttura centrale a testa rotante che copra, grazie al suo movimento, l'intera superficie della sorgente;
- la costruzione di una griglia sulla vasca, sostenuta da tiranti, con ugelli equi-spaziati.

I costi di installazione e gestione variano con l'estensione delle superfici e la frequenza di dosaggio: la ditta ha fornito, indicativamente, per le vasche in questione un prezzo minimo di 6000€-7000€ per il solo acquisto e montaggio dei componenti l'impianto. Il prodotto neutralizzante ha un costo pari in media

a 350e per ogni tanica da 30l. Gli ugelli nebulizzatori sono generalmente realizzati in acciaio o ottone e dotati di dispositivo antigoccia, settato ad un valore di pressione. I diametri sono variabili nel range 15-120  $\mu\text{m}$ .

Alla luce delle considerazioni fatte e dell'indagine sui principali prodotti disponibili in commercio si è ipotizzato un valore medio di efficienza per questa tipologia di intervento dell'85%. L'analisi modellistica è stata dunque implementata considerando una riduzione dell'85% della concentrazione di odore relativa alle unità di sedimentazione primaria. Le altre sorgenti emissive rimangono invariate. Il piazzale fanghi è, anche questa volta, sostituito completamente dai due biofiltri. Si riportano, in Tab. 6.6, i tassi di emissione.

Tabella 6.6: OER relativi allo scenario emissivo mitigato con aggiunta di agenti neutralizzanti o mascheranti.

ID	Descrizione	OER [OU/s]	%
e	Piazzale sabbie	5767.84	37.70%
f	Biofiltro	3333.33	21.78%
b	Dissabbiatura	2880.00	18.83%
c1-c4	Sed. primaria	1911.34	12.49%
a	Grigliatura	744.16	4.87%
d	Essiccamento	661.83	4.33%
	Totale	15298.5	100%

### Anno 2018 e gennaio 2018

La mappa delle concentrazioni orarie al 98° percentile previste per l'anno 2018 è riportata in Fig. 6.27 a *fine capitolo*. I valori delle aree comprese all'interno delle isoplete sono mostrati in Tab. 6.7.

Tabella 6.7: Aree della mappa di concentrazione di odore.

$OU/m^3$	Area [ $km^2$ ]
5	1.48
3	3.34
1	11.54

Lo scenario emissivo è peggiorato rispetto al caso precedente ma non in maniera molto pronunciata. Il centro abitato posto nelle immediate vicinanze dell'impianto rimane l'unico coinvolto: l'isopleta di 1  $OU/m^3$  è maggiormente sviluppata in direzione NE. Dal lato della collina, l'andamento è pressoché lo stesso. Differenze maggiori si riscontrano nell'isopleta di 3  $OU/m^3$  che coinvolge, seppur in maniera limitata, parte dell'abitato e in quella di 5  $OU/m^3$  che non rimane più confinata all'interno dell'impianto ma comprende anche la vicina arteria stradale. Le variazioni non molto evidenti tra questo scenario e l'intervento precedente suggeriscono che una soluzione mitigativa la cui efficienza si attesti sull'80-85% può essere ritenuta accettabile. Ovviamente, le simulazioni sono state condotte ipotizzando che si raggiunga, nella realtà, il valore di efficienza dichiarato dalle aziende produttrici.

Il confronto per l'anno 2018 tra i risultati dei due scenari analizzati (Fig. 6.28), con uno zoom sull'impianto di depurazione, mostra il contributo dei sedimentatori che, in un caso, si annulla completamente:

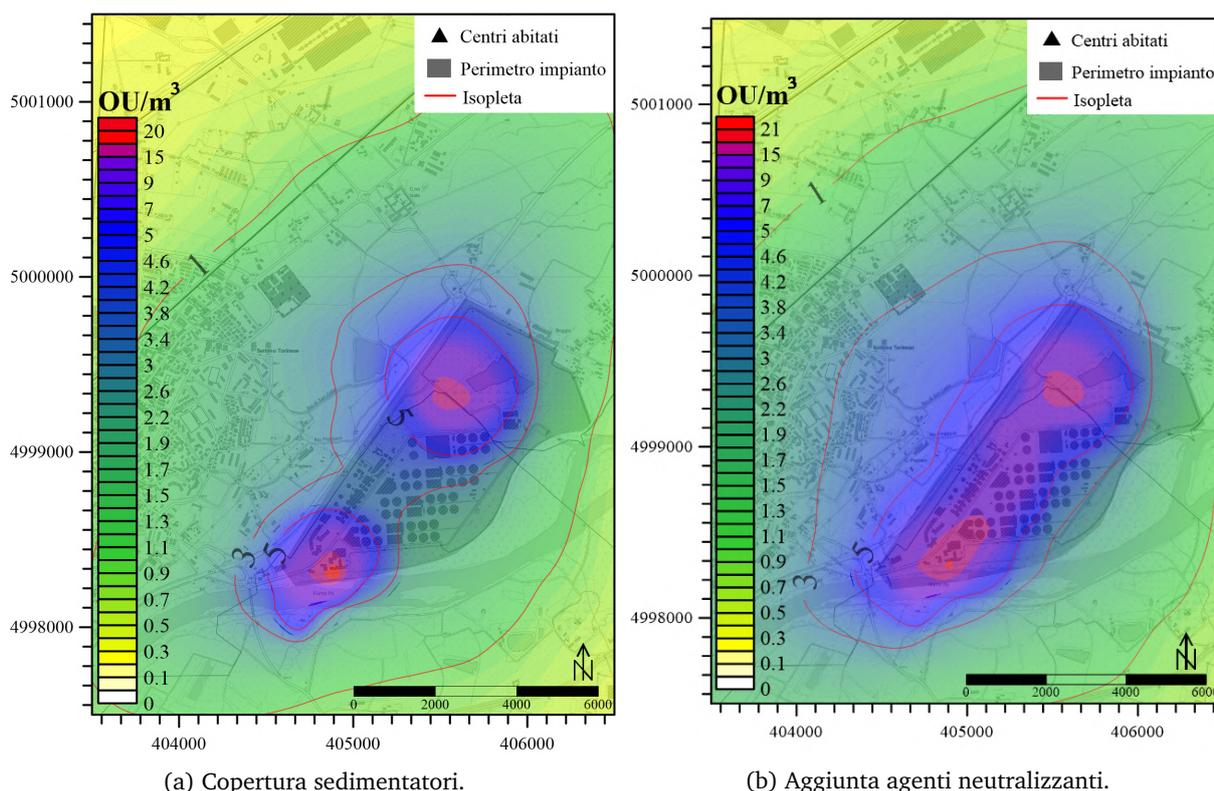


Figura 6.28: Anno2018: confronto tra i due scenari mitigati, zoom sull'impianto.

In termini di valori massimi le due simulazioni sono concordi: il picco di concentrazione si raggiunge sempre in concomitanza della sezione di dissabbiatura ( $19.44 \text{ OU}/\text{m}^3$  per lo scenario con copertura e  $21.44 \text{ OU}/\text{m}^3$  per gli agenti neutralizzanti). L'area del piazzale è la seconda zona di accumulo dell'impianto con concentrazioni, anche se di poco, inferiori all'area dei trattamenti preliminari. È questo un aspetto che caratterizza le simulazioni allo scenario mitigato: pur costituendo la terza sorgente in termini di emissioni, i dissabbiatori registrano un accumulo di concentrazione elevato. Ciò è probabilmente legato ai dati anemometrici: la zona di dissabbiatura è maggiormente esposta ai venti in direzione SE, frequenti ma meno intensi rispetto a quelli verso NE, che invece determinano una maggiore dispersione del plume in questa direzione.

La mappa delle concentrazioni orarie al 98° percentile previste per il mese di gennaio 2018 è riportata in Fig. 6.29; in Tab. 6.8 le aree.

Tabella 6.8: Aree della mappa di concentrazione di odore.

$\text{OU}/\text{m}^3$	Area [ $\text{km}^2$ ]
5	0.59
3	1.51
1	7.04

Le differenze tra questo scenario emissivo e l'intervento di copertura (Fig. 6.23) sono minime, dal momento che l'estensione delle isoplete è la stessa. L'unica dissomiglianza riguarda i sedimentatori. Come si evince dal confronto tra i due scenari mitigati in Fig. 6.30, i massimi di concentrazione si registrano nell'area piazzale+biofiltri, con valori coincidenti ( $20.27 \text{ OU}/\text{m}^3$  e  $20.29 \text{ OU}/\text{m}^3$ ). Pertanto, in un intervallo di simulazione come il mese di gennaio 2018, l'impiego dell'una o dell'altra soluzione mitigativa può ritenersi quasi ininfluenza.

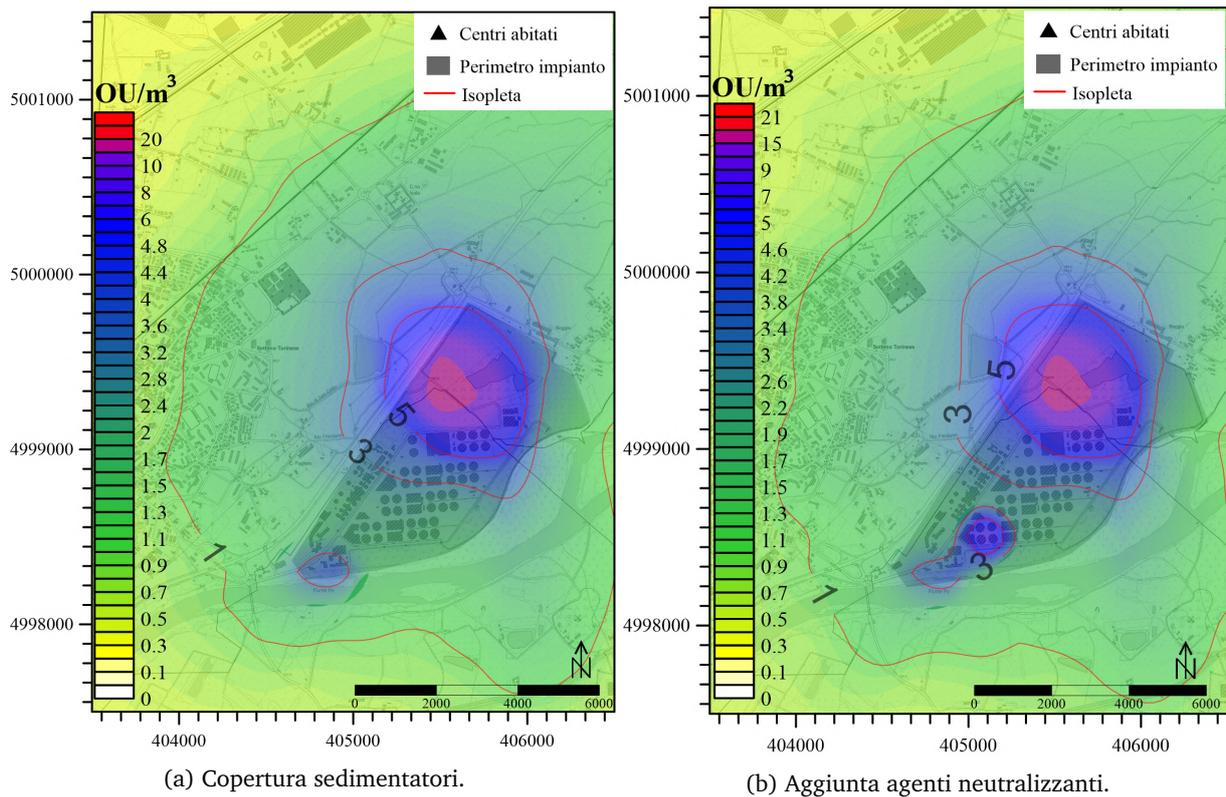


Figura 6.30: Gennaio 2018: confronto tra i due scenari mitigati, zoom sull'impianto.

