

# LA MOLESTIA OLFATTIVA

## Fenomenologia, criticità e protocollo sperimentale di misura



# **LA MOLESTIA OLFATTIVA**

## **Fenomenologia, criticità e**

### **protocollo sperimentale di misura**

**2018**

## La molestia olfattiva. Fenomenologia, criticità e protocollo sperimentale di misura

### Rapporto a cura di:

**ARPA Lazio** – Dipartimento stato dell'ambiente - Servizio qualità dell'aria e monitoraggio ambientale degli agenti fisici - Unità centro regionale della qualità dell'aria

Roberto Sozzi, Laura Bennati, Andrea Bolignano

### RIASSUNTO

La molestia olfattiva, definita genericamente come qualsiasi emanazione gassosa percepibile attraverso il senso dell'olfatto come una sensazione spiacevole, costituisce una criticità ambientale ampiamente discussa a livello nazionale poiché legata a forti sensazioni di disagio da parte della popolazione con effetti epidemiologici e sanitari ancora non chiari e definiti. Il contesto normativo, sia a livello nazionale che regionale, non è ancora in grado di fornire le basi tecniche per una valutazione della molestia olfattiva pur essendo essa inquadrata nel concetto più generale di qualità dell'aria. Gli elementi di sovrapposizione tra la qualità dell'aria e la molestia olfattiva sono chiari poiché entrambe rappresentano l'effetto legato, direttamente o indirettamente, all'emissione di sostanze in atmosfera caratterizzate da un certo livello di tossicità e che sono soggette ai normali fenomeni di trasporto, dispersione e trasformazioni chimiche che avvengono nel PBL. D'altra parte se la determinazione della concentrazione oraria o giornaliera di un inquinante costituisce la base di partenza per la valutazione dello stato della qualità dell'aria, lo stesso indicatore ambientale non è descrittivo della percezione della molestia olfattiva poiché essa è legata ai picchi di concentrazione che si osservano su scale temporali decisamente inferiori rispetto alla media oraria e ad inquinanti diversi da quelli definiti nel quadro normativo della qualità dell'aria. Questo documento costituisce la base di partenza per la definizione di una metodologia operativa finalizzata alla valutazione delle molestie olfattive partendo dalla descrizione del fenomeno fisico e la sua modellizzazione. Tali elementi sono necessari per la definizione di una strategia di monitoraggio che comprende la definizione delle caratteristiche della strumentazione, sia meteorologica che chimica, in grado di soddisfare i requisiti richiesti per l'applicazione operativa della modellizzazione del fenomeno fisico con l'obiettivo di quantificare la molestia olfattiva in termini di Intensità di odore.

**Parole chiave:** qualità dell'aria, molestia olfattiva, monitoraggio, intensità di odore

### Contatti autori:

robertosozzi50@gmail.com; laura.bennati@arpalazio.gov.it; andrea.bolignano@arpalazio.gov.it



ARPA Lazio – 2018

Quest'opera è distribuita con Licenza  
Creative Commons Attribuzione 3.0 Italia

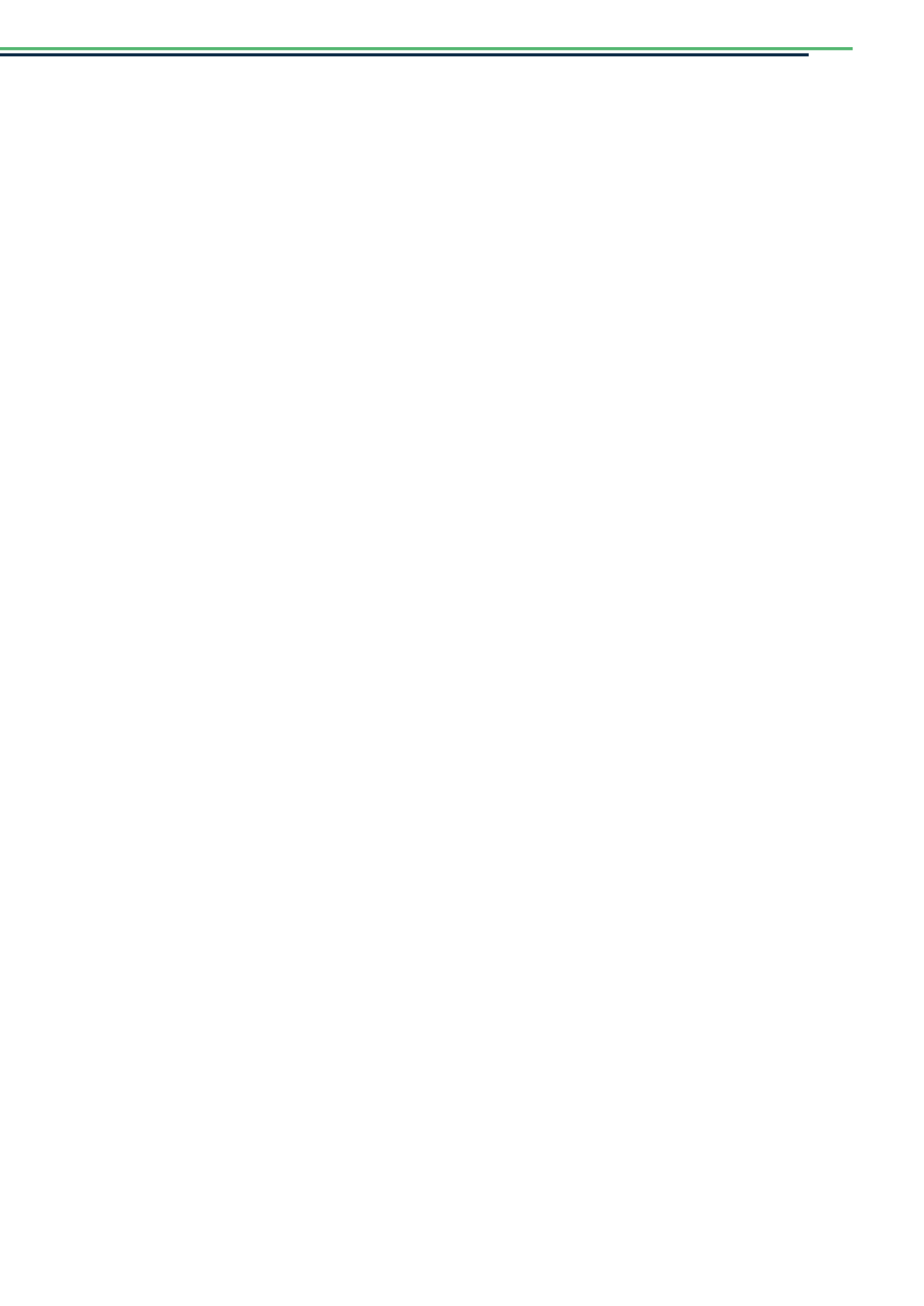
Foto di copertina: Foto di copertina: impianto TMB di via Salaria a Roma - fonte: ARPA Lazio

Coordinamento editoriale a cura dell'Area sistemi operativi e gestione della conoscenza

---

# INDICE

|  |    |
|--|----|
| INTRODUZIONE .....   | 5  |
| 1. LA FISICA DEL PROBLEMA .....  | 11 |
| 1.1 Caratteristiche meteorologiche della dispersione .....   | 13 |
| 1.2 Modellizzazione della dispersione in aria delle sostanze odorigene .....   | 18 |
| 2. VALUTAZIONE DELLA MOLESTIA OLFATTIVA .....  | 27 |
| 2.1 La quantificazione della molestia olfattiva .....  | 27 |
| 2.2 Struttura della postazione di monitoraggio .....   | 34 |
| 3. AGGIORNAMENTI E SVILUPPI FUTURI .....   | 37 |
| RIFERIMENTI BIBLIOGRAFICI .....  | 39 |
| ALLEGATO 1 – LA FISIOLOGIA DELLA MOLESTIA OLFATTIVA .....  | 47 |
| ALLEGATO 2 – OLFATTOMETRIA DINAMICA .....  | 51 |
| ALLEGATO 3 – LA SORVEGLIANZA METEOROLOGICA .....   | 53 |
| ALLEGATO 4 – STIMA DEL VALORE DI PICCO ORARIO DELLA CONCENTRAZIONE<br>DA ANALIZZATORI AUTOMATICI .....                                   | 55 |
| ALLEGATO 5 – RICOSTRUZIONE DELLE SERIE STORICHE ORARIE E<br>DEI RELATIVI PICCHI DI CONCENTRAZIONE DA MISURE MEDIATE SU LUNGHI PERIODI .. | 75 |
| ALLEGATO 6 – VALORI DI SOGLIA OLFATTIVA .....  | 77 |



# INTRODUZIONE

Il crescente interesse dell'uomo verso la qualità dell'ambiente e della vita ha portato a riconoscere gli odori molesti come inquinanti atmosferici a tutti gli effetti e a coniare il termine *inquinamento olfattivo* per indicare il loro impatto negativo sull'ambiente circostante e sulla popolazione esposta. Il termine *sostanza odorigena* si riferisce al prodotto chimico responsabile della generazione di una sensazione di odore, mentre si definisce *odore* una *qualsiasi emanazione gassosa percepibile attraverso il senso dell'olfatto come una sensazione spiacevole*.

L'imprevedibilità del disturbo, la sua presenza continuativa nel tempo, l'impossibilità di difendersi da esso, generano tensione e stati d'ansia, con conseguenti proteste da parte dei cittadini quando ne sono soggetti. I possibili effetti avversi sono spesso associati alla *molestia olfattiva* e sono costituiti normalmente da disturbi gastrici, mal di testa, disturbi del sonno, attacchi di asma, dolori articolari, perdita di appetito ed altri ancora che, per alcuni individui, possono sfociare anche in patologie gravi. Va comunque detto che ad oggi la conoscenza delle conseguenze sanitarie ed epidemiologiche potenzialmente riconducibili alle molestie olfattive sono notevolmente limitate e perciò, prudenzialmente, non sono da escludere patologie vere e proprie derivanti dall'esposizione all'odore. Va poi rilevato che la molestia olfattiva si può avere anche quando un residuo odoroso è presente in concentrazioni molto basse, solitamente molto più basse di quelle capaci di causare danni alla salute o effetti sull'ambiente. Il punto chiave è che una sostanza odorigena non è necessariamente una sostanza tossica, anche se lo potrebbe essere in alcuni casi, e che una sostanza tossica non è necessariamente odorigena, quindi non è possibile fare assunzioni sul rischio per la salute umana solo in base alla percezione di un odore.

Molte sono le difficoltà oggettive che complicano l'approccio all'inquinamento olfattivo e che ne hanno ritardato la regolamentazione rispetto ad altri settori della qualità dell'aria. Infatti l'odore è un fenomeno complesso da comprendere, non tanto per la vasta gamma di sostanze odorigene che lo producono, ma principalmente perché la potenzialità odorigena di un composto chimico dipende da vari aspetti:

- aspetti oggettivi propri della sostanza (volatilità, idrosolubilità...)
- aspetti soggettivi (fisiologici e psicologici dell'individuo ricettore)
- aspetti ambientali (temperatura, pressione, umidità relativa dell'aria, velocità e direzione dei venti)

Quello dell'odore è un concetto sostanzialmente immateriale, anche se reale, correlato alla presenza in aria di alcune specie chimiche (e ciò è innegabilmente quantificabile con la concentrazione in aria di tali sostanze), ma anche e soprattutto è correlato alla reazione da parte dell'organismo umano alla presenza nell'aria inalata di tali sostanze, cosa di difficile quantificazione univoca ed oggettiva. È quindi inevitabile, se si vuole quantificare e regolamentare la molestia olfattiva, per prima cosa passare da un generico concetto di odore al più concreto concetto di *intensità della molestia percepita* cui va attribuita una scala di valori e, solo successivamente, si può procedere a definire degli standard con cui valutare se la qualità dell'aria di un territorio ammissibile da un punto di vista olfattivo e se e quali interventi debbano essere adottati per far sì che le emissioni prodotte dalle diverse attività antropiche producano una situazione ambientale accettabile. Quindi la prima difficoltà concreta che si incontra nel tentativo di regolamentare la molestia olfattiva, cioè il disagio fisico e psichico subito dalla popolazione a causa della presenza in aria di una o più specie chimiche a concentrazioni tali da indurre una sensazione olfattiva sgradevole, sta nella quantificazione oggettiva e univoca della molestia stessa. Infatti, solo dopo aver stabilito una metodologia oggettiva, quantitativa ed applicabile per la definizione e la misura della molestia, sarà possibile definire adeguati standard normativi da applicare in tutti i punti del territorio (ad esclusione delle zone interne agli impianti industriali) a

salvaguardia della popolazione e sarà poi possibile definire dei limiti alle emissioni prodotte dalle varie attività antropiche. Per fare ciò è necessario inquadrare tutto questo nel più generale concetto di qualità dell'aria e di rischio tossicologico legato alla presenza in aria delle diverse sostanze chimiche. Il consueto inquinamento atmosferico è sicuramente legato alla concentrazione nell'aria in prossimità del suolo delle diverse sostanze chimiche che la compongono. La logica seguita e da seguire è quella esposta chiaramente dalla Direttiva 2008/50/CE (recepita nell'ordinamento italiano dal d.lgs. 155/2010). Sulla base di ben documentate indagini sanitarie ed epidemiologiche e sulla base della concreta possibilità di determinare strumentalmente la loro concentrazione in aria, si è giunti ad individuare una serie di sostanze ritenute pericolose per la salute umana a medio-lungo termine. Un esempio concreto di ciò è costituito dal biossido di azoto, dall'ozono, dal PM<sub>10</sub> e dal PM<sub>2.5</sub>. Dal punto di vista della Direttiva, queste sostanze presentano un rischio insostenibile per la salute umana quando la dose inalata dalla popolazione risulta essere superiore ad un limite ammissibile. Al di sopra di questo limite, il rischio di patologie avverse per l'uomo risulta inaccettabile. Quantitativamente, questo modo di quantificare gli effetti a medio-lungo termine della presenza di queste sostanze in aria giunge alla definizione di dose massima ammissibile che, una volta semplificata in termini operativi, porta a definire i ben noti standard di qualità dell'aria. Per esempio, per il PM<sub>10</sub> la dose massima ammissibile la si può dedurre dal valore medio annuo e dal numero massimo di superamenti annui di una definita concentrazione media giornaliera.

La nocività della presenza di varie specie chimiche nell'aria ambiente, può anche essere a breve termine e a questo punto si parla di *tossicità* della sostanza. Se la concentrazione in aria di una specie chimica risulta superiore a una determinata soglia, il rischio di effetti letali per l'uomo aumenta in maniera insostenibile.

Sia nel caso del *normale* inquinamento atmosferico che nel caso della tossicità di una sostanza presente in aria, i suoi effetti avversi sulla salute umana (letali o meno, a breve o a medio-lungo termine) normalmente non coinvolgono alcun tipo di reazione da parte del sistema olfattivo umano. Viceversa, ci sono numerose situazioni in cui la reazione del sistema olfattivo umano è negativa, evidenziando una molestia olfattiva, anche se la concentrazione delle sostanze responsabili di ciò risulta essere inferiore ai limiti di tossicità e se la pericolosità a medio-lungo termine di tale sostanze risulta essere irrilevante (almeno in base alle conoscenze attuali). Quindi esistono reazioni fisiologiche a breve termine che coinvolgono l'apparato olfattivo umano producendo patologie, anche in assenza di cause tossicologiche.

Nel caso di molestia olfattiva, non si hanno a disposizione finora indagini sanitarie ed epidemiologiche in quantità e con approfondimento sufficiente da consentire di quantificare una relazione tra la concentrazione in aria (o la relativa dose) ed eventuali danni sanitari (letali, cronici o meno). Ciò è dovuto, tra le altre cose, al fatto che l'azione di una specifica sostanza presente in aria e percepita dal sistema olfattivo umano (per esempio l'idrogeno solforato H<sub>2</sub>S) produce due ordini di problemi. Il primo problema è costituito dalla *normale* interazione tra questa sostanza e l'organismo umano con conseguenti effetti sanitari a breve (tossicologici) o a medio-lungo termine. Il secondo problema è l'interazione tra la specifica sostanza e l'apparato olfattivo umano che realizza, in modo pressoché immediato, un'analisi chimica della sostanza presente nell'aria inalata durante un singolo atto respiratorio (della durata di circa 5 secondi), che elabora una sensazione edonica (sensazione gradevole, cioè profumo, o sgradevole, cioè odore) e che comanda una reazione patologica di vario livello. In questo caso, la molestia olfattiva non può essere ricondotta ad una dose inalata o ad una concentrazione di una sostanza in aria in un periodo di mediazione medio-lungo (ora, mese, anno), ma ad un *evento sostanzialmente istantaneo*.

Sulla base di tutto ciò, la presenza nell'aria ambiente di una o più specie chimiche deve far riferimento a tre livelli di verifica ai fini di una sua accettabilità sanitaria:

- livello tossicologico: la concentrazione di una generica specie chimica in aria deve essere inferiore al limite tossicologico della stessa. In caso contrario, la probabilità di insorgenza di

patologie gravi (anche letali) nell'individuo sarà molto elevata. L'orizzonte temporale di osservazione dovrebbe essere legato alle modalità specifiche con cui tale sostanza viene introdotta nell'organismo. Dato che l'apparato respiratorio normalmente è la via privilegiata, l'orizzonte temporale di riferimento dovrebbe essere pari alla durata media di un atto respiratorio, cioè dell'ordine dei 5 secondi. Probabilmente anche per limiti di ordine pratico, questo orizzonte temporale di fatto può essere anche notevolmente superiore. Come è noto esistono specifiche norme di riferimento che considerano il rischio tossicologico;

- livello ambientale: l'esposizione prolungata alla presenza in aria di determinate sostanze fa sì che la dose inalata su periodi *lunghi* determini un elevato rischio di danni seri o letali per la salute umana. Questo è l'oggetto delle norme sulla qualità dell'aria di cui la Direttiva 2008/50/CE è la concretizzazione pratica. Col procedere delle indagini epidemiologiche e con l'aumento delle capacità di misura, l'elenco di sostanze normate aumenterà e per ognuna di esse verranno specificati adeguati standard (valori limite, valori obiettivo ecc.) che quantificano l'accettabilità o meno della loro presenza in aria. L'orizzonte temporale di riferimento è tipicamente l'anno;
- livello olfattivo: alcune sostanze presenti in aria, una volta inalate, producono una molestia olfattiva, cioè una reazione fisica e psichica negativa da parte dell'organismo umano. Tale sostanza può anche non essere presente con una concentrazione superiore ai limiti di tossicità e può anche non provocare (almeno in base alle conoscenze attuali) danni alla salute a medio-lungo termine, tuttavia induce la sensazione di molestia e le relative patologie associate. L'orizzonte temporale è breve e dell'ordine dei secondi.

Dato che per il livello tossicologico e ambientale esistono norme specifiche di riferimento, il presente documento focalizza l'attenzione esclusivamente sui problemi di tipo olfattivo.

Ciò che differenzia profondamente una valutazione epidemiologica e una valutazione ambientale da una valutazione olfattiva sta in ciò che si prende a riferimento come base di discussione e di valutazione. La concentrazione nell'aria ambiente di una data sostanza, una volta definito l'opportuno periodo di mediazione, è tutto ciò che è necessario conoscere per poter procedere a una valutazione tossicologica e ambientale. La strumentazione di analisi continua delle diverse specie chimiche e le metodiche di campionamento in tal caso sono ampiamente note e consolidate. Viceversa, la base di valutazione olfattometrica è una sensazione di molestia che è sicuramente causata da una concentrazione in aria di una o più sostanze ma che non coincide con essa. Quindi è inevitabile dover prima quantizzare la molestia (e come si vedrà ciò significherà definire la grandezza denominata *intensità di odore*) e successivamente la concentrazione in aria delle sostanze che sono responsabili di ciò. In termini matematici sarà necessario definire un'unità campione di molestia olfattiva (cioè di intensità di odore), una scala numerica che la descriva quantitativamente e una relazione funzionale tra l'intensità di odore e la concentrazione della sostanza che lo ha prodotto.

Mentre l'analisi tossicologica e ambientale prende in considerazione singolarmente le varie specie chimiche e definisce i relativi limiti di accettabilità, nel caso della molestia olfattiva l'odore è normalmente il risultato della presenza collettiva in aria di un insieme più o meno numeroso di sostanze diverse che complessivamente determinano la molestia. La presenza collettiva di queste sostanze è l'odore e per questo non risulta immediato definire una grandezza fisica che lo rappresenti.

Per poter gestire in maniera quantitativa un tale problema sarebbe necessario definire cos'è l'odore. In effetti, la vera difficoltà sta proprio nella descrizione della presenza collettiva e contemporanea di diverse specie chimiche che, in quell'istante e in quel luogo, determinano un certo livello di intensità di odore. È invalso l'uso di quantificare collettivamente l'odore in termini di unità di odore (unità olfattometrica,  $ou_E$ ) (UNI EN 13725:2004) e di evidenziarne la presenza in aria mediante la concentrazione di odore ( $ou_{E m^{-3}}$ ) che rappresentano il numero di diluizioni necessarie affinché il 50% degli esaminatori che costituiscono il *panel di indagine* non avverta più l'odore del campione d'aria



analizzato (UNI EN 13725:2004 - Determinazione della concentrazione di odore mediante olfattometria dinamica). Più precisamente, l'*Unità odorimetrica europea* è la quantità di odorante/i che, quando evaporata in 1 m<sup>3</sup> di gas neutro in condizioni normali (cioè alla pressione di 1013 mb ed alla temperatura di 25°C), provoca una risposta fisiologica in un gruppo di prova (soglia di rilevazione) equivalente a quella provocata da 123 µg di n-butanolo (N° CAS 71-36-3) evaporata in 1 m<sup>3</sup> di gas neutro in condizioni normali e per *concentrazione di odore* si intende il numero di unità odorimetriche europee in 1 m<sup>3</sup> di gas in condizioni normali. Quanto descritto, in sintesi, costituisce l'unica metodologia regolamentata da una normativa unificata, prende il nome di olfattometria dinamica ed è basata su metodi sensoriali e non analitici. Alla luce delle esperienze acquisite, tale tecnica risulta più adatta a quantificare le *emissioni odorigene* prodotte dalle diverse *sorgenti* presenti in un impianto piuttosto che a quantificare la molestia olfattiva nei siti in cui vive la popolazione.

L'aspetto positivo dell'adozione dell'unità olfattometrica sta nel fatto che la sua definizione è normata in maniera chiara e rigorosa e nel fatto che la presenza collettiva delle sostanze odorigene in aria può essere rappresentata da un unico valore. Tuttavia, a differenza del concetto di concentrazione per cui vale il principio di additività e di sovrapposizione degli effetti, il concetto di unità di odore non possiede tali caratteristiche matematiche e fisiche e ciò di fatto lo rende di difficile applicazione pratica. Inoltre, la sua determinazione pratica richiede, di norma, un prelievo e una successiva analisi sensoriale che, pertanto, non consente di mettere in campo un monitoraggio continuo dello stato di molestia olfattiva di un territorio. Decisamente più fisico e più pratico sarebbe poter avere come base oggettiva di riferimento la concentrazione delle diverse specie chimiche causa della molestia olfattiva per cui varrebbero senza ombra di dubbio la proprietà additiva e la sovrapposizione degli effetti. Fortunatamente in tempi recenti è stato possibile mettere in relazione l'intensità di odore percepito con la concentrazione in aria delle diverse sostanze, cosa che verrà utilizzata nel seguito, usando l'unità di odore come intermedio logico e pratico nel processo di valutazione.

Ad oggi non esiste una norma europea e nazionale che disciplini la materia delle molestie olfattive e ben poche sono le norme regionali in materia, praticamente tutte focalizzate sulla definizione di limiti da imporre alle emissioni odorigene prodotte dalle diverse attività antropiche. Tuttavia alcune considerazioni in proposito possono essere individuate in alcune disposizioni vigenti:

Nel d.lgs. 3 aprile 2006, n. 152 e s.m.i., Testo Unico Ambientale che nella sua Parte V disciplina le emissioni in atmosfera, non sono imposti esplicitamente dei limiti alle emissioni odorigene ed il riferimento ad esse è per lo più indiretto e qualitativo. Viene definito comunque inquinamento atmosferico *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 da ledere i beni materiali o compromettere gli usi legittimi dell'ambiente*. In materia di Valutazione d'Impatto Ambientale, (d.lgs. 152/06 e s.m.i., parte seconda) è previsto poi che:

- Art. 22. – (Studio di impatto ambientale) comma 3: *Lo studio di impatto ambientale contiene... lett. b) una descrizione delle misure previste per evitare, ridurre e possibilmente compensare gli impatti negativi rilevanti lett. c) i dati necessari per individuare e valutare i principali impatti sull'ambiente e sul patrimonio culturale che il progetto può produrre...*

Inoltre, la normativa inerente all'Autorizzazione Integrata Ambientale, (d.lgs. 152/06 e s.m.i., parte seconda) prevede che:

- Art. 4. - Finalità, comma 4. lettera c) *L'autorizzazione integrata ambientale ha per oggetto la prevenzione e la riduzione integrate dell'inquinamento proveniente dalle attività di cui all'allegato VIII e prevede misure intese ad evitare, ove possibile, o a ridurre le emissioni nell'aria, nell'acqua e nel suolo, comprese le misure relative ai rifiuti, per conseguire un livello elevato di protezione dell'ambiente...*

- Art. 5. Definizioni comma 1. Ai fini del presente decreto si intende per:
  - i-bis) sostanze: gli elementi chimici e loro composti, escluse le sostanze radioattive di cui al decreto legislativo 17 marzo 1995, n. 230, e gli organismi geneticamente modificati di cui ai decreti legislativi del 3 marzo 1993, n. 91 e n. 92;
  - i-ter) inquinamento: l'introduzione diretta o indiretta, a seguito di attività umana, di sostanze, vibrazioni, calore o rumore o più in generale di agenti fisici, nell'aria, nell'acqua o nel suolo, che potrebbero nuocere alla salute umana o alla qualità dell'ambiente, causare il deterioramento di beni materiali, oppure danni o perturbazioni a valori ricreativi dell'ambiente o ad altri suoi legittimi usi.

Si fa riferimento diretto agli odori solo in materia di gestione dei rifiuti, Titolo I della parte quarta del d.lgs. 152/06 all'art. 177 Campo d'applicazione comma 4, riporta:

- *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... senza causare inconvenienti da rumori o odori...*

Anche se ad oggi a livello nazionale mancano completamente riferimenti normativi cogenti sui livelli accettabili di emissione di odore o di disagio olfattivo, come emissione in atmosfera tuttavia nelle delibere autorizzative l'Autorità competente (ai sensi della parte V del d.lgs. 152/06 e s.m.i.) può comunque fissare dei valori limite che il Gestore è obbligato a rispettare e il cui mancato rispetto è punito come da art. 279 del d.lgs. 152/06 s.m.i.

Come si nota, il Testo Unico Ambientale, al di là di affermazioni di principio e per di più legate alle emissioni di tipo odorigeno, non fornisce alcun elemento per la quantificazione della molestia olfattiva, per definire quando questa molestia è tollerabile o meno, per misurarla oggettivamente e per eliminarla o contenerla. Sostanzialmente obiezioni simili possono essere mosse per le poche disposizioni regionali in materia. Molto più utili a livello pratico sono i due riferimenti normativi seguenti.

L'art. 674 del Codice Penale (*Getto pericoloso di cose*) recita quanto segue: *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 euro 206.* Secondo tale articolo, ai fini della configurabilità del reato di getto pericoloso di cose non si richiede che la condotta contestata abbia cagionato un effettivo nocumento, essendo sufficiente che essa sia idonea ad offendere, imbrattare o molestare le persone, né tale attitudine deve essere necessariamente accertata mediante perizia, potendo il giudice, secondo le regole generali, fondare il proprio convincimento su elementi probatori di diversa natura, quali, in particolare, le dichiarazioni testimoniali di coloro che siano in grado di riferire caratteristiche ed effetti delle immissioni, quando tali dichiarazioni non si risolvano nell'espressione di valutazioni meramente soggettive o di giudizi di natura tecnica, ma si limitino a riferire quanto oggettivamente percepito dai dichiaranti medesimi (*Cassazione penale sez. III 11 dicembre 2014 n. 971*). Va poi rilevato che il reato di getto o versamento pericoloso di cose, previsto nella prima parte dell'art. 674 c.p., è configurabile sia in forma omissiva che in forma commissiva mediante omissione (cosiddetto reato omissivo improprio) ogniqualvolta il pericolo concreto per la pubblica incolumità derivi anche dalla omissione, dolosa o colposa, del soggetto che aveva l'obbligo giuridico di evitarlo (*Cassazione penale sez. III 06 novembre 2014 n. 49213*).

L'altro riferimento è costituito dall'art. 844 del Codice Civile (Immissioni) che recita: *Il proprietario di un fondo non può impedire le immissioni di fumo o calore, le esalazioni, i rumori, gli scuotimenti e simili propagazioni derivanti dal fondo del vicino, se non superano la normale tollerabilità, avuto anche riguardo alla condizione dei luoghi. Nell'applicare questa norma l'autorità giudiziaria deve*

---

*contemperare le esigenze della produzione con le ragioni della proprietà. Può tener conto della priorità di un determinato uso.*

Questi soli riferimenti si pongono come finalità la salvaguardia della qualità dell'aria (dal punto di vista olfattivo) e di fatto essi soli ad oggi costituiscono la base su cui vengono valutati e giudicati gli episodi di molestia olfattiva, pur con evidenti difficoltà.

La trattazione che segue vuole essere il punto di partenza per la realizzazione di una disciplina regionale relativa alla molestia olfattiva che segua, come filo logico, la filosofia adottata dalla Direttiva europea 2008/50/CE per il *normale inquinamento atmosferico*. In primo luogo si cercherà di chiarire il quadro fisico e fenomenologico delle problematiche olfattive, evidenziando le differenze profonde esistenti tra il *normale inquinamento atmosferico* e la dispersione degli odori. Emergerà da questo quadro come alla luce delle conoscenze attuali sia abbastanza chiara la meccanica dell'interazione tra le sostanze odorigene e l'apparato olfattivo umano e come sia possibile modellizzare la dispersione dell'odore e come ciò sia differente dal modellizzare la dispersione degli inquinanti al fine di valutare la *normale* qualità dell'aria.

Sulla scorta di queste considerazioni fenomenologiche, il documento procederà a delineare una metodologia con cui quantificare il grado di molestia olfattiva basato sul monitoraggio della stessa che dovrà essere condotto impiegando idonee postazioni di misura. In questo ambito verranno stabilite le sostanze da tenere sotto controllo e le metodologie di misura e di elaborazione da impiegare.

# 1. LA FISICA DEL PROBLEMA

La sensazione sgradevole di odore percepita dalla popolazione che risiede nei pressi di impianti di trattamento dei rifiuti (discariche, TMB, compostaggio ecc.), di impianti di depurazione delle acque, di impianti alimentari e chimici, di allevamenti ecc. può essere percepita solo se la concentrazione delle sostanze che la provocano (sostanze odorigene) emesse da questi impianti supera la soglia olfattiva in quell'istante ed in quel punto. In termini semplici, la soglia olfattiva rappresenta la concentrazione in aria di una data specie odorigena al di sopra della quale si avverte la sensazione di odore. Le sostanze odorigene, come si vedrà, sono molto numerose e tra esse vale la pena citare la famiglia dei composti azotati (ammoniaca, ammine), la famiglia dei composti solforati (solfuri, mercaptani), la famiglia dei composti ossigenati (alcoli, acidi, aldeidi, chetoni) e la famiglia dei composti alogenati (composti clorurati, fluorurati). Il problema della molestia olfattiva è diventata negli ultimi anni sempre più grave e gli esposti della popolazione alle Autorità Competenti dovuti a queste situazioni sono sempre più frequenti, soprattutto nelle ore del tardo pomeriggio, della sera e del primo mattino, cioè nelle ore caratterizzate normalmente da situazioni di stabilità atmosferica.

La sensazione di molestia olfattiva prende corpo durante l'atto respiratorio umano. In sintesi, l'atto respiratorio umano convoglia periodicamente nel sistema polmonare dell'aria che viene prelevata dall'ambiente esterno all'individuo e, per prima cosa, la mette in contatto con il sistema olfattivo umano. Quest'ultimo analizza l'aria ambiente prelevata e ne determina il tono edonico che può essere gradevole o sgradevole. In quest'ultimo caso siamo di fronte ad una molestia olfattiva.

Nell'uomo, la sensazione di odore causata dalla presenza di un nutrito gruppo di specie chimiche inorganiche ed organiche, è basata su un processo a due *step*. Il primo è un processo fisiologico che attiene alla ricezione dell'aria ed alla sua analisi da parte del sistema olfattivo, mentre il secondo è di natura psicologica e consiste nell'*interpretazione* dell'analisi definendo questa percezione gradevole (*profumo*) o sgradevole (*odore*). Dei due *step*, sicuramente il secondo è molto variabile da individuo a individuo e ciò fa della molestia olfattiva un problema di difficile soluzione generale.

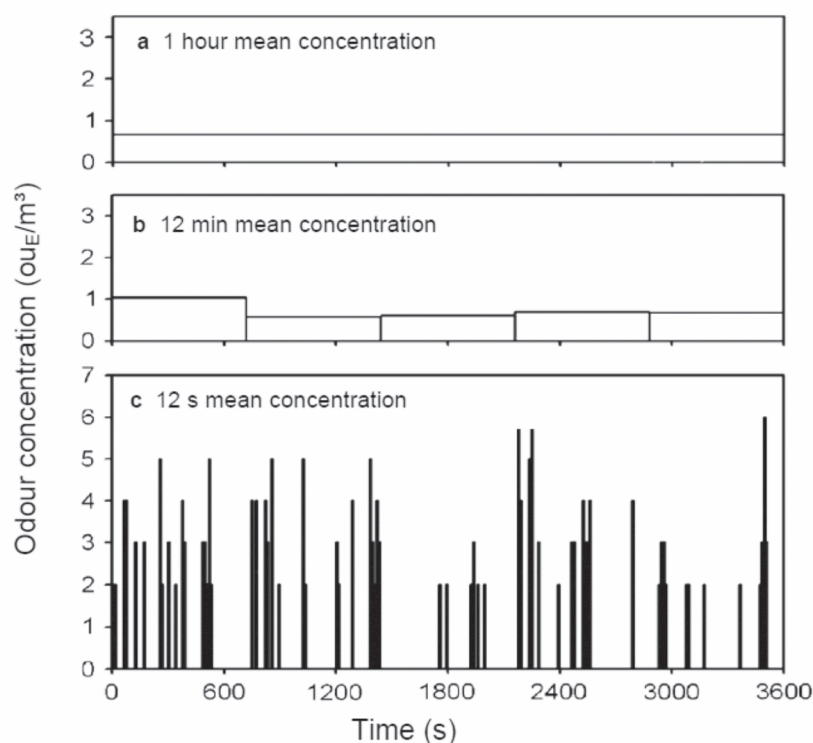


Fig. 1.1: concentrazione (in unità di odore) di una sostanza odorigena misurata nell'aria con vari tempi di mediazione (Shauberg 2012)

Si consideri come esempio concreto la situazione illustrata nella Figura 1.1, in cui è riportato l'andamento temporale della concentrazione di una generica sostanza odorigena osservata in un'ora. Nella parte a) della figura si nota come la concentrazione media oraria della sostanza sia inferiore a  $1 \text{ ou m}^{-3}$ . Dire che una sostanza odorigena ha concentrazione  $1 \text{ ou m}^{-3}$  significa in pratica asserire che, se questa sostanza riempisse un ambiente in maniera omogenea e in questo ambiente risiedessero un certo numero di individui, solo il 50% di essi percepirebbe una sensazione sgradevole e quindi avvertirebbe una sensazione di odore. Se la concentrazione diminuisse anche di poco, tale sensazione sarebbe percepita da una percentuale di individui ancora minore. Ebbene, la situazione illustrata dalla parte a) della figura sembrerebbe non riferirsi a una situazione di molestia olfattiva. Tra l'altro, va rilevato che normalmente nel controllo e nella valutazione della qualità dell'aria le misure di concentrazione delle specie gassose presenti in aria vengono realizzate con tempi di mediazione orari.

In realtà, se venissero realizzate misure impiegando tempi di mediazione inferiori, per esempio dell'ordine di 12 minuti come illustrato nella parte b) della figura, si vedrebbe che in certi momenti durante l'ora la concentrazione della sostanza supererebbe (anche se di poco) la soglia olfattiva di  $1 \text{ ou m}^{-3}$ . Se poi il tempo di mediazione diminuisse ancora, per esempio a 12 secondi come nella parte c) della figura, si vedrebbe che sono molti i periodi nell'ora in cui la concentrazione della sostanza odorigena supera  $1 \text{ ou m}^{-3}$ , anche di molto, e quindi sono numerosi gli eventi di molestia olfattiva.

Per capire cosa percepisce effettivamente la popolazione esposta ad una situazione come quella illustrata nella figura precedente bisogna considerare che ogni individuo entra in contatto con l'aria ambiente respirando e l'atto respiratorio preleva aria ambiente, la analizza attraverso i propri sensori olfattivi, che risiedono nella cavità nasale, ed elabora una sensazione (nell'Allegato 1 sono riportate brevi considerazioni sulla fisiologia della molestia olfattiva tratte integralmente dall'Appendice B delle norme UNI EN 13725:2004). Dato che l'atto respiratorio ha una durata di alcuni secondi (indicativamente dell'ordine dei 5 secondi), ciò che un individuo, presente in una situazione come quella illustrata nella Figura 1, sente effettivamente è ciò che è rappresentato nella parte c) della figura, quindi sperimenta una serie di molestie olfattive consecutive anche se la concentrazione media oraria si mantiene al di sotto della soglia olfattiva.

Queste considerazioni evidenziano immediatamente alcuni paradossi con cui ci si scontra quando si devono gestire in pratica le situazioni di molestia olfattiva.

Il primo paradosso è un paradosso organizzativo e sta nell'aleatorietà con cui si manifesta la situazione di molestia. In pratica, ci si può trovare in situazioni in cui un impianto, che normalmente non produce significativi impatti olfattivi, produce molestie rilevanti, estese anche ad aree piuttosto vaste attorno agli impianti. Spesso, a fronte di una segnalazione di molestia, i tempi di intervento da parte delle Autorità Competenti e delle Autorità di Controllo sono tali (da alcune decine di minuti a qualche ora) da giungere nel luogo indicato senza trovare più traccia della molestia stessa. In sostanza, l'evento coglie inevitabilmente e sistematicamente impreparata l'Autorità Competente e l'Autorità di Controllo che deve in qualche modo gestirlo.

Il secondo paradosso è un paradosso strumentale. In sostanza, si immagini pure di poter giungere nel luogo in cui è stata segnalata la molestia quando essa è ancora attiva. In questo caso, sia la popolazione che i tecnici giunti per il sopralluogo percepirebbero l'odore. Si immagini, inoltre, che i tecnici dispongano di strumentazione in grado di misurare la concentrazione in aria di una o più sostanze responsabili di quell'odore. Il meglio che questi tecnici possono ragionevolmente fare è quello di effettuare misure di concentrazione media oraria, come è normale e richiesto per la qualità dell'aria. Ed ovviamente si otterrebbe quanto illustrato nella parte a) della Figura 1.1, cioè, *strumentalmente* si rilevarebbe una concentrazione media oraria inferiore alla soglia olfattiva, cosa naturalmente contraddetta dalla realtà dei fatti. E questo è un evidente paradosso che ha creato e continua a creare situazioni di tensione e di incomprensione tra la popolazione, i gestori degli impianti e le Autorità Competenti. Basterebbe poter usare strumenti di misura capaci di ottenere misure di concentrazione con tempi di mediazione dell'ordine dei secondi (come richiederebbe la situazione illustrata nella parte b) e soprattutto c) della Figura 1.1), ma non è un'impresa da poco. Gran parte della

strumentazione che si utilizza per il normale controllo della qualità dell'aria è intrinsecamente incapace di fare misure con tempi di mediazione ridotti, dato che è caratterizzata da tempi di risposta troppo lunghi, per esempio dell'ordine dei minuti o della decina di minuti. Se per l'idrogeno solforato queste misure *rapide* sono tecnicamente possibili, così non sembrerebbe per i normali analizzatori di ammoniaca e, peggio ancora, per tutta una serie di idrocarburi e acidi organici per cui ad oggi il modo principe di rilevazione è costituito da un campionamento prolungato e da una successiva analisi chimica in laboratorio.

Infine è indispensabile entrare ancora un po' nel concetto di odore per poter ottenere indicazioni sulla sua quantificazione oggettiva. L'odore è una sensazione sgradevole percepita da un individuo, sensazione che deriva dal fatto che quell'individuo sta inalando aria contenente alcune sostanze che interferiscono negativamente con il proprio apparato olfattivo. Finora è stata seguita prevalentemente la strada di cercare di dare una quantificazione dell'odore nel suo complesso, individuando nell'unità di odore il mezzo quantitativo. Nel seguito di questo documento prenderemo in considerazione la concentrazione generica di odore che, almeno in prima battuta, verrà espressa in unità di odore ipotizzando, inoltre, che per semplicità pratica sia valida la sovrapposizione degli effetti, anche se a rigore ciò non è vero. Per come è definita, l'unità di odore possiede numerose caratteristiche negative. In primo luogo può essere adottata con un buon grado di affidabilità solo nel caso in cui vengano realizzate misure sporadiche e non continue nel tempo, elemento estremamente negativo quando si voglia mettere in atto un monitoraggio continuo e sistematico di un territorio. In secondo luogo, a rigore l'unità di odore è di fatto una curiosa grandezza fisica per la quale non vale a priori né la proprietà additiva né la sovrapposizione degli effetti. Viceversa, la presenza in aria delle varie specie chimiche che producono la molestia olfattiva è correttamente caratterizzata dalla relativa concentrazione (per esempio espressa in  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) o meglio dal relativo *mixing ratio* (ppb o ppt) e con queste grandezze fisiche è rilevata dagli analizzatori sensibili ad esse. Come si vedrà, grazie alla recente attività di ricerca è stato possibile mettere in relazione in modo sufficientemente realistico i due modi di quantificare la presenza di odore. Tuttavia, la molestia olfattiva per come è percepita dalla popolazione è inevitabilmente legata alla relativa intensità che determina la gravità della molestia stessa. Come si vedrà, la recente attività di ricerca ha permesso di legare tra loro i diversi concetti di unità di odore, di concentrazione di diverse specie odorigene in una miscela gassosa e di intensità di odore. Sulla base di ciò, se i limiti alla molestia olfattiva vengono definiti in base all'intensità di odore, i limiti stessi potranno essere espressi indifferentemente sia in unità di odore che in concentrazione delle specie chimiche, consentendo una maggiore facilità di controllo ed anche un monitoraggio continuo della molestia stessa.

## 1.1 CARATTERISTICHE METEOROLOGICHE DELLA DISPERSIONE

La parte di Atmosfera in cui vengono emesse le sostanze dagli impianti industriali è quella parte di troposfera adiacente alla superficie terrestre che ha caratteristiche fisiche molto particolari. Rimandando a Sozzi e al. (2002) per una descrizione dettagliata sul tema, è opportuno qui richiamare alcuni concetti principali. In questo strato di troposfera, noto col nome di *Planetary Boundary Layer (PBL)*, sede della vita umana e luogo della maggior parte delle attività antropiche, l'aria si muove in maniera solo parzialmente regolare. È comune in una giornata ventosa *sentire* con i propri sensi che il vento cambia di continuo di intensità e di direzione. Ancora più evidente è vedere con i propri occhi come si muovono in una giornata ventosa le foglie al suolo o un palloncino liberato in aria. In pratica, ci rendiamo conto che effettivamente è possibile individuare una direzione verso cui spira, *più o meno*, il vento, ma questa *tendenza media* è continuamente modificata da cambi di direzione e di intensità del vento apparentemente *casuali*. Quindi, sulla base delle evidenze sensoriali, si può asserire che a moti regolari, prevalentemente di tipo orizzontale, cui diamo il nome di *vento*, si sommano una miriade di movimenti irregolari cui viene dato genericamente il nome di *turbolenza*. Se si osserva come in un'ora varia la velocità del vento misurata da un buon anemometro a risposta rapida nei pressi del

suolo (in questo caso alla quota di 10 metri rispetto al suolo), ciò che si ottiene è quanto mostrato per esempio nella Figura 1.2. Da essa si nota immediatamente come ad un valore *medio* della velocità del vento (in questo caso dell'ordine di 0.6 m/s) si sovrappongono una miriade di *fluttuazioni* irregolari (turbolente) che oscillano nel tempo in vario modo e con frequenze diverse. Questa situazione di irregolarità negli andamenti col tempo non è tipica solo del movimento delle masse d'aria, ma riguarda tutte le variabili meteorologiche (temperatura, umidità, pressione ecc.) e riguarda anche la concentrazione delle sostanze disperse e presenti in aria. Al di là della complessità fisica e chimica che caratterizza il *PBL*, come sintesi estrema si può affermare che tutto ciò è la diretta conseguenza dell'*input* di radiazione solare che la superficie terrestre riceve costantemente nell'arco delle diverse giornate dell'anno. Ma se tutte le variabili meteorologiche hanno questo comportamento, anche la concentrazione delle sostanze presenti in aria, allora risulta evidente come sia del tutto reale la situazione riportata nella Figura 1.1.

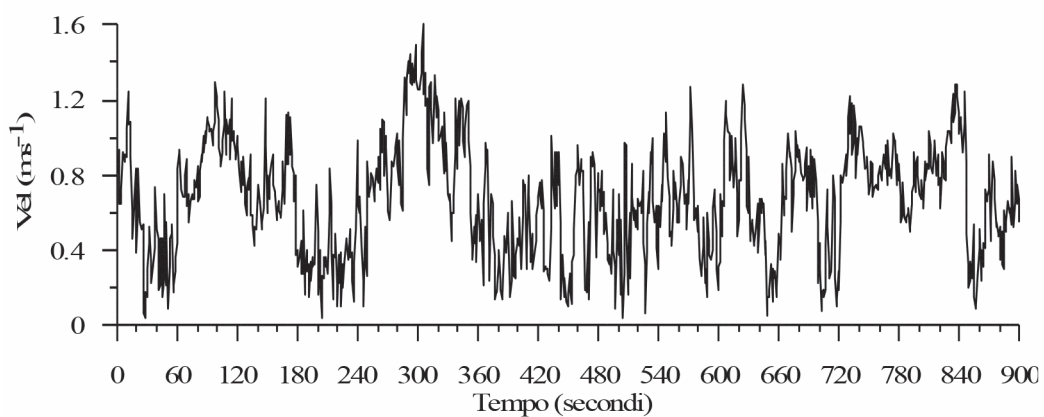


Fig. 1.2: tipico andamento orario della velocità del vento



Fig. 1.3: rilascio di un gas colorato in tre istanti successivi

La meteorologia e la micrometeorologia sono in grado di descrivere analiticamente queste situazioni *istantanee* impiegando le normali leggi fisiche della conservazione della massa, della quantità di moto e dell'entalpia ed il risultato che si ottiene è una serie di complesse equazioni differenziali alle derivate parziali che costituiscono, in qualche modo, la base dei normali modelli meteorologici con cui vengono effettuate quotidianamente le previsioni del tempo e le previsioni della qualità dell'aria regionali o nazionali. Rimandando a Sozzi e al. (2002) per un approfondimento sul tema, qui conviene solo richiamare il fatto che se si considera una generica sostanza aeriforme emessa in aria, la sua presenza in aria ad un certo istante  $t$  ed in un punto generico  $\mathbf{x} = (x,y,z)$  è quantificata dalla relativa concentrazione istantanea  $c(t,\mathbf{x})$  che più precisamente possiamo definire come densità ( $\text{g/m}^3$ ) o come  $\text{ou}_E/\text{m}^3$ . Essa evolve nello spazio e nel tempo secondo la relazione euleriana seguente:

$$\frac{\partial c}{\partial t} + u \frac{\partial c}{\partial x} + v \frac{\partial c}{\partial y} + w \frac{\partial c}{\partial z} = n_c \left( \frac{\partial^2 c}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 c}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 c}{\partial z^2} \right) + S \quad [1.1]$$

dove le componenti del moto nelle tre direzioni cardinali ( $u$  nella direzione Est-Ovest,  $v$  nella direzione Nord-Sud e  $w$  nella direzione alto-basso) sono le componenti *istantanee* del moto,  $n_c$  è la diffusività molecolare e  $S$  è il termine di sorgente (cioè le emissioni istantanee). In pratica, questa equazione differenziale cerca di descrivere una situazione come quella riportata nella Figura 1.3 in cui è presentata la fotografia di un rilascio colorato in tre successivi istanti temporali. Come si vede, l'evoluzione del fenomeno è estremamente irregolare, varia profondamente da istante ad istante e ciò è un'ulteriore conferma di quanto evidenziato nella Figura 1.1.

Se, come normalmente viene fatto in fluidodinamica, in meteorologia e nello studio della dispersione degli inquinanti in aria, si adotta la decomposizione di Reynolds secondo cui, in congruenza con quanto mostrato dalle evidenze sensoriali, ogni variabile meteorologica può essere vista come una variabile stocastica ergodica variabile nel tempo, somma di due componenti, un valor medio d'insieme ed una fluttuazione stocastica, è possibile riscrivere la relazione differenziale che descrive la dispersione della sostanza gassosa generica considerata in termini di concentrazione media d'insieme  $C$ . Per i dettagli si veda Sozzi e al. (2002). Questa relazione, a rigore, è scritta per il valore atteso statistico (cioè la media d'insieme) della concentrazione, ma avendo ipotizzato che tutte le grandezze meteorologiche che descrivono il PBL (e quindi anche la concentrazione di una sostanza gassosa) siano ergodiche, allora la media d'insieme coincide con la media temporale. Questa relazione differenziale, opportunamente trattata, costituisce la base teorica di ogni modello di dispersione degli inquinanti in aria e quindi ogni modello sviluppato (ed impiegato) per ricostruire o prevedere la dispersione di una sostanza inquinante in aria descrive l'evoluzione nello spazio e nel tempo della sola concentrazione media di tale sostanza. Dal punto di vista pratico la concentrazione media di una sostanza nella parte bassa della troposfera (il PBL) la possiamo considerare coincidente con una media temporale realizzata con un tempo di mediazione dell'ordine dell'ora, grazie allo *spectral gap* che caratterizza ogni variabile meteorologica, che è poi ciò che viene effettivamente ottenuto dalle misure elementari prodotte da un sensore in una data finestra temporale (tempo di mediazione).

Per visualizzare questa situazione, in cui dei moti irregolari turbolenti convivono con un moto di traslazione regolare, è conveniente affidarsi a un celebre disegno realizzato da Leonardo da Vinci (Figura 1.4) che, pur riferendosi al moto dei liquidi, rende immediatamente l'idea perché rappresenta di fatto anche ciò che capita nel PBL. In pratica, possiamo immaginare che, sovrapposto al normale moto di traslazione del tutto regolare, ci siano una miriade di *vortici turbolenti* di varie dimensioni (che sono disturbi a scala differente) e la somma di tutto ciò è un movimento dell'aria estremamente irregolare. Se poi si introduce in aria da un punto ben preciso entro il PBL una generica sostanza, il pennacchio che si origina dal punto di emissione presenta anch'esso le irregolarità turbolente che caratterizzano l'aria in cui è stata introdotta. Se la sostanza risultasse colorata, ci si troverebbe in una situazione simile a quella presentata nella Figura 1.5. In pratica, se si considera un pennacchio di fumo emesso da una sorgente puntuale (per esempio da una ciminiera), si avrebbe la situazione rappresentata in maniera ancora più chiara nella Figura 1.6. Facendo riferimento a questa figura, una



volta emessi, i fumi sono in balia non solo del movimento medio delle masse d'aria (vento medio) che li trascina lungo una direzione media, ma anche dei vortici turbolenti illustrati da Leonardo nella Figura 1.4.

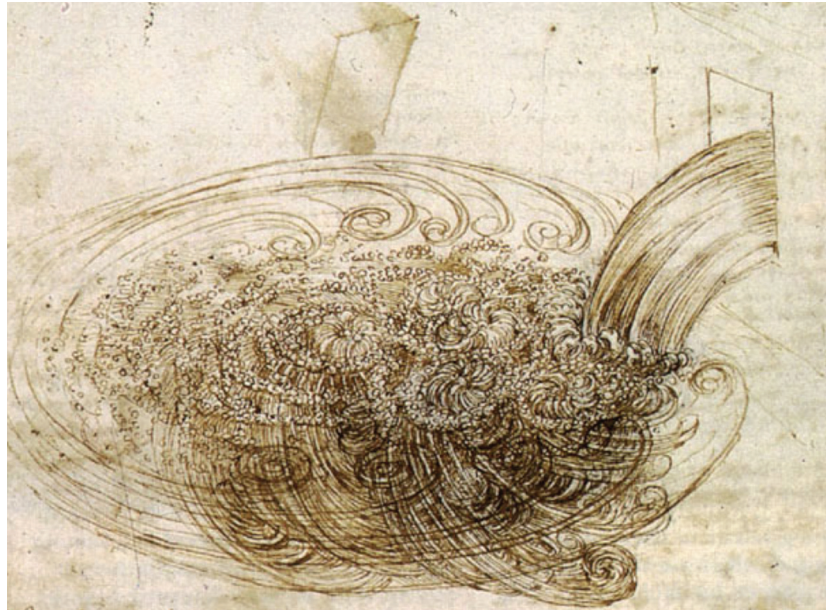


Fig. 1.4: vortici turbolenti in acqua (Leonardo da Vinci, Codice Atlantico)

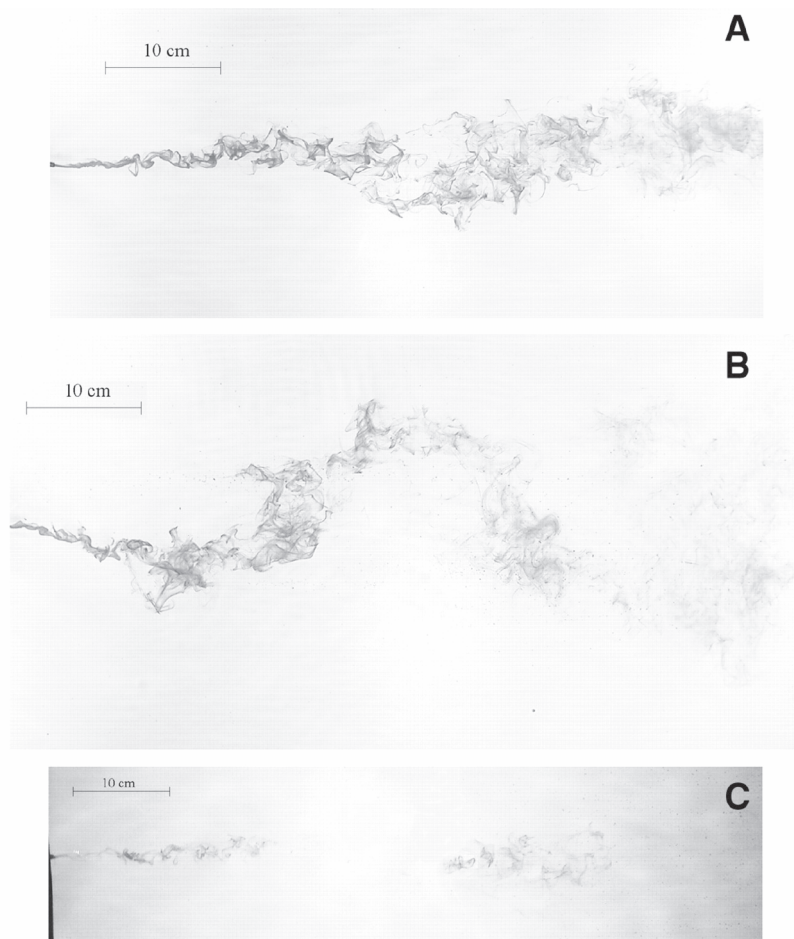


Fig. 1.5: evoluzioni di un pennacchio in aria turbolenta

Come si vede in Figura 1.7, inizialmente, nei pressi del punto di emissione, la dimensione caratteristica del pennacchio è inferiore o al massimo dello stesso ordine di grandezza dei vortici turbolenti di maggior dimensione e così il pennacchio viene *trasportato* trasversalmente e verticalmente, deformandosi e procedendo come un serpente. Questo fenomeno prende il nome di *meandering*. In condizioni di vento debole e atmosfera stabile (normalmente caratteristica delle ore notturne) il pennacchio emesso è in balia del *meandering*, allargandosi di poco in senso trasversale e verticale.