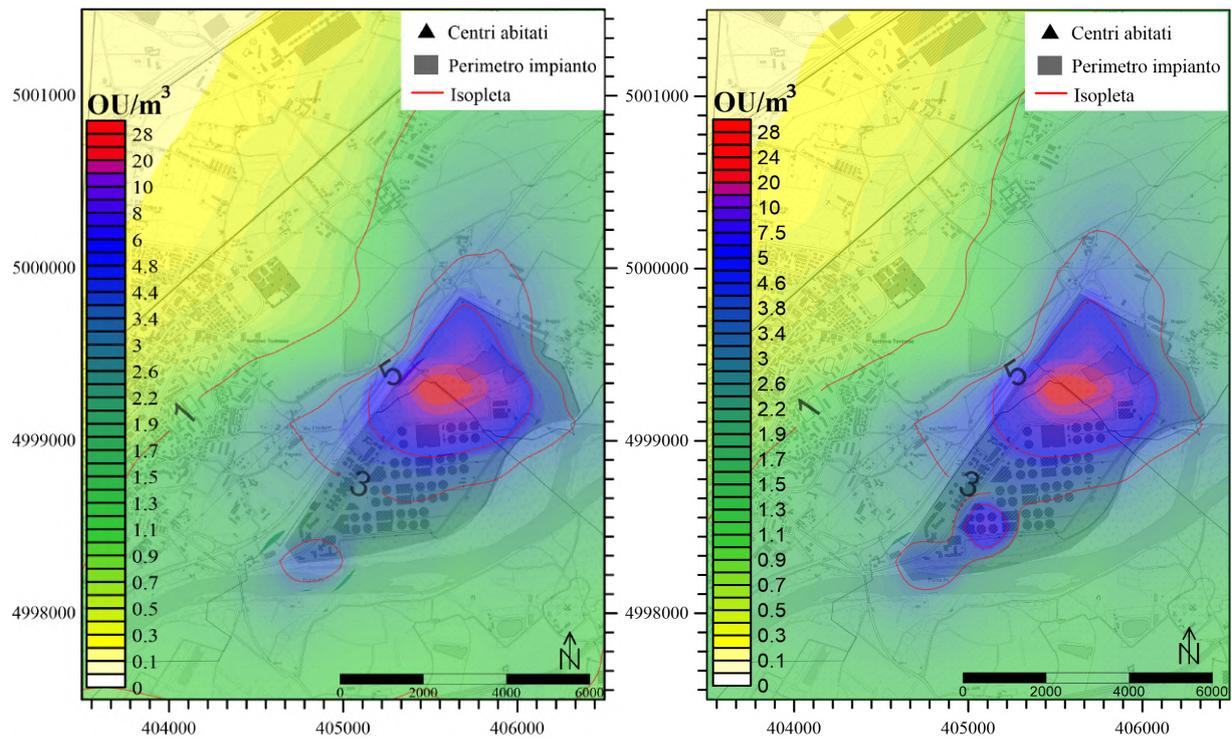
### Gennaio 2015

La mappa relativa al mese di Gennaio 2015 è riportata in Fig. 6.31. Anche in questo caso le differenze con il precedente scenario emissivo mitigato risultano minime.

Tabella 6.9: Aree della mappa di concentrazione di odore.

$OU/m^3$	Area [ $km^2$ ]
5	0.59
3	1.62
1	15.04

Il confronto tra gli zoom sull'impianto (Fig. 6.32) mostra come unica variazione il contributo delle vasche di sedimentazione primaria:



(a) Copertura sedimentatori.

(b) Aggiunta agenti neutralizzanti.

Figura 6.32: Gennaio 2015: confronto tra i due scenari mitigati, zoom sull'impianto.

Cover material of construction	Ease of maintenance <sup>a</sup>	Durability <sup>a</sup>	Corrosion resistance <sup>a</sup>	Application <sup>b</sup>		Cost <sup>c</sup>
				Short term application	Long term application	
Concrete	E	E	P	N	Y	E
Aluminum	E	E	G-E	Y-N	Y	E
FRP	G-E	G-E	E	Y-N	Y	E
Stainless Steel	E	E	G-E	N	Y	E
Canvas	G	P	G-E	Y	Y-N	M
Air supported canvas	P-G	P	E	Y	N	I-M
Wood	P	P-G	P	Y	N	I
Plastic	G	P	E	Y	N	I

<sup>a</sup>Poor – P  
Good – G  
Excellent – E

<sup>b</sup>Yes – Y  
No – N

<sup>c</sup>Inexpensive – I  
Moderate – M  
Expensive – E

Figura 6.14: Confronto tra i materiali tipici con cui vengono realizzate le coperture (tratto da WEF, 2016) [71].

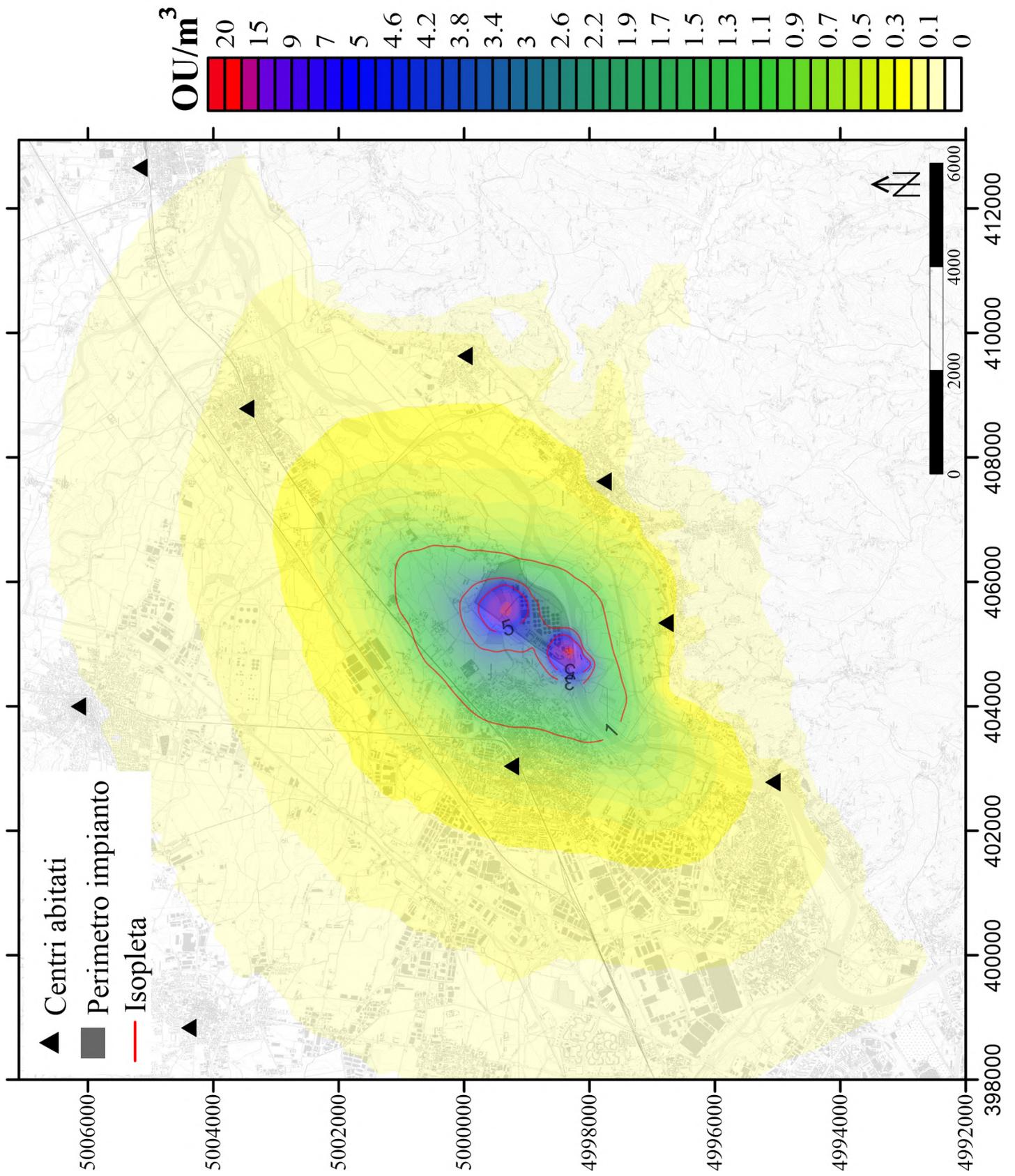


Figura 6.22: Mappa di concentrazione di picco di odore al 98° percentile-Copertura sedimentatori, Anno 2018. Scala 1:1000

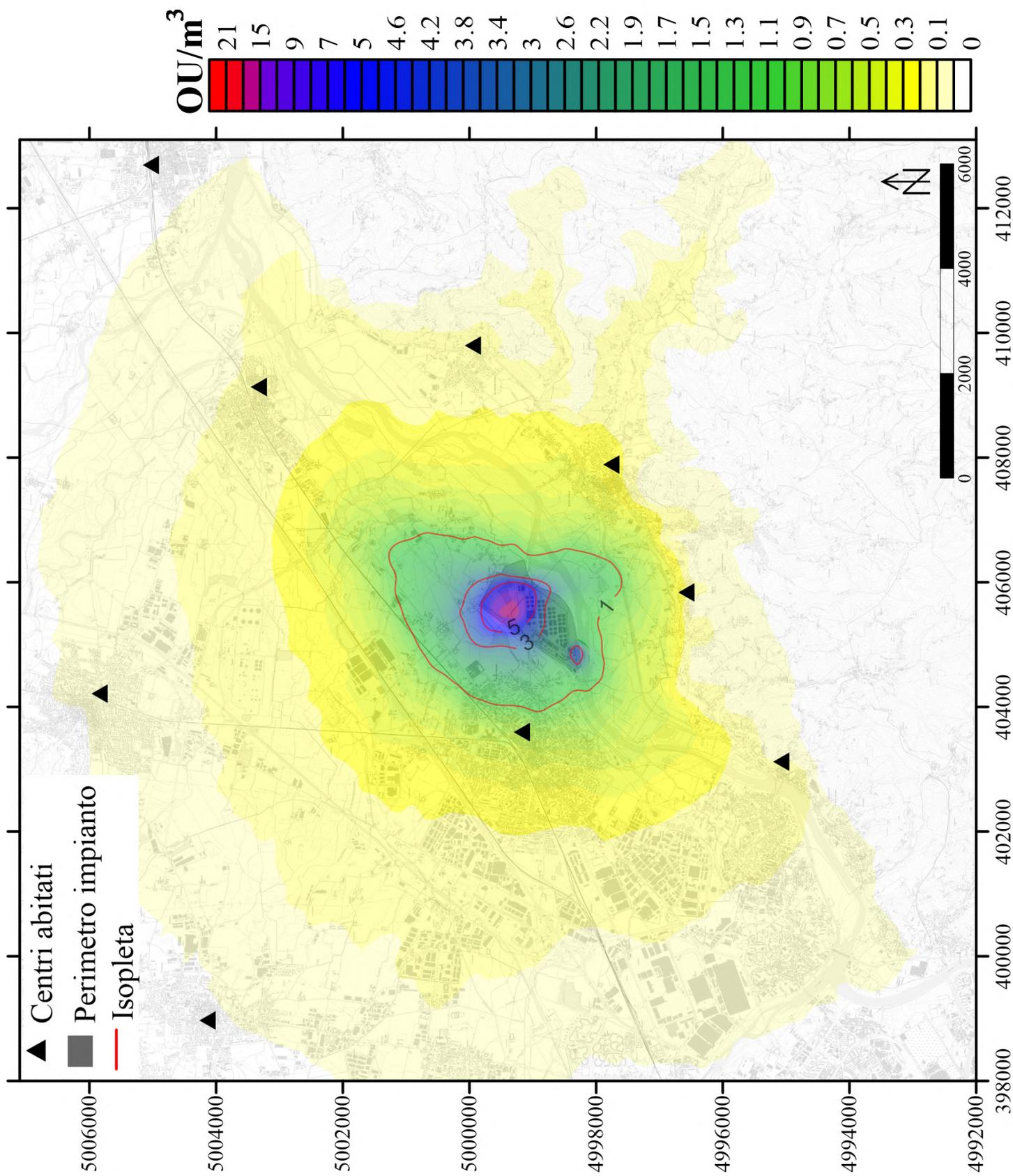


Figura 6.23: Mappa di concentrazione di picco di odore al 98° percentile-Copertura sedimentatori, Gennaio 2018. Scala 1:1000