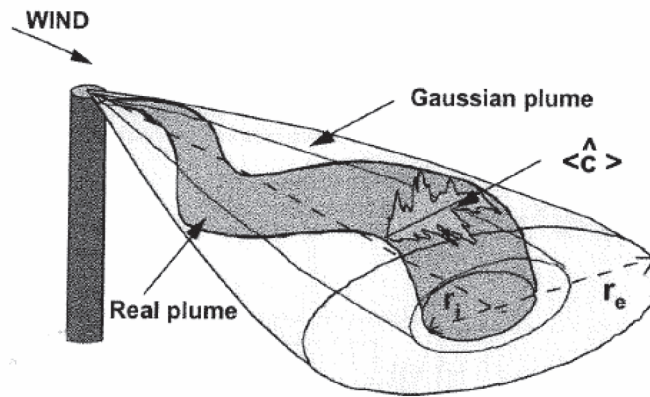


Fig. 1.6: movimenti irregolari di un pennacchio emesso da un camino

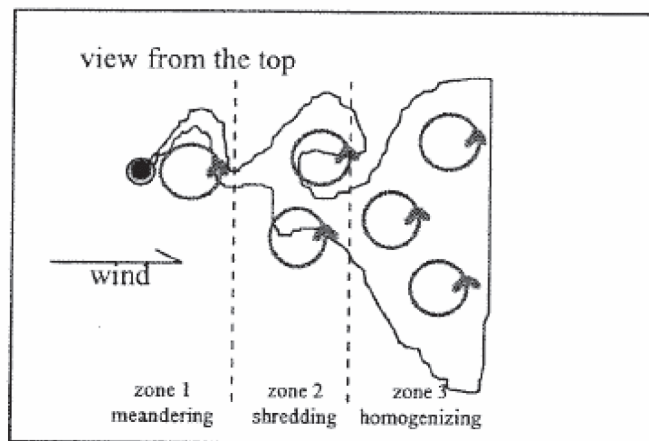


Fig. 1.7: interazione di un pennacchio con i vortici turbolenti presenti in atmosfera

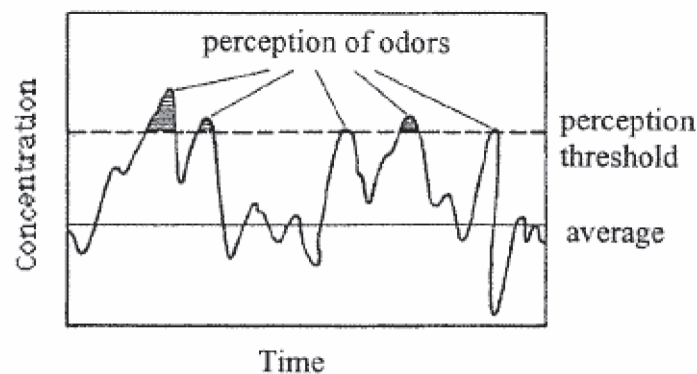


Fig. 1.8: variazione nel tempo della concentrazione istantanea. Viene mostrato il valore medio ed un valore caratteristico al di sopra del quale si percepisce una molestia olfattiva

Ad un certo punto (nella zona 2 di Figura 1.7) le dimensioni del pennacchio diventano comparabili con la maggior parte dei vortici turbolenti presenti in aria e ciò fa sì che questi ultimi *lacerino* il pennacchio, introducendo in essi aria *pulita* che, da un lato, fa diminuire la concentrazione media del pennacchio, ma dall'altro contribuisce a un suo deciso incremento dimensionale. Adesso, oltre alle fluttuazioni di concentrazione che si riscontrerebbero in un punto a causa del lento ondeggiare del pennacchio (cioè a causa del *meandering*), si vengono ad aggiungere anche le fluttuazioni turbolente interne al pennacchio stesso causate dalla turbolenza dell'aria. Quando, infine, la distanza dal punto di emissione è elevata (alcuni chilometri) gli ondeggiamenti dovuti al *meandering* risultano poco marcati, mentre il pennacchio si disperde uniformemente lungo la direzione del vento, presentando al suo interno fluttuazioni di entità più ridotta.

Se ci si pone in un punto qualsiasi presso il suolo, si può registrare la variazione nel tempo della concentrazione della sostanza emessa e vedere come essa nel tempo presenti un andamento irregolare come quello rappresentato, per esempio, nella Figura 1.8. Ovviamente è possibile ottenere un valore medio relativo al periodo di osservazione (periodo di mediazione) che è ben lontano dai picchi presentati dalle fluttuazioni rilevate. Se poi la sostanza considerata è causa di molestie olfattive, esiste una concentrazione oltre la quale tali molestie diventano effettive e, come si vede nella figura, si verificano momenti in cui si ha la percezione dell'odore, anche se, in media, la concentrazione nel periodo di misura è ben lontana dalla soglia olfattiva.

Come si è visto, la sensazione di odore non è legata solo al fatto che la concentrazione media di una sostanza odorigena superi la soglia olfattiva, ma anche e soprattutto al fatto che la concentrazione media dell'aria introdotta nel sistema olfattivo umano con un respiro superi tale soglia. Dato che ogni respiro ha una durata dell'ordine dei secondi, è evidente che la sensazione di molestia olfattiva sia legata alle relative fluttuazioni turbolente ad alta frequenza e alle oscillazioni più lente (*meandering*) che probabilmente (non è ancora completamente chiaro) sono dovute a moti a mesoscala di instabilità idrodinamica.

La fluidodinamica in teoria ci permette di scrivere equazioni differenziali euleriane non solo per la concentrazione media di una sostanza gassosa, ma anche per i relativi momenti (varianza, skewness, kurtosis ecc.), ma tali equazioni risultano di una complessità formidabile e crescente col grado del momento statistico di cui si vuole trattare. Data la loro complessità, queste relazioni differenziali non sono di grande aiuto pratico in generale. Fortunatamente esistono nella letteratura scientifica proposte modellistiche di minore complessità e di elevato realismo di cui, però, ad oggi, non esistono implementazioni in codici di calcolo facilmente disponibili ed utilizzabili.

La molestia olfattiva è un problema che affligge spesso la popolazione e per poterla prevenire, mitigare e documentare è necessario non solo essere in grado di misurare in maniera appropriata la presenza dell'odore in aria in termini di concentrazione media e di fluttuazioni turbolente, ma anche di poterla modellizzare. Da quanto detto, il problema della sua modellizzazione si presenta decisamente complesso e ciò ha indotto gli operatori ad individuare anche metodi semplificati con cui affrontare il problema.

In attesa di poter disporre di uno o più modelli totalmente dedicati alle molestie olfattive, per ora si impiegheranno come strumenti modellistici i *normali* modelli utilizzati per la previsione e la ricostruzione della qualità dell'aria media (in sostanza i normali modelli dedicati al *normale* inquinamento atmosferico) in cui vengono inserite semplici parametrizzazioni, derivanti dalle misure disponibili, che stimano il valore di *picco* raggiunto dalla concentrazione di una sostanza odorigena in un'ora sulla base della concentrazione media oraria di questa sostanza e del livello di turbolenza che caratterizza l'evento meteorologico.

## 1.2 MODELLIZZAZIONE DELLA DISPERSIONE IN ARIA DELLE SOSTANZE ODORIGENE

A differenza dei modelli utilizzati comunemente nella dispersione degli inquinanti in atmosfera legati alla valutazione ed alla previsione della qualità dell'aria (che in sostanza si incaricano di stimare la

concentrazione media di una sostanza inquinante in un punto dello spazio), la modellistica per gli odori (che inevitabilmente deve produrre come risultato la distribuzione spaziale e temporale di un valore di picco di concentrazione) è ben lontana dall'essere a uno stadio di sviluppo soddisfacente. Relativamente numerose sono le proposte modellistiche presentate nella letteratura scientifica di settore, anche se a oggi da nessuna di esse è stato costruito un codice di calcolo effettivamente operativo, non tanto per le complessità intrinseche all'implementazioni di questi codici, quanto piuttosto per un'effettiva mancanza di domanda applicativa. Di fatto, le attività prevalenti che finora sono state svolte relativamente alle problematiche olfattive sono state quelle di tipo ingegneristico. Per questa ragione, per affrontare in modo immediato e pragmatico il problema della modellizzazione dell'odore, si è adottato momentaneamente in questa sede un metodo estremamente semplice e semplificato che si configura, di fatto, come un'estensione di un *normale* modello di dispersione media degli inquinanti in aria.

La procedura semiempirica più semplice che è stata individuata per descrivere l'evoluzione nello spazio e nel tempo dell'odore parte dalla considerazione che è sempre possibile modellizzare la concentrazione media di una sostanza gassosa che si disperde in aria e ciò lo si può fare impiegando uno dei tanti modelli di dispersione utilizzati per trattare l'inquinamento atmosferico, quali un modello gaussiano stazionario *plume*, un modello *puff* o meglio un modello lagrangiano a particelle (Sozzi e al. 2004). Quali di questi approcci modellistici utilizzare dipende dalla situazione territoriale e meteorologica considerata. Quindi la descrizione dell'evoluzione nello spazio e nel tempo del momento primo della concentrazione di odore, cioè della sua concentrazione media in aria, non presenta un problema pratico e si suppone sempre disponibile. Per essere più precisi, nel presente documento si ipotizza di prendere come modello di riferimento per la determinazione della concentrazione media in aria di una sostanza gassosa un modello lagrangiano a particelle di ultima generazione.

Come detto, la sensazione di odore è prevalentemente legata alle fluttuazioni della concentrazione dello stesso che si presentano nel tempo  $t$  in un punto  $\mathbf{P}$  dello spazio di coordinate  $\mathbf{x} = (x, y, z)$  e quindi diventerebbe indispensabile conoscere la funzione di densità di probabilità (distribuzione statistica *PDF*) cui ubbidisce l'evoluzione temporale della concentrazione di odore. Dato che la concentrazione non può avere valori negativi (ma può avere al più valori nulli, a causa dell'elevata intermittenza, come mostrato in precedenza), sicuramente l'andamento nel tempo della concentrazione di una sostanza odorigena non potrà essere descritta da una distribuzione gaussiana. Per semplicità, se la ritenessimo distribuita secondo una distribuzione log-normale o secondo una delle altre distribuzioni a due parametri, la conoscenza della varianza in un punto della concentrazione *istantanea*, assieme alla conoscenza del relativo valore medio, consentirebbe una descrizione statistica completa della distribuzione temporale dell'odore. Ma anche così il problema è estremamente complesso.

Se, però, si ipotizza che il processo utilizzato dall'organismo umano per individuare l'odore può essere descritto come un filtro passa-basso di tipo RC in cui l'*input* è la concentrazione istantanea di sostanza odorigena e l'*output* è la sensazione di molestia olfattiva e, se ipotizziamo che il condensatore presente in parallelo nel filtro abbia una capacità sufficientemente elevata, allora si potrebbe dire in prima approssimazione che ciò che determina la sensazione di molestia olfattiva è uno degli eventi di concentrazione media di sostanza odorigena su un tempo di mediazione dell'ordine della durata di un respiro. Si indichi con  $T_p$  l'intervallo orario di osservazione e con  $t_p$  il tempo di mediazione dell'ordine di un respiro. In pratica, si può ipotizzare  $T_p = 3600$  s e  $t_p = 5$  s e ovviamente  $t_p \ll T_p$ . In termini operativi, se si raccolgono misure istantanee di concentrazione di odore in una finestra temporale  $T_p$  e si ripartisce questo record di misure in  $N$  sotto-record di ampiezza  $t_p$  ( $N=T_p/t_p$ ), da ognuno di essi si ottiene una concentrazione media  $C_p$  con periodo di mediazione  $t_p$  e tutte queste medie normalmente sono diverse tra loro. Di fatto,  $C_p$  è anch'essa una variabile stocastica dipendente dal tempo. La scelta di quale evento di concentrazione media su un periodo di mediazione  $t_p$  considerare come *picco* di concentrazione nell'intervallo di osservazione  $T_p$  può essere varia (Schaubberger e al. 2012). Una possibile scelta è costituita da un percentile (il 95° o il 99°) delle concentrazioni medie  $C_p$  riscontrate

durante il periodo di osservazione  $T_p$ , o il relativo valore massimo (scelta che non sembra particolarmente felice) oppure il valore medio cui viene sommata la deviazione standard della concentrazione rilevata in  $T_p$ . Qui di seguito sceglieremo come *picco orario di concentrazione di odore* il 99° percentile delle concentrazioni medie su un periodo di osservazione  $t_p$  (e 5 s) ottenute nell'intervallo di osservazione  $T_p$  (1 h = 3600 s).

A questo punto è necessario riordinare operativamente le osservazioni fin qui fatte nel modo seguente:

- grazie ad un modello di dispersione di sostanze gassose o particellari nel PBL, (che, come detto, può essere un modello gaussiano *plume* o meglio un modello lagrangiano a particelle come nella scelta fatta) è possibile *stimare* il valore medio atteso  $C_T(\mathbf{x};t)$  della concentrazione di odore nell'intervallo  $T_p$ . Dal punto di vista teorico, se si effettua nel punto  $\mathbf{x}$  una misura di odore realizzata con uno strumento di ordine zero nell'intervallo temporale  $t - T_p/2$  e  $t + T_p/2$ , il valore medio temporale sarà formalmente pari a:

$$C_T(\mathbf{x};t) = \frac{1}{T_p} \int_{t-T_p/2}^{t+T_p/2} c(\mathbf{x};t) \cdot d\tau \quad [1.2]$$

dove con  $c(\mathbf{x};t)$  si è indicata la concentrazione istantanea. La concentrazione media attesa, stimabile mediante il modello di dispersione, coinciderà con  $C(\mathbf{x};t)$  (valore medio statistico) solo se  $c(\mathbf{x};t)$  è una variabile stocastica stazionaria ed ergodica ed il tempo di mediazione  $T_p$  tende all'infinito. In pratica, si può ritenere coincidenti  $C(\mathbf{x};t)$  e  $C_T(\mathbf{x};t)$ , ricordando, però, che alla stima  $C_T(\mathbf{x};t)$  è associato un errore sistematico ed un errore random che, nell'ottica di una estrema semplificazione delle cose, non potremo che ignorare. Detto ciò, è immediato ritenere che  $C(\mathbf{x};t)$  sia immediatamente ottenibile da un normale modello di dispersione degli inquinanti in aria o da una misura convenzionale di concentrazione della sostanza odorigena ottenuta da un sensore a risposta lenta simile o coincidente con i sensori normalmente impiegati nello studio della qualità dell'aria;

- ciò che si vuole individuare (e successivamente confrontare con la soglia olfattiva) è il valore  $C_p(\mathbf{x};t)$  che rappresenterebbe, se il sistema olfattometrico umano fosse rappresentabile con un filtro passa-basso di tipo RC, una particolare concentrazione media associata all'aria respirata durante un respiro della durata  $t_p$ . Ovviamente  $t_p$  varierà da individuo a individuo e, per un dato individuo, varierà naturalmente a seconda dell'attività che l'individuo stesso sta esercitando in un certo istante (attività fisica normale, attività sportiva, attività lavorativa, riposo). Inoltre, teoricamente il valore  $C_p$  sarebbe rappresentato ancora da una relazione:

$$C_p(\mathbf{x};t) = \frac{1}{t_p} \int_{t-t_p/2}^{t+t_p/2} c(\mathbf{x};t) \cdot d\tau \quad [1.3]$$

e, dato che  $t_p \ll T_p$ , l'errore sistematico e random associato sarà decisamente maggiore per  $C_p$  che per  $C_T$ . In realtà, nell'intervallo di osservazione  $T_p$  il valore  $C_p$  varia col tempo  $t$  sostanzialmente come una variabile stocastica e perciò, come per ogni variabile stocastica, il comportamento statistico di  $C_p$ , di interesse primario nelle problematiche di molestia olfattiva, è completamente determinato dalla relativa densità di probabilità (PDF);

- molte possono essere le forme funzionali con cui rappresentare la funzione di densità di probabilità della variabile stocastica  $C_p$ . La più semplice di esse, che tiene conto del fatto che la  $C_p$  non può mai essere negativa, è sicuramente la distribuzione log-normale a due parametri definita come:

$$p(C_p) = \frac{1}{C \cdot \sqrt{2\pi} \cdot \sigma} \exp \left[ -\frac{[\ln C_p - \mu]^2}{2\sigma^2} \right] \quad [1.4]$$

dove  $m$  e  $s$  sono i due parametri che la caratterizzano. Il problema diventa quindi la stima dei due parametri della distribuzione. Per fare ciò è sufficiente ricordare che il valore medio (atteso)  $C_m$  (coincidente di fatto con  $C_T$ ) e la varianza  $\sigma_C$  sono legate ai parametri  $m$  e  $s$  dalle relazioni seguenti:

$$C_m = E[C_p] = \exp \left[ \mu + \frac{1}{2} \sigma^2 \right] \quad [1.5a]$$

$$\sigma_C = \left( e^{\sigma^2} - 1 \right) \cdot e^{2\mu + \sigma^2} \quad [1.5b]$$

- per definizione di densità di probabilità, la concentrazione istantanea  $c$ , osservata in una finestra temporale idealmente di ampiezza infinita (in pratica di dimensione  $T_p$ ), avrà un valore compreso tra  $c + dc$  e  $c - dc$  con probabilità:

$$Prob(c-dc < c < c+dc) = p(c) dc \quad [1.6]$$

mentre la probabilità che il valore istantaneo osservato  $c$  sia superiore ad una soglia prefissata  $C^*$  è data dalla *distribuzione cumulata* conseguente che, per una distribuzione log-normale, risulta pari a:

$$F(C^*) = \frac{1}{2} + \frac{1}{2} \operatorname{erf} \left[ \frac{\ln C^* - \mu}{\sigma\sqrt{2}} \right] = \frac{1}{2} \operatorname{erfc} \left[ -\frac{\ln C^* - \mu}{\sigma\sqrt{2}} \right] \quad [1.7]$$

dove  $\operatorname{erf}(x)$  è la *error function* e  $\operatorname{erfc}(x)$  è la *complementary error function* (Abramowitz e Stegun 1972);

- il risultato di tutto ciò è che, noto  $C_T$  (attraverso un normale modello di dispersione o attraverso una misura realizzata con un sensore *lento*) e  $\sigma_C$ , è possibile ottenere i due parametri della distribuzione log-normale  $m$  e  $s$ . A questo punto, invertendo la relazione (1.7) è possibile ottenere qualunque percentile di interesse  $C_p$ , per esempio il 99° come deciso in precedenza, che indicheremo come *picco* di concentrazione per un tempo di mediazione  $t_p$ .

Quella sopra delineata è la strada seguita dalla maggior parte delle proposte modellistiche di media complessità proposte dalla letteratura scientifica. Il punto critico che differenzia le varie proposte sta nell'individuare modellisticamente  $\sigma_C$ . Lasciando per il prossimo futuro l'implementazione di questo approccio, qui di seguito verrà considerato il più semplice approccio peak-to-mean spesso utilizzato nella pratica modellistica corrente.

In termini pragmatici ed operativi si ipotizzi di disporre di una modellizzazione del valore medio  $C_T = C_m$  che ipotizziamo, inoltre, coincida col valore misurato da un analizzatore *lento*. Inoltre, si ipotizzi di essere interessati ad un valore di picco  $C_p$  che, come detto, coincide col 98° percentile della distribuzione dei valori istantanei della concentrazione e che, per questo, risulta inaccessibile attraverso misure medie orarie.

Posto così il problema, il metodo pragmatico più semplice è quello di individuare un legame tra le concentrazioni  $C_m$  e  $C_p$  in modo tale che, una volta noto il primo sia possibile stimare il secondo. Prima di procedere, in termini puramente semantici si ricordi che  $C_m$  viene chiamata concentrazione media e che  $C_p$  viene chiamata concentrazione di picco e che ciò che si sta cercando è una relazione del tipo:

$$C_p(x; t) = \mathfrak{A}[C_m(x; t), t_p, A] \quad [1.8]$$

dove  $\mathfrak{A}$  è una non meglio specificata relazione funzionale e con  $A$  si è indicato simbolicamente un insieme di variabili da determinare il cui valore al tempo  $t$  e nel punto  $\mathbf{x}$  influenzano  $C_p$ .

Una relazione di questo tipo inevitabilmente deve esistere, anche se indubbiamente dovrebbe avere una forma di una complessità scoraggiante ai fini pratici. Per questo è invalso l'uso di adottare per questa relazione funzionale la semplice forma seguente, attribuita a Smith (1973):

$$\frac{C_p}{C_m} = \left(\frac{t_m}{t_p}\right)^\alpha = \Psi_0 \quad [1.9a]$$

cioè:

$$C_p = C_m \cdot \left(\frac{t_m}{t_p}\right)^\alpha \quad [1.9b]$$

dove  $t_m$  è il tempo di mediazione orario e  $t_p$  è il tempo di mediazione dell'ordine di un atto respiratorio (indicativamente 5 s).

Questa relazione, effettivamente, metterebbe in relazione la concentrazione media su lungo periodo (in sostanza la concentrazione media oraria facilmente stimabile con un *normale* modello di dispersione degli inquinanti in aria) con il valore di picco. Dal punto di vista logico, la semplice relazione precedente costituisce il modello con cui stimare i due parametri della distribuzione log-normale della concentrazione istantanea  $c$  e quindi il 99° percentile  $C_p$ , cosa che viene fatta in maniera decisamente ingegneristica basandosi esclusivamente sulle osservazioni sperimentali.

Ben diverso e ben più complesso e realistico è ciò che viene proposto in letteratura. Tuttavia, limitandoci ad adottare inizialmente questo approccio semplificato, per rendere effettivamente operative le relazioni (1.9) è necessario specificare il valore dell'esponente  $\alpha$  che dipende dal grado di turbolenza del *PBL*. Ci sono diversi metodi per fare ciò, ma la maniera più semplice per quantificare il livello di turbolenza del *PBL* è l'utilizzo delle classi di stabilità atmosferica (Sozzi e al., 2002). In effetti, in questo esponente sono racchiusi gli effetti dovuti sia alle fluttuazioni turbolente (prevalenti nelle situazioni diurne soleggiate) che al *meandering* (prevalente nelle situazioni stabili notturne poco ventose). Se si segue la strada di quantificare la stabilità atmosferica impiegando le classi di stabilità di Pasquill-Gifford (si veda per i dettagli Sozzi e al. 2002), allora l'esponente assumerà nelle varie condizioni micrometeorologiche i valori riportati nella Tabella 1.1. Le classi A, B e C si riferiscono a tipiche situazioni diurne, le classi E, F e G sono tipiche classi notturne e la classe D rappresenta tutte quelle situazioni diurne o notturne a cielo coperto e vento forte.

| Classe di Stabilità | $\alpha$ |
|---------------------|----------|
| A                   | 0.68     |
| B                   | 0.55     |
| C                   | 0.43     |
| D - giorno          | 0.43     |
| D - notte           | 0.30     |
| E                   | 0.30     |
| F                   | 0.18     |
| G                   | 0.18     |

Tab. 1.1: valori dell'esponente  $\alpha$  in funzione della stabilità atmosferica

Occorre sottolineare che questa relazione dipende fortemente dal valore assunto dall'esponente  $\alpha$  e ai tempi in cui è stata proposta erano pochissime le misure disponibili da cui poter ottenere una

stima realistica del valore che tale coefficiente aveva nelle varie situazioni di stabilità. Se, per esempio, si considera la Classe di Stabilità D,  $t_m = 3600$  s e  $t_p = 10$  s, si vede come il valore del *peak-to-mean* risulti pari a circa 13. Quindi il valore di picco della concentrazione (in sostanza ciò che causa la molestia olfattiva nel caso di una sostanza odorigena) risulterebbe di più di un ordine di grandezza superiore al valore medio orario.

Anche se in Pasquill e Smith (1983) è stata presentata una debole difesa per la validità della relazione (1.9), Venkatram (2002) ha mostrato con dovizia di particolari come in realtà questa relazione sia totalmente indifendibile dal punto di vista teorico e quindi il suo utilizzo può essere giustificato solo in termini pragmatici e semi-empirici.

Ignorando per necessità i ragionamenti di Venkatram (2002) e volendo adottare nella sua forma base il metodo *peak-to-mean*, si potrebbe operare come segue:

- si calcoli con un normale modello di dispersione degli inquinanti in aria (nel nostro caso con un modello lagrangiano a particelle) la concentrazione media  $C_m$  in ogni punto del reticolo di calcolo che copre il territorio di indagine,
- si ipotizzi poi che questo calcolo porti alla stima della concentrazione media corrispondente ad un tempo di mediazione  $T_p$  di 3600 s e si scelga un adeguato tempo di mediazione  $t_p$  per il picco. Per esempio si ponga  $t_p = 5$  s,
- dalla Tabella 1.1 si scelga il valore dell'esponente  $\alpha$  congruente con le condizioni di stabilità presentate dalla situazione che si sta modellizzando. Con la relazione (1.9b) si ottiene immediatamente il valore di picco  $C_p$ .
- se  $C_p$  supera la soglia olfattiva (o una definita soglia) in un punto del reticolo, allora si potrà ritenere che in quel punto e nell'intervallo  $T_p$  considerato sia presente una molestia olfattiva.

Questa è la metodologia base *peak-to-mean* che si presta ad essere impiegata con pochissime difficoltà. A questo punto si possono fare due considerazioni.

La prima considerazione si riferisce al fatto che la stabilità atmosferica viene qui quantificata con le classi di stabilità di Pasquill Gifford ormai obsolete. Come ben si vede in Sozzi e al. (2002), non è certo difficile trasformare i parametri con cui attualmente si quantifica la turbolenza del PBL ( $u^*$ ,  $H_0$  e quindi  $L$ ) nell'equivalente classe di stabilità. In pratica si può utilizzare allo scopo il semplice schema riportato nella Tabella 1.2.

| Categoria di Stabilità | Lunghezza di Monin-Obukhov L |
|------------------------|------------------------------|
| A                      | $ L  \leq 12$                |
| B                      | $12 <  L  \leq 40$           |
| C                      | $40 <  L  \leq 200$          |
| D                      | $200 < L \leq 1000$          |
| E                      | $40 < L \leq 200$            |
| F+G                    | $0 < L \leq 40$              |

Tab. 1.2: corrispondenza tra classi di stabilità e lunghezza di Monin-Obukhov

La seconda considerazione è legata al fatto che il *peak-to-mean* è una metodologia modellistica che, però, potrebbe essere adottata anche per interpretare, almeno in prima approssimazione, le misure realizzate in campo. In pratica, se in un dato sito è stata misurata una concentrazione media oraria  $C_m$  di una determinata sostanza, allora il *valore di picco* in prima approssimazione potrà essere ottenuto impiegando la relazione (9b) una volta nota la stabilità dell'atmosfera caratteristica dell'ora di misura.