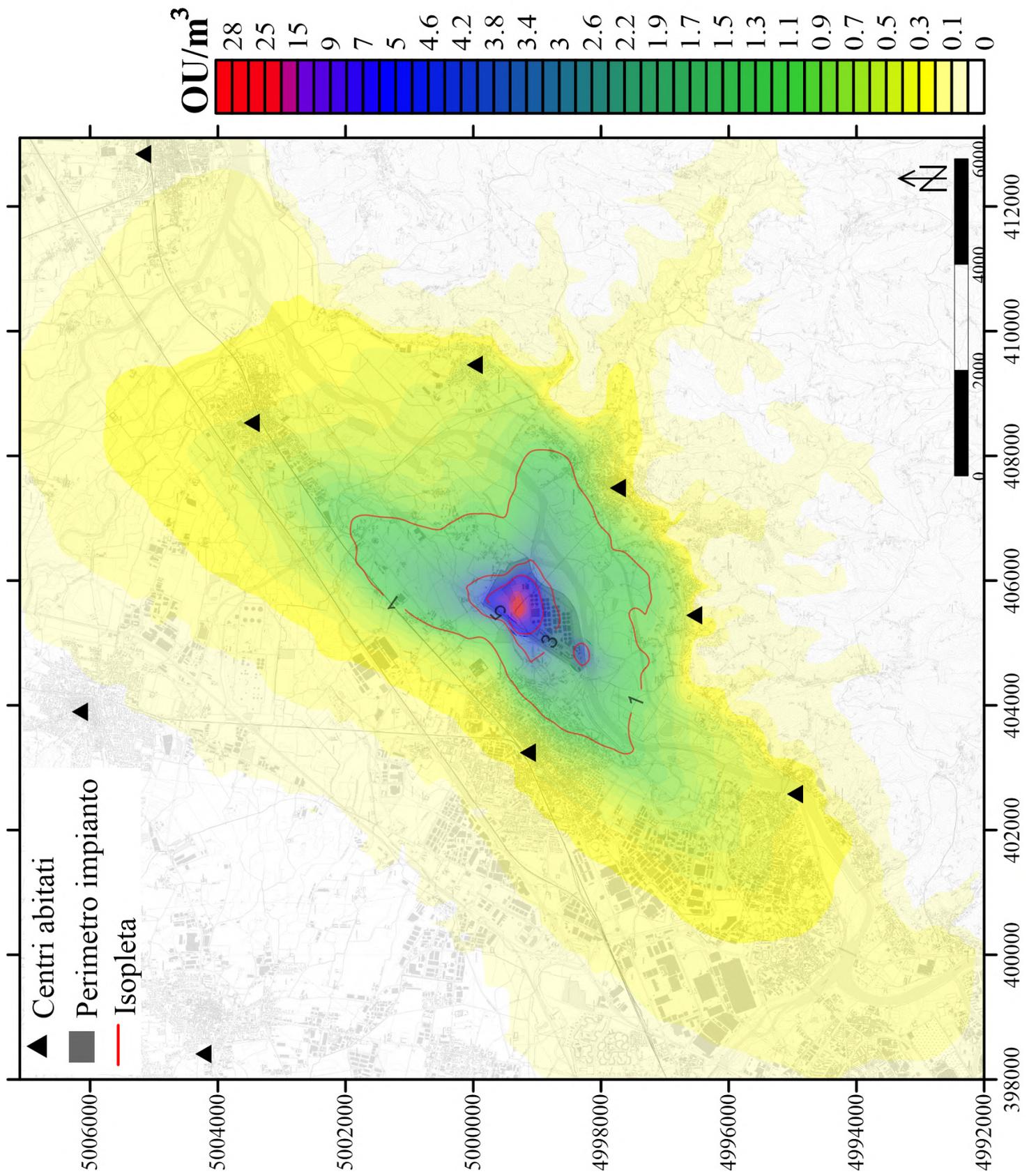


Figura 6.25: Mappa di concentrazione di picco di odore al 98° percentile-Copertura sedimentatori, Gennaio 2015. Scala 1:1.000

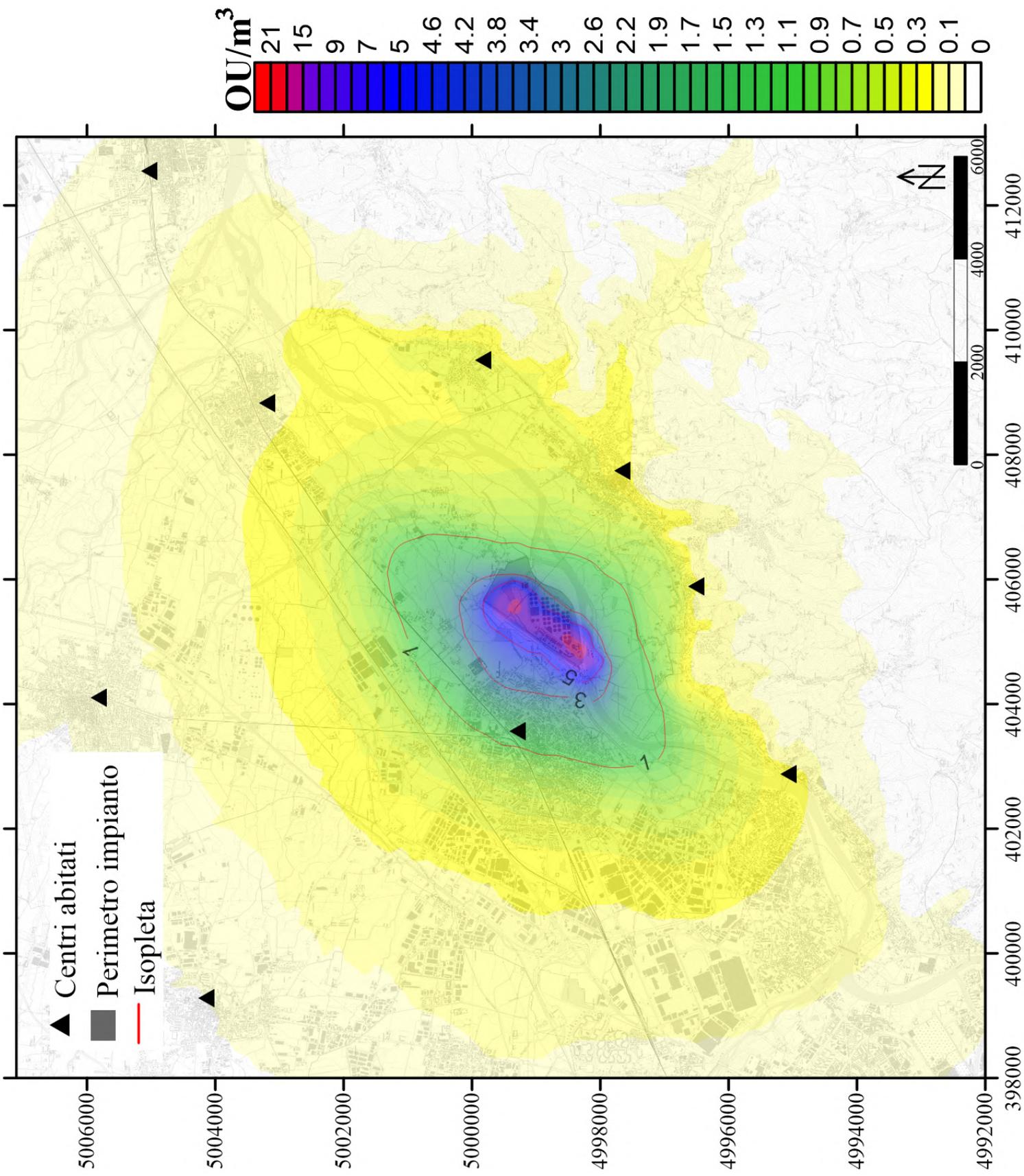


Figura 6.27: Mappa di concentrazione di picco di odore al 98° percentile-Aggiunta agenti mascheranti, Anno 2018. Scala 1:1000

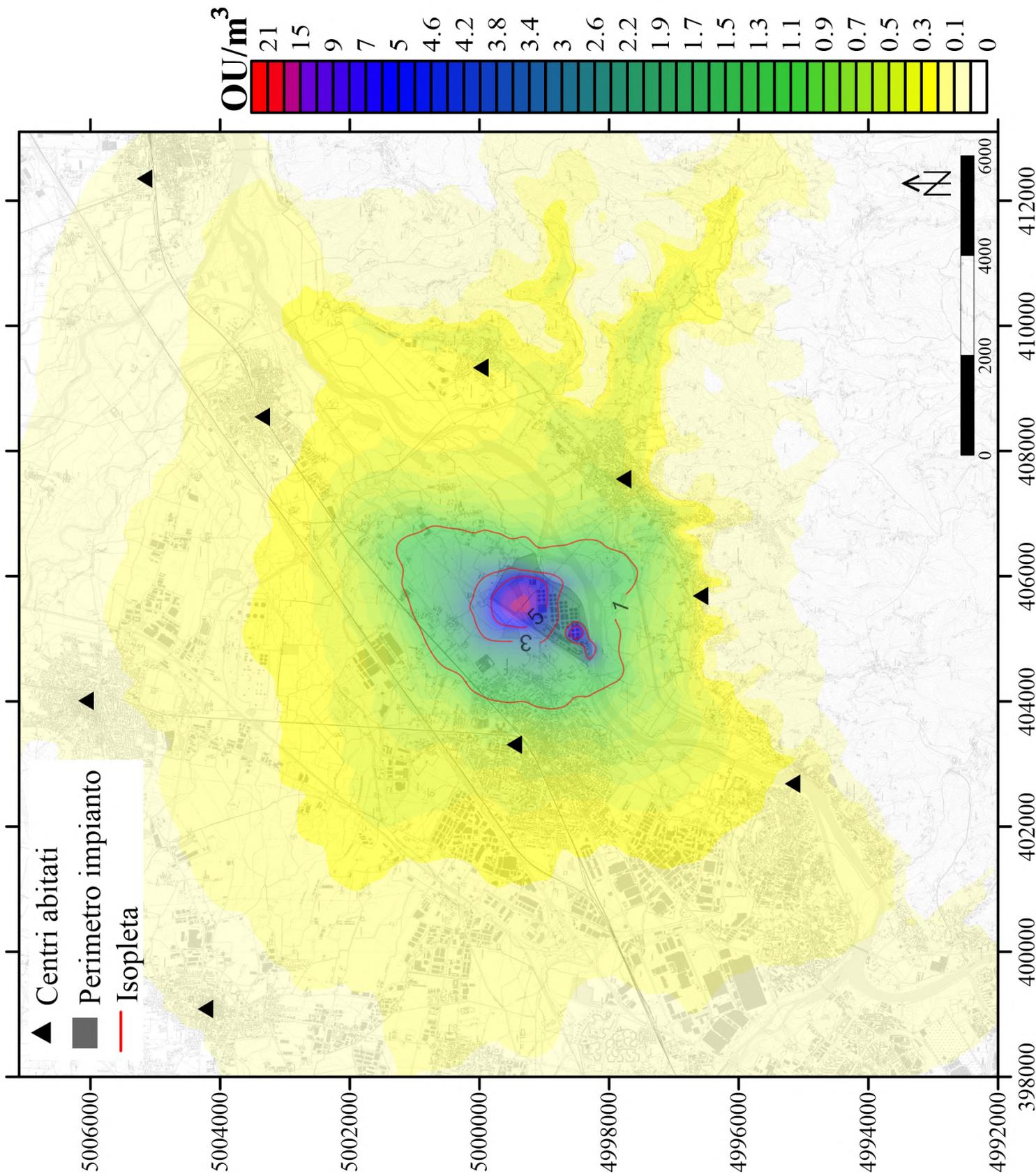


Figura 6.29: Mappa di concentrazione di picco di odore al 98° percentile-Aggiunta agenti mascheranti, Gennaio 2018. Scala 1:1000

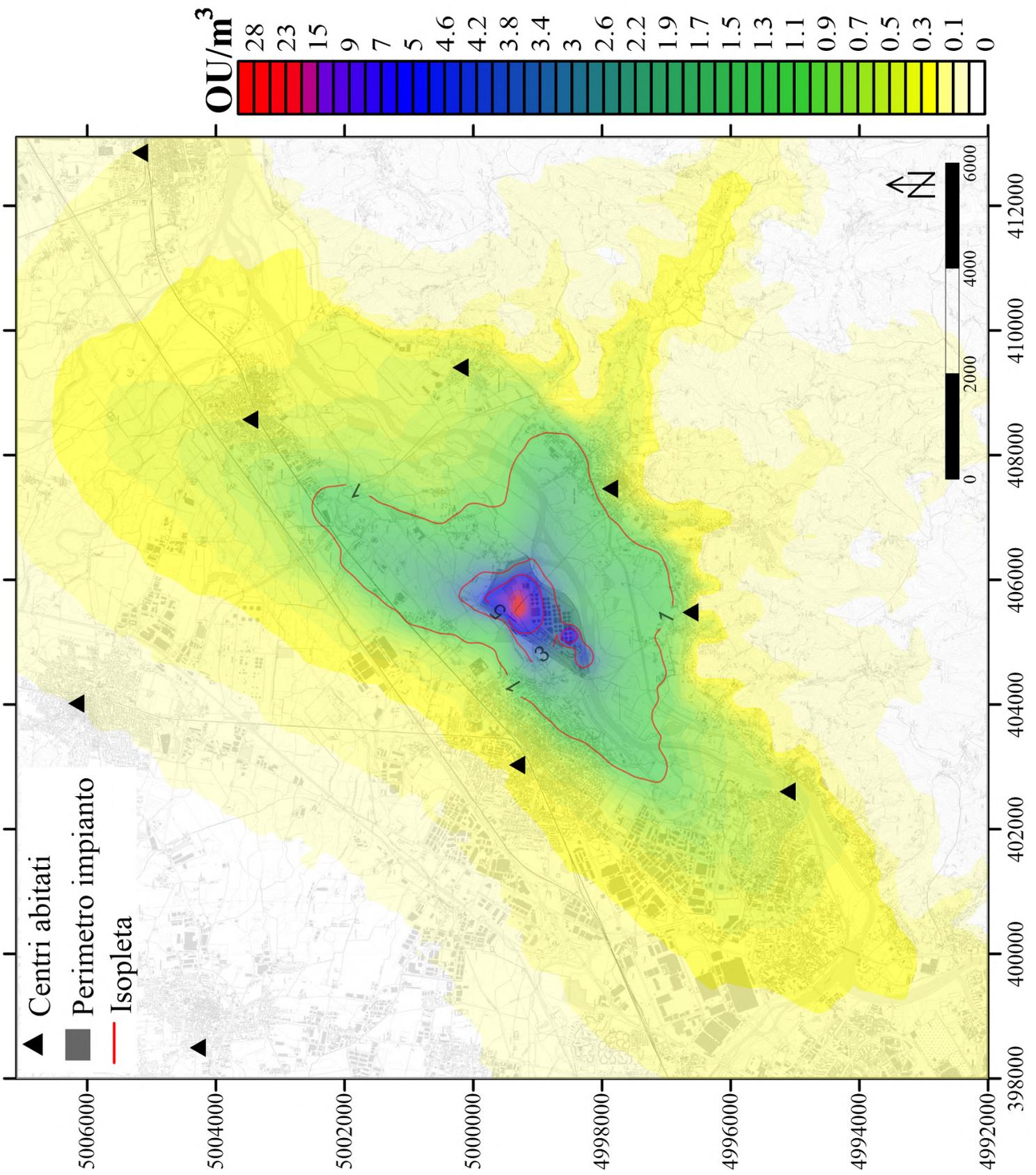


Figura 6.31: Mappa di concentrazione di picco di odore al 98° percentile-Aggiunta agenti mascheranti, Gennaio 2015. Scala 1:1000

# Capitolo 7

## Considerazione conclusive

### 7.1 Aspetti rilevanti nella procedura di modellazione

Nel presente e ultimo capitolo si cercherà di mettere in luce gli aspetti maggiormente determinanti dell'analisi effettuata, allo scopo di identificarne i più critici.

I risultati della modellazione, indipendentemente dallo scenario emissivo considerato, mostrano un impatto non trascurabile dell'impianto sull'area circostante dal momento che:

- l'isopleta di  $1 \text{ OU}/\text{m}^3$ , indicante la percezione di odore da parte del 50% della popolazione, comprende sempre il centro abitato posto nelle vicinanze dello stabilimento;
- l'isopleta di  $5 \text{ OU}/\text{m}^3$  si estende anche al di fuori dei confini dell'impianto;
- in assenza della mitigazione condotta dai biofiltri l'inquinamento odorigeno stimato dal modello coinvolge centri abitati posti anche a 6 km di distanza.

È questo uno scenario di molestia olfattiva quasi certamente non corrispondente alla realtà: durante i sopralluoghi effettuati non si è riscontrata una tale presenza di odore sia tra le varie aree dell'impianto che all'esterno. Anche le segnalazioni raccolte periodicamente da ARPA, che dal 2013 ha allestito un laboratorio olfattometrico dotato anche di naso elettronico, non mostrano un impatto odorigeno di questo tipo. ARPA possiede una sezione dedicata agli odori con tecnici preposti all'analisi delle segnalazioni della popolazione (D.G.R. 9/01/2017, n. 13-4554).

Le possibili motivazioni alla verosimile sovrastima dell'impatto emissivo appartengono a due insiemi di elementi:

1. incertezze nelle impostazioni del modello di dispersione scelto per l'analisi;
2. incertezze nella procedura di valutazione raccomandata a livello normativo.

Anche la scelta della tipologia di modello di dispersione influenza la qualità dei risultati: essendo CALPUFF raccomandato a livello europeo per questo tipo di scenari e largamente diffuso l'analisi è stata condotta con questo software. Studi successivi potrebbero tentare approcci diversi, ad esempio ricorrendo ad un modello lagrangiano come SPRAY, e confrontare i risultati cui si perviene.

In ogni caso, la modellizzazione delle emissioni odorigene presenta delle difficoltà di partenza: le differenti proprietà chimico-fisiche delle sostanze componenti la miscela, i possibili effetti di modifica, interazione, sinergia e antagonismo e la rappresentatività dei tempi medi impiegati per le simulazioni. Inoltre le emissioni sono per la maggior parte discontinue, con frequenti periodi di calma e pochi episodi di forte molestia.

Per quanto riguarda le impostazioni del modello, ad oggi la valutazione della performance di CALPUFF e dei valori ottimali da attribuire alle variabili più importanti è un aspetto molto dibattuto (Rzeszutek et al., 2019) [54]. In letteratura sono reperibili numerosi articoli che raccomandano determinate impostazioni del modello [13] dimostrandone l'influenza sui risultati, ma non esiste, ad oggi, alcun documento o linea guida ufficiale che prescriva l'utilizzo di tali settaggi. Gli aspetti centrali tra le varie impostazioni sono i seguenti:

1. *file sorgente*: la determinazione della  $\sigma$  verticale [m] e l'impostazione del raggio della sorgente sono elementi molto dibattuti. Per la  $\sigma$  sono prescritti dei valori dall'EPA ma alcuni studi suggeriscono approcci differenti in base alle caratteristiche dell'emissione. Il raggio della sorgente, invece, può essere difficoltoso da impostare nel caso in cui la modellazione coinvolga più sorgenti adiacenti in un'unica emissione. Alcuni articoli (WSP Canada Inc, 2016) [72] riportano delle formulazioni, da approfondire, ma non esistono indicazioni nei documenti ufficiali. Tra le varie geometrie, le fonti volumetriche sono sicuramente le meno dettagliate dal modello, sia per la difficoltà di schematizzazione della sorgente che di calcolo dei tassi di emissione. La soluzione più semplice e immediata per il calcolo degli OER è sembrata quella di considerare un tasso di ricambio orario di aria all'interno della struttura;
2. *dominio spaziale e temporale di simulazione*: deve essere concorde con il pre-processamento di CALMET. La risoluzione è un aspetto rilevante: il valore scelto per le simulazioni è compreso nell'intervallo indicato come ottimale da alcuni studi di letteratura (Rzeszutek et al., 2019) [54]. Nella scelta è necessario ricercare un equilibrio ottimale tra i tempi di esecuzione delle simulazioni e la qualità dei risultati ottenuti. Per la maggior parte delle applicazioni è ottimale una risoluzione della griglia relativamente piccola (250 m), ma se le simulazioni non riescono a risolvere le caratteristiche del terreno è necessario optare per risoluzioni ancora minori;
3. *terrain adjustment method*: l'opzione MCTADJ=3, ossia la regolazione parziale del percorso del pennacchio (Barclay et al., 2011) [8] è consigliata in alcuni studi di letteratura analizzati (Rzeszutek et al., 2019) [54] ma non sono state rilevate prove dirette che ne testimoniano la maggiore efficacia rispetto alle altre. Alcune evidenze mostrano che il settaggio MCTADJ=2 comporta concentrazioni inferiori rispetto alla regolazione parziale del pennacchio in condizioni stabili e neutre per alcuni esperimenti. Ad oggi, la selezione delle opzioni di lavoro di CALPUFF è una tematica molto dibattuta. La complessità della scelta è evidente, così come la necessità di verificare e confrontare per i casi studio tutte le opzioni, in relazione anche alla griglia di risoluzione adottata. Per l'applicazione in esame è stato effettuato un confronto tra le opzioni MCTADJ=2 e MCTADJ=3, scegliendo la simulazione relativa al mese di Gennaio 2015 e allo scenario emissivo attuale (Fig. 7.1). A conferma di alcune evidenze riscontrate, la regolazione parziale del pennacchio rispetto a quella semplice conduce a valori di concentrazione leggermente superiori (le differenze sono evidenti in particolar modo nella sezione di grigliatura/dissabbiatura). L'estensione delle isoplete, come previsto, è differente in concomitanza della frazione collinare del dominio: la regolazione semplice fa sì che la presenza dell'orografia divi il pennacchio inquinante e lo incanali nelle vallate e insenature. La regolazione parziale del pennacchio, invece, consente al plume di risalire le pendenze incontrate durante il percorso.

Altri elementi delle impostazioni del software, come i valori minimi di velocità della turbolenza ( $\sigma_v$  e  $\sigma_w$ ), anch'essi dibattuti nei vari studi di letteratura, non hanno mostrato una rilevanza apprezzabile.

Per quanto riguarda la procedura di valutazione, gli aspetti che hanno la maggiore influenza sui risultati ottenuti sono i seguenti:

1. *la modalità di calcolo dei tassi di emissione di odore* e in particolare la relazione che lega l'OER all'interno del dispositivo di campionamento con l'OER in campo aperto sulla sorgente (Eq. 3.7). L'esponente dell'equazione, pari a 0.5, è stato modificato in alcuni studi di letteratura (Lucernoni et al., 2017) [39] al fine di migliorare la dipendenza esponenziale tra la velocità di emissione e la velocità del vento in condizioni turbolente;
2. *la modalità di calcolo della velocità del vento* alla quota della sorgente di emissione, che sarà discussa nel paragrafo successivo;
3. *l'applicazione del fattore P/M* e l'estrapolazione del 98° percentile. Le normative dei principali paesi europei ed extra-europei possiedono criteri di impatto a volte disomogenei (Brancher et al., 2017) [42].

Un ulteriore elemento da considerare, che prescinde dalle impostazioni dell'analisi e di cui già sono stati discussi i punti critici 3, è l'intera strategia di campionamento, in particolare per le sorgenti areali passive. L'impiego delle cappe dinamiche è ad oggi l'unico riconosciuto per la misura su tali sorgenti; ne sono state realizzate di molti tipi, geometrie e materiali costituenti, anche in laboratorio allo scopo di testarne le funzionalità. La galleria del vento è preferita rispetto alle camere di flusso perché ritenuta più rappresentativa delle condizioni di emissione reali ed è lo strumento riconosciuto anche all'interno delle Linee Guida. Tuttavia, le camere di flusso sono ugualmente impiegate nel mondo e brevettate da numerosi produttori. Molti autori hanno tentato di ricercare delle relazioni tra i tassi di emissione stimati dai due dispositivi, ma tale ambito di studio deve essere approfondito e supportato da misure in campo. Sarebbe interessante, per l'impianto in questione, nella successiva fase di valutazione e alla base dei risultati della modellazione, effettuare campionamenti continui e sistematici utilizzando entrambi i dispositivi, in modo da poter effettuare dei confronti e verificare le differenze. Altro elemento di incertezza è la modalità di acquisizione dei campioni: è spesso difficile posizionare le cappe in punti rappresentativi delle sorgenti e in posizione corretta, data la difficoltà di accesso alle vasche liquide e l'irregolarità, invece, dei cumuli di materiale solido.

Per quanto riguarda l'analisi, infine, il metodo olfattometrico è ad oggi il più diffuso tra le tecniche sensoriali. Esso non consente, però, di effettuare dei monitoraggi in continuo, per cui la frequenza e la durata delle analisi possono risultare non rappresentative. I costi sono sicuramente elevati e un fattore limitante è il tempo: una valutazione coerente deve prevedere dei tempi ridotti tra l'acquisizione dei campioni e l'analisi in laboratorio (massimo 30 ore). L'applicazione del naso elettronico potrebbe fornire un contributo importante e consentire una misura della concentrazione di odore direttamente in campo.

I risultati del presente lavoro, inoltre, sono influenzati dal set di dati meteorologici impiegato. La simulazione annuale, richiesta dalle indicazioni normative, è stata condotta per il 2018 a partire dai dati meteo registrati dalla centralina montata in impianto. Non è stato possibile effettuare un confronto tra intervalli temporali differenti impiegando le misure della centralina, dal momento che la sua installazione è avvenuta a dicembre del 2017. Pertanto, si è deciso di impiegare il set di dati meteo fornito da ARPA allo scopo di raffrontare i due mesi di gennaio 2015 e 2018: la scelta è ricaduta sul primo mese dell'anno perché la climatologia dei mesi invernali, in un regime meteorologico come quello della pianura torinese, è la più sfavorevole alla dispersione degli inquinanti. I dati forniti da ARPA, come già discusso 5, sono dati pre-processati in un modello meteorologico (Swift), dunque restituiti dall'analisi modellistica e non relativi ad un punto di misura ma mediati sull'estensione delle celle appartenenti al dominio di simulazione scelto. In un'analisi successiva al presente lavoro di tesi, sicuramente, è interessante confrontare simulazioni annuali condotte con lo stesso set di dati. Inoltre, è indispensabile implementare una rete organica e continua di misura delle concentrazioni, non

solo in corrispondenza delle sorgenti ma anche in altri punti dell'impianto. I dati adottati per il presente studio sono relativi a campagne giornaliere, in cui è stata condotta una sola rilevazione per sorgente emissiva, dunque non possono essere ritenuti rappresentativi della variabilità delle emissioni.