Nella realtà modellistica la variante base del metodo peak-to-mean non viene mai impiegata direttamente, ma si preferisce una sua variante messa a punto sulla base delle misure sperimentali disponibili. A questo proposito si faccia riferimento ai lavori di Piringer e Schaubberger (1999), di Piringer e al. (2007, 2014, 2015) e di Schaubberger e al. (2000, 2012). In primo luogo gli Autori, sulla base di estese misure sperimentali i cui riferimenti sono riportati nei lavori citati, hanno provato che la relazione (9a) è verificata solo nelle immediate vicinanze del punto di emissione della sostanza odorigena. In realtà, sulla base delle risultanze sperimentali disponibili, il peak-to-mean  $Y_0$  ottenuto con la relazione (1.9b) si riduce con la distanza sottovento dal punto di emissione  $x$  a causa del rimescolamento turbolento e del *meandering*. Il risultato finale è che la relazione semiempirica che lega  $C_p$  a  $C_m$  ad una distanza  $x$  sottovento al punto di emissione risulta essere la seguente:

$$C_p(x) = C_m(x) \cdot \Psi \quad [1.10a]$$

dove la funzione  $\Psi$  (il valore di peak-to-mean locale) dipende principalmente dalla distanza sottovento al punto di emissione  $x$  e dalla turbolenza della parte bassa della troposfera. Sulla base delle osservazioni sperimentali (Mylne 1992), questa funzione diminuisce gradualmente con l'aumentare della distanza dalla sorgente, con la velocità del vento e con la stabilità e può essere così espressa:

$$\Psi(x) = 1 + (\Psi_0 - 1) \cdot \exp\left[-\beta \cdot \frac{x}{U \cdot T_L}\right] \quad [1.10b]$$

dove  $\Psi_0$  è dato dalla relazione (1.9a), la costante  $\beta$  risulta pari a 0.7317 e  $T_L$  è il tempo lagrangiano di scala che dipende dal livello di turbolenza ed è direttamente proporzionale alla varianza dei moti atmosferici ed inversamente proporzionale al tasso medio di dissipazione di energia cinetica turbolenta  $\varepsilon$ . Una metodologia semplice per determinare il tempo lagrangiano di scala  $T_L$  è quella di utilizzare la relazione seguente:

$$T_L = \frac{\sigma^2}{\varepsilon} \quad [1.11]$$

in cui è presente la varianza  $\sigma^2$  che, di fatto, può essere vista come il valore medio della varianza delle tre componenti del moto. In pratica è una varianza equivalente a quella che si avrebbe se il fluido fosse omogeneo ed isotropo. Quindi, sulla base di queste osservazioni, essa può essere espressa come:

$$\sigma^2 = \frac{1}{3} (\sigma_u^2 + \sigma_v^2 + \sigma_w^2) \quad [1.12a]$$

Ovviamente, per poter procedere, è necessario conoscere o stimare la varianza delle tre componenti cartesiane del moto. Almeno nello strato superficiale del *PBL* si può ritenere che le varianze delle componenti orizzontali del moto  $s_u$  e  $s_v$  siano uguali (omogeneità orizzontale) e che la varianza della componente trasversale del moto possa essere espressa dalla relazione seguente:

$$\sigma_v = 0.35w_*^2 + 3.6u_*^2 \quad [1.12b]$$

in cui la velocità convettiva di scala  $w_*$ , nulla nelle situazioni stabili, quando l'estensione verticale del *PBL* convettiva è  $z_i$  risulta espressa come:

$$w_* = \left( \frac{g}{T} \frac{H_0}{\rho C_p} z_i \right)^{1/3} \quad [1.12c]$$

Per quanto attiene, invece, a  $s_w$ , essa può essere espressa come:

$$\sigma_w^2 = 1.6 \left( \frac{z}{z_i} \right)^{2/3} w_*^2 + 1.7u_*^2 \left( 1 - \frac{z}{z_i} \right) \quad [1.12d]$$

Per concludere, il tasso di dissipazione dell'energia cinetica turbolenta può essere approssimato realisticamente come:

$$\varepsilon = \frac{1}{kz} \left( \frac{\sigma_w}{1.3} \right)^3 \quad [1.13]$$

Finora per la grandezza  $Y$  (rapporto tra il *valore di picco* ed il *valore medio*) si è considerata esclusivamente la variazione con la distanza sottovento  $x$ , ma non la variazione con la distanza trasversale  $y$  rispetto alla direzione di propagazione del *plume*. A questo proposito, conviene riferirsi ai lavori di Best e al. (2001) e Lung e al. (2002) e mettere in relazione  $Y$  (che dipende, come abbiamo visto, dal significato attribuito a  $C_p$ ) con la più fisica variabile  $i$  (intensità delle fluttuazioni) definita come:

$$i(x, y) = \frac{\sigma_c}{C_m} \quad [1.14]$$

dove  $\sigma_c$  è la deviazione standard della concentrazione istantanea nel periodo di mediazione  $T_p$ . Dai lavori citati si ha che, sperimentalmente, tra le due variabili vale la relazione:

$$\Psi(x, y) = 1 + \alpha \cdot i^2(x, y) \quad [1.15]$$

e da essi risulta che la costante  $\alpha$  vale 3.6. Tra l'altro, è ipotizzabile che:

$$i(x, y) = i_x(x) \cdot i_y(y) \quad [1.16a]$$

e che:

$$i_y(0) = 1 \quad [1.16b]$$

Inoltre, si è visto che:

$$i_y(y) = \exp\left(-\frac{y^2}{a\sigma_y^2}\right) \quad [1.17a]$$

dove il parametro  $a$  vale 2 (Best e al. 2001) e  $\sigma_y$  è il parametro di dispersione trasversale della gaussiana (che, a sua volta, dipende da  $x$ ). Molte sono le espressioni analitiche con cui si esprime la variazione del parametro di dispersione  $\sigma_y$  in funzione della distanza sottovento  $x$  e della stabilità. La più semplice è la seguente, spesso impiegata nei più semplici modello Gaussiani *plume*:

$$\sigma_y = a \cdot x^b \quad [1.17b]$$

in cui compaiono i due parametri  $a$  e  $b$  che dipendono esclusivamente dal livello di turbolenza del *PBL*. Il loro valore in funzione delle classi di stabilità atmosferica è dato nella Tabella 1.3.

| Stabilità | $\sigma_y$ |      |
|-----------|------------|------|
|           | $a$        | $b$  |
| A         | 0.40       | 0.91 |
| B         | 0.40       | 0.91 |
| C         | 0.36       | 0.86 |
| D         | 0.32       | 0.78 |
| E         | 0.31       | 0.71 |
| F+G       | 0.31       | 0.71 |

Tab. 1.3: parametri presenti nella relazione (1.17b) per la dispersione trasversale

Sulla base di queste considerazioni, è facile verificare che  $Y$  varia in  $x$  e  $y$  nella maniera seguente:

$$\Psi(x, y) = 1 + (\Psi_0 - 1) \cdot \exp\left(-0.7317 \left[\frac{x}{UT_L}\right]\right) \cdot i_y^2(y) \quad [1.18]$$

In questa formulazione, il metodo peak-to-mean interiorizza, almeno in prima approssimazione, le misure sperimentali disponibili e quindi la sua applicazione nei casi reali dovrebbe essere ragionevolmente realistica per lo meno quando si sta considerando una sola sorgente emissiva. Quando, però, sono attive più sorgenti emmissive, il problema non è di facile soluzione. Una possibilità concreta e pragmatica è quella di operare come segue:

- si consideri un generico punto ricevitore che si trova, rispetto ad  $N$  sorgenti emmissive poste irregolarmente sul territorio, alle distanze sottovento  $x_i$  ( $i = 1, 2, \dots, N$ );
- per ciascuna sorgente si calcoli il contributo medio  $C_{mi}$  e la funzione  $Y_i$ ;
- il valore di picco della concentrazione può essere stimato combinando *quadraticamente* i singoli contributi, cioè:

$$C = \sqrt{\sum_{i=1}^N C_{mi}^2 \Psi_i^2} \quad [1.19]$$

Questo modo pragmatico di procedere non potrà che essere approssimato e comunque richiede che, se si utilizza l'unità di odore, essa possieda almeno la proprietà additiva.

## 2. VALUTAZIONE DELLA MOLESTIA OLFATTIVA

Obiettivo del presente documento è definire una metodologia operativa di valutazione del grado di molestia olfattiva. Per fare ciò, è preliminarmente necessario delineare una filosofia da seguire nell'individuare tale metodologia e, sulla base di ciò, stabilire come possa essere definita *la normale tollerabilità*.

Il fatto che la *molestia olfattiva* rientri nella più generale definizione di inquinamento atmosferico, suggerisce che anche per essa debbano essere applicati analoghi criteri di valutazione, che dovranno però tener conto della sua specificità. Infatti esiste una lunga serie di sostanze che, se presenti in aria a concentrazioni ben inferiori ai livelli di tossicità, producono una volta inalate una molestia olfattiva che spesso si traduce in patologie più o meno gravi che sembrerebbero, alla luce di quanto si conosce attualmente, reversibili.

Le più comuni attività umane che emettono specie odorigene sono le industrie di produzioni alimentari, le industrie di trattamento dei rifiuti, gli impianti di trattamento delle acque, gli allevamenti di animali e tante altre (Kim e Park, 2008). Va detto, però, che la molestia olfattiva (l'odore) come si è visto viene percepito attraverso ogni singolo atto respiratorio umano (della durata di circa 5 secondi) e perciò, a differenza del normale inquinamento atmosferico, è importante il picco di concentrazione molto più che il valore medio orario o giornaliero della concentrazione di queste sostanze odorigene. Dal punto di vista logico, l'elemento scatenante di una molestia olfattiva è la presenza in aria di una o più sostanze in concentrazioni tali per cui, una volta inalate, il sistema olfattivo umano elabora una sensazione di molestia che pone in atto una serie di reazioni psichiche e fisiche tali da indurre patologie varie, come emicrania, vomito, irritazioni oculari ed altre ancora (Ruijten e al. 2009). Dato che finora raramente si è stati in grado di valutare i valori di picco (o non si è badato a farlo), non è assolutamente certo che in presenza di queste patologie la concentrazione delle specie olfattive in realtà possa essere superiore al livello tossicologico. Se si scatena una molestia olfattiva, essa pregiudica la vita dell'uomo, la sua salute ed in qualche modo danneggia i suoi beni materiali come le abitazioni in cui risiede che, per questo, diminuiscono il proprio valore commerciale. Risulta quindi necessario quantificare il livello di molestia olfattiva e la presenza in aria delle sostanze che la determinano.

La molestia olfattiva presenta, dunque, caratteristiche diverse da quelle presentate dal normale inquinamento atmosferico. In particolare:

- il normale inquinamento atmosferico esplica la propria pericolosità per l'organismo umano attraverso la dose inalata dalla popolazione;
- la molestia olfattiva, invece, deriva dalla concentrazione di picco di una o più sostanze presenti in aria ed inalate durante l'atto respiratorio dagli individui.

Nonostante ciò, risulta comunque naturale adottare una metodologia di valutazione che, pur nelle diversità specifiche, ricalchi la metodologia valutativa delineata dalla Direttiva Europea 2008/50/CE per il normale inquinamento atmosferico.

### 2.1 LA QUANTIFICAZIONE DELLA MOLESTIA OLFATTIVA

La molestia olfattiva è il risultato della presenza nell'aria ambiente inalata durante un atto respiratorio di una miscela di specie gassose differenti che interagiscono con l'olfatto umano provocando una sensazione edonica negativa. Il problema da risolvere sta, da un lato, nella quantificazione di questa miscela di sostanze e, dall'altro, nella quantificazione della molestia stessa.

Tradizionalmente si è operato introducendo e definendo una *sostanza fittizia* chiamata odore e cercando di quantificare il concetto relativo di concentrazione di odore. Il metodo standard per la

determinazione della concentrazione di odore in aria è il metodo olfattometrico descritto nel dettaglio dalla norma UNI-EN13725 del 2004 (riassunto a sommi capi nell'*Allegato 2*). In pratica tale metodo consiste in un campionamento dell'aria ed in una sua successiva analisi sensoriale da parte di un *panel* di personale specializzato e selezionato. Usando questo metodo è stato possibile definire l'unità di odore (1 ou<sub>E</sub>) come quella quantità di odorante (una sostanza specifica come l'idrogeno solforato oppure una miscela di sostanze odorogene) che, quando evaporata in 1 m<sup>3</sup> di gas neutro in condizioni normali (pressione di 1013 mb e temperatura di 25°C) provoca una risposta fisiologica equivalente a quella provocata da un EROM (massa di odore di riferimento europea) che è pari a 123 mg di n-butanolo (C<sub>4</sub>H<sub>9</sub>OH, peso molecolare 74.12 e odore simile all'odore di banana) evaporato in 1 m<sup>3</sup> di gas inerte producendo una concentrazione di 0.040 moli/mole, cioè 40 ppb. In sostanza, la quantificazione dell'odore presente in un campione di aria viene realizzata da un *panel* di analisti per confronto con la risposta fisiologica provocata da un EROM. Quindi, dato un campione di aria ambiente prelevato in un dato sito, l'olfattometria dinamica è in grado di quantificare la concentrazione di odore espressa in ou<sub>E</sub> sia che ciò sia dovuto alla presenza di una sola sostanza odorigena, sia che l'odore derivi da una miscela di sostanze gassose differenti

La concentrazione di odore è la causa della molestia olfattiva percepita dalla popolazione ma non ne è la quantificazione diretta. A quantificare effettivamente la molestia olfattiva è ciò che viene indicato come *intensità di odore OI*. L'intensità di odore è un tentativo di quantificare la gravità della molestia olfattiva percepita dalla popolazione. Vari sono i metodi impiegati a tale scopo, ma tutti comunque, se applicati direttamente, passano attraverso il giudizio di un *panel* di analisti olfattometri. Diverse sono state le scale di odore adottate dalle norme vigenti in diversi paesi del mondo e dai diversi gruppi di ricerca (Zhang e al. 2002; Jiang e al., 2006; Kosmider e Krajewska, 2007; Ruijten e al., 2009; Segura e Feddes, 2010). Una scala molto usata è quella prescritta dalla norma statunitense ASTM (ASTM, 2004) che si compone di cinque livelli di intensità di odore (da 0 a 5). Essa è riportata nella Tabella 2.1 dove ad ogni livello di intensità di odore è stata associata una descrizione qualitativa (quella originaria in lingua inglese e la relativa traduzione italiana), resa però quantitativa dall'analisi olfattometrica.

| <b>Intensità di Odore</b> | <b>Descrizione</b>             |                  |
|---------------------------|--------------------------------|------------------|
| 0                         | Nessun odore percepito         | No odor          |
| 1                         | Odore debole                   | Odor slight      |
| 2                         | Odore rilevante e discernibile | Odor noticeable  |
| 3                         | Odore forte                    | Odor strong      |
| 4                         | Odore molto forte              | Odor very strong |
| 5                         | Odore intollerabile            | Odor unbearable  |

Tab. 2.1: scala ASTM dell'intensità di odore

Un'alternativa alla scala a cinque livelli ASTM è la scala adottata dalla norma tedesca VDI 3882 riportata nella Tabella 2.2, basata su sei livelli di intensità di odore (da 0 a 6). Anche in questo caso, ad ogni livello è stato associata un'intensità di odore e nella tabella ad ogni livello è stata associata la descrizione edonica originaria in lingua inglese e la relativa traduzione italiana .

| Intensità di Odore | Descrizione                    |                  |
|--------------------|--------------------------------|------------------|
| 0                  | Nessun odore percepito         | No odor          |
| 1                  | Odore molto debole             | Odor very weak   |
| 2                  | Odore debole                   | Odor weak        |
| 3                  | Odore rilevante e discernibile | Odor distinct    |
| 4                  | Odore forte                    | Odor strong      |
| 5                  | Odore molto forte              | Odor very strong |
| 6                  | Odore intollerabile            | Odor intolerable |

Tab. 2.2: scala VDI 3882 dell'intensità di odore

A seguire saranno usate correlazioni semi-empiriche ottenute considerando una scala di intensità di odore a sei livelli, quindi la scala adottata nel presente documento è quella VDI riportata nella Tabella 2.2.

La corrispondenza tra le due scale di intensità di odore può essere data solo in maniera approssimata. Ipotizzando, però, che le due scale coincidano in corrispondenza dell'intensità di odore denominata *Odore rilevante e discernibile* (livello 2 per la scala ASTM e livello 3 per la scala VDI), detta  $OI_5$  l'intensità secondo la scala ASTM e  $OI_6$  l'analoga intensità nella scala VDI, tra le due scale vale la relazione seguente:

$$OI_5 = \frac{2}{3} OI_6 \quad [2.1]$$

Definita l'*intensità di odore di picco*  $OI_k$  il 98-esimo percentile delle  $N$  intensità di odore che caratterizzano l'ora  $k$ -esima e presa come riferimento una scala di valori (Tab 2.2), si potrà procedere a definire degli standard con cui valutare se la qualità dell'aria di un territorio è ammissibile da un punto di vista olfattivo e se e quali interventi debbano essere adottati per far sì che le emissioni prodotte dalle diverse attività antropiche producano una situazione ambientale accettabile.

È inevitabile che tra la concentrazione di odore  $C_o$  (in  $ou_E$ ) e l'intensità di odore  $OI$  (espressa secondo la scala VDI e considerata un numero reale) ci debba essere una relazione di causa-effetto. Infatti la concentrazione di odore è la *causa* e l'intensità di odore è l'*effetto* da essa derivante. Sulla base delle indagini olfattometriche condotte si è evidenziato che l'intensità di odore  $OI$  dipende dal logaritmo della concentrazione di odore (in  $ou_E$ ) secondo la legge di di Weber-Fechner:

$$OI = k_1 \log X + k_2 \quad [2.2]$$

dove con  $\log$  si è indicato il logaritmo in base 10 (ciò varrà anche nel seguito) e  $k_1$  e  $k_2$  sono opportune costanti. Sulla base di quanto asserito da Ruijten e al. (2009), i parametri  $k_1$  e  $k_2$  possono essere considerati rispettivamente pari a 2.3 e 0.5 sia che si consideri una singola specie odorigena che una miscela di sostanze odorigene gassose. Come si vedrà nel seguito, verranno utilizzate forme di relazione del tipo Weber-Fechner per quantificare la relazione tra concentrazione e intensità di odore per diverse sostanze odorigene in cui la concentrazione della specie chimica sarà espressa direttamente in concentrazione nell'aria ( $ppm$ ) e non verrà mai utilizzata la relazione (2.2) direttamente impiegando la concentrazione di odore, anche se, una volta nota la concentrazione di odore in aria, sarebbe possibile ottenere l'intensità di odore da essa provocata nella popolazione. Il problema, però, legato a questa metodologia sta nel fatto che la grandezza su cui essa fa cardine è la concentrazione di odore, che, come si è visto, è una grandezza poco fisica per cui non vale neppure la sovrapposizione degli effetti.

In questo documento, sulla scorta di quanto è emerso recentemente da apposite attività di ricerca, si fa riferimento direttamente alla presenza in aria delle singole specie chimiche per cui è nota l'

interazione edonica negativa con l'apparato olfattivo umano. In questo modo si abbandona il concetto di concentrazione di odore a favore della consueta concentrazione di una sostanza gassosa nell'aria ambiente.

Se, però, si segue questa logica operativa, è necessario definire preliminarmente quali siano le sostanze chimiche gassose da considerare, così come preliminarmente alla valutazione della *normale* qualità dell'aria era la definizione di quali specie considerare. Sulla base di approfondite indagini (Kim e Park, 2008; Kim e Kim 2014) al fine del monitoraggio olfattivo sono state considerate le specie chimiche riportate nella Tabella 2.3, in cui, per alcune di esse è stata data una sintetica descrizione edonica. Esse, sulla base delle evidenze sperimentali acquisite a livello internazionale, vengono emesse dalle principali attività industriali quali le industrie alimentari, gli allevamenti, gli impianti del ciclo dei rifiuti, gli impianti di trattamento delle acque ed altre ancora. Esse, dunque, costituiscono l'equivalente nella regolamentazione delle molestie olfattive della lista di inquinanti considerata dalla Direttiva europea 2008/50/CE per il *normale* inquinamento atmosferico. La valutazione della molestia olfattiva qui proposta passa dunque attraverso la determinazione (e quando necessario, la stima) della concentrazione in aria delle specie chimiche contenute nella tabella precedente.

Una volta definite le specie chimiche di riferimento per la quantificazione della molestia olfattiva (quelle riportate nella Tabella 2.3), è necessario per ognuna di esse stabilire la relativa *soglia olfattiva*, cioè quella concentrazione in aria ambiente a cui c'è una probabilità del 50% di essere rilevata dal *panel* che applica l'olfattometria dinamica. La bibliografia al riguardo è piuttosto confusa e controversa, soprattutto perché la soglia olfattiva è stata determinata in tempi diversi da ricercatori diversi e con tecniche diverse, tutte nominalmente definite tecniche di olfattometria dinamica. Prendendo a riferimento le più recenti evidenze sperimentali ottenute da Kim (2010), da Zhang (2016), da Zhu e al., (2016), ma soprattutto quelle derivanti dall'esteso studio di Nagata (2003a) è stata definita per ognuna delle specie chimiche gassose di riferimento la relativa soglia olfattiva (*Allegato 6*). Tutto ciò è riportato nella Tabella 5 e sarà preso come riferimento nella procedura di quantificazione della molestia olfattiva. In essa la soglia olfattiva di una generica specie chimica è espressa in ppb.

|                              | Specie Chimiche osmogene |                    | Descrizione Edonica      |
|------------------------------|--------------------------|--------------------|--------------------------|
| Composti carbonilici         | Acetaldeide              | AA                 |                          |
|                              | Propionaldeide           | PA                 |                          |
|                              | Butiraldeide             | BA                 | Rancido                  |
|                              | Isovaleraldeide          | IA                 |                          |
|                              | Valeraldeide             | VA                 |                          |
| Composti ridotti dello Zolfo | Idrogeno solforato       | H <sub>2</sub> S   | Uova Marce               |
|                              | Metil Mercaptano         | CH <sub>3</sub> SH | Cavolo marcio            |
|                              | Dimetilsolfuro           | DMS                | Legumi in decomposizione |
|                              | Dimetil disolfuro        | DMDS               | Putridume                |
| Composti Organici Volatili   | Benzene                  | B                  |                          |
|                              | Toluene                  | T                  |                          |
|                              | p-Xilene                 | p-X                |                          |
|                              | m-Xilene                 | m-X                |                          |
|                              | o-xilene                 | o-X                |                          |
|                              | Stirene                  | STY                |                          |
| Composti Azotati             | Ammoniaca                | NH <sub>3</sub>    | Pungente                 |
|                              | Trimetilammina           | TMA                | Pesce avariato           |
| Chetoni                      | Metilacetone             | MEK                |                          |
|                              | Metilisobutilchetone     | MIBK               |                          |
| Esteri                       | Butilacetato             | BuAc               |                          |
| Alcool                       | Alcool Isobutilico       | i-BuAl             |                          |
| Acidi Organici Grassi        | Acido Propionico         | PPA                | Rancido, pungente        |
|                              | Acido Butirrico          | BTA                | Burro rancido            |
|                              | Acido Isovalerico        | IVA                |                          |
|                              | Acido Valerico           | VLA                | Sudore, traspirazione    |

Tab. 2.3: specie chimiche odorogene considerate

| Specie Chimiche osmogene    |                    | Formula di struttura  | Soglia Olfattiva | Peso molecolare |
|-----------------------------|--------------------|---|------------------|-----------------|
|                             |                    |   | (ppb)            |                 |
| <b>Acetaldeide</b>          | Acet-A             | CH <sub>3</sub> CHO   | 1.5              | 44.0            |
| <b>Propionaldeide</b>       | Propion-A          | CH <sub>3</sub> CH <sub>2</sub> CHO                           | 1.0              | 58.08           |
| <b>Butirardeide</b>         | Buty-A             | CH <sub>3</sub> CH <sub>2</sub> CH <sub>2</sub> CHO           | 0.67             | 72.11           |
| <b>Isovaleraldeide</b>      | Isovaler-A         | (CH <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> CHCH <sub>2</sub> CHO         | 0.1              | 86.13           |
| <b>Valeraldeide</b>         | Valer-A            | CH <sub>3</sub> (CH <sub>2</sub> ) <sub>3</sub> CHO           | 0.41             | 86.13           |
| <b>Idrogeno solforato</b>   | H <sub>2</sub> S   | H <sub>2</sub> S  | 0.41             | 34.1            |
| <b>Metil Mercaptano</b>     | CH <sub>3</sub> SH | CH <sub>3</sub> SH  | 0.07             | 48.1            |
| <b>Dimetilsolfuro</b>       | DMS                | (CH <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> S                             | 3.0              | 62.1            |
| <b>Dimetil disolfuro</b>    | DMDS               | (CH <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> S <sub>2</sub>                | 2.21             | 94.2            |
| <b>Benzene</b>              | B                  | C <sub>6</sub> H <sub>6</sub>                                 | 2700             | 78.11           |
| <b>Toluene</b>              | T                  | C <sub>6</sub> H <sub>5</sub> CH <sub>3</sub>                 | 330              | 92.1            |
| <b>Etilbenzene</b>          | E                  | C <sub>6</sub> H <sub>5</sub> C <sub>2</sub> H <sub>5</sub>   | 170              |                 |
| <b>m,p-Xilene</b>           | MPX                | (CH <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> C <sub>6</sub> H <sub>4</sub> | 41/58            | 106.2           |
| <b>Stirene</b>              | STY                | C <sub>6</sub> H <sub>5</sub> CH=CH <sub>2</sub>              | 35               | 104             |
| <b>Ammoniaca</b>            | NH <sub>3</sub>    | NH <sub>3</sub>   | 1500             | 17.0            |
| <b>Trimetilammina</b>       | TMA                | (CH <sub>3</sub> ) <sub>3</sub> N                             | 0.032            | 59.11           |
| <b>Metiletilchetone</b>     | MEK                | C <sub>4</sub> H <sub>8</sub> O                               | 440              | 72.1            |
| <b>Metilisobutilchetone</b> | MIBK               | C <sub>6</sub> H <sub>12</sub> O                              | 170              | 100.0           |
| <b>Butilacetato</b>         | BuAc               | C <sub>6</sub> H <sub>12</sub> O <sub>2</sub>                 | 16               | 116             |
| <b>Alcool isobutilico</b>   | i-BuAl             | C <sub>4</sub> H <sub>10</sub> O                              | 11               | 74.1            |
| <b>Acido propionico</b>     | PPA                | C <sub>3</sub> H <sub>6</sub> O <sub>2</sub>                  | 5.7              | 74.1            |
| <b>Acido butirrico</b>      | BTA                | C <sub>4</sub> H <sub>8</sub> O <sub>2</sub>                  | 0.19             | 88.1            |
| <b>Acido isovalerico</b>    | IVA                | C <sub>5</sub> H <sub>10</sub> O <sub>2</sub>                 | 0.078            | 102.0           |
| <b>Acido valerico</b>       | VLA                | C <sub>5</sub> H <sub>10</sub> O <sub>2</sub>                 | 0.037            | 102.0           |

Tab. 2.4: elenco delle principali sostanze odorogene e relative soglie olfattive

Dato che la concentrazione di una specie chimica in aria può essere espressa sia in ppm ( $C_p$ ) che in  $\text{mg}/\text{m}^3$  ( $C_m$ ), la relazione tra le due unità di misura in condizioni standard (a pressione  $P = 1.013 \times 10^5$  Pa e a temperatura  $T = 298\text{K}$ ), detta  $M_i$  la massa molecolare della specie, è la seguente (Seinfeld e Pandis, 1998):

$$C_m = \frac{P \cdot M_i}{8.314 \cdot T} \cdot C_p = \frac{1.013 \cdot 10^5 M_i}{8.314 \cdot 298} \cdot C_p = 40.89 \cdot M_i \cdot C_p = A_i \cdot C_p \quad [2.3]$$

Per ragioni di comodo, in Tabella 2.5 per ogni sostanza olfattiva considerata viene calcolato il fattore di conversione  $A_i$ .



| Specie Chimiche osmogene |                    | Formula di struttura  | Fattore di conversione Ai | Peso molecolare |
|--------------------------|--------------------|---|---------------------------|-----------------|
| Acetaldeide              | Acet-A             | CH <sub>3</sub> CHO   | 1799                      | 44.0            |
| Propionaldeide           | Propion-A          | CH <sub>3</sub> CH <sub>2</sub> CHO                           | 2375                      | 58.08           |
| Butirardeide             | Buty-A             | CH <sub>3</sub> CH <sub>2</sub> CH <sub>2</sub> CHO           | 2948                      | 72.11           |
| Isovaleraldeide          | Isovaler-A         | (CH <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> CHCH <sub>2</sub> CHO         | 3522                      | 86.13           |
| Valeraldeide             | Valer-A            | CH <sub>3</sub> (CH <sub>2</sub> ) <sub>3</sub> CHO           | 3522                      | 86.13           |
| Idrogeno solforato       | H <sub>2</sub> S   | H <sub>2</sub> S  | 1394                      | 34.1            |
| Metil Mercaptano         | CH <sub>3</sub> SH | CH <sub>3</sub> SH  | 1967                      | 48.1            |
| Dimetilsolfuro           | DMS                | (CH <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> S                             | 2539                      | 62.1            |
| Dimetil disolfuro        | DMDS               | (CH <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> S <sub>2</sub>                | 3852                      | 94.2            |
| Benzene                  | B                  | C <sub>6</sub> H <sub>6</sub>                                 | 3164                      | 77.4            |
| Toluene                  | T                  | C <sub>6</sub> H <sub>5</sub> CH <sub>3</sub>                 | 3766                      | 92.1            |
| m,p,o-Xilene             | MPX                | (CH <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> C <sub>6</sub> H <sub>4</sub> | 4342                      | 106.2           |
| Stirene                  | STY                | C <sub>6</sub> H <sub>5</sub> CH=CH <sub>2</sub>              | 4252                      | 104             |
| Ammoniaca                | NH <sub>3</sub>    | NH <sub>3</sub>   | 695                       | 17.0            |
| Trimetilammina           | TMA                | (CH <sub>3</sub> ) <sub>3</sub> N                             | 2417                      | 59.11           |
| Metiletilchetone         | MEK                | C <sub>4</sub> H <sub>8</sub> O                               | 2947                      | 72.1            |
| Metilisobutilchetone     | MIBK               | C <sub>6</sub> H <sub>12</sub> O                              | 4089                      | 100             |
| Butilacetato             | BuAc               | C <sub>6</sub> H <sub>12</sub> O <sub>2</sub>                 | 4742                      | 116             |
| Alcool isobutilico       | i-BuAl             | C <sub>4</sub> H <sub>10</sub> O                              | 3030                      | 74.1            |
| Acido propionico         | PPA                | C <sub>3</sub> H <sub>6</sub> O <sub>2</sub>                  | 3030                      | 74.1            |
| Acido butirrico          | BTA                | C <sub>4</sub> H <sub>8</sub> O <sub>2</sub>                  | 3602                      | 88.1            |
| Acido isovalerico        | IVA                | C <sub>5</sub> H <sub>10</sub> O <sub>2</sub>                 | 4170                      | 102.0           |
| Acido valerico           | VLA                | C <sub>5</sub> H <sub>10</sub> O <sub>2</sub>                 | 4170                      | 102.0           |

Tab. 2.5: sostanze odorigene e fattore di conversione Ai relativo

Naturalmente, per ogni sostanza olfattiva presente in aria è possibile definire la sua concentrazione oltre che in mg/m<sup>3</sup> o ppb, anche in unità di odore che, per definizione, risulteranno pari al rapporto tra la concentrazione in aria della stessa e la relativa soglia olfattiva.