Infine, allo scopo di indagare l'effettiva frequenza e intensità delle molestie olfattive percepite dalla popolazione è necessario avviare su di essa una fase di monitoraggio, parallela al campionamento delle emissioni in impianto. Una modalità è quella di sottoporre i soggetti a questionari di valutazione del disturbo olfattivo (VDI 3883:1993): alla popolazione viene richiesto di valutare l'intensità di odore percepita all'esterno della propria abitazione, in due giorni e due orari prestabiliti, per 12-24 mesi. Altra possibilità è il monitoraggio in campo (*field inspection*, VDI 3940:2006). Esistono varie metodologie (metodi a *griglia* o a *pennacchio*) tutte basate sulla suddivisione del territorio da analizzare in una griglia a passo costante, ai cui vertici viene richiesto ad un gruppo di esaminatori di rilevare la presenza di odore.

## 7.2 Modelli del profilo di velocità del vento per la stima dei tassi di emissione (OER) delle sorgenti areali passive

La stima del tasso di emissione di odore (OER) per le sorgenti areali passive è strettamente correlata alla legge impiegata per descrivere il profilo di velocità del vento all'interno dell'ABL. Tale legge consente di estrapolare, dai dati meteorologici, la velocità del vento alla quota della sorgente emissiva, necessaria per il ricalcolo dei tassi di emissione (Capitolo 3). Tra gli studi di letteratura (Lucernoni et al., 2015) [37] sono tre i profili di velocità riscontrati: la legge di potenza (la più diffusa in assoluto per la sua semplicità), la legge logaritmica e la legge di Deaves e Harris. Quest'ultima presenta delle criticità che ne limitano l'impiego ma può risultare utile per comprendere l'influenza del profilo di velocità sui risultati ottenuti.

### 7.2.1 Power Law

Concordemente ritenuta la più semplice tra le correlazioni adottabili, la legge di potenza (Cook et al., 1997) [16] è espressa dalla seguente formulazione:

$$v_1 = v_2 \cdot \left( \frac{h_1}{h_2} \right)^\beta \quad (7.1)$$

in cui:

- $v_1$  è la velocità del vento all'altezza della sorgente [m/s];
- $v_2$  è la velocità del vento alla quota della stazione anemometrica [m/s];
- $h_1$  è l'altezza della sorgente di emissione [m];
- $h_2$  è l'altezza della stazione anemometrica [m];
- $\beta$  è il parametro di Hellman [-];

La peculiarità è la presenza dell'esponente  $\beta$ , "parametro di Hellman", funzione della classe di stabilità atmosferica (Pasquill-Gifford), relativamente all'intervallo temporale di misurazione e alla tipologia prevalente di suolo in cui ricade la sorgente di emissione. Nella pratica si distinguono due tipiche situazioni, i territori rurali e quelli urbani: i primi, essendo privi di costruzioni civili e industriali, presentano un profilo di velocità del vento caratterizzato da una rapida crescita con la quota. Non tutti gli studi analizzati sono concordi nella definizione dei valori da attribuire al coefficiente  $\beta$ . Cook (1997)[16] propone la seguente tabella:

Tabella 7.1: Parametro  $\beta$  della relazione di potenza per il profilo verticale della velocità del vento (Cook et al., 1997) [16].

Categoria di Stabilità Atmosferica	$\beta$	
	zone rurali	zone urbane
A	0.10	0.15
B	0.15	0.15
C	0.20	0.20
D	0.25	0.25
E	0.25	0.40
F	0.30	0.60

Altri studi (ARPA Lazio, 2003) [5] hanno proposto la stessa relazione per il profilo di velocità del vento impiegando i coefficienti riportati in seguito:

Tabella 7.2: Parametro  $\beta$  della relazione di potenza per il profilo verticale della velocità del vento (ARPA Lazio, 2003) [5].

Categoria di Stabilità Atmosferica	$\beta$	
	zone rurali	zone urbane
A	0.07	0.15
B	0.07	0.15
C	0.10	0.20
D	0.15	0.25
E	0.35	0.40
F	0.55	0.60

L'adozione di un profilo verticale della velocità media del vento descritto da una relazione di potenza è consolidata. Per la direzione del vento, invece, tutti i modelli sono concordi nell'adottare come direzione caratteristica quella registrata dalla stazione meteo (normalmente a 10 m dal suolo). Cook (1997) [16] riconosce lo svantaggio principale della legge di potenza: essa non è valida per il limite superiore ed inferiore dell'ABL, poiché fornisce un profilo di velocità media di forma fissa. Il range di accettabilità è nell'intervallo 30-300m.

Un passaggio cruciale per l'applicazione della legge di potenza è la definizione della cosiddetta "correct height", ossia dell'altezza dell'emissione dal suolo, che chiaramente deve risultare rappresentativa dell'impatto emissivo delle sorgenti sui recettori. Nel caso in cui l'analisi sia riferita a più fonti di emissione è necessario ricercare un valore di altezza che le rappresenti tutte. Si può mediare l'altezza di concentrazione di odore di tutte le fonti, anche trascurando le sorgenti meno impattanti (Lucernoni et al., 2015) [37]. Tutte le simulazioni viste nei capitoli precedenti sono state condotte impiegando la legge di potenza e scegliendo un'altezza rappresentativa della sorgente pari a 1 m. Si è considerato che il pelo libero dell'acqua, nelle sorgenti passive esaminate, possiede una quota inferiore all'altezza effettiva della sorgente (2 m per i sedimentatori e 3 m per i dissabbiatori).

### 7.2.2 Logarithmic Law

La legge logaritmica consente di ricavare la velocità del vento in funzione di alcuni parametri micrometeorologici quali la "friction velocity"  $u^*$ , la stabilità atmosferica e la lunghezza di Monin-Obukhov. La sua formulazione è la seguente (Lucernoni et al., 2015) [37]:

$$v_1 = \frac{u^*}{K_v} \cdot \left[ \ln \frac{h_1}{z_0} + \psi \cdot \frac{h_1}{L_m} \right] \quad (7.2)$$

in cui:

- $v_1$  è la velocità del vento all'altezza della sorgente [m/s];
- $h_1$  è l'altezza della sorgente di emissione [m];
- $u^*$  è la friction velocity [m/s];
- $K_v$  è la costante di Von Karman (0.40-0.4) [-];
- $z_0$  è la lunghezza di rugosità superficiale [m];
- $L_m$  è la lunghezza di Monin-Obukhov [m];
- $\psi$  è una funzione della classe di stabilità atmosferica [-];

Tipicamente, la funzione  $\psi$  è definita nel seguente modo (Lucernoni et al., 2015) [37]:

- per atmosfere neutre (classe D): Eq. 7.3;
- per atmosfere stabili (classi E, F, G): Eq. 7.4;
- per atmosfere instabili (classi A, B, C): Eq. 7.5;

$$\psi = 0; \quad (7.3)$$

$$\psi = -5 \cdot \frac{h_1}{L_m}; \quad (7.4)$$

$$\psi = 2 \cdot \ln \frac{1+x}{2} + \ln \frac{1+x^2}{2} - 2 \cdot \arctg(x) + \frac{\pi}{2} \quad (7.5)$$

Il fattore di correzione  $x$  è espresso dalla seguente equazione:

$$x = \left[ 1 - 16 \cdot \frac{h_1}{L_m} \right]^{0.25} \quad (7.6)$$

Nel caso di neutralità atmosferica il fattore  $\psi$  si annulla e l'equazione diviene una relazione a due parametri:

$$v_1 = \frac{u^*}{K_v} \cdot \ln \frac{h_1}{z_0} \quad (7.7)$$

In questo caso la legge logaritmica è coerente con le condizioni al contorno al limite inferiore dell'ABL, predette dalla teoria della similarità di Monin-Obukhov:

$$\frac{v_z}{u^*} \rightarrow \frac{1}{k} \cdot \ln \frac{z}{z_0} \text{ per } z \rightarrow 0 \quad (7.8)$$

In essa  $u^*$  e  $z_0$  rappresentano, rispettivamente, la scala della velocità (la pendenza del profilo log-lineare di velocità) e la scala delle lunghezze (l'intercetta del profilo).

Il difetto principale di tale legge (Cook et al., 1997) [16] è la sua non validità per il limite superiore dell'ABL. Pertanto, essa è ritenuta inadatta a rappresentare il profilo di velocità media per altezze elevate, tipicamente maggiori di 200-300m. Due sono le differenze sostanziali riscontrabili tra le correlazioni finora analizzate (Cook et al., 1997) [16]:

1. "la log-law, a differenza della legge di potenza, contiene i parametri di scala  $u^*$  e  $z_0$ , fondamentali per la valutazione del profilo di velocità nelle vicinanze del suolo";
2. "la log-law può essere derivata mentre quella di potenza è presentata come una pura espressione empirica".

Per le ragioni esposte, si ritiene accettabile la legge logaritmica per la determinazione del profilo di velocità nelle vicinanze del suolo. La rugosità superficiale, infatti, è uno dei parametri che maggiormente influenzano la riduzione della velocità del vento vicino alla superficie terrestre.

### 7.2.3 Deaves-Harris Law

La terza correlazione proposta è l'equazione di "Deaves-Harris", nota anche come equazione del modello logaritmico con difetto parabolico. Studi analizzati (Lucernoni et al., 2017) [38] propongono anche questa legge come possibile alternativa alla power-law. La formulazione è la seguente:

$$v_1 = \frac{u^*}{K_v} \cdot \left[ \ln\left(\frac{h_1}{z_0}\right) + 5.75 \ln\left(\frac{h_1}{H}\right) - 1.88 \ln\left(\frac{h_1}{H}\right)^2 - 1.33 \ln\left(\frac{h_1}{H}\right)^3 + 0.25 \ln\left(\frac{h_1}{H}\right)^4 \right] \quad (7.9)$$

in cui:

- $v_1$  è la velocità del vento all'altezza della sorgente [m/s];
- $h_1$  è l'altezza della sorgente di emissione [m];
- $u^*$  è la friction velocity [m/s];
- $K_v$  è la costante di Von Karman (0.40-0.41) [-];
- $z_0$  è la lunghezza di rugosità superficiale [m];
- $H$  è il fattore di altezza di equilibrio del PBL solitamente posto pari a  $u^* / 6f$  ed espresso in [m];
- $f$  è il parametro di Coriolis in [1/s] - Eq. 7.10 ;
- $\omega$  è il tasso di rotazione terrestre *Earth rotation rate* pari generalmente a  $7.2921 \cdot 10^{-5} \text{ rad/s}$ ;
- $\phi$  è la latitudine in radianti;

$$f = 2 \cdot \omega \sin(\phi) \quad (7.10)$$

Il metodo di Deaves e Harris è stato introdotto già nel 1997, relativamente ai terreni del Regno Unito e secondo norme non europee (Standard Australiani e Neo-Zelandesi). La correlazione si basa su un'estensione delle precedenti leggi analizzate, e proprio per questo riesce a rappresentare anche le condizioni al contorno al top e al bottom dell'ABL. La peculiarità è la presenza dei due parametri di scala,  $u^*$  e  $z_0$ , ereditati dal profilo logaritmico, e del parametro aggiuntivo  $H$ , altezza dell'ABL, funzione della velocità del vento e della latitudine.

La legge è stata calibrata per velocità del vento (a 10 m dal suolo) comprese nel range 20-25 m/s, ma non estesa a velocità maggiori o minori. È questo uno dei motivi che ne ha limitato l'impiego negli anni. Cook (1997) [16] sottolinea che nel range di progetto delle velocità del vento la corrispondenza tra i modelli D-H e Power-Law è ritenuta eccellente. Per le basse velocità del vento, invece, le due leggi si discostano maggiormente, motivo per cui è necessario comprendere quale tra le due si presta meglio all'analisi in queste condizioni. In ogni caso, il profilo D-H è ritenuto migliore nelle vicinanze del suolo e sulla sommità dell'ABL, dal momento che soddisfa le condizioni al limite superiore e inferiore previste dalla teoria della similarità.

In sintesi, la stima dell'OER per le sorgenti areali passive richiede di scalare la velocità del vento alla reale quota emissiva. Sono state riscontrate in letteratura tre leggi di velocità impiegabili:

1. la **legge di potenza** rappresenta la relazione più semplice e generale tra tutte. Essa, però, sovrastima i tassi di emissione per altezze dal suolo relativamente basse (minori di 100 m) per le ragioni suddette. In assenza di dati meteorologici con cui applicare le altre correlazioni la legge di potenza è la scelta migliore;
2. la **legge logaritmica**, più precisa della Power Law per altezze ridotte (tra 0 m e 100 m), può risultare complessa nell'applicazione a causa dei suoi parametri costituenti. I risultati di alcuni studi (Lucernoni et al., 2015) [37] individuano questa come una possibile scelta ma ne sottolineano la difficile applicabilità;
3. la **legge di Deaves-Harris**, contorta nella formulazione ma applicabile all'interno ABL, è interessante ma presenta alcune limitazioni. Il vantaggio principale è proprio che tale modello semi-empirico è in grado di descrivere l'intero ABL, poiché deriva dalla combinazione di una forma logaritmica con una legge polinomiale del 4° ordine (Sill et al., 2011) [57]. Inoltre, è stato impiegato anche in Australia per descrivere il profilo di velocità media per venti forti in regioni non cicloniche (condizioni neutre di stabilità). Tuttavia, il fatto che sia stato sviluppato per condizioni di vento forte ne rende l'applicabilità al caso in esame limitata. È necessario, attraverso studi opportuni, approfondire tale modello e, magari, prevederne un'estensione anche a condizioni meteorologiche differenti. In ogni caso alcuni studi (Lucernoni et al., 2017) [38] riportano l'impiego del modello di D-H come alternativa agli altri due proprio per la correzione dell'OER di sorgenti areali passive del Nord Italia (discariche controllate).

#### 7.2.4 Confronto tra le tre leggi

Allo scopo verificare la variazione nella stima dei tassi di emissione mediante differenti modelli di velocità, si è effettuato un confronto tra le tre leggi discusse ai paragrafi precedenti. Si è scelta la simulazione di Gennaio 2015, allo stato attuale in assenza della mitigazione del biofiltro, dal momento che i record meteorologici di questo anno risultano più completi e forniscono la stima diretta della friction velocity  $u^*$  e della classe di stabilità atmosferica.

La simulazione di Gennaio 2015 discussa nel capitolo 5 è stata condotta adottando la legge di potenza come profilo di velocità. La stessa simulazione è stata effettuata con gli altri due modelli proposti, impiegando i dati meteorologici a disposizione.

I tassi di emissione sono risultati inferiori rispetto a quelli ricavati con la legge di potenza. Il modello D-H mostra una riduzione degli OER mediamente del 70% rispetto alla power-law. La legge logaritmica, invece, si discosta molto meno. Gli ordini di grandezza sono concordi con le evidenze riportate da Lucernoni (2015) [37]. I risultati della modellazione sono visibili in Fig. 7.2 per la legge logaritmica e Fig. 7.3 per la legge D-H.

Il modello proposto da D-H sembra essere interessante e maggiormente concorde con il reale impatto olfattivo che si riscontra nell'area analizzata. Tuttavia, occorre approfondirne l'applicabilità, dal momento che:

- è stato implementato per descrivere le caratteristiche dell'ABL per condizioni di "strong winds", tipicamente per alcune regioni del Regno Unito, ossia per velocità del vento a  $10\text{m} \leq 10\text{ m/s}$ ;
- la sua validità, originariamente per terreni solo uniformi (Deaves, 1978), è stata estesa anche a terreni eterogenei (Cook et al., 1997) [16], ma relativamente ad alcuni casi studio;

Le condizioni meteorologiche del sito in esame richiedono un'estensione dell'applicabilità di tale legge.

## 7.3 Conclusioni

A conclusione del presente lavoro di Tesi e riassumendo le considerazioni fatte si sottolineano i seguenti aspetti:

- (a) la modellazione condotta sull'impianto di depurazione, considerando lo scenario attuale di emissione, ha mostrato un impatto odorigeno sul territorio circostante non trascurabile e che necessita di soluzioni mitigative;
- (b) lo scenario emissivo mitigato, che tiene conto dell'installazione dei biofiltri per lo stoccaggio dei fanghi e di un intervento sulle vasche di sedimentazione primaria, ha evidenziato che la combinazione di queste soluzioni è efficace nel ridurre l'impatto odorigeno;
- (c) la realizzazione dei biofiltri contribuisce alla mitigazione delle emissioni in maniera massiccia dal momento che abbatte la sorgente emissiva più impattante. È necessario per quanto possibile limitare la quantità di fanghi stoccati all'aperto e preferire sempre l'accumulo nei capannoni, fino all'esaurimento della superficie disponibile;
- (d) tra i vari interventi mitigativi sulle vasche di sedimentazione primaria l'attenzione è stata focalizzata su due soluzioni, che rappresentano ad oggi le più impiegate: la copertura della fonte, con il confinamento e il trattamento delle emissioni e l'aggiunta di agenti mascheranti o neutralizzanti l'odore. La prima soluzione presenta l'efficienza maggiore: a questo beneficio si contrappongono i costi, che aumentano all'aumentare del grado di abbattimento desiderato, e l'imponenza delle strutture da realizzare, connessa alla necessità di spazio disponibile. L'aggiunta di agenti mascheranti o neutralizzanti rappresenta un intervento meno impattante e costoso del precedente, che richiede però un'analisi sito-specifica delle prestazioni e non garantisce la stessa efficienza, soprattutto per tempi lunghi di azione. Si riporta, in Fig. 7.4, un confronto tra lo scenario attuale e i due scenari mitigati, relativamente alla sola isopleta di  $1 \text{ OU}/m^3$  e per l'anno 2018. Il confronto mostra che la seconda soluzione (agenti neutralizzanti) può risultare comunque interessante e accettabile sebbene non performante come la soluzione 1. Questo nell'ipotesi in cui l'efficienza di rimozione sia quella dichiarata dalle aziende produttrici (80/85%): per queste motivazioni è necessario testare in campo la tecnologia e ricercare maggiori informazioni sui principi attivi e sulle modalità di neutralizzazione, che non vengono spesso dichiarati nelle schede tecniche. Gli studi di letteratura mostrano prestazioni sovente inferiori, per cui la curva verde di Fig. 7.4 risulterebbe più allargata. Altre tecnologie, come l'iniezione di aria al refluo in ingresso alla vasca, necessitano di ulteriori approfondimenti;

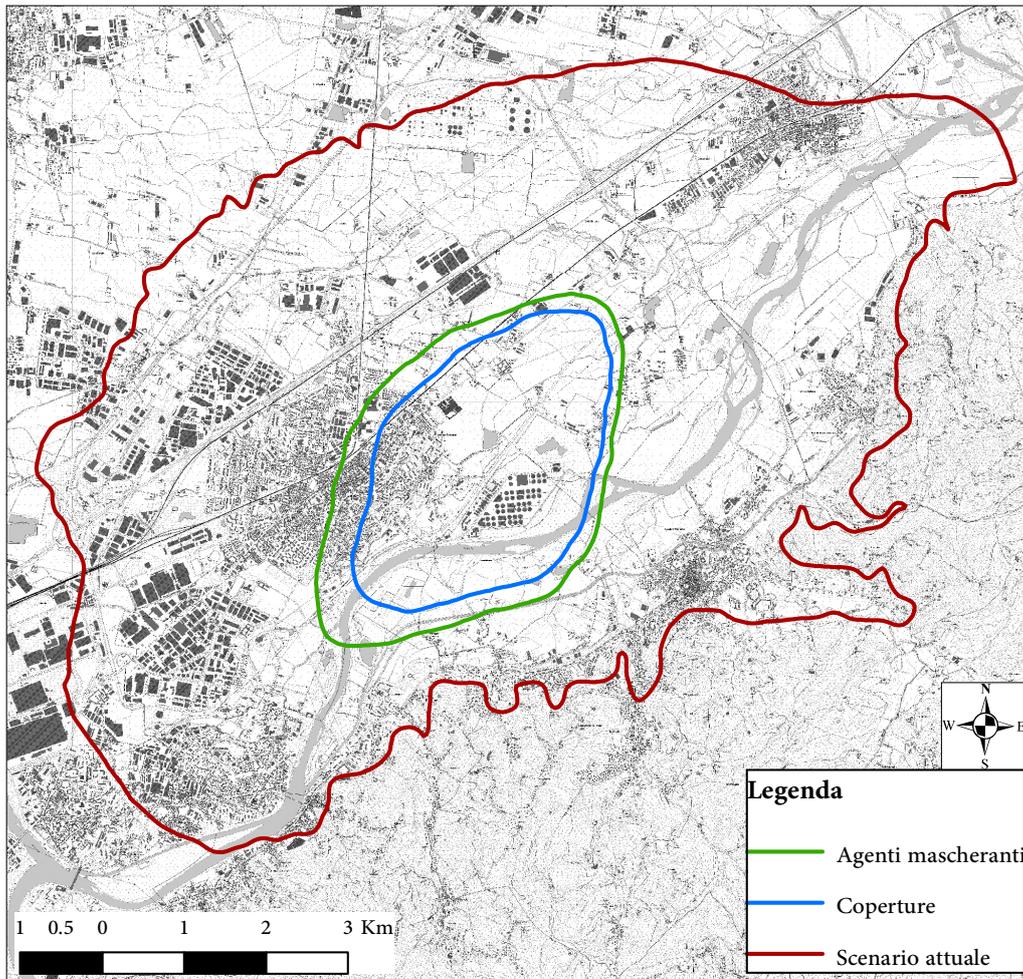


Figura 7.4: Anno 2018 - Isoplete di 1  $OU/m^3$ , confronto tra lo scenario attuale e i due scenari mitigati.

Il confronto tra le aree contenute entro le isoplete di 1, 3 e 5  $OU/m^3$  per entrambi gli scenari di emissione è riportato in Tab. 7.3.

Tabella 7.3: Confronto tra le aree sottese alle isoplete di concentrazione [ $m^2$ ] per lo scenario attuale e i due scenari mitigativi: copertura sedimentatori (1) e aggiunta di neutralizzanti (2).

Periodo	Isopleta $OU/m^3$	Scen. attuale	Scen. mitigato 1	Scen. mitigato 2
Anno 2018	1	72.54	7.40	11.54
	3	24.27	1.88	3.34
	5	14.24	0.74	1.48
Gennaio 2018	1	71.29	7.55	7.04
	3	22.76	1.38	1.51
	5	11.38	0.55	0.59
Gennaio 2015	1	92.71	11.56	15.04
	3	35.22	1.37	1.62
	5	21.17	0.53	0.59

Il modello restituisce una sovrastima del reale impatto emissivo dell'impianto: nella fase di monitoraggio, infatti, non si è riscontrata nelle vicinanze delle sorgenti un'intensità di odore pari a quella indicata dalle simulazioni. È comunque necessario avvalorare questa esperienza con dati certi di percezione delle molestie in impianto e all'esterno.

Gli elementi principali che possono aver influenzato tale sovrastima sono legati alla procedura di

valutazione raccomandata a livello normativo e alla metodologia di campionamento e calcolo dei tassi di emissione, in particolare:

- l'applicazione del fattore di picco P/M e il calcolo del 98° percentile. Il valore raccomandato di 2.3 è concorde con quelli adottati da altri paesi del mondo. Tuttavia, come prevedono certe legislazioni, tale fattore può non essere ritenuto sempre costante ma deve variare in funzione della tipologia di sorgente e della classe di stabilità atmosferica (Brancher et al., 2017) [42];
- la legge che descrive il profilo di velocità del vento: è necessario approfondire anche lo studio di correlazioni differenti dalla legge di potenza e logaritmica che conducano ad una stima migliore della velocità del vento alla sorgente;
- la legge che correla i tassi di emissione tra l'interno e l'esterno del dispositivo di campionamento. L'esponente della correlazione tra gli OER è un fattore influente: gli ultimi studi di letteratura testimoniano l'esigenza di approfondire questo aspetto, nonché lo sforzo di ricercare dispositivi di campionamento sempre più efficienti. La performance dei vari strumenti ad oggi disponibili per il prelievo di aria osmogeno è oggetto di continue sperimentazioni;

L'analisi effettuata evidenzia la necessità di procedere nello studio e approfondire gli aspetti citati. In particolare:

- un monitoraggio accurato, capillare e sistematico si ritiene necessario ai fini di una corretta caratterizzazione delle sorgenti e per comprendere, nel dettaglio, la variabilità delle emissioni;
- può essere interessante un'analisi condotta su base annuale in due intervalli temporali differenti e impiegando il set di dati meteorologici provenienti dalla centralina situata in impianto, allo scopo di comprendere meglio l'influenza della meteorologia dell'area sui risultati della simulazione;
- un'analisi dettagliata sui recettori esposti, attraverso questionari di valutazione del disturbo e test in campo, può essere utile allo scopo di mappare la reale molestia olfattiva percepita;

Studi precedenti condotti sull'impianto oggetto di indagine hanno già avviato la costruzione di uno schema operativo per il monitoraggio in continuo e in tempo reale degli odori: si tratta di una metodologia che consente la determinazione della concentrazione di odore a partire dalle misure di *VOC*, *H<sub>2</sub>S* e *NH<sub>3</sub>*. Nel dettaglio, il monitoraggio prevede di installare per ogni sorgente un sistema di misurazione delle concentrazioni di composti odorigeni (con campionamenti di 10 min), che da queste sia in grado di calcolare i tassi di emissione di odore (OER) e di impiegarli, insieme ai dati meteorologici, all'interno dei modelli di dispersione. Il sistema prevede una serie di algoritmi in grado di svolgere tutte le operazioni citate e consentirà di conoscere gli episodi di molestia olfattiva in tempi rapidi e direttamente in impianto. Il calcolo della concentrazione di odore a partire dalle misure delle singole specie chimiche può avvenire ricercando una correlazione tra le *OU/m<sup>3</sup>* determinate col metodo olfattometrico e i valori dell'OAV ("Odour Activity Value"). È questo un modo per legare tra loro le misure sensoriali e quelle analitiche: una relazione valida consentirebbe di conoscere la concentrazione di odore direttamente dai rilevamenti dei sensori in campo. Alcuni studi di letteratura mostrano correlazioni significative che, se validate, potrebbero costituire un passo avanti importante nella valutazione.