Ovviamente il metodo olfattometrico per la determinazione della concentrazione di odore nell'aria e per la quantificazione della molestia olfattiva non è applicabile quando si desidera realizzare un monitoraggio sostanzialmente continuo della molestia olfattiva che affligge la popolazione residente in un dato territorio. In questo caso è molto più comodo effettuare la determinazione diretta della concentrazione in aria delle diverse sostanze odorigene di riferimento che spesso può essere realizzata in automatico e per periodi prolungati nel tempo. Su come misurare e/o stimare le concentrazioni (di picco) delle sostanze di riferimento nell'ambito del monitoraggio della molestia olfattiva si dirà nel seguito. Quindi, pur rimanendo la concentrazione e l'intensità di odore definiti col metodo olfattometrico i riferimenti logici per la quantificazione della molestia, sono stati messi a punto metodi operativi indiretti basati sulla concentrazione delle singole specie chimiche presenti in aria (Wu e al. 2016).

Per poter ottenere dalla concentrazione di una data specie olfattiva la relativa intensità di odore, che di fatto quantifica la molestia olfattiva, senza dover utilizzare misure olfattometriche, sono state sviluppate da Nagata (2003) alcune relazioni numeriche che mettono in relazione la concentrazione X (ppm) di una data specie con l'intensità di odore (OI) espressa nella scala numerica di Tabella 2.2. Queste relazioni, proposte da Nagata (2003) e riportate da diversi Autori (Kim e al., 2006; Kim e Park,

2008; Kabir e Kim, 2010; Lee e al., 2013; Kim e Kim, 2014), sono tutte funzionalmente identiche e rispettano la forma funzionale della celebre relazione di Weber-Fechner:

$$OI = k_1 \log X + k_2 \quad [2.4]$$

dove l'intensità di odore  $OI$  è un numero il cui significato è stato chiarito nella Tabella 2.2, mentre  $X$  è la concentrazione di una specie chimica espressa in ppm. Va rilevato che  $OI$  maggiori di 6 indicano situazioni ben oltre il limite di tolleranza della popolazione. Nella Tabella 2.6 sono riportati i coefficienti numerici  $k_1$  e  $k_2$  per le diverse sostanze odorigene. Naturalmente, per costruzione, queste relazioni valgono solo quando in aria ambiente è presente una sola sostanza per volta. Nella realtà è ben raro che un impianto o un'attività che produce molestia olfattiva emetta una sola sostanza odorigena. Normalmente essa emette un insieme di sostanze che, complessivamente, producono la molestia. Si consideri una miscela di sostanze gassose olfattive, ciascuna presente in concentrazione  $C_i$  (ppb) e per ciascuna sia nota la relativa soglia olfattiva  $C_{OT,i}$ . Per l'attribuzione della soglia olfattiva alle diverse sostanze odorigene si è fatto riferimento al lavoro sistematico realizzato da Nagata (2003b), ottenendo quanto riportato in Tabella 2.4, mentre in Nagata (2003a) sono state proposte le relazioni numeriche che esprimono l'intensità di odore di una generica sostanza  $i$ -esima  $O_i$  in funzione della concentrazione della stessa entro la miscela  $C_i$  che sono riportate in Tabella 2.6.

|                                     | Specie Chimiche osmogene    | Formula di struttura | k1             | k2    |       |
|-------------------------------------|-----------------------------|----------------------|----------------|-------|-------|
| <b>Composti carbonilici</b>         | <b>Acetaldeide</b>          | AA                   | CH3CHO         | 1.010 | 3.85  |
|                                     | <b>Propionaldeide</b>       | PA                   | CH3CH2CHO      | 1.010 | 3.86  |
|                                     | <b>Butiraldeide</b>         | BA                   | CH3CH2CH2CHO   | 1.030 | 4.60  |
|                                     | <b>Isovaleraldeide</b>      | IA                   | (CH3)2CHCH2CHO | 1.350 | 6.01  |
|                                     | <b>Valeraldeide</b>         | VA                   | CH3(CH2)3CHO   | 1.360 | 5.28  |
| <b>Composti ridotti dello Zolfo</b> | <b>Idrogeno solforato</b>   | H2S                  | H2S            | 0.950 | 4.14  |
|                                     | <b>Metil Mercaptano</b>     | CH3SH                | CH3SH          | 1.250 | 5.99  |
|                                     | <b>Dimetilsolfito</b>       | DMS                  | (CH3)2S        | 0.780 | 4.06  |
|                                     | <b>Dimetil disolfito</b>    | DMDS                 | (CH3)2S2       | 0.985 | 4.51  |
| <b>Composti Organici Volatili</b>   | <b>Benzene</b>              | B                    | C6H6           | 2.590 | 0.07  |
|                                     | <b>Toluene</b>              | T                    | C6H5CH3        | 1.400 | 1.05  |
|                                     | <b>p-Xilene</b>             | p-X                  | (CH3)2C6H4     | 1.570 | 2.44  |
|                                     | <b>m-Xilene</b>             | m-X                  | (CH3)2C6H4     | 1.450 | 2.37  |
|                                     | <b>o-xilene</b>             | o-X                  | (CH3)2C6H4     | 1.660 | 2.24  |
|                                     | <b>Stirene</b>              | STY                  | C6H5CH=CH2     | 1.420 | 3.10  |
| <b>Composti Azotati</b>             | <b>Ammoniaca</b>            | NH3                  | NH3            | 1.670 | 2.38  |
|                                     | <b>Trimetilammia</b>        | TMA                  | (CH3)3N        | 0.901 | 4.56  |
| <b>Chetoni</b>                      | <b>Metiletilchetone</b>     | MEK                  | C4H8O          | 1.850 | 0.149 |
|                                     | <b>Metilisobutilchetone</b> | MIBK                 | C6H12O         | 1.650 | 2.27  |
| <b>Esteri</b>                       | <b>Butilacetato</b>         | BuAc                 | C6H12O2        | 1.140 | 2.34  |
| <b>Alcool</b>                       | <b>Alcool Isobutilico</b>   | i-BuAl               | C4H10O         | 0.790 | 2.53  |
| <b>Acidi Organici Grassi</b>        | <b>Acido Propionico</b>     | PPA                  | C3H6O2         | 1.380 | 4.60  |
|                                     | <b>Acido Butirrico</b>      | BTA                  | C4H8O2         | 1.290 | 6.37  |
|                                     | <b>Acido Isovalerico</b>    | IVA                  | C5H10O2        | 1.090 | 5.65  |
|                                     | <b>Acido Valerico</b>       | VLA                  | C5H10O2        | 1.580 | 7.29  |

Tab. 2.6: coefficienti della relazione per l'intensità di odore

Il problema che ci si pone quando si deve considerare una miscela di specie gassose olfattive è quello di definire quale sia la concentrazione complessiva di odore nella miscela (espressa in  $ou_E$ ) e quale la relativa intensità di odore. Tra i vari metodi proposti, qui viene adottato il metodo SOI (*Sum of Odor Intensity*). Questo metodo (Kim e Park, 2008; Kabir e Kim, 2010; Kim, 2010; Kim e Kim, 2014; Wu e al., 2016) è basato sull'idea che la percezione della molestia olfattiva di una miscela di sostanze odorigene deriva dalla combinazione delle molestie olfattive di ciascun componente la miscela stessa. Per questa caratteristica filosofica, la prima grandezza che viene calcolata dal metodo è proprio l'intensità di odore complessiva della miscela costituita dagli  $N$  componenti gassosi per ciascuno dei quali è nota la relazione numerica di Nagata (2003) che mette in relazione la concentrazione  $C_i$  (ppm) con l'intensità di odore  $O_i$ . Questa intensità di odore risulterà quindi pari a:

$$SOI = \log \left[ \sum_{i=1}^N 10^{O_i} \right] \quad [2.5a]$$

Per poter ottenere, poi, una concentrazione di odore equivalente, si seleziona una delle sostanze presenti, che indichiamo genericamente con  $j$  e per cui è nota la relazione di Nagata (2003a):

$$O_j = k_{1j} \log C_j + k_{2j} \quad [2.5b]$$

Una volta selezionata la specie di riferimento, si ipotizza che l'intensità di odore complessiva SOI sia completamente determinata da questa sostanza. Quindi è come se nella miscela odorigena fosse presente la sola sostanza  $j$  nella concentrazione:

$$C_{j,eq} = 10^{\frac{SOI - k_{2,j}}{k_{1j}}} \quad [2.5c]$$

che può essere espressa in unità di odore come:

$$C_{OD}^{SOI} = \frac{C_{j,eq}}{m_{OD,j}} \quad [2.5d]$$

dove col simbolo  $m_{OD,j}$  si è indicata la soglia olfattiva della sostanza  $j$ -esima. In pratica la scelta della sostanza di riferimento può essere la più varia; nella metodologia proposta si è scelto di individuare come sostanza di riferimento l'ammoniaca.

## 2.2 STRUTTURA DELLA POSTAZIONE DI MONITORAGGIO

Il sistema di monitoraggio e di valutazione, dal punto di vista logico, dovrà ricalcare, pur nelle necessarie differenze, la logica seguita dalla direttiva Europea per il *normale* inquinamento atmosferico anche se come evidenziato esistono delle differenze. La prima differenza tra il *normale* inquinamento atmosferico e la molestia olfattiva è costituita dal fatto che il primo prende a riferimento la dose alla popolazione di alcune specie inquinanti, mentre la seconda considera il valore di picco di sostanze non necessariamente coincidenti con le precedenti. La seconda differenza sta nel fatto che le emissioni da cui si origina l'inquinamento atmosferico sono ormai sostanzialmente ubiquitarie, mentre le emissioni della maggior parte delle sostanze di Tabella 2.3 derivano da ben precise attività antropiche.

Nei punti che seguono verranno descritte nel dettaglio queste due componenti della postazione di monitoraggio.

Ipotizzando, per semplicità, che alla postazione di monitoraggio debba essere attribuito l'intero insieme di sostanze di Tabella 2.3, la sua dotazione strumentale sarà di tre tipi differenti:

- una stazione meteorologica di media complessità,
- un insieme di analizzatori di sostanze gassose funzionanti in continuo,
- un insieme di campionatori passivi da sostituire periodicamente e senza interruzione.

Non sarà possibile avere una postazione di monitoraggio dotata solo di campionatori passivi.

#### Stazione meteorologica

La presenza della stazione meteorologica locale deve consentire di determinare il grado di turbolenza del PBL. In tempi brevi dovrebbe essere necessario quantificare il livello di turbolenza impiegando le variabili micrometeorologiche tipiche quali la velocità di frizione, il flusso turbolento di calore sensibile e la lunghezza di Monin-Obukhov. Per il momento sarà sufficiente limitarsi alla semplice determinazione delle classi di stabilità atmosferica. Per dettagli sull'argomento si faccia riferimento a Sozzi e al. (2002). Per soddisfare le esigenze immediate ed anche quelle prevedibili nell'immediato futuro, la dotazione strumentale della stazione sarà la seguente:

- un anemometro ultrasonico biassiale capace di determinare le componenti orizzontali del vento e la temperatura potenziale virtuale con una frequenza di campionamento di almeno 1 Hz;
- un termoigrometro in grado di rilevare la temperatura e l'umidità relativa dell'aria;
- una radiometro globale per la misura della radiazione solare ad onda corta incidente al suolo;
- un radiometro netto.

Nell'*Allegato 3* sono indicate le caratteristiche dei sensori indicati, lo schema di acquisizione tipico delle misure e le metodologie di elaborazione.

#### Analizzatori automatici delle sostanze chimiche

In linea di principio, gli analizzatori automatici che dovrebbero essere presenti in una tipica postazione di monitoraggio della molestia olfattiva sono i seguenti:

- analizzatore continuo di idrogeno solforato ( $H_2S$ ) in grado di misurare la concentrazione media con tempo di mediazione pari a 5 secondi. Attualmente questo è l'unico analizzatore *convenzionale* in grado di misurare il valore di picco della concentrazione;
- analizzatore in continuo di ammoniaca ( $NH_3$ ) *convenzionale* in grado di misurare la concentrazione come media oraria;
- analizzatore in continuo di benzene, toluene, etilbenzene e m,p,o-xilene in grado di misurare la concentrazione oraria dei cinque composti organici;
- analizzatore in continuo dei composti dello zolfo quali il metilmercaptano, il dimetilsolfuro e il dimetildisolfuro.

Ovviamente sarà sempre possibile inserire nella postazione sensori a risposta veloce quali, per esempio, il misuratore Laser a diodo *tunabile* per l'ammoniaca o strumentazione come il PTR-TOF o altri analizzatori che risultassero disponibili commercialmente.

Dal punto di vista concettuale, le possibili postazioni si suddivideranno in due classi distinte. La prima classe è costituita da postazioni che contengono un analizzatore in grado di misurare direttamente il picco di concentrazione. In questo caso dovranno disporre dell'analizzatore di  $H_2S$  e/o di un analizzatore veloce di ammoniaca. La seconda classe è costituita da soli analizzatori in grado di misurare la concentrazione media degli inquinanti considerati. Per entrambe le categorie di postazioni, nell'*Allegato 4* vengono presentati i dettagli delle elaborazioni necessarie affinché la postazione in oggetto siano in grado di fornire le concentrazioni di picco con cui determinare l'intensità di odore di picco per l'ora  $k$ -esima  $Ol_k$ . Inevitabilmente, l'intensità di odore di picco non potrà tener conto della presenza nell'aria ambiente delle sostanze non monitorate dagli analizzatori in continuo (ma monitorate dai campionatori passivi), pertanto essa rappresenterà una valutazione preliminare, che dovrà essere aggiornata periodicamente *off-line* quando le analisi dei campionatori passivi diverranno disponibili.

#### Campionatori passivi

Le sostanze non monitorate in continuo con gli analizzatori di cui sopra, dovranno essere raccolte dai

---

campionatori passivi presenti nella postazione di monitoraggio. La loro esposizione dovrà essere pari a una settimana, al termine della quale il campionatore sarà inviato al laboratorio per le analisi e sostituito da un nuovo campionatore. In *Allegato 5* viene descritto il metodo di elaborazione delle misure così ottenute che comporterà la stima delle concentrazioni di picco orario delle sostanze analizzate. La loro disponibilità consentirà la revisione periodica delle intensità orarie di picco secondo la relazione (2.5a).

### 3. AGGIORNAMENTI E SVILUPPI FUTURI

Vista la complessità della materia trattata e la limitata esperienza operativa in proposito, è inevitabile che questa documentazione possa subire variazioni più o meno profonde nei suoi vari e molteplici aspetti. Pertanto è ragionevole supporre che ci saranno continue modifiche di questo documento che, oltre ad acquisire preziose informazioni dalla sua applicazione, sicuramente potrà beneficiare delle più recenti risultanze che il mondo della ricerca mette continuamente a disposizione.

Solo a seguito di un significativo numero di campagne sperimentali attraverso le quali validare il protocollo sperimentale di misura qui rappresentato sarà eventualmente possibile procedere a:

- definire i criteri di accettabilità della molestia olfattiva fissando dei valori limite in modo che il loro rispetto garantisca che la molestia olfattiva stia sempre e in ogni punto dell'ambito territoriale considerato entro i limiti della tollerabilità;
- istituire un *data base* delle emissioni odorigene nel quale siano georeferenziate e caratterizzate tutte le potenziali sorgenti di odori sul territorio regionale;
- stabilire una metodologia operativa, che comprenda monitoraggi e calcoli modellistici, per la valutazione costante del livello di molestia olfattiva del territorio regionale e per la definizione di uno strumento previsionale di allerta e prevenzione.

La validazione del protocollo sperimentale di misura presentato in questo documento avverrà attraverso l'elaborazione di dati già acquisiti dall'ARPA Lazio nonché di quelli che verranno raccolti in prossime campagne di misura, che avranno luogo con priorità laddove esposti e segnalazioni di cittadini, ricevuti dall'ARPA Lazio ed altre Autorità, documentano maggiori criticità.



## RIFERIMENTI BIBLIOGRAFICI

M. Abramowitz M., I.A. Stegun, *Handbook of Mathematical Functions with Formulae, Graphs, and Mathematical Tables*, National Bureau of Standards, 1972 (Applied Mathematics series; 55)

American Society for Testing and Materials (ASTM), *Standard practice for determination of odor and taste thresholds by a force-choi ascending concentration series method of limits* ASTM Standard E679-04, Philadelphia, Annual Book of ASTM Standards, 2004

P. Best, K. Lunney, C. Killip, *Statistical elements of predicting the impact of a variety of odour sources*, in *Water science and technology*, 44.9 (2001), pp. 157-164

A. Bockreis, I. Steinberg, *Measurement of odour with focus on sampling techniques*, in *Waste Management*, 25.9 (2005), pp. 859-863

Deliberazione Giunta Provinciale Trento n. 1087 del 24 giugno 2016

Deliberazione Giunta Regionale Lombardia IX/3018 del 15/02/2012

Agency dell'Inghilterra, *Review of dispersion modelling for odour predictions*, Science Report. SCO30170/SR3, 2007

P. Gostelow, P. J. Longhurst, S.A. Parsons, *Review of odour sampling and measurement*. Final Report for EB Milton Keynes Limited, School of Water Sciences, Cranfield University, UK, 2003

E. Kabir, K. H. Kim, *An on-line analysis of 7 odorous volatile organic compounds in the ambient air surrounding a large industrial complex*, in *Atmospheric Environment*, 44.29 (2010), pp. 3492-3502

K. H. Kim, *Experimental demonstration of masking phenomena between competing odorants via an air dilution sensory test*, in *Sensors* 10.8 (2010), pp. 7287-7302

K. H. Kim, E-C Jeon, Y-J Choi, Y-S Koo, *The emission characteristics and related malodor intensities of gaseous reduced sulfur compounds (RSC) in a large industrial complex*, in *Atmospheric Environment*, 40.24 (2006), pp. 4478-449

K. H. Kim, S. Y Park, *A comparative analysis of malodour samples between direct (olfactometry) and indirect (instrumental) methods*, *Atmospheric Environment*, 42.20 (2008), pp. 5061-5070

K. H. Kim, Y. H Kim, *Composition of key offensive odorants released from fresh food materials*, *Atmospheric Environment*, 89 (2014), pp. 443-452

J. Kosmider, B. Krajewska, *Determining temporary odour concentration under field conditions. Comparison of methods*, in *Polish Journal of Environmental Studies*, 2007, 16.2

J. Jiang, P.Coffey, B. Toohey, *Improvement of odor intensity measurement using dynamic olfactometry*, in *Journal of the Air & Waste Management Association*, 56.5 (2006), pp. 675-683

H-D. Lee, S-B. Jeon, W-j. Choi, S-S Lee, M-H. Lee, K-J. Oh, *A novel assessment of odor sources using*



*instrumental analysis combined with resident monitoring records for an industrial area in Korea – Atmospheric Environment*, 74 (2006), pp. 277-290

Legge Regionale Puglia, n. 23 del 16/04/2015, in Bollettino ufficiale della Regione Puglia n. 56 del 22/04/2015

A. K. Luhar, B.L. Sawford, *Micromixing modelling of concentration fluctuations in inhomogeneous turbulence in the convective boundary layer*, in *Boundary-Layer Meteorology*, 114 (2005), pp. 1-30

T. Lung, H-J. Muller, M. Glaser, B. Moller, *Measurements and modelling of full-scale concentration fluctuations*, in *Agrartechnische forschung*, 8, (2002), pp. 5-15

K.R. Mylne, *Concentration fluctuation measurements in a plume dispersing in a stable surface layer*, in *Boundary-Layer Meteorology*, 60.1-2 (1992), pp. 5-48

Y. Nagata, *Odor intensity and odor threshold value*, in *Journal of Japan Air Cleaning Association*, 41.2 (2003), pp. 17-25

Y. Nagata, *Measurements of odor threshold by triangle odor bag method*, in *Odor measurements review*, 118 (2003), pp. 118-127

J. A. Nicell, *Assessment and regulation of odour impacts*, in *Atmospheric Environment*, 43.1 (2009), pp. 196-206.

F. Pasquill, F.B. Smith, *Atmospheric Diffusion*, New York, Wiley, 1983

M. Piringer, G. Schaubberger, *Comparison of a Gaussian diffusion model with guidelines for calculating the separation distance between livestock farming and residential areas to avoid odour annoyance*, in *Atmospheric Environment*, 33, (1999), pp. 2219-2228

M. Piringer, E. Petrz, I. Groehn, G. Schaubberger, *A sensitivity study of separation distances calculated with the Austrian Odour Dispersion Model (AODM)*, in *Atmospheric Environment*, 41 (2007), pp. 1725-1735

M. Piringer, *Use of ultrasonic anemometer data to derive local-related Peak-to-Mean concentration ratios*, in *Chemical Engineering Transactions*, 40 (2014), pp. 103-108

M. Piringer, W. Knuder, E. Tetz, G. Schaubberger, *A comparison of separation distances against odour annoyance calculated with two models*, in *Atmospheric Environment*, 116 (2015), pp. 22-35

Review of odour management in New Zealand: Air Quality Technical Report, n. 24

M.W.M.M. Ruijten, R. van Doorn, A.Ph. van Harreveld, *Assessment of odour annoyance in chemical emergency management*, RVIM Report 60920001/2009

G. Schaubberger, M. Piringer, E. Petz, *Diurnal and annual variation of the sensation distance of odour emitted by livestock buildings calculated by the Austrian odour dispersion model (AODM)*, in *Atmospheric Environment*, 34 (2000), pp. 4839-4851

G. Schaubberger, M. Piringer, R. Schmitz, M. Kamp, A. Sowa, R.E. Koch, W. Eckhof, E. Grimm, J. Kypke, E. Hartung, *Concept to assess the human perception of odour by estimating short-time peak concentrations from one-hour mean values. Reply to a comment by Janicke et al.*, in *Atmospheric Environment*, 54 (2000), pp. 624-628

J. C. Segura, J.J.R. Feddes, *Relationship between odour intensity and concentration of n-butanol*, in *Canadian Biosystem Engineering*, 52 (2010), 6.1-6.5

J. H. Seinfeld, S.N. Pandis, *Atmospheric chemistry and physics: from air pollution to climate change*, New York, J. Wiley & Sons, 1998

R. Sozzi, T. Georgiadis, R. Valentini, *Introduzione alla turbolenza atmosferica: concetti, stime e misure*, Bologna, Pitagora, 2002

UNI EN 13725:2004, *Determinazione della concentrazione di odore mediante olfattometria dinamica*

UNI-EN 13725 (2003), *Qualità dell'aria. Determinazione della concentrazione di odore mediante olfattometria dinamica*

A. Venkatram, *Accounting for averaging time in air pollution modelling*, in *Atmospheric Environment* 36.13 (2002), pp. 2165-2170

VDI 3882 (1992): *Olfactometry. Determination of odour intensity*

Y. Zhang, Z. Zhai, W. Li, Y. Wang, G. Wang, *Evaluation index system of odour pollution for kitchen waste treatment facilities in China*, in *Chemical Engineering Transactions*, 54 (2016), pp. 139-144

Q. Zhang, J.J.R. Feddes, I.K. Edeogu, X.J. Zhou, *Correlation between odour intensity assessed by human assessors and odour concentration with olfactometers*, in *Canadian Biosystem Engineering*, 446.27 (2002), pp. 6.32

Y. Zhu, G. Zheng, D. Gao, T. Chen, F. Wu, M. Niu, K. Zou, *Odor composition analysis and odor indicator selection during sewage sludge composting*, in *Journal of the Air & Waste Management Association*, 66.9 (2016), pp. 930-940

J.C. Weil W.H. Snyder, R.E. Lawson, M.S. Shipman, *Experimental buoyant plume dispersion in a laboratory convection tank*, in *Boundary Layer Meteorology*, 102 (2002), pp. 367-414

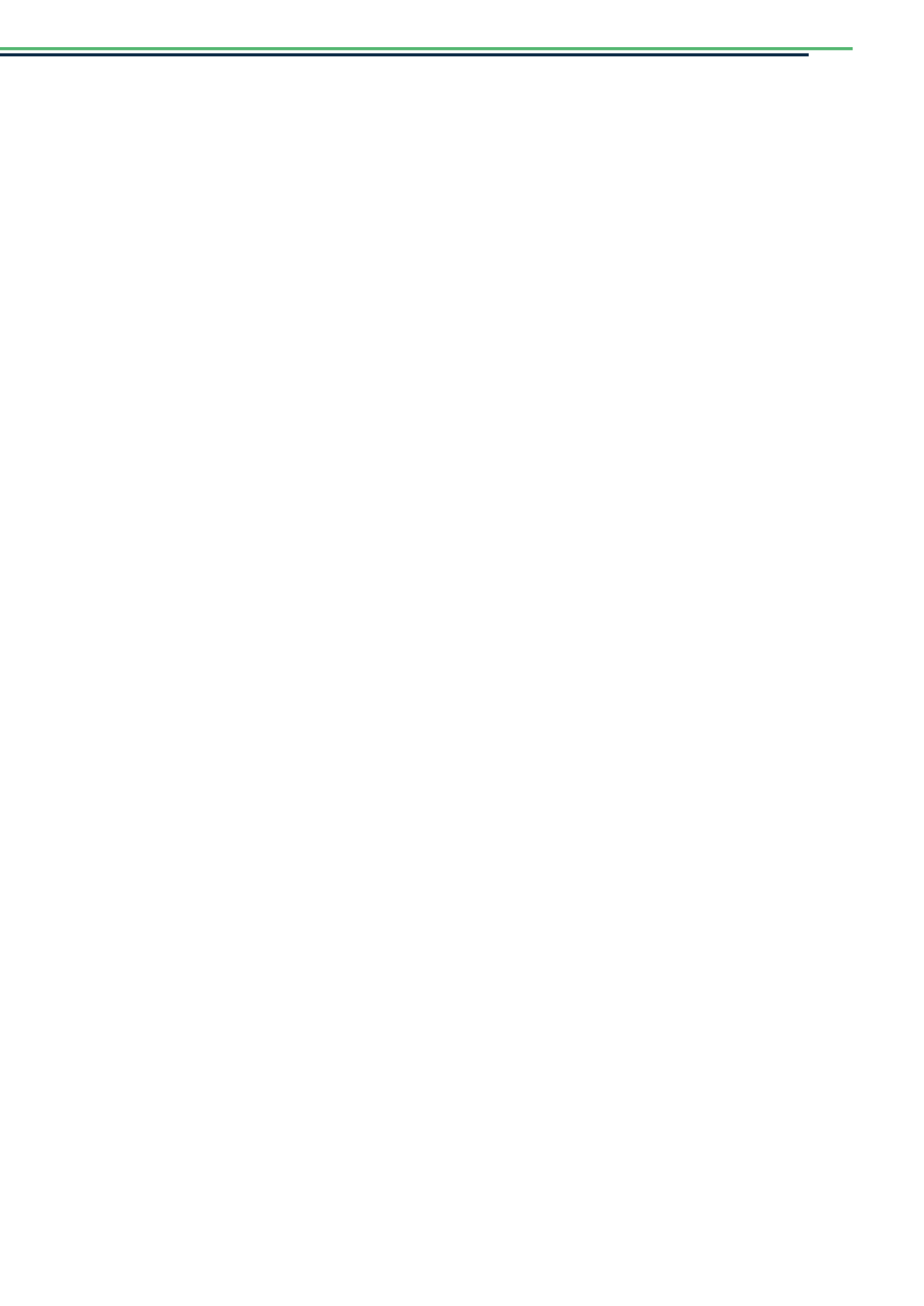
C. Wu, J. Liu, P. Zhao, M. Piringer, G. Schaubberger, *Conversion of the chemical concentration of odorous mixtures into odour concentration and odour intensity: a comparison of methods* *Conversion of the chemical concentration of odorous mixtures into odour concentration and odour intensity: a comparison of methods*, in *Atmospheric Environment*, 127 (2016), pp. 283-292



---

## INDICE DELLE FIGURE

|   |    |
|---|----|
| Fig. 1.1: concentrazione (in unità di odore) di una sostanza odorigena misurata nell'aria con vari tempi di mediazione (Shauburger 2012) .....  | 11 |
| Fig. 1.2: tipico andamento orario della velocità del vento .....  | 14 |
| Fig. 1.3: rilascio di un gas colorato in tre istanti successivi .....   | 14 |
| Fig. 1.4: vortici turbolenti in acqua (Leonardo da Vinci, Codice Atlantico) .....   | 16 |
| Fig. 1.5: evoluzioni di un pennacchio in aria turbolenta .....  | 16 |
| Fig. 1.6: movimenti irregolari di un pennacchio emesso da un camino.....  | 17 |
| Fig. 1.7: interazione di un pennacchio con i vortici turbolenti presenti in atmosfera.....  | 17 |
| Fig. 1.8: variazione nel tempo della concentrazione istantanea. Viene mostrato il valore medio ed un valore caratteristico al di sopra del quale si percepisce una molestia olfattiva ..... | 17 |



---

## INDICE DELLE TABELLE

|   |    |
|---|----|
| Tab. 1.1: valori dell'esponente $a$ in funzione della stabilità atmosferica.....          | 22 |
| Tab. 1.2: corrispondenza tra Classi di Stabilità e lunghezza di Monin-Obukhov .....       | 23 |
| Tab. 1.3: parametri presenti nella relazione (1.17b) per la dispersione trasversale ..... | 25 |
| Tab. 2.1: scala ASTM dell'intensità di odore .....  | 28 |
| Tab. 2.2: scala VDI 3882 dell'intensità di odore .....                                    | 29 |
| Tab. 2.3: specie chimiche odorigene considerate.....                                      | 30 |
| Tab. 2.4: elenco delle principali sostanze odorigene e relative soglie olfattive .....    | 31 |
| Tab. 2.5: sostanze odorigene e fattore di conversione $A_j$ relativo .....                | 32 |
| Tab. 2.6: coefficienti della relazione per l'intensità di odore .....                     | 33 |

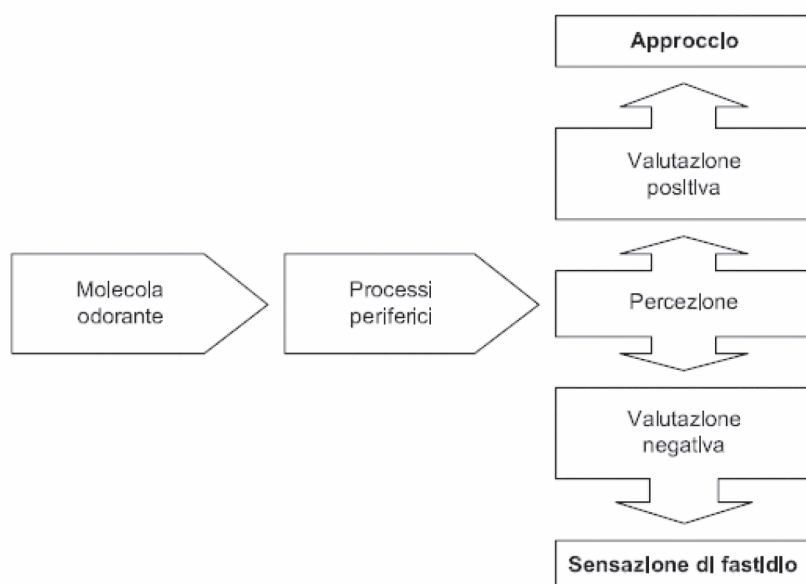


# ALLEGATO 1 - LA FISILOGIA DELLA MOLESTIA OLFATTIVA

Le considerazioni che seguono sono una brevissima introduzione alla fisiologia della molestia olfattiva tratta integralmente dall'Appendice B delle norme UNI EN 13725:2004

## 1. PRINCIPI ANATOMICI E FISIOLOGICI

Gli organi olfattivi umani, assieme a quelli del gusto, sono generalmente considerati i più antichi nello sviluppo evolutivo. Da un punto di vista filogenetico, la loro stimolazione produce segnali che inducono un comportamento volto ad *evitare o avvicinare*, sia per la nutrizione che in un contesto sociale. Il processo olfattivo e le risposte comportamentali hanno luogo a livelli diversi dell'organizzazione dell'organismo, come di seguito illustrato.



I processi periferici coinvolgono la stimolazione delle cellule olfattive. Nei centri olfattivi superiori, i segnali nervosi sono collegati ai segnali provenienti da altre informazioni sensoriali in ingresso e la percezione dell'odore, compresa un'interpretazione emotiva, è eseguita principalmente a livello della corteccia celebrale. Il fastidio deriva dall'attribuzione negativa dello stimolo moderato dal contesto ambientale. La **regione olfattiva** della mucosa nasale copre la parte superiore delle cavità nasali nonché la parte superiore dei turbinati superiori. Tale regione, comprendente un'area totale di circa 4 cm<sup>2</sup>, contiene da 10 milioni a 30 milioni circa di cellule ricettrici, che terminano in un dendrita dotato di circa una decina di ciglia che formano una rete nella mucosa di copertura come si vede in Figura A1 e Figura A2.

Generalmente si presume che i siti dei ricettori olfattivi siano sulla membrana della superficie ciliare. Gli stimoli olfattivi si legano a un sito di ricettori delle proteine nella membrana. Il ricettore attivato dallo stimolo attiva le proteine G che evocano una cascata enzimatica. Al termine, le proteine del canale sono fosforilate e possono incidere sul gating dei canali ionici. Si presume che esistano da 100 a 300 classi circa di ricettori e che ogni cellula sia più o meno sensibile a ogni odorante e che quindi sia possibile una grande varietà di combinazioni. Si afferma che l'essere umano possa distinguere circa 10 000 odori con qualità diverse. A tutt'oggi non è possibile prevedere una sensazione olfattiva a causa della struttura chimica di un odorante in vista della determinazione di un sistema di classificazione degli odoranti.



**LEGENDA**

- 1 Ghiandole di Bowman
  - 2 Cellule sustentacolari
  - 3 Secrezione
  - 4 Cellule olfattive
  - 5 Bulbo olfattivo
  - 6 Epitelio olfattivo
  - 7 Superiore
  - 8 Centrale
  - 9 Cornetto nasale inferiore
  - 10 Centri olfattivi
  - 11 Lamina cribriorme dell'osso etmoidale
  - 12 Processo centrale (neuriti)
  - 13 Cellule del corpo con nucleo
  - 14 Processo periferico
  - 15 Cellula tattile
  - 16 Ciglia olfattive
- a) Sezione sagittale del naso  
 b) Singola cella olfattiva fortemente ingrandita

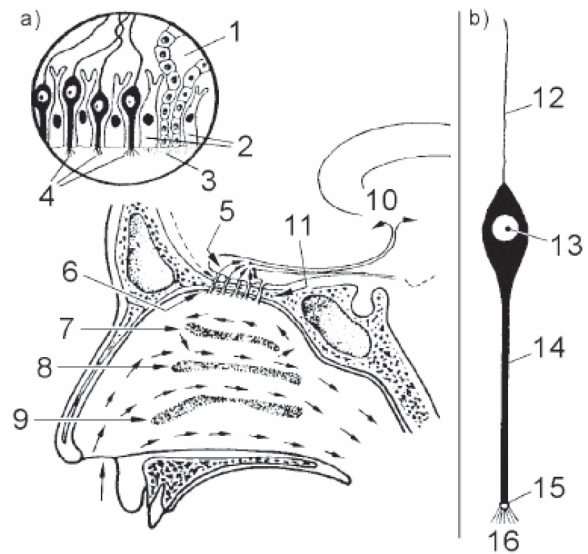


Fig. A1: anatomia del naso umano (VDI 3881:1986 Blatt 1 Olfaktometrie; Geruchsschwellenbestimmung; Grundlagen, © VDI-Verlag GmbH, Düsseldorf, 1986)

**LEGENDA**

- 1 Ricettore
- 2 Odorante
- 3 Canale ionico
- 4 Membrana ciliare
- 5 Adenil-ciclasti
- 6 Proteina G
- ATP Adenosin-5'-trifosfato
- cAMP Adenosin-3',5'-monofosfato ciclico
- P Proteina di canale

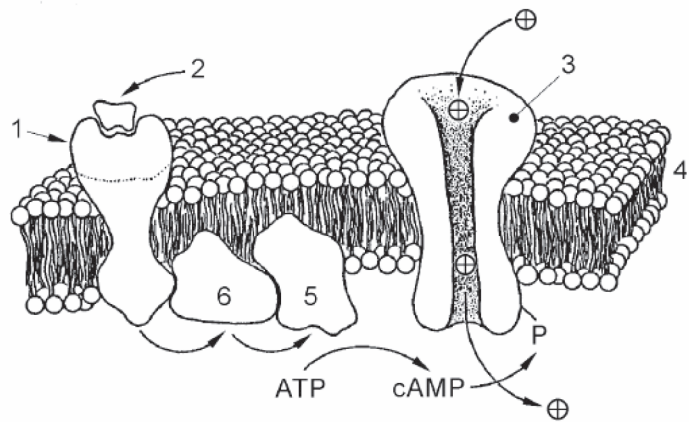


Fig. A2: modello della membrana olfattiva e della trasmissione dei segnali

Gli assoni delle cellule ricettrici formano gruppi, denominati nervi olfattivi o filamenti olfattivi. Tale disposizione consente la stimolazione sincrona di una quantità di cellule che non sono strettamente vicine. Ciò potenzia gli stimoli di bassa intensità. I processi di inibizione laterale nei successivi strati di cellule reprime i segnali intensi e di lunga durata. Tale fenomeno è denominato *adattamento periferico*, e protegge gli esseri umani dal sovraccarico di stimoli.

I filamenti entrano nei bulbi olfattivi, dove creano legami sinaptici con i dendriti delle cellule mitrali. Diverse centinaia di assoni olfattivi primari convergono su una singola cellula mitrale. Le informazioni sono già elaborate a questo livello. Dal bulbo olfattivo, tramite il sistema limbico e il talamo, i neuroni di secondo e terzo ordine passano fino all'area di proiezione del cervello. I cicli di ritorno dei nervi efferenti consentono la modifica degli stimoli, che causa l'adattamento centrale.

La percezione olfattiva dell'odore è una pre-condizione del fastidio olfattivo. La reazione di fastidio di una persona esposta è tuttavia determinata anche da variabili non sensoriali, quali i tratti della personalità, l'atteggiamento nei confronti della sorgente, il contesto ambientale ecc.

## 2. PRINCIPI PSICOFISICI

La percezione sensoriale degli odoranti è composta da quattro dimensioni principali: *rivelabilità*, *intensità*, *qualità* e *tono edonico*. La rivelabilità degli odoranti (o soglia) si riferisce alla concentrazione minima teorica di stimolo dell'odorante necessario alla rivelazione in una percentuale specificata della popolazione. I valori di soglia non sono fatti fisiologici fissi o costanti fisiche, ma sono statisticamente rappresentativi del migliore valore di stima di un gruppo di risposte individuali. Per la valutazione delle soglie olfattive, sono utilizzati due tipi di indicazione della risposta: *risposta sì/no* e *scelta forzata*. Nella valutazione classica, le risposte sì/no dipendono, tra gli altri fattori, dall'onestà e dalla motivazione dei soggetti. Se lo stimolo è presentato in un numero di volte sufficientemente ampio, alternato ai bianchi, le risposte sì/no si possono valutare con l'ausilio della teoria di rivelazione dei segnali, nel qual caso possono essere controllati persino gli effetti del contesto.

Un moderno tentativo di misurare la sensibilità di un osservatore non contaminata dalle fluttuazioni del criterio è il procedimento di scelta forzata. Nell'ambito di una particolare prova, sono presentate due o più alternative ed è compito dell'osservatore scegliere tra tali alternative. Si presume che in assenza di errore sistematico della risposta verso una o più delle alternative, l'osservatore sceglie l'alternativa contenente lo stimolo sensoriale maggiore. La proporzione di risposte corrette può essere utilizzata come misura della sensibilità, perché è sempre misurata rispetto ai bianchi. Se ne evince che gli stimoli di confronto (bianchi) devono essere definiti e controllati attentamente.

La seconda dimensione della percezione sensoriale degli odoranti, ovvero l'intensità, si riferisce alle intensità percepite della sensazione di odore. L'intensità aumenta in funzione della concentrazione. Questa interdipendenza può essere descritta come una funzione logaritmica derivata in via teorica secondo Weber e Fechner:

$$S = k_w \log \frac{I}{I_0}$$

dove:

- $S$  è l'intensità percepita della sensazione (determinata in via teorica);
- $I$  è l'intensità fisica (la concentrazione di odore);
- $I_0$  è la concentrazione di soglia;
- $k_w$  è il coefficiente di Weber-Fechner o rapporto di Weber

In alternativa alla legge di Weber-Fechner, si utilizza spesso anche la legge di potenza secondo Stevens:

$$S = k I^n$$

dove:

- $S$  è l'intensità percepita della sensazione (determinata per via empirica);
- $I$  è l'intensità fisica (la concentrazione di odore);
- $n$  è l'esponente di Stevens;
- $k$  è una costante.

La scelta di applicare l'una o l'altra tra le due descrizioni dipende dal metodo utilizzato. A tutt'oggi,

---

nessuna teoria è stata in grado di derivare la relazione psicofisica da conoscenze sulla soglia di odore assoluta delle varie sostanze.

La terza dimensione dell'odore è la sua qualità olfattiva, ovvero l'odore che ha la sostanza.

La quarta dimensione dell'odore è data dal tono edonico. Si tratta di un giudizio di categoria sulla piacevolezza o spiacevolezza relativa dell'odore. L'intensità dell'odore (e il suo potenziale fastidio) è influenzata sia dalla qualità dell'odore che dal tono edonico, oltre che dalla concentrazione.

## ALLEGATO 2 - OLFATTOMETRIA DINAMICA

La misura olfattometrica si basa sull'identificazione della cosiddetta soglia di odore da parte di un gruppo selezionato di soggetti utilizzati come annusatori (panel); per soglia di odore si intende quella condizione di diluizione del campione tale che almeno il 50% dei panelist ne percepisce l'odore.

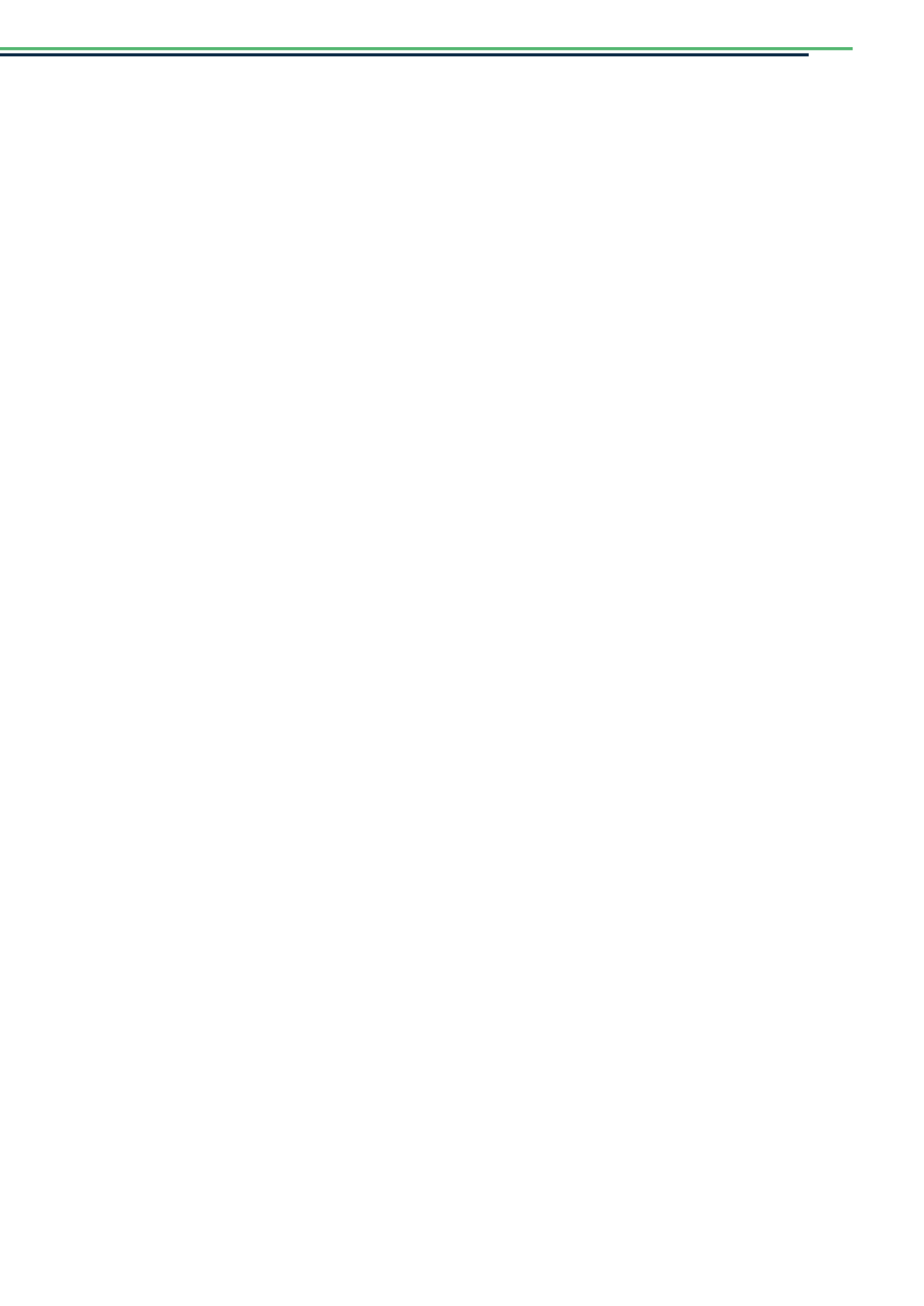
L'odore è misurato in  $ou_E/m^3$  (unità odorimetriche al metro cubo), dopo aver definito  $1 ou_E/m^3$  come la concentrazione di odore alla soglia di percezione del panel.  $1 ou_E/m^3$  è la quantità di odorante evaporata in un  $m^3$  di gas neutro in condizioni standard ed è equivalente alla risposta data per 1 EROM (massa di odorante di riferimento europea pari a 123 microgrammi di n-butanolo evaporati in un metro cubo di gas neutro) evaporato nello stesso volume. La concentrazione di odore, che non è una misura lineare dell'intensità dell'odore, viene espressa come multiplo di  $1 ou_E$  in un metro cubo di gas neutro. Quindi la concentrazione viene valutata diluendo inizialmente il campione con aria esente da odore (aria neutra) e quindi sottoponendolo a progressive concentrazioni secondo rapporti noti campione/aria neutra: il rapporto di diluizione per cui si raggiunge la soglia di odore rappresenta la concentrazione di odore del campione. Ad esempio, se il rapporto di diluizione per cui un campione raggiunge la soglia di odore è pari a 1:2.000, cioè il 50% dei panelist percepisce l'odore del campione quando questo è diluito in aria neutra 2.000 volte, allora la concentrazione di odore associata a quel campione sarà di  $2.000 ou_E/m^3$ . Lo strumento utilizzato per la determinazione della concentrazione di odore è l'olfattometro, che consente la diluizione del campione secondo rapporti noti, la presentazione del campione ai panelist e la registrazione delle risposte.

La Norma EN 13725:2003, recepita in Italia come UNI EN 13725:2004, *Qualità dell'aria - Determinazione della concentrazione di odore mediante olfattometria dinamica*, definisce e standardizza le procedure ed il metodo di analisi, rendendo la misura olfattometrica un metodo affidabile e consolidato. I campionamenti di effluente gassoso, secondo i criteri dell'olfattometria, si distinguono in tre tipologie, in funzione delle caratteristiche della sorgente emissiva da campionare:

- a. *Sorgenti puntuali*, in cui l'emissione avviene attraverso un camino: per il campionamento dell'effluente gassoso viene impiegata una pompa a depressione meccanica che fa fluire il gas da campionare all'interno di una sacca di raccolta (bag);
- b. *Sorgenti areali*, quali, ad esempio, vasche dei depuratori o cumuli di rifiuti: non essendo in questo caso presente un flusso gassoso convogliato, si utilizza una specifica cappa, che può avere o meno un flusso di aria indotto, a seconda del tipo di sorgente; il campione di gas, in uscita dalla *wind*, viene prelevato con le stesse modalità di quelle per le sorgenti puntuali (aspirazione pompa e riempimento *bag*).
- c. *Sorgenti diffuse*, per le quali non è individuabile un punto o una superficie specifica di emissione; in questo caso si effettua un campionamento di aria ambiente, impiegando la stessa apparecchiatura utilizzata per le sorgenti puntuali.

Per la valutazione dell'entità di un'emissione odorigena, oltre al valore di concentrazione di odore, si fa riferimento anche a parametri che tengono conto del flusso emesso dalla sorgente. Nel caso di sorgenti puntuali, si considera la portata di odore *OER* (*Odour Emission Rate*), calcolata come prodotto fra la concentrazione di odore e la portata di effluente gassoso emessa dal camino, ed espressa in  $ou_E/s$ .

Nel caso di sorgenti areali non dotate di flusso proprio, utilizzando le leggi che descrivono il trasferimento di materia dalla fase liquida alla fase gas per effetto della corrente in transito sul pelo libero del liquido (leggi dello strato limite di Prandtl), per valutare l'entità dell'emissione odorigena si considera il flusso specifico di odore *SOER* (*Specific Odour Emission Rate*), espresso in  $ou_E/s \cdot m^2$ , che rappresenta la concentrazione di odore emessa per unità di tempo e per unità di superficie da una sorgente areale lambita da una corrente d'aria; il *SOER*, moltiplicato per la superficie totale della sorgente, permette di ottenere, in analogia con le sorgenti puntuali, la portata di odore *OER*, espressa in  $ou_E/s$ .



## ALLEGATO 3 - LA SORVEGLIANZA METEOROLOGICA

La componente meteorologica del monitoraggio della molestia olfattiva è finalizzata alla raccolta delle informazioni di tipo meteorologico e micrometeorologico atte a fornire il quadro di intensità di odore sul territorio. In particolare:

- le informazioni relative alla velocità e direzione del vento sono finalizzate ad individuare la provenienza della causa di molestia;
- le informazioni di tipo micrometeorologico sono finalizzate all'individuazione ed alla quantificazione della capacità disperdente del *PBL*.

Ogni postazione di misura dovrebbe essere dotata di una postazione meteorologica che potrà essere, sulla base delle caratteristiche del sito in questione, di due tipologie distinte.

Il primo tipo di postazione è una stazione micrometeorologica completa, costituita almeno da:

- un anemometro/termometro ultrasonico triassiale capace di funzionare ad una frequenza di campionamento di almeno 10Hz e di produrre le tre componenti cartesiane del moto e la temperatura sonora;
- un termoigrometro convenzionale da cui ottenere la temperatura convenzionale e l'umidità relativa dell'aria;
- un sistema radiometrico capace di misurare separatamente la radiazione ad onda corta solare globale, l'albedo, la radiazione infrarossa terrestre e la radiazione infrarossa atmosferica;
- un pluviometro convenzionale,
- un barometro convenzionale.

Tutte le variabili meteorologiche convenzionali verranno acquisite con una frequenza di campionamento di 1 Hz, mentre le misure prodotte dall'anemometro/termometro ultrasonico dovranno essere acquisite con una frequenza di almeno 10 Hz. Le elaborazioni che dovranno essere effettuate su tali variabili meteorologiche sono tutte quelle descritte ai punti 9.11 e 10.2.1 di Sozzi e al. (2002).

Una stazione meteorologica di questo tipo risulta quindi capace di determinare, almeno a livello orario, tutte le principali informazioni di carattere meteorologico tradizionale oltre ad una serie di variabili che quantificano la capacità disperdente del *PBL*, quali la velocità di frizione, il flusso turbolento di calore sensibile, l'energia cinetica turbolenta e la lunghezza di Monin Obukhov. Facendo riferimento, poi, al punto 8.3.1 di Sozzi e al. (2002), da queste grandezze è immediatamente possibile anche quantificare la Classe di Stabilità Atmosferica che, per il momento, è il metodo utilizzato per stimare l'intensità di concentrazione utilizzata nella stima delle concentrazioni di picco ed in ultima analisi dell'intensità di odore.

Una seconda possibilità di sorveglianza meteorologica, decisamente meno complessa e costosa da adottarsi in situazioni poco critiche, è costituita da una stazione meteorologica *quasi-convenzionale* costruita da:

- un anemometro ultrasonico biassiale (possibilmente in grado di rilevare anche la temperatura sonora) capace di funzionare con una frequenza di campionamento di almeno 5 Hz;
- un barometro convenzionale,
- un termoigrometro convenzionale,
- un radiometro globale,
- un radiometro netto,
- un pluviometro.

---

Va rilevato che attualmente il mercato fornisce sensori combinati che integrano in un solo sistema tutti i sensori sopra elencati. Tali sistemi sono da preferirsi rispetto ad una stazione composta dai singoli sensori per la compattezza della realizzazione, per i costi contenuti e per la loro elevata affidabilità.

Tutte le variabili meteorologiche rilevate saranno acquisite ad una frequenza di almeno 1 Hz ed elaborate secondo le metodologie descritte al punto 9.11 di Sozzi e al.(2002).

# ALLEGATO 4 - STIMA DEL VALOR DI PICCO ORARIO DELLA CONCENTRAZIONE DA ANALIZZATORI AUTOMATICI

## PREMESSA

Nella postazione di misura tipo di cui al punto 2.6.1 devono necessariamente essere operativi analizzatori capaci di misurare la concentrazione di alcune delle specie odorigene riportate in Tabella 2.3. Sulla base di un'accurata indagine, ad oggi sul mercato solo per un numero ristretto di specie odorigene esistono con certezza analizzatori automatici convenzionali (cioè sostanzialmente simili per complessità e modalità di gestione a quelli normalmente impiegati per il monitoraggio della qualità dell'aria), per altre specie chimiche sono disponibili invece sistemi di misura automatici altamente complessi e costosi, normalmente impiegati nella ricerca (soprattutto agrometeorologica), mentre per alcune specie non sono noti ad oggi sistemi automatici di misura ma solo sistemi di campionamento con campionatori passivi che richiedono, dopo un'esposizione per un periodo relativamente lungo, un'analisi di laboratorio. Di queste ultime specie si tratterà nell'*Allegato 5*.

L'obiettivo di questo Allegato è quello di definire in maniera univoca la metodologia da applicare per ottenere il valore di picco  $C_p$  della concentrazione di una data specie odorigena stimandola dalle misure prodotte nell'arco di un'ora da un analizzatore automatico. A questo proposito ci sono due possibilità pratiche:

- l'analizzatore in questione ha risposta rapida e perciò è possibile ottenere misure elementari entro il periodo di campionamento orario dalle quali stimare direttamente il valore della concentrazione di picco definito come il corrispondente 99-esimo percentile;
- l'analizzatore, per la sua struttura e per il metodo di analisi che adotta, è in grado solo di fornire il valore medio orario della concentrazione di una data specie inquinante e perciò il valore della concentrazione di picco deve essere stimata con metodi indiretti.

Qui di seguito questi due casi verranno trattati separatamente.

## 1. STIMA DEL VALORE DI PICCO DELLA CONCENTRAZIONE ISTANTANEA SULLA BASE DELLE MISURE RACCOLTE IN UN INTERVALLO ORARIO

Questo è il caso relativo, per esempio, alla misura della concentrazione di idrogeno solforato ( $H_2S$ ) per cui esistono analizzatori automatici in grado di fornire medie su pochi secondi (tipicamente 5 secondi). Sostanzialmente tale analizzatore automatico altro non è che una variante del *normale* analizzatore di  $SO_2$  frequentemente impiegato nelle stazioni di monitoraggio della qualità dell'aria. Un altro esempio di analizzatore di questo tipo è costituito dall'analizzatore veloce di ammoniaca ( $NH_3$ ) che è un sistema laser a diodo *tunabile*. È un dispositivo complesso e costoso, molto usato in agrometeorologia, ma non facilmente inseribile, almeno al momento attuale, in una postazione dedicata al monitoraggio delle molestie olfattive a causa del suo costo elevato e della sua complessa gestione operativa. Altro esempio è costituito dal PTR-TOF, un sistema di analisi veloce in grado di misurare con elevata rapidità un numero rilevante di specie organiche, che alcune delle quali odorigene. Questo sistema, pur essendo ideale in una postazione dedicata alla misura della molestia olfattiva, è caratterizzato da un costo elevatissimo e da una complessità gestionale non indifferente. Allo stato attuale, è altamente probabile che in una tipica postazione della rete fissa di monitoraggio della molestia olfattiva sia presente, come esponente di questa classe di analizzatori, il solo analizzatore di  $H_2S$ . Comunque sia, le misure prodotte da un analizzatore automatico di questo tipo verranno tratte come qui di seguito delineato al fine di ottenere il valore della concentrazione di picco oraria.