Il perfezionamento di questi elementi di analisi consentirà di migliorarne la rappresentatività e di comprendere ancor meglio gli aspetti critici nell'applicazione delle indicazioni normative, che richiedono uno sforzo maggiore di approfondimento da parte delle istituzioni coinvolte e un'uniformazione a livello nazionale.

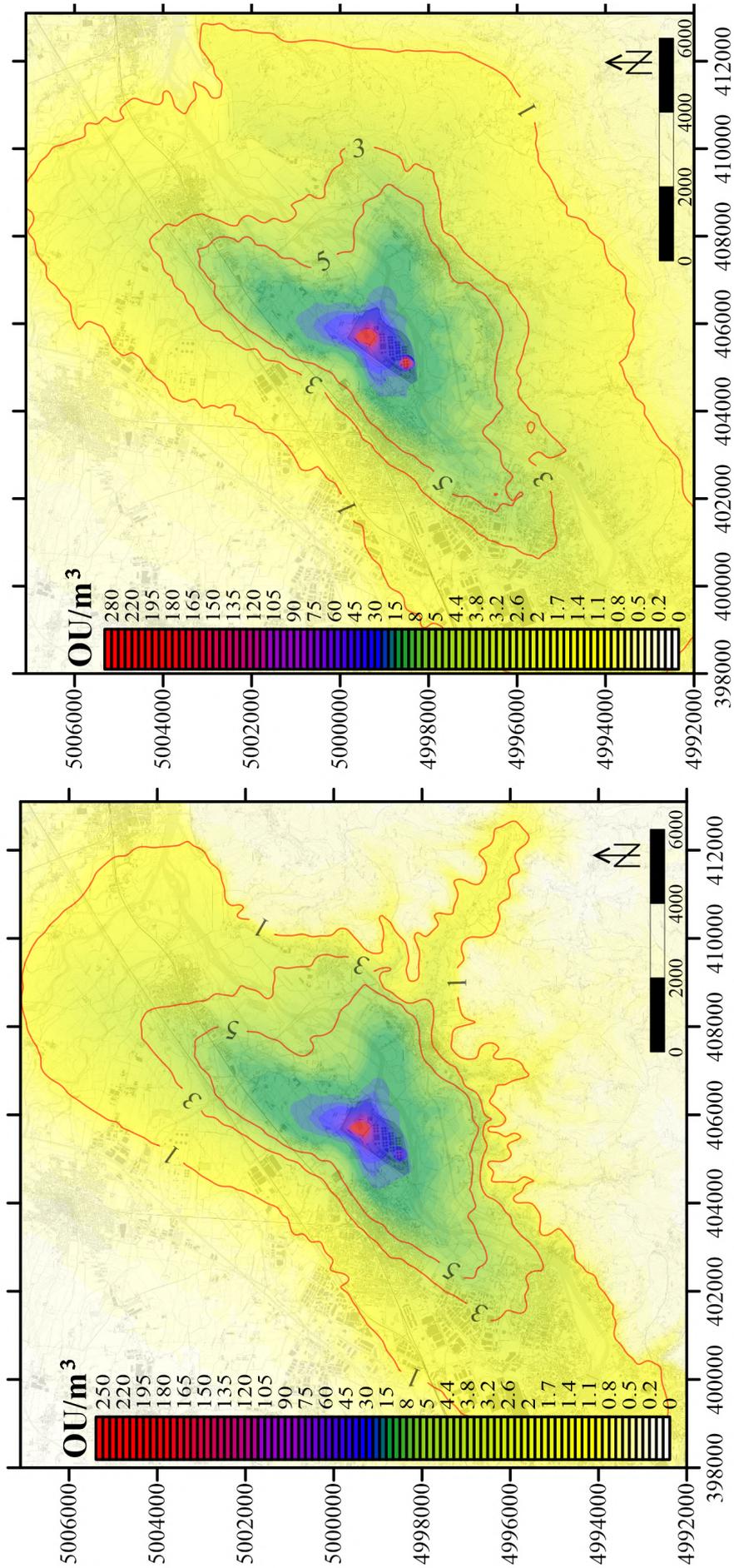


Figura 7.1: Scenario attuale-Gennaio2015, confronto tra le opzioni di terrain adjustment method. MCTADJ=2 a sinistra. MCTADJ=3 a destra.

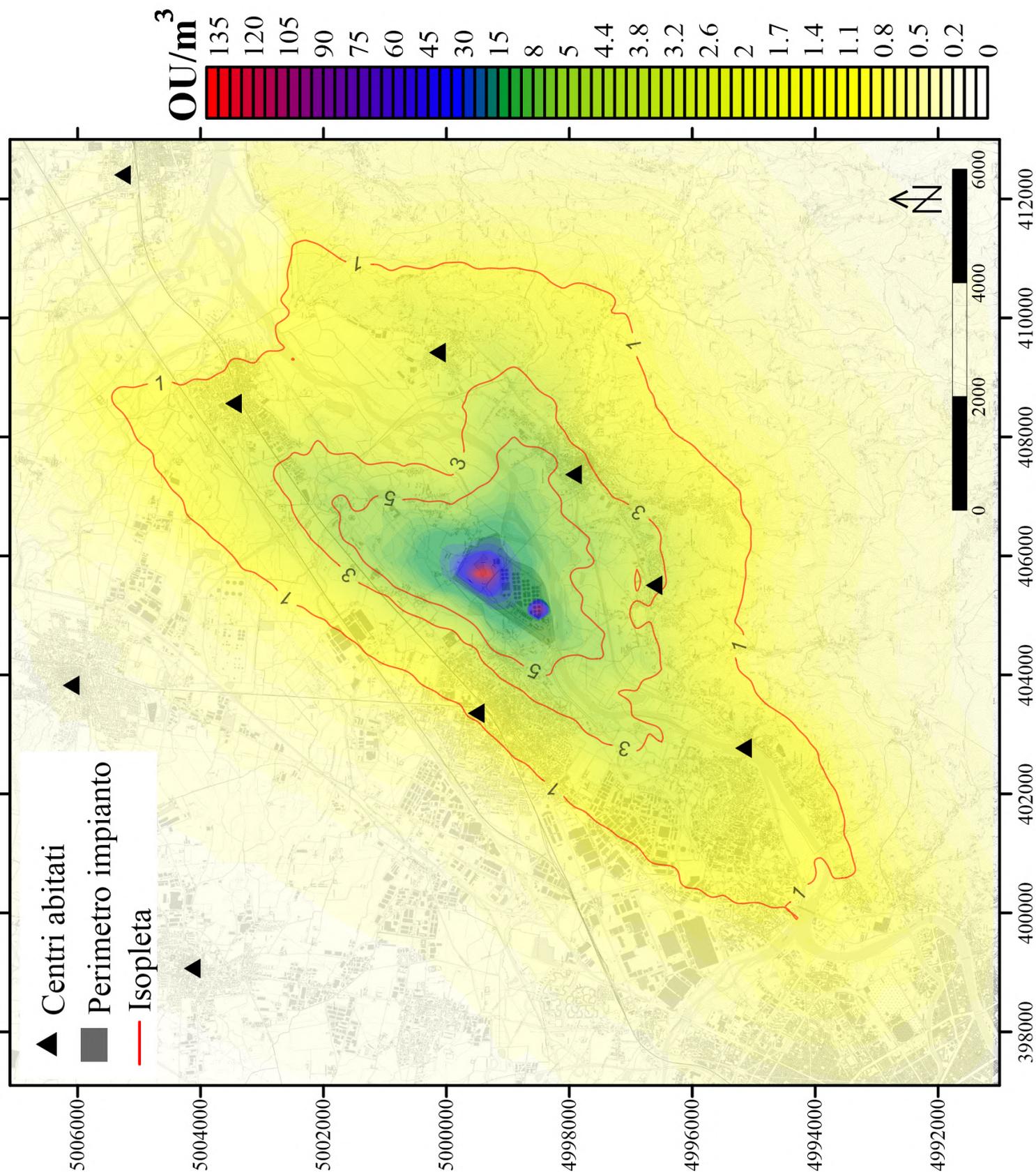


Figura 7.2: Scenario attuale-Gennaio2015, Legge logaritmica di velocità.

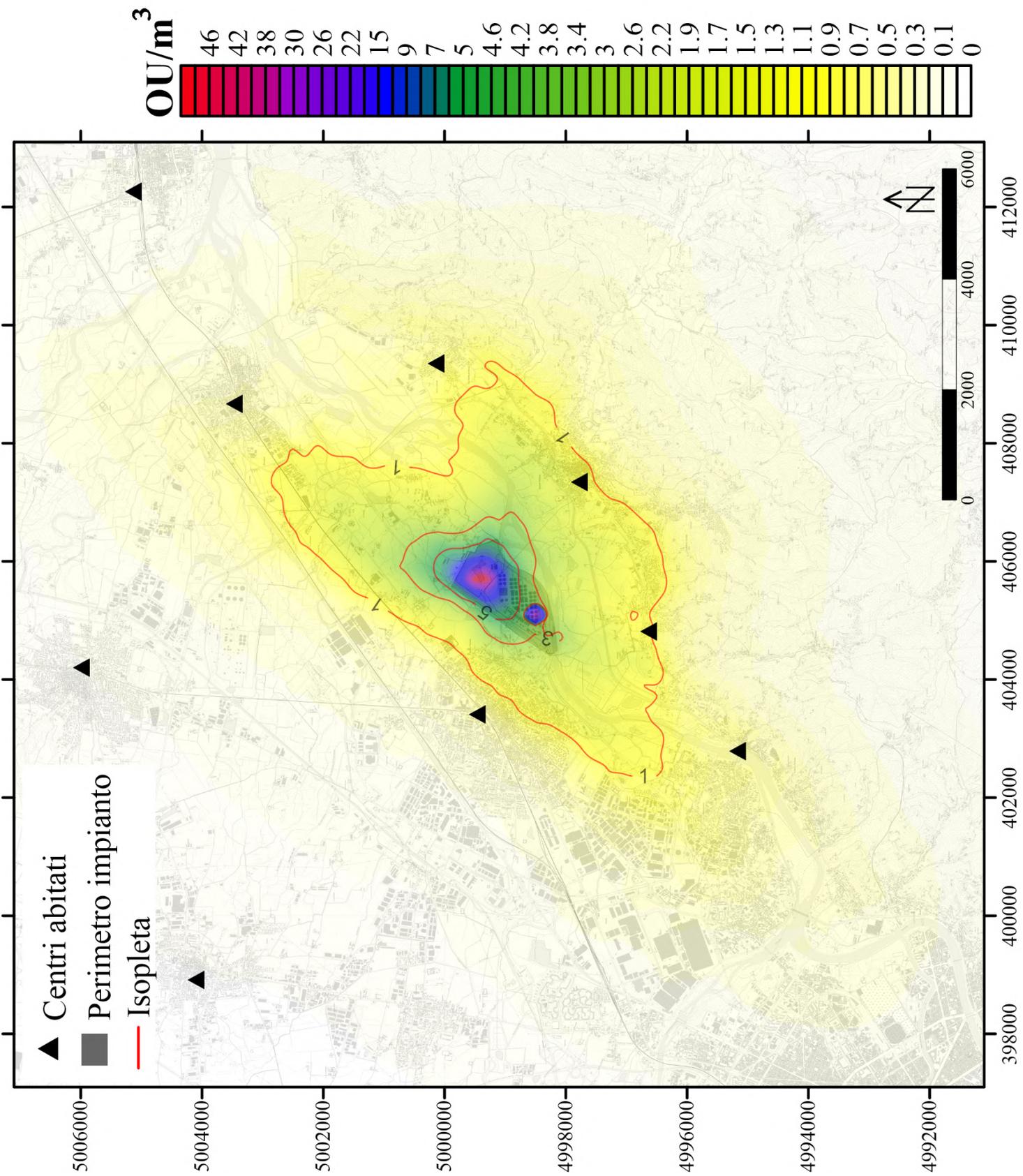


Figura 7.3: Scenario attuale-Gennaio2015, Legge di velocità di Deaves e Harris.