A tal proposito, si consideri un tempo di osservazione  $T$  sufficientemente lungo e compatibile con lo *spectral-gap* (sostanzialmente un periodo di osservazione dell'ordine dell'ora) in cui vengono raccolte  $N$  osservazioni di concentrazione di una specie chimica di interesse (per esempio una specie odorigena come l' $H_2S$ ). In pratica, le  $N$  osservazioni distinte potranno essere considerate anche come



medie realizzate in un tempo di mediazione  $T/N$  sufficientemente piccolo (es. 5 secondi). Si definisce picco di concentrazione quella concentrazione presente nella serie di misure che rappresenta uno specificato percentile (Best e al., 2001). Nell'ambito della presente sperimentazione il picco di concentrazione orario è stato definito come il 99-esimo percentile delle misure elementari raccolte dall'analizzatore. Per esempio, se si dispone di valori medi su 5 secondi, il valore di picco potrebbe essere visto come il 99-esimo percentile dei 720 valori elementari che risulterebbero disponibili in un'ora. L'obiettivo che qui ci si pone è quello di individuare questo picco di concentrazione dalle osservazioni elementari acquisite.

A questo proposito, si possono ravvisare due casi distinti: il primo caso è costituito da  $N$  osservazioni distinte e valide di concentrazione che non hanno raggiunto il fondo scala dello strumento, mentre il secondo caso è costituito da una serie di misure di concentrazioni in cui in alcuni istanti, più o meno numerosi, l'analizzatore ha superato il valore massimo rilevabile (fondo scala) attribuendo a tali misure il valore del fondo scala stesso. Questa situazione non è così insolita visto che non è raro trovare tre ordini di grandezza tra i valori istantanei rilevati ed il valore medio orario, rendendo difficile stabilire a priori il fondo scala dell'analizzatore, posto che sia possibile definirlo liberamente. Quando l'analizzatore ha raggiunto il fondo scala, la misura corrispondente non può che essere incognita, ma comunque superiore al valore del fondo scala stesso.

### 1.1 Serie di misure entro il range di funzionamento dell'analizzatore

Ipotizziamo di acquisire la concentrazione di una specie chimica odorigena (per esempio  $H_2S$ ) ad elevata frequenza, per esempio con un tempo di mediazione di 5 secondi. In un periodo orario sarà a disposizione una serie di misure  $C_i$  ( $i = 1, \dots, N$ ) dove, nel caso in esempio  $N$  risulta pari a 720. La distribuzione in questo record orario delle concentrazioni elementari sarà data, almeno in prima approssimazione, da una ben distinta distribuzione di densità di probabilità (*PDF*). Sulla base delle osservazioni di letteratura si è rilevato empiricamente che la distribuzione di Weibull e la distribuzione log-normale sono due distribuzioni che ben rappresentano le osservazioni sperimentali. Consideriamo separatamente i due casi e definiamo per ciascun caso una procedura che, prima, stimi i due parametri della *PDF* e, successivamente, individui il valore di picco una volta definito quest'ultimo come il  $p$ -esimo percentile della distribuzione.

#### Distribuzione di probabilità di Weibull

Se si ipotizza, sulla base delle conoscenze di letteratura, che la *PDF* propria della serie di misure di concentrazione possa essere ben rappresentata da una distribuzione di Weibull, allora tale *PDF* potrà essere espressa analiticamente come (Seinfeld e Pandis, 1998):

$$p(c) = \left(\frac{k}{\lambda}\right) \cdot \left(\frac{c}{\lambda}\right)^{k-1} \exp\left[-\left(\frac{c}{\lambda}\right)^k\right] \quad [A4-1.1]$$

dove i due parametri  $k$  e  $\lambda$ , sempre non negativi, rappresentano rispettivamente lo *shape parameter* e lo *scale parameter*. Naturalmente questa distribuzione è applicabile quando i valori della serie storica sono sempre non negativi come è il caso quando si tratta la concentrazione di una generica sostanza odorigena.

Nel caso in cui la serie temporale di concentrazioni istantanee risulti completa e priva di valori corrispondenti al fondo scala dello strumento, è possibile effettuare la stima campionaria dei due parametri  $k$  e  $\lambda$  impiegando la tecnica suggerita da Seinfeld e Pandis (1998). In particolare, in primo luogo, sulla base delle concentrazioni istantanee  $c_i$  si determini il *valore campionario* del valore atteso (media) e della varianza che risultano rispettivamente pari a:

$$M_1 = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N c_i \quad [A4-1.2a]$$

$$M_2 = \frac{1}{N-1} \sum_{i=1}^N (c_i - M_1)^2 \quad [A4-1.2b]$$

Considerando le proprietà analitiche della distribuzione di Weibull, si ha che il valore atteso risulta dato dalla relazione seguente:

$$\mu = \lambda \cdot \Gamma\left(1 + \frac{1}{k}\right) \quad [A4.3a]$$

mentre la varianza risulta data dalla relazione:

$$\sigma^2 = \lambda^2 \left[ \Gamma\left(1 + \frac{2}{k}\right) - \Gamma^2\left(1 + \frac{1}{k}\right) \right] \quad [A4-1.3b]$$

In entrambe le relazioni è presente la funzione speciale Gamma, definita come:

$$\Gamma(z) = \int_0^{\infty} t^{z-1} e^{-t} dt \quad [A4-1.3c]$$

per la quale sono disponibili approssimazioni numeriche efficienti (Abramowitz e Stegun, 1972) e in parecchi linguaggi di programmazione essa viene resa disponibile anche come funzione intrinseca.

L'intensità di concentrazione  $i$ , definita come  $i = s/m$ , sulla base delle due relazioni precedenti, risulta quindi espressa come:

$$\frac{\sigma}{\mu} = \left( \frac{\Gamma\left(1 + \frac{2}{k}\right)}{\Gamma^2\left(1 + \frac{1}{k}\right)} - 1 \right)^{1/2} \approx \frac{\sqrt{M_2}}{M_1} \quad [A4-1.4a]$$

che è un'equazione non lineare tra le variabili  $k$  ed  $i$ . È interessante notare come l'intensità di concentrazione sia funzione solo dello *shape parameter*  $k$  che, quindi, almeno in linea di principio può essere stimato sulla base di un dato valore di intensità di concentrazione, risolvendo la precedente equazione non lineare che si presenta di non semplice soluzione vista la presenza della funzione Gamma. Numericamente è possibile determinare la dipendenza funzionale tra  $i$  e  $k$  espressa dalla relazione precedente e, come si vede immediatamente dalla Figura A4.1, tale dipendenza funzionale ricorda molto una dipendenza iperbolica, cosa che fa supporre critica una ricerca della soluzione dell'equazione impiegando metodi numerici. In questo caso si è preferito, sulla base dei valori ottenuti numericamente realizzare un'approssimazione della (A4-1.4a) che risulta espressa dalla relazione:

$$k = a i^b \quad [A4-1.4b]$$

dove  $a = 1.18733$  e  $b = -97169$ . Nella Figura A4.1 la relazione vera esistente tra  $k$  e  $i$  (curva nera) viene messa a confronto con l'approssimazione precedente (curva rossa) e, come si nota, le differenze tra le due sono sostanzialmente marginali.

Il risultato finale fin qui ottenuto è che, una volta nota l'intensità di concentrazione  $i$  stimata in maniera campionaria dalle misure prodotte dall'analizzatore si ottiene immediatamente attraverso l'approssimazione (A4-1.4b) il valore dello *shape parameter* della distribuzione di Weibull. Per completare la procedura, è necessario stimare lo *scale parameter*  $\lambda$ .

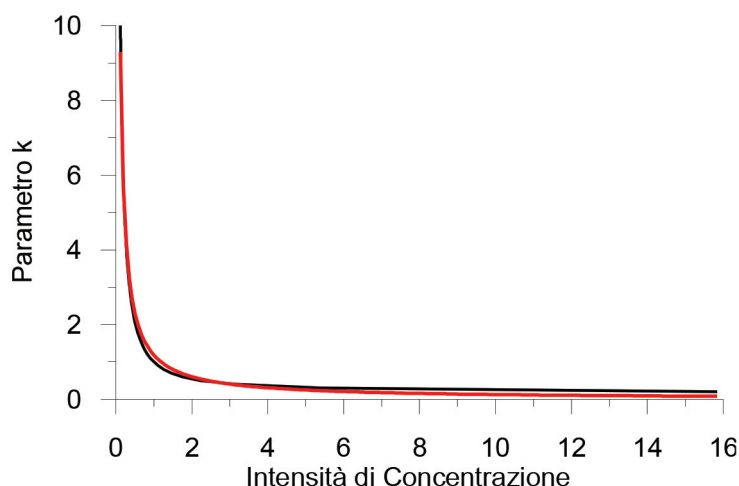


Fig. A4.1: relazione vera tra l'intensità di concentrazione  $i$  e lo shape parameter  $k$  della densità di probabilità di Weibull (curva nera) a confronto con l'approssimazione (A4-1.4b)

Una volta noto lo *shape parameter*  $k$ , il parametro  $\lambda$  lo si stima dalla relazione (A5-1.3a) sulla base del valore atteso  $M_1$  della concentrazione. In pratica si ha che:

$$\lambda = \frac{M_1}{\Gamma\left(1 + \frac{1}{k}\right)} \quad [\text{A4-1.4c}]$$

A questo punto, dalla serie completa delle  $N$  misure di concentrazione sono stati stimati in maniera campionaria i due parametri della *PDF*.

Per poter stimare il valore di picco della concentrazione, definito come il 99-esimo percentile delle concentrazioni istantanee, è necessario impiegare la distribuzione cumulata di una distribuzione di Weibull che presenta la semplice espressione esponenziale seguente:

$$CDF(C^*) = 1. - \exp\left(-\left(\frac{C^*}{\lambda}\right)^k\right) \quad [\text{A4-1.5a}]$$

che rappresenta la probabilità  $p$  che nella serie raccolta le misure elementari di concentrazione non superino un valore prefissato  $C^*$ . Da questa distribuzione cumulata è possibile ottenere il *valore di picco della concentrazione*, definito come il  $p$ -esimo percentile  $C_p$  (per esempio il 99° percentile). In particolare si ha che:

$$p = 1. - \exp\left(-\left(\frac{C_p}{\lambda}\right)^k\right) \quad [\text{A4-1.5b}]$$

quindi:

$$C_p = \lambda \cdot [-\ln(1-p)]^{1/k} \quad [\text{A4-1.5c}]$$

Avendo scelto nella definizione di concentrazione di picco  $p = 0.99$ , il termine  $-\ln(1-p)$  risulta pari a 4.6052.

Anche se non appare immediatamente, si nota come la concentrazione di picco dipenda direttamente e linearmente dalla concentrazione media di periodo, mentre la dipendenza dal livello di turbolenza presente in aria è tutta racchiusa nello *shape parameter*  $k$ .

### Distribuzione di probabilità log-normale a due parametri

Un'altra PDF che ben rappresenta la statistica delle fluttuazioni istantanee di concentrazione di una specie chimica passiva è la densità di probabilità log-normale a due parametri. Per una serie di misure di concentrazione  $c$  di una specie chimica essa assume la forma analitica seguente:

$$p(C) = \frac{1}{C \cdot \sqrt{2\pi} \cdot \sigma} \exp\left[-\frac{[\ln C - \mu]^2}{2\sigma^2}\right] \quad [\text{A4-1.6}]$$

in cui  $m$  e  $s$  sono i due parametri della distribuzione. Per definizione di log-normale, se la variabile stocastica  $C$  è distribuita secondo una distribuzione log-normale, allora la variabile  $\ln(C)$  è distribuita secondo una distribuzione Normale (cioè gaussiana) a media  $m$  e con deviazione standard  $s$ .

Per una distribuzione log-normale con parametri  $m$  e  $s$ , il valore atteso  $M = E[C]$ , cioè il valore medio d'insieme di  $C$ , risulta dato dall'espressione seguente:

$$M = E[C] = \exp\left[\mu + \frac{1}{2}\sigma^2\right] \quad [\text{A4-1.7a}]$$

La media d'insieme, come noto, è concettualmente diversa da una qualsiasi media temporale che è poi ciò che realmente siamo in grado di misurare. Tuttavia, nelle applicazioni pratiche è normale ipotizzare che la variabile stocastica  $C$  sia un processo stocastico stazionario ed ergodico e per questo il valore atteso statistico coincide con la media temporale.

Oltre al valore atteso (che è il momento del primo ordine della variabile stocastica), riveste una notevole importanza pratica la varianza  $Var[C]$  e la deviazione standard  $SD$  che, per una distribuzione log-normale, sono legate ai parametri  $m$  e  $s$  dalle relazioni seguenti:

$$Var[C] = (e^{\sigma^2} - 1) \cdot e^{2\mu + \sigma^2} = (e^{\sigma^2} - 1) \cdot (E[C])^2 \quad [\text{A4-1.7b}]$$

$$SD[C] = \sqrt{Var[C]} \quad [\text{A4-1.7c}]$$

Data una serie completa di  $N$  misure è semplice individuare il valore mediano delle stesse. In effetti, una volta realizzato un Sort Ascendente dei valori elementari, la mediana è il valore centrale della serie. È interessante ricordare che per una PDF log-normale la mediana risulta espressa come:

$$mediana = e^{\mu} \quad [\text{A4-1.7d}]$$

L'intensità di concentrazione  $i$ , che coincide col coefficiente di variazione  $CV$ , è definita come il rapporto tra la deviazione standard ed il valore medio. Nel caso di una distribuzione log-normale, il parametro  $CV$  risulta dato dalla relazione:

$$i(C) = CV[C] = \sqrt{e^{\sigma^2} - 1} \quad [\text{A4-1.7e}]$$

e, come si vede, tale parametro è indipendente dal valore medio.

Dalla serie completa di  $N$  misure è immediato stimare in maniera campionaria il valore medio della serie  $C_m$ , la relativa deviazione standard  $s_C$  e la mediana  $m_C$ , quindi anche il valore dell'intensità di concentrazione  $i$ . Per stimare i due parametri  $m$  e  $s$  della distribuzione log-normale si può procedere in due modi distinti.

Il primo metodo parte dal presupposto che, una volta nota la stima campionaria del valor medio e della varianza di una distribuzione log-normale, è immediato ottenere delle relazioni che legano questi due parametri ai parametri  $m$  e  $s$  della distribuzione. Infatti si ha che:

$$\mu = \ln(C_m) - \frac{1}{2} \ln \left( 1 + \frac{\sigma_C^2}{C_m^2} \right) = \ln(C_m) - \frac{1}{2} \sigma^2 \quad [\text{A4-1.8a}]$$

$$\sigma^2 = \ln \left( 1 + \frac{\sigma_C^2}{C_m^2} \right) \quad [\text{A4-1.8b}]$$

Un modo alternativo più rapido è il seguente. In primo luogo, dalla conoscenza della mediana campionaria della serie  $m_C$ , impiegando la relazione (A4-1.7d) si ha che:

$$\mu = \ln(m_C) \quad [\text{A4-1.9a}]$$

Ottenuto così il parametro  $\mu$  si considera, ora, la relazione (A4-1.7b) che esprime la varianza della serie di concentrazioni, e da essa si ottiene la stima del rimanente parametro mediante la relazione seguente:

$$\sigma = \sqrt{\ln(1 + i^2)} \quad [\text{A4-1.9b}]$$

Noti i due parametri della PDF, è ora possibile ottenere il valore della concentrazione di picco  $C_p$  facendo ricorso alla *distribuzione cumulata*, che rappresenta la probabilità che la concentrazione media assuma un valore inferiore o uguale ad un livello prefissato  $C^*$ . Essa, per una distribuzione log-normale risulta data dall'espressione seguente:

$$F(C^*) = \frac{1}{2} + \frac{1}{2} \operatorname{erf} \left[ \frac{\ln C^* - \mu}{\sigma \sqrt{2}} \right] = \frac{1}{2} \operatorname{erfc} \left[ - \frac{\ln C^* - \mu}{\sigma \sqrt{2}} \right] \quad [\text{A4-1.10a}]$$

dove con  $\operatorname{erf}(x)$  è stata indicata la *error function* e  $\operatorname{erfc}(x)$  è la *complementary error function*, definite rispettivamente come (Abramowitz e Stegun 1972):

$$\operatorname{erf}(z) = \frac{2}{\sqrt{\pi}} \int_0^z e^{-t^2} dt \quad [\text{A4-1.10b}]$$

$$\operatorname{erfc}(z) = \frac{2}{\sqrt{\pi}} \int_z^\infty e^{-t^2} dt \quad [\text{A4-1.10c}]$$

$$\operatorname{erfc}(z) = 1 - \operatorname{erf}(z) \quad [\text{A4-1.10d}]$$

Inoltre valgono le proprietà seguenti:

$$\operatorname{erf}(0) = 0 \quad [\text{A4-1.10e}]$$

$$\operatorname{erf}(\infty) = 1 \quad [\text{A4-1.10f}]$$

$$\operatorname{erf}(-z) = -\operatorname{erf}(z) \quad [\text{A4-1.10g}]$$

$$\operatorname{erf}(z) + \operatorname{erfc}(z) = 1 \quad [\text{A4-1.10h}]$$

Va ricordato che se una variabile stocastica  $C$  è distribuita secondo una distribuzione log-normale, allora la variabile:

$$y = \ln(C) \quad [\text{A4-1.11a}]$$

è distribuita secondo una distribuzione di probabilità Normale (gaussiana) con media  $m$  e deviazione standard  $s$ . Questa osservazione semplifica di molto l'individuazione del  $p$ -esimo percentile  $C_p$ . Infatti, ricordiamo che in corrispondenza di ogni variabile  $y$  distribuita secondo una gaussiana è sempre

possibile definire la variabile standardizzata  $z$  definita come:

$$z = \frac{y - \mu}{\sigma} \quad [\text{A4-1.11b}]$$

che risulta distribuita secondo una distribuzione gaussiana a media nulla e a varianza unitaria. Per tale variabile sia  $P(z)$  la rispettiva distribuzione di probabilità cumulata e sia  $Q(z)$  la rispettiva distribuzione complementare definita come:

$$Q(z) = 1 - P(z) \quad [\text{A4-1.11c}]$$

Per definizione, il  $p$ -esimo percentile  $z_p$  è il valore della variabile  $z$  tale per cui:

$$P(z_p) = p \quad [\text{A4-1.11d}]$$

$$Q(z_p) = 1 - p \quad [\text{A4-1.11e}]$$

quindi:

$$z_p = Q^{-1}(1 - p) \quad [\text{A4-1.11f}]$$

dove con  $Q^{-1}(\cdot)$  si è indicata la funzione inversa di  $Q(z)$ . Pertanto si avrà che:

$$y_p = \mu + \sigma \cdot z_p \quad [\text{A4-1.12a}]$$

$$C_p = \exp[\mu + \sigma \cdot z_p] \quad [\text{A4-1.12b}]$$

Ponendo  $p = 0.99$  e quindi  $q = 0.01$  si ottiene il desiderato valore  $C_p$  per la concentrazione di picco.

Il problema pratico nell'applicare queste relazioni è la conoscenza analitica dell'inversa delle funzione complementare cumulata  $Q^{-1}(q)$ , dove  $q = 1 - p$ . A tal proposito Abramowitz e Stegun (1972) hanno proposto alcune approssimazioni razionali per tale funzioni. In particolare, per  $q$  positivo non superiore a 0.5 si ha che:

$$z_p = t - \frac{c_0 + c_1 t + c_2 t^2}{1 + d_1 t + d_2 t^2 + d_3 t^3} + \varepsilon(p) \quad [\text{A4-1.13a}]$$

dove:

$$t = \sqrt{\ln\left(\frac{1}{q^2}\right)} \quad [\text{A4-1.13b}]$$

L'errore di approssimazione  $\varepsilon(p)$  risulta, in modulo, inferiore a  $4.5 \times 10^{-4}$  ed i coefficienti assumono i valori seguenti:

|                  |                  |
|------------------|------------------|
| $c_0 = 2.515517$ | $d_1 = 1.432788$ |
| $c_1 = 0.802853$ | $d_2 = 0.189269$ |
| $c_2 = 0.010328$ | $d_3 = 0.001308$ |

In realtà, per la definizione data a  $C_p$ ,  $q = 0.01$  e quindi  $z_p$  risulta pari a 2.3387.

Anche in questo caso si è giunti ad un'espressione analitica che individua il valore della concentrazione di picco, una volta definito l'apposito percentile  $p$ .

## 1.2 Serie di misure con valori superiori al fondo scala dell'analizzatore

Più complesso è trattare situazioni in cui alcune delle misure elementari di concentrazione siano superiori al fondo scala dell'analizzatore e per questo assumono tale valore  $C_L$ . In questo caso tali misure devono essere scartate e non possono essere impiegate direttamente per la stima campionaria del valore medio e della deviazione standard della serie di misure.

Operativamente si può procedere come segue. In primo luogo si ordinino in termini crescenti le misure elementari  $c_i$  di concentrazione e si escludano tutte le misure pari al limite strumentale tranne una. Siano  $N$  le misure considerate e  $N_{tot}$  le misure teoriche totali (per esempio 720). Quindi, detto  $C_L$  la concentrazione limite strumentale, ad essa corrisponderà la probabilità cumulata  $p_L$  pari a:

$$p_L = \frac{N}{N_{tot}} \quad [A4-1.14a]$$

Si definisca, poi un secondo percentile corrispondente  $p_2$  inferiore a  $p_L$ . Una possibilità operativamente interessante è quella che  $p_2$  corrisponda al valore mediano  $N/2$  della serie di misure di concentrazioni ordinate in termini crescenti (da cui sono state escluse le misure corrispondenti al fondo scala esclusa una). Sia  $C_2$  tale concentrazione e quindi:

$$p_2 = \frac{N}{2N_{tot}} \quad [A4-1.14b]$$

A questo punto si procederà in maniera differente a seconda che si consideri come PDF rappresentativa della serie di misure una distribuzione Weibull o una distribuzione log-normale.

### Distribuzione di probabilità Weibull

Sulla base di quanto si è detto per la PDF di tipo Weibull ed in particolare sulla base dell'espressione analitica che ne descrive la distribuzione cumulata, si avrà il seguente sistema di equazioni:

$$\begin{aligned} p_L &= 1. - \exp\left(-\left(\frac{C_L}{\lambda}\right)^k\right) \\ p_2 &= 1. - \exp\left(-\left(\frac{C_2}{\lambda}\right)^k\right) \end{aligned} \quad [A4-1.15a]$$

cioè:

$$\begin{aligned} \ln(1. - p_L) &= \left(\frac{C_L}{\lambda}\right)^k \\ \ln(1. - p_2) &= \left(\frac{C_2}{\lambda}\right)^k \end{aligned} \quad [A4-1.15b]$$

Quindi la stima dello *shape parameter* risulta data da:

$$k = \frac{\ln\left(\frac{\ln(1. - p_L)}{\ln(1. - p_2)}\right)}{\ln\left(\frac{C_L}{C_2}\right)} \quad [A4-1.15d]$$

Se poi si sommano membro a membro le equazioni del sistema (A4-1.15a e A4-1.15b), si ottiene la stima per lo *scale parameter* data da:

$$\lambda = - \frac{C_L + C_2}{(\ln(1 - p_L))^{1/k} + (\ln(1 - p_2))^{1/k}} \quad [A4-1.16]$$

A questo punto, noti i due parametri della distribuzione, il valore della concentrazione di picco  $C_p$  verrà stimato come riportato al punto 1.1.1, cioè secondo la relazione (A4-1.5c).

La debolezza potenziale intrinseca in questo metodo di stima sta nel fatto che essa si affida sulla conoscenza di soli due percentili, quando in realtà ce ne sono a disposizione  $N < N_{tot}$ . Per sfruttare completamente le informazioni disponibili conviene ragionare come segue.

In primo luogo si consideri l'espressione analitica della distribuzione cumulata di Weibul che per un generico percentile  $p_j$  cui corrisponde una concentrazione  $C_j$  può essere espresso come:

$$p_j = 1 - \exp \left[ - \left( \frac{C_j}{\lambda} \right)^k \right] \tag{A4-1.17a}$$

Tale equazione vale per ogni possibile percentile  $p_j$ . Se su di essa si operano semplici manipolazioni algebriche, alla fine si giunge alla relazione:

$$\ln C_j = \ln \lambda + \frac{1}{k} \ln \left[ - \ln(1 - p_j) \right] \tag{A4-1.17b}$$

Come si vede, se si pone:

$$\begin{aligned} x &= \ln \left[ - \ln(1 - p_j) \right] & a &= \ln \lambda \\ y &= \ln C_j & b &= 1/k \end{aligned} \tag{A4-1.17c}$$

La relazione precedente è una relazione lineare in cui sono incogniti i parametri  $a$  e  $b$  (e quindi  $\lambda$  e  $k$ ), mentre sono note le  $N$  coppie  $(p_j, C_j)$ . È immediato realizzare che l'applicazione del metodo dei Minimi Quadrati Lineari conduce immediatamente alla stima di  $a$  e  $b$  e quindi dei parametri  $\lambda$  e  $k$  ed alla loro incertezza intrinseca.

Distribuzione di probabilità log-normale

Il punto di partenza è costituito dalla funzione cumulata complementare  $Q(q)$  (dove  $q = 1 - p$ ) per la variabile standardizzata  $z$  e dalla possibilità di avere a disposizione un'approssimazione razionale della relativa funzione inversa. Pertanto:

$$\begin{aligned} z_L &= Q^{-1}(q_L) \\ z_2 &= Q^{-1}(q_2) \end{aligned} \tag{A4-1.18}$$

Sulla base della definizione della variabile standardizzata  $z$  e del fatto che vale la relazione seguente:

$$z = \frac{y - \mu}{\sigma} = \frac{\ln(C) - \mu}{\sigma} \tag{A4-1.19a}$$

si ha che:

$$\begin{aligned} y_L = \ln(C_L) &= \mu + \sigma \cdot z_L \\ y_2 = \ln(C_2) &= \mu + \sigma \cdot z_2 \end{aligned} \tag{A4-1.19b}$$

Da questo sistema di equazioni si ottiene facilmente che:

$$\sigma = \frac{\ln(C_L) - \ln(C_2)}{z_L - z_2} \tag{A4-1.20a}$$

$$\mu = \frac{1}{2} \left[ \ln(C_L) + \ln(C_2) - \sigma(z_L + z_2) \right] \tag{A4-1.20b}$$

Anche in questo caso, una volta noti i due parametri  $m$  e  $s$  della distribuzione, il valore di picco  $C_p$  lo si ottiene impiegando quanto riportato al punto 1.1.2, cioè la relazione (A4-1.12b).



## 2. INDIVIDUAZIONE DELLA CONCENTRAZIONE DI PICCO DI UNA SOSTANZA SULLA BASE DEL VALORE DELLA RELATIVA CONCENTRAZIONE MEDIA ORARIA.

Per le specie chimiche che inducono molestie olfattive spesso non sono disponibili analizzatori automatici a risposta veloce che consentano di acquisire, ad alta frequenza e senza distorsioni, le concentrazioni elementari con cui stimare l'intensità di concentrazione  $i$ . Per tali sostanze (per esempio l'ammoniaca quando si impiega il normale analizzatore impiegato nel monitoraggio della qualità dell'aria) è normale, però, avere a disposizione apparati in grado di fornire la concentrazione media oraria. In tutti questi casi risulterebbe impossibile determinare l'intensità di concentrazione  $i$  ed il relativo picco. Tuttavia, prima di procedere, è opportuno fare la seguente considerazione.

Le fluttuazioni ad alta frequenza della concentrazione di una specie che si ritenga poco reattiva chimicamente non possono essere determinate dalle caratteristiche chimiche della stessa, ma piuttosto sono determinate inevitabilmente dalle modalità della sua emissione in atmosfera (quota di emissione, tipologia del punto di emissione, velocità verticale iniziale e temperatura all'emissione) e soprattutto dalle condizioni di turbolenza del *PBL*. Quindi, se si studia in maniera controllata (in laboratorio o in campagne sperimentali nell'atmosfera reale) la dispersione di una sostanza passiva generica (per cui è disponibile un analizzatore a risposta rapida) e si registrano le intensità di concentrazione rilevate sottovento, è possibile, almeno in linea di principio, avere delle relazioni semiempiriche con cui stimare in maniera semplice l'intensità di concentrazione. In pratica si può determinare il valore della intensità di concentrazione in funzione della distanza sottovento al punto di emissione. Ciò è stato effettivamente fatto e qui di seguito si presentano brevi cenni sui risultati ottenuti.