# Bibliografia

- [1] ADEME, *Pollution olfactive, sources d'odeurs, cadre reglementaire, techniques de mesure et procedes de traitement*, 2005.
- [2] ALBERTA, *Good practices guide for odour management in Alberta*, 2015.
- [3] ANPA (Agenzia Nazionale Protezione Ambiente), *Linee Guida per la selezione e l'applicazione dei modelli di dispersione atmosferica per la valutazione della qualità dell'aria*, 2001.
- [4] APAT, *Metodi di misura delle emissioni olfattive, Quadro normativo e campagne di misura*, 2003.
- [5] ARPA Lazio, *La micrometeorologia e la dispersione degli inquinanti in aria*. Sozzi Roberto in collaborazione con APAT e CTN-ACE, 2003.
- [6] ARPA Lombardia, *Indicazioni relative all'utilizzo di tecniche modellistiche per la simulazione della dispersione di inquinanti negli studi di impatto sulla componente atmosfera*. Settore monitoraggi ambientali, 2018.
- [7] ARPA Lombardia. *Indicazioni relative all'utilizzo di tecniche modellistiche per la simulazione della dispersione di inquinanti negli studi di impatto sulla componente atmosfera*, Ottobre 2018.
- [8] Barclay J., Scire J. et al., *Generic guidance and optimum model settings for the CALPUFF modelling system for inclusion into the "approved methods for the modeling and assessments of air pollutants in NSW, Australia"*. NSW Office of Environment and Heritage, Sydney, Australia, 2011.
- [9] Bliss et al., *Development of a sampling system for the determination of odor emission rates from areal surfaces, mathematical model*. Journal of the Air e Waste Management Association, Vol.45, 1997.
- [10] Bouzalaos et al., *Developing methods to evaluate odour control products*, 2002.
- [11] Brattoli M., Cisternino E. et al., *Gas chromatography analysis with olfactometric detection (GC-O) as a useful methodology for chemical characterization of odorous compounds*, 2013.
- [12] Brode et al., *Technical issues related to use of the CALPUFF Modeling System for near-field applications*. U.S. EPA, OAQPS, Air Quality Modeling Group (C439-01), Research Triangle Park, NC, 2008.
- [13] CALPUFF dispersion model, Appendix D.
- [14] Capelli L. et al., *Measuring odours in the environment vs. dispersion modelling: a review*. Politecnico di Milano, 2013.
- [15] Capelli L. et al., *Assessment of the chemical-physical variables affecting the evaporation of organic compounds from aqueous solutions in a sampling wind tunnel*. Politecnico di Milano, 2019.
- [16] Cook et al., *The Deaves and Harris ABL model applied to heterogeneous terrain*, 2017.

- [17] Crew et al., *Observations of wind speed profiles over Greater London, UK, using a Doppler lidar*, Department of Meteorology, University of Reading, UK, *Journal of Wind Engineering and Industrial Aerodynamics*, Vol. 31, 2013.
- [18] CUM, *Règlement relatif à l'assainissement de l'air et remplaçant les règlements 44 et 44-1 de la Communauté*, 2011.
- [19] Decottignies et al., *Characterisation of odour masking agents often used in the solid waste industry for odour abatement*. CIRSEE, Suez Environment, Le Pecq, France, 2017.
- [20] DEPA, *Guidelines for air emission regulation, limitation of air pollution from installations*, 2002.
- [21] EA, *Horizontal guidance for odour Part 2 – assessment and control*, DRAFT, 2002.
- [22] Freeman, Cudmore et al., *Review of odour management in New Zealand*. Air Quality Technical Report No. 24, New Zealand Ministry of Environment, Wellington, 2002.
- [23] Gao, Yates et al., *Laboratory study of closed and dynamic flux chambers: Experimental results and implications for field application*. *Journal of Geophysical Research Atmospheres* · October 1998.
- [24] Generalitat de Catalunya, *Borrador del anteproyecto de ley contra la contaminacion odorifera*, 2005.
- [25] GOAA, *Guideline on odour in ambient air, including grounds and advice on interpretation, detection and assessment of odour in ambient air*, 2018.
- [26] Gostelow et al., *Development of an odorant emission model for sewage treatment works*. School of Water Sciences, Cranfield University, Cranfield, UK, 2001.
- [27] Gostelow S.A., Parsons, R.M. Stuetz, *Odour measurement for sewage treatment works*. Cranfield University, UK, 2003.
- [28] Hudson, Ayoko et al., *Odour sampling 1: physical chemistry considerations*. International Laboratory for Air Quality and Health, School of Physical and Chemical Sciences, Queensland University of Technology, Brisbane, Australia, 2007.
- [29] Hudson, Ayoko et al., *Odour sampling 2. Comparison of physical and aerodynamic characteristics of sampling devices: a review*. School of Physical and Chemical Sciences, Queensland University of Technology, Brisbane, Australia, 2008.
- [30] ISPRA Ambiente, *I modelli di riferimento per la diffusione in atmosfera degli inquinanti: cenni teorici ed applicazioni pratiche*, Ing. Sinesi Michela, 2008.
- [31] Juan M. Lema Martinez, Sonia Suarez et al., *Innovative wastewater treatment and resource recovery technologies. Impacts on energy, economy and environment*, IWA Publishing, 2017.
- [32] Lebrero et al., *Odor assessment and management in wastewater treatment plants: a Review*, 2011.
- [33] Leelosy et al., *Dispersion modelling of air pollutants in the atmosphere: a review*, 2014.
- [34] Lena, Desiato et al., *Intercomparison of nocturnal mixing height estimate methods for urban air pollution modelling*, Agenzia Nazionale per la Protezione dell'Ambiente (ANPA), Roma, Italy, 1999.
- [35] Leonardos et al., *Odor threshold determinations of 53 odorant chemicals*, *J. Air Pollut. Control Assoc.*, 1969.
- [36] Linee Guida Lombardia, *Deliberazione Giunta regionale 15 febbraio 2012 - n. IX/3018*, pubblicata il 20/02/2012.

- [37] Lucernoni F. et al., *The evaluation of the odour emission rate for passive area sources: a new approach*, Politecnico di Milano: Dipartimento di Chimica, Materiali e Ingegneria Chimica "Giulio Natta", 2015.
- [38] Lucernoni F. et al., *Comparison of different approaches for the estimation of odour emissions from landfill surfaces*. Politecnico di Milano: Dipartimento di Chimica, Materiali e Ingegneria Chimica "Giulio Natta", 2017.
- [39] Lucernoni F. et al., *A model to relate wind tunnel measurements to open field odorant emissions from liquid area sources*, Politecnico di Milano, 2017.
- [40] Macdonald et al., *theory and objectives of air dispersion modelling*, Department of Mechanical Engineering University of Waterloo, 2003.
- [41] Manitoba Conservation, *guidelines for air dispersion modelling in Manitoba*, Air Quality Section Programs Division, 2006.
- [42] Brancher M., Griffiths K.D., Franco D., Henrique de Melo Lisboa, *A review of odour impact criteria in selected countries around the world*, Chemosphere, 168, 2017.
- [43] McGinley et al., *Odor testing biosolids for decision making*, Water Environment Federation Specialty Conference, Residuals and Biosolids Management Conference, Austin (EUA), 3-6. 2002.
- [44] MEDDE, *Évaluation environnementale stratégique de la programmation pluriannuelle de l'énergie et son volet annexé la stratégie de développement de la mobilité propre*. Ministère de l'Environnement, de l'Énergie et de la Mer, 2016.
- [45] Miller U. et al., *Analysis of the application of selected physicochemical methods in eliminating odor nuisance of municipal facilities*, 2018.
- [46] Naddeo V., Zarra T. et al., *Odour measurement in wastewater treatment plant using both european and japanase standardized methods: correlation and comparison study*, Università Degli Studi di Salerno, Sanitary Environmental Engineering Division (SEED), 2016.
- [47] New Zealand Ministry for Environment, *Good practice guide for atmospheric dispersion modelling*, 2004.
- [48] NSW, *Generic guidance and optimum model settings for the CALPUFF Modeling System for inclusion into the approved methods for the modeling and assessments of air pollutants in NSW, Australia*, 2011.
- [49] OMOE, *Guidance for demonstrating compliance with the air dispersion modelling requirements set out in Ontario Regulation 419/05 Air Pollution*, Local Air Quality, 2009.
- [50] Prata et al., *Wind friction parametrisation used in emission models for wastewater treatment plants: a critical review*, Water Research, Vol.124, 2017.
- [51] Prata et al., *A critical review on liquid-gas mass transfer models for estimating gaseous emissions from passive liquid surfaces in wastewater treatment plants*, University of New South Wales, Sydney, Australia, 2018.
- [52] Regione Trentino, *Linee guida per la caratterizzazione, l'analisi e la definizione dei criteri tecnici e gestionali per la mitigazione delle emissioni delle attività ad impatto odorigeno* 2016.
- [53] Regione Piemonte, L.R. 43/2000, *Linee guida per la caratterizzazione e il contenimento delle emissioni in atmosfera provenienti dalle attività ad impatto odorigeno*, 2017.

- [54] Rzeszutek et al., *Parameterization and evaluation of the CALMET/CALPUFF model system in near-field and complex terrain - Terrain data, grid resolution and terrain adjustment method*. Science of the Total Environment, 01 November 2019, Vol.689, pp.31-46, 2019.
- [55] Scire J.S., Robe F.R., Fernau M.E., Yamartino R.J., *CALMET User Guide*, Version5, 2000.
- [56] Seinfeld, Pandis et al., *Atmospheric chemistry and physics: from air pollution to climate change*, 2016.
- [57] Sill et al., *turbulent boundary layer profiles over uniform rough surfaces*, Journal of Wind Engineering and Industrial Aerodynamics, Vol. 31, 1988.
- [58] Sironi S., Eusebio L., Capelli L., *Odour sample diffusion through double Nalophan™ Bags*, Politecnico di Milano, 2014.
- [59] Smith et al., *wind stress and heat flux over the ocean in gale force winds*, Bedford institute of oceanography, Canada, 1980.
- [60] SNPA, *metodologie per la valutazione delle emissioni odorogene*, 2018.
- [61] Sohn et al., *Gas sampling efficiencies and aerodynamic characteristics of a laboratory Wind Tunnel for odour measurement*, Biosystems Engineering Vol.92, 2005.
- [62] Speece R. et al., *Superoxygenation for odor/corrosion prevention. A new green technology completely eliminates H<sub>2</sub>S production in municipal and industrial wastewater*, 2007.
- [63] TA-Luft, *Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft. First general administrative regulation pertaining the federal immission control act*, Federal Ministry for Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety, p. 252, 2002.
- [64] Tang, M. Shiraiwa, U. Pöschl, R. A. Cox1 and M. Kalberer, *Compilation and evaluation of gas phase diffusion coefficients of reactive trace gases in the atmosphere: Volume 2. Diffusivities of organic compounds, pressure-normalised mean free paths, and average Knudsen numbers for gas uptake calculations*, 2005.
- [65] Tyndall et al., *Mitigating swine odor with strategically designed shelterbelt systems: a review*, 2006.
- [66] Ueno et al., *Difference in the odor concentrations measured by the triangle odor bag method and dynamic olfactometry*. Tokyo Metropolitan Research Institute for Environmental Protection, 2009.
- [67] UK-EA, *Additional guidance for H4 Odour Management. How to comply with your environmental permit*, 2011.
- [68] UNI EN-13725, *Qualità dell'aria - Determinazione della concentrazione di odore mediante olfattometria dinamica*, <http://store.uni.com>, 2004.
- [69] U.S. EPA, *Clarification on EPA-FLM recommended settings for CALMET*, Office of air quality planning and standards, Air Quality Modeling Group, Research Triangle Park, North Carolina, 2009b
- [70] US-EPA, *SCREEN3 Model User's Guide*, 1995.
- [71] WEF, *Control of odors and emissions from wastewater treatment plants*, Manual of Practice No. 25, 2004.
- [72] WSP Canada Inc., *Air quality assessment for harvest frasse Richmond Organics*, 2016.
- [73] Zarra et al., *Procedures for detection and modelling of odours impact from sanitary environmental engineering plants*, PhD Thesis, University of Salerno, 2007.

# Siti consultati

- [74] <http://www.giuseppezeppa.com/files/analisi-avanzate-p6-ott-17.pdf>
- [75] <http://www.olfattometria.com/download/dgr-lomb.pdf>
- [76] <https://www.osmotech.it/>
- [77] <https://airsense.com/>
- [78] <http://e-nose.asia/>
- [79] [www.scentroid.com/flux-chamber/](http://www.scentroid.com/flux-chamber/)
- [80] <https://www.osmotech.it/flux-chamber/>
- [81] <https://www.cstindustries.com/flat-panel-covers//>
- [82] <https://https://www.cstindustries.com>
- [83] <https://www.ecomembrane.com/>
- [84] <https://www.ecomembrane.com/images>
- [85] <https://biothys.net/neutralize-olfactive-pollution-lagunair/>
- [86] <https://www.nebulizzare.com/it/applicazioni-nebulizzazione/abbattimento-odori-deodorazione-acqua-nebulizzata/341-neutralizzazione-odori>
- [87] <https://ec.europa.eu/jrc/en/pvgis>
- [88] [https://www.engineeringtoolbox.com/air-change-rate-room-d\\_867.html](https://www.engineeringtoolbox.com/air-change-rate-room-d_867.html)
- [89] <https://www.ciffasystemes.com/en/wastewater-olfacif-covers/our-products/circular-tank/sliding-cover-enx523b15e48252c12e36895352.htm>
- [90] <http://www.eco2tech.com/applications/>
- [91] <http://www.westech-inc.com/blog-municipal-water/thirty-years-of-spiral-rakes-in-clarifiers>