Le situazioni convettive, come noto, sono caratterizzate da un flusso turbolento di calore sensibile al suolo  $H_0$  positivo e da un *PBL* costituito da un *Surface Layer* con gradiente verticale di temperatura potenziale negativo, cui si sovrappone un *Mixed Layer* con gradiente di temperatura potenziale stanzialmente nullo, il tutto sormontato dall'*Entrainment Layer* caratterizzato da un gradiente di temperatura potenziale fortemente positivo che separa il *PBL* della troposfera Libera. Sia  $z_1$  l'estensione verticale del *PBL* convettivo. Queste situazioni sono state studiate nel dettaglio in numerose campagne sperimentali, ma per poterne misurare le peculiarità più profonde sono state utilizzate simulazioni fisiche in laboratorio, per esempio impiegando le *water tank*.

Se ci si limita a considerare ciò che avviene nei pressi del suolo e lungo la direzione direttamente sottovento al punto di emissione, è possibile con questi apparati individuare come varia l'intensità di concentrazione  $i$  con la distanza sottovento al punto di emissione. Facendo riferimento al lavoro di Weil e al.(2002) ciò che si è ottenuto può essere riassunto nella Figura A4.2. In questa figura l'intensità di concentrazione  $i$  è messa in relazione alla distanza sottovento normalizzata  $X$  definita come:

$$X = \frac{w_* x}{U \cdot z_1} \quad [\text{A4-2.1a}]$$

dove  $x$  è la distanza sottovento reale ed  $U$  è la velocità media del vento. Se si considera una tipica situazione convettiva in cui  $H_0 = 150 \text{ W/m}^2$ ,  $U = 1 \text{ m/s}$  e  $z_1 = 1000 \text{ m}$ , la velocità convettiva di scala  $w_*$  definita come:

$$w_* = \left( \frac{g}{T} \cdot \overline{w' \theta' \cdot z_1} \right)^{1/3} \quad [\text{A4-2.1b}]$$

risulta pari a circa 1.6 m/s. Si ricordi che tale velocità di scala rappresenta sostanzialmente la velocità media che una particella, rilasciata al suolo, possiede quando attraversa verticalmente l'intero *PBL* dal suolo alla sua sommità. In queste condizioni  $X = 1$  corrisponde a  $x \gg 600 \text{ m}$ . In questo modo è possibile dare un significato fisico immediato alla scala delle  $X$  presente nella figura. Inoltre, nella figura sono presentati quattro tipi di emissioni differenti a seconda di come la sostanza chimica abbandona

il punto di emissione. Senza entrare nei dettagli, i differenti modi di emissione sono caratterizzati dal parametro adimensionale  $F^*$  e la situazione  $F^* = 0$  si riferisce ad un'emissione sostanzialmente priva di galleggiamento, cioè emessa senza una velocità ascensionale iniziale e con una temperatura all'emissione sostanzialmente coincidente con quella dell'atmosfera circostante. Inoltre, nella figura è mostrata anche una simulazione in cui  $w_*$  (in figura denominato  $W_s$ ) è nullo, cioè una situazione sostanzialmente adiabatica. Come si vede, le differenze nelle modalità di emissione comportano sensibili variazioni nell'intensità di concentrazione solo a distanze sottovento relativamente limitate. Infatti le maggiori differenze sono rilevabili per distanze adimensionali  $X$  non superiori a 1 (sostanzialmente a meno di un chilometro dal punto di emissione) e di fatto cessano del tutto a distanze adimensionali  $X$  superiori a circa 3 (quindi a distanze sottovento dell'ordine di 1.5 chilometri). A queste distanze (*campo lontano*) l'intensità di concentrazione  $i$  pare assumere un valore pressoché costante e dell'ordine di 0.5. Interessante è notare come la situazione adiabatica di emissione priva di galleggiamento coincida perfettamente con la situazione convettiva priva di emissione. Ciò supporterebbe l'ipotesi di lavoro secondo cui, se si opera in situazioni adiabatiche o convettive (sostanzialmente nelle ore diurne) ad una distanza dal punto di emissione superiore ad almeno 1.5 chilometri, l'intensità di concentrazione  $i$  risulta sostanzialmente costante e pari a circa 0.5. Questa ipotesi può essere considerata sufficientemente realistica, anche se la realtà è decisamente più complessa.

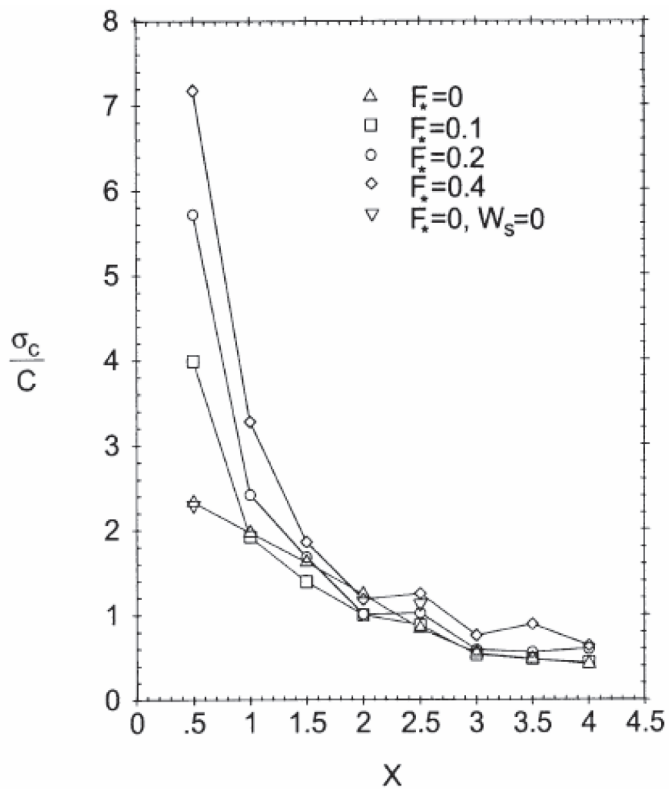


Fig. A4.2: intensità di concentrazione sottovento ad un punto di emissione in funzione delle caratteristiche dell'emissione stessa (Weil e al., 2002)

Tutte queste considerazioni ottenute da esperimenti di laboratorio sono state confermate anche nelle poche campagne condotte nel PBL reale, ma soprattutto nelle diverse simulazioni modellistiche realizzate.

Come esempio significativo di ciò, si consideri il lavoro di Luhar e Sawford (2005) che ha utilizzato un sofisticato modello lagrangiano a particelle per simulare i vari aspetti della dispersione di una sostanza

passiva in un PBL convettivo. Nella Figura A4.3 sono state considerate quattro situazioni che differiscono per la quota di emissione rappresentata sinteticamente dal parametro  $z_s/z_i$  dove  $z_s$  è la quota geometrica di emissione. Nella quattro figure incolonnate a destra sono rappresentati i risultati ottenuti in laboratorio mentre nelle quattro figure di destra le analoghe simulazioni modellistiche. Ognuna di queste figure, comunque, rappresenta la sezione verticale del *plume* operata lungo la direzione di propagazione del vento. Come si vede facilmente, ad una distanza normalizzata superiore a  $X = 2$ , in pratica spariscono le variazioni verticali e orizzontali dell'intensità di concentrazione. Tutto ciò è poi riassunto nella Figura A4.4 in cui sono messe a confronto le simulazioni modellistiche e le misure ottenute in laboratorio. Come si vede, la coincidenza è notevole, escludendo la curva a tratto e punto inferiore che rappresenta una scelta modellistica totalmente irrealistica usata dagli Autori come confronto.

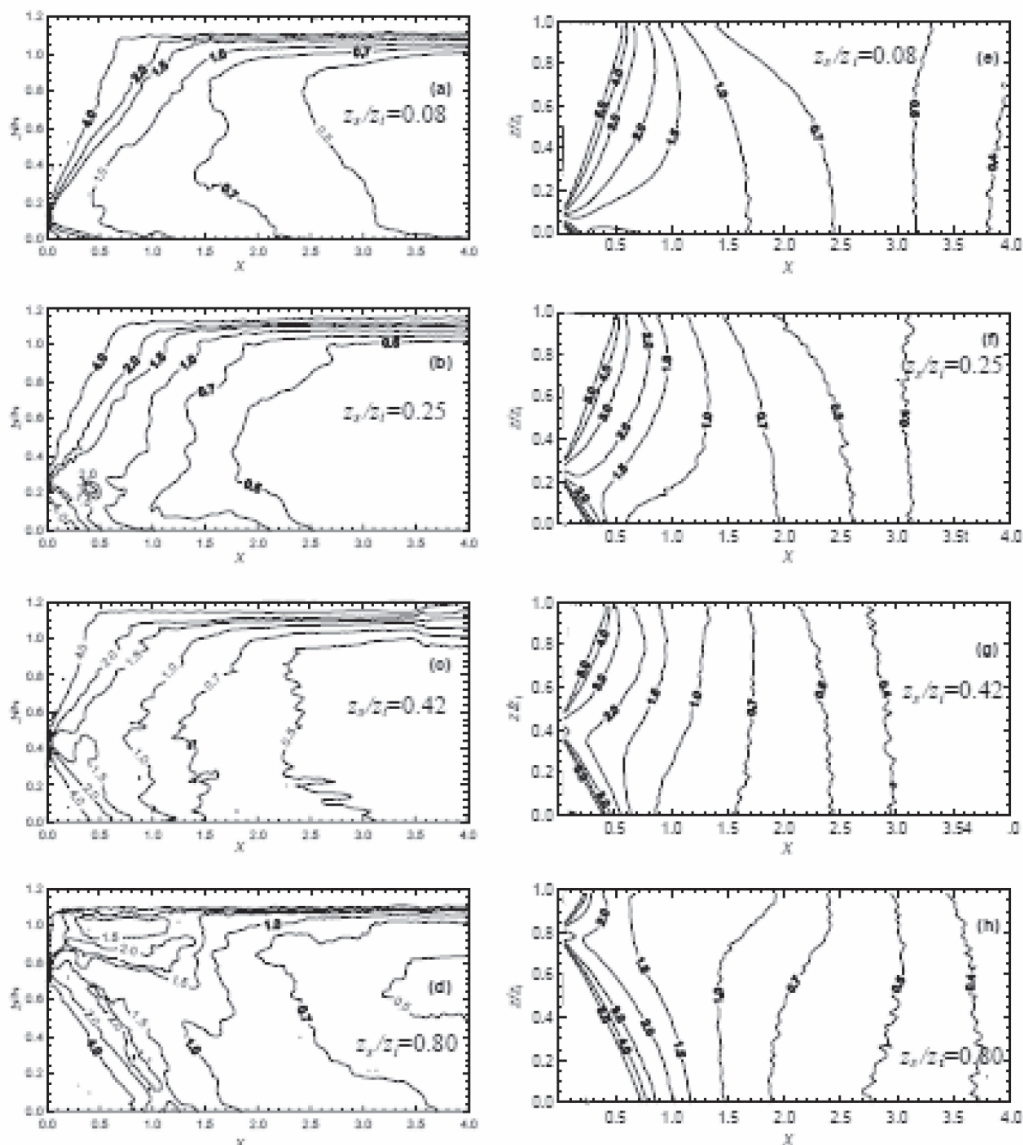


Fig.A4.3: sezione verticale della distribuzione verticale dell'intensità di concentrazione in funzione della distanza normalizzata  $X$  e della quota di emissione normalizzata  $z_s/z_i$ . Le figure a sinistra sono il risultato di esperimenti di laboratorio, mentre le figure incolonnate a destra rappresenta le relative simulazioni numeriche (Luhar e Sawford, 2005)

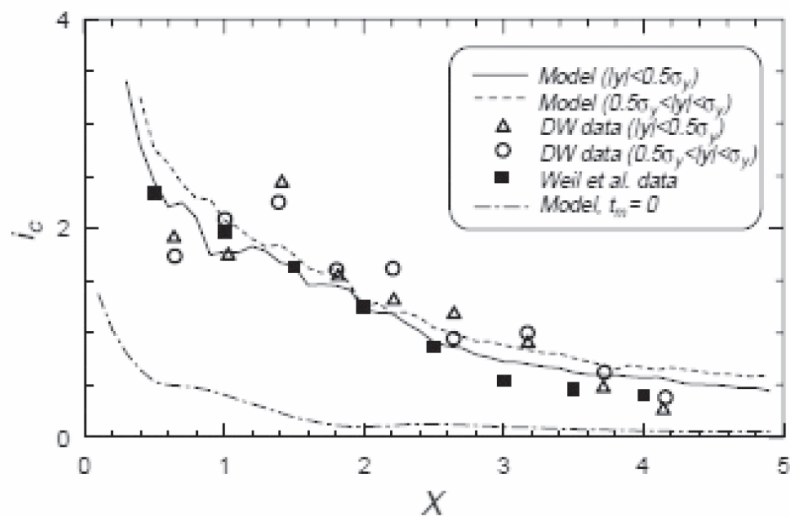


Fig.A4.4: variazione sottovento dell'intensità di concentrazione secondo il modello e secondo le misure ottenute in laboratorio (Luhar e Sawford 2005)

La struttura della turbolenza in un'atmosfera stabile (in sostanza nelle ore notturne) è profondamente differente da quella convettiva, tipica delle ore diurne. Oltre al fatto che nelle situazioni stabili i vortici turbolenti presentano dimensioni di almeno un ordine di grandezza inferiore a quelle possedute nelle situazioni convettive, va rilevato che con la stabilità si acquisiscono i fenomeni oscillatori orizzontali a bassa frequenza propri delle masse d'aria (*meandering*) come mostrato nella Figura A4.5

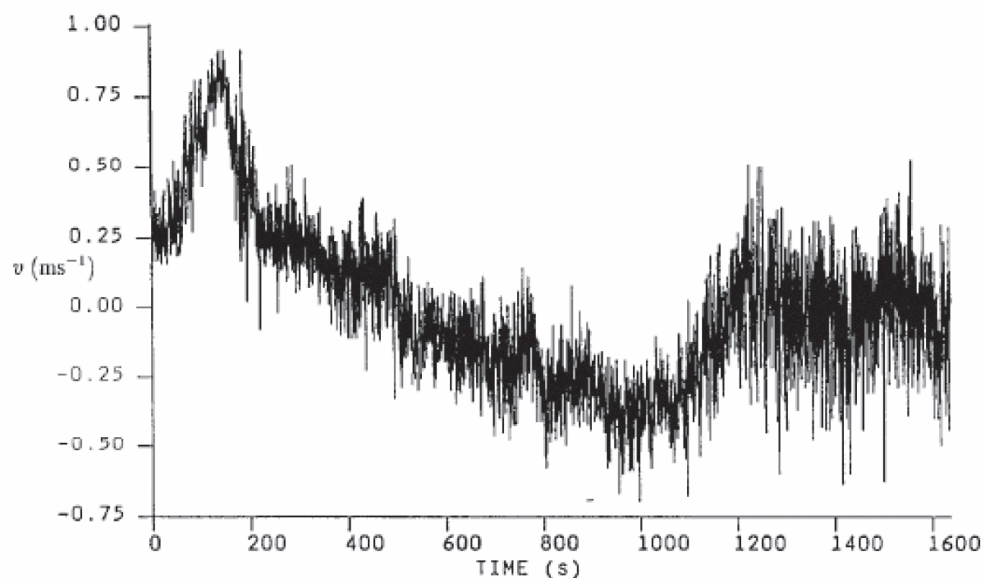


Fig. A4.5: andamento temporale tipica della componente trasversale del moto in situazioni stabili. Le oscillazioni visibili a bassa frequenza rappresentano il fenomeno del meandering (Mylne, 1992)

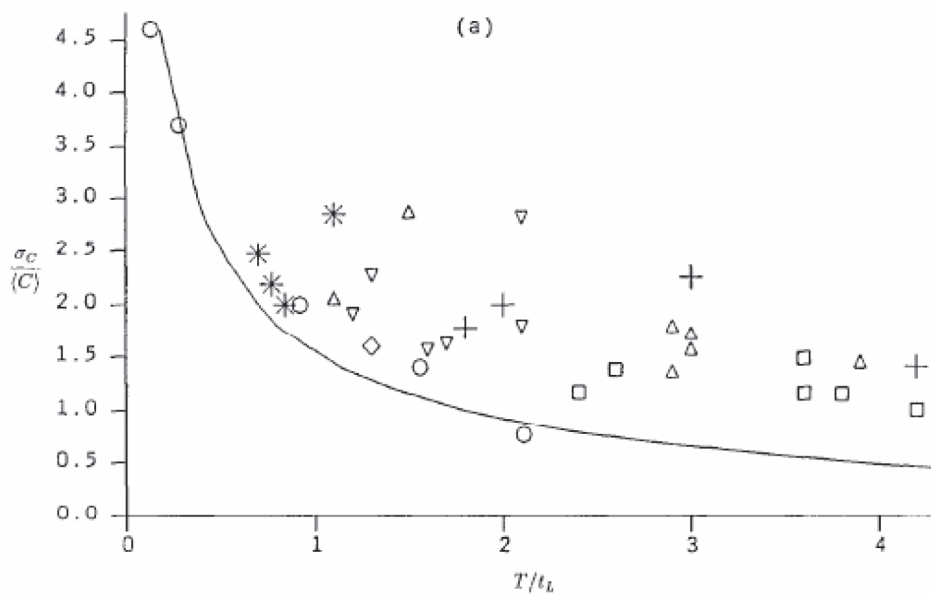


Fig. A4.6: andamento sottovento dell'intensità di concentrazione (Mylne 1992)

Mylne (1992) ha realizzato una celebre campagna sperimentale in cui ha studiato la variazione con la distanza sottovento dell'intensità di concentrazione in condizioni stabili, riassumibile sinteticamente nella Figura A4.6. In questa figura la distanza sottovento è rappresentata dal rapporto fra il tempo di volo  $T = x/U$  dell'inquinante emesso e la grandezza  $t_L$  che è proporzionale al tempo caratteristico Lagrangiano di scala. Detta  $s_w$  la deviazione standard della componente verticale del moto ed  $\varepsilon$  il tasso di dissipazione medio di energia cinetica turbolenta,  $t_L$  risulta dato dalla relazione:

$$t_L = \frac{\sigma_w^2}{\varepsilon} \quad [A4-2.2]$$

Anche in questo caso si vede come già a breve distanza dal punto di emissione l'intensità di concentrazione tenda ad assumere un valore sostanzialmente costante e dell'ordine di 1.5, 2. Sulla base delle evidenze sperimentali disponibili, soprattutto quelle sopra riportate, risulta dunque possibile ipotizzare operativamente che:

- a distanze sottovento dal punto di emissione superiori al chilometro, sia nelle situazioni convettive che in quelle stabili l'intensità di concentrazione risulta sostanzialmente costante con la distanza sottovento stessa. Ci si trova quindi in una situazione di *campo lontano*;
- le variazioni maggiori dell'intensità di concentrazione, dipendenti fortemente dalla tipologia della sorgente emittente e delle modalità di emissione, si hanno poco lontano dal punto di emissione e, molto probabilmente, entro il recinto dell'installazione industriale da cui vengono emessi
- il valore asintotico assunto dall'intensità di concentrazione nelle situazioni convettive risulterebbe inferiore rispetto all'analogo valore riscontrato nelle situazioni stabili. Da quanto sopra riportato si potrebbe porre  $i = 0.5$  nelle situazioni convettive e adiabatiche e si potrebbe ipotizzare  $i = 1.5$  nelle situazioni stabili.

Per verificare con maggior dettaglio la dipendenza tra l'intensità di concentrazione e la stabilità atmosferica saranno necessarie indagini sperimentali future realizzate *ad hoc*.

Best e al. (2001) hanno condotto per il Governo australiano un'indagine volta ad individuare questi valori asintoti per l'intensità di concentrazione sulla base delle conoscenze disponibili. L'obiettivo dichiarato del lavoro stava nello stimare l'intensità di turbolenza pur non disponendo di misure istantanea di concentrazione di una data sostanza di cui però si ipotizzava nota la concentrazione media oraria  $C_m$ . In questo modo era possibile una stima di prima approssimazione della deviazione standard delle concentrazioni e, per quanto riportato al punto 1, del valore di picco. La metodologia suggerita era la seguente.

| Tipologia prevalente di emissione | Stabilità Atmosferica | Intensità di concentrazione |
|-----------------------------------|-----------------------|-----------------------------|
| Sorgente Areale                   | Convettività          | 0.4                         |
|                                   | Neutralità            | 0.4                         |
|                                   | Stabilità             | 0.3                         |
| Sorgente Lineare                  | Convettività          | 0.75                        |
|                                   | Neutralità            | 0.75                        |
|                                   | Stabilità             | 0.65                        |
| Sorgente Puntuale al suolo        | Convettività          | 0.6                         |
|                                   | Neutralità            | 1.2                         |
|                                   | Stabilità             | 1.2                         |
| Sorgente Puntuale elevata         | Convettività          | 0.5                         |
|                                   | Neutralità            | 1.0                         |
|                                   | Stabilità             | 1.0                         |
| Sorgente Volume                   | Convettività          | 0.4                         |
|                                   | Neutralità            | 0.4                         |
|                                   | Stabilità             | 0.4                         |

Tab. A4-1: intensità di concentrazione in funzione delle diverse sorgenti emittenti e della stabilità atmosferica (da Best e al. 2001)

In primo luogo, si individui il livello di turbolenza presente nell'aria e lo si classifichi semplicemente in situazioni convettive (C), situazioni neutre (N) e situazioni stabili (S). Se si utilizzano le classi di stabilità atmosferica, situazioni convettive sono le classi A, B e C, situazioni neutre sono la classe D sia diurna che notturna, mentre stabili sono le classi E e F. Nel caso in cui si disponga di misure dirette di turbolenza atmosferica, ci si può ridurre a questa classificazione seguendo quanto riportato al punto 8.3.1 di Sozzi e al. (2002).

In secondo luogo, si operi misurando la concentrazione delle specie di interesse ad una distanza dalle sorgenti di odore superiori a circa 1000 metri, rientrando nel caso indicato da Best e al. (2001) come *far-field*. In questo caso, all'intensità di concentrazione  $i = s_C/C_m$  si può attribuire un valore costante dipendente dal livello di turbolenza e dalla tipologia di emissione. I valori di intensità di concentrazione appropriati sono raccolti nella Tabella A4-1.

A questo punto, noto  $C_m$  e  $i = s_C/C_m$ , nell'ipotesi che le concentrazioni istantanee (indisponibili per mancanza di uno strumento adatto alla loro rilevazione) sia distribuita secondo una Weibull, si passa alla stima dei parametri  $k$  e  $l$  della stessa impiegando la medesima procedura sopra delineata (paragrafo 1.1.1) e giungendo quindi al valore di picco  $C_p$  che rappresenta un opportuno percentile (per esempio il 99° percentile). Una procedura analoga si adotta se si ipotizza che la distribuzione delle concentrazioni istantanee sia una log-normale (paragrafo 1.1.2).

Sulla base di tutto ciò, risulterebbe possibile stimare, almeno in prima approssimazione, un valore di intensità di concentrazione sufficientemente lontano dal punto di emissione costante con la distanza sottovento e dipendente solo dalle condizioni di stabilità del PBL. Spesso non è facile determinare il tipo di sorgente emittente, ma con buona approssimazione si può ritenere che la sostanza in campo lontano possa essere ritenuta emessa da una sorgente puntuale collocata al suolo. In questo caso, conservativamente si può ipotizzare che nelle situazioni convettive ed adiabatiche  $i = 0.6$ , mentre nelle situazioni stabili  $i = 1.2$ . In pratica, nel caso si consideri una PDF di tipo Weibull, una volta noto il valore

dell'intensità di concentrazione  $i$ , si ottiene la stima del parametro  $k$  dalla (A4-1.4a). Noto, poi, il valore medio, dalla (A4-1.4b) si ottiene il valore del parametro  $l$  e dalla (A4-1.5c) il valore della concentrazione di picco  $C_p$ . Nel caso, invece, si consideri una *PDF* log-normale, noto  $i$  si ottiene  $s$  dalla (A4-1.9b) e noto il valore medio si ottiene  $m$  dalla (A4-1.8a). Infine, il valore di  $C_p$  lo si ottiene dalla (A4-1.12b). Anche se non immediatamente evidente, lo sviluppo teorico precedente evidenzia come tra la concentrazione di Picco  $C_p$  e la concentrazione media oraria  $C_m$ , indipendentemente dal fatto che si ipotizzi valida una distribuzione di Weibull o una distribuzione log-normale, ci sia sempre una relazione lineare del tipo:

$$C_p = \alpha C_m \quad [A4-2.3]$$

dove il coefficiente  $\alpha$  dipende dall'intensità di concentrazione selezionata e dal livello di turbolenza presente nel *PBL*. Adottando  $i = 0.6$  per le situazioni convettive ed  $i = 1.2$  per le situazioni stabili, si hanno i risultati evidenziati nella Figura A4.7 per la distribuzione di Weibull e nella Figura A4.8 per la distribuzione log-normale. I valori di  $\alpha$  nei diversi casi sono riassunti nella Tabella A4.2.

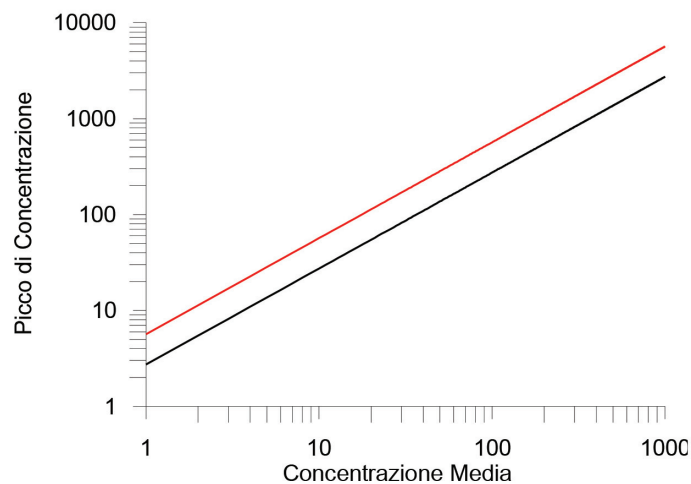


Fig. A4.7: relazione tra concentrazione media oraria  $C_m$  e concentrazione di picco  $C_p$  usando la distribuzione di Weibull (curva rossa per le situazioni stabili e curva nera per le situazioni convettive)

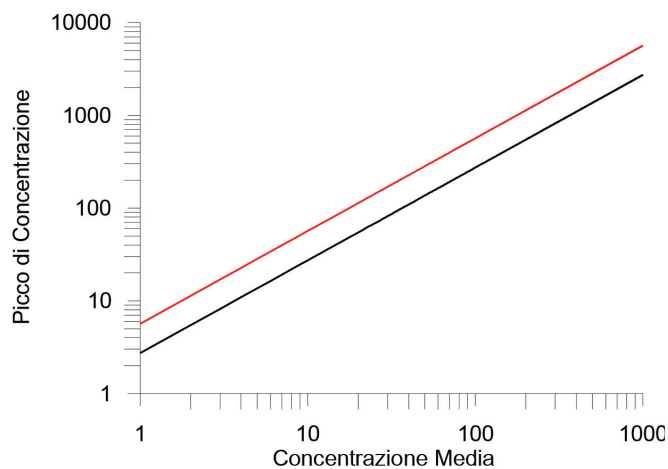


Fig. A4.8: relazione tra concentrazione media oraria  $C_m$  e concentrazione di picco  $C_p$  usando la distribuzione di log-normale (curva rossa per le situazioni stabili e curva nera per le situazioni convettive)

|              | Weibull | Log-normale |
|--------------|---------|-------------|
| Convettività | 2.732   | 3.1158      |
| Stabilità    | 5.659   | 5.764       |

Tab. A4.2: coefficiente  $\alpha$  nelle differenti situazioni di stabilità e per le diverse distribuzioni

Per apprezzare la differenza dovuta all'adozione di una PDF rispetto ad un'altra, si è calcolato il picco di concentrazione  $C_p$  per ogni valore medio orario  $C_m$  appartenente ad un ampio range di valori, sia nelle condizioni convettive che nelle condizioni stabili, adottando come  $p$ -esimo percentile il 99°. Il risultato è riassunto nella Figura A4.9 in cui le curve rosse corrispondono all'adozione di una PDF tipo Weibull, mentre la curva nera corrisponde all'adozione di una PDF di tipo log-normale. Come si nota, nelle situazioni stabili le due distribuzioni sono del tutto equivalenti, mentre nelle situazioni convettive la discrepanza tra i risultati delle due metodologie può essere valutata in circa il 10%.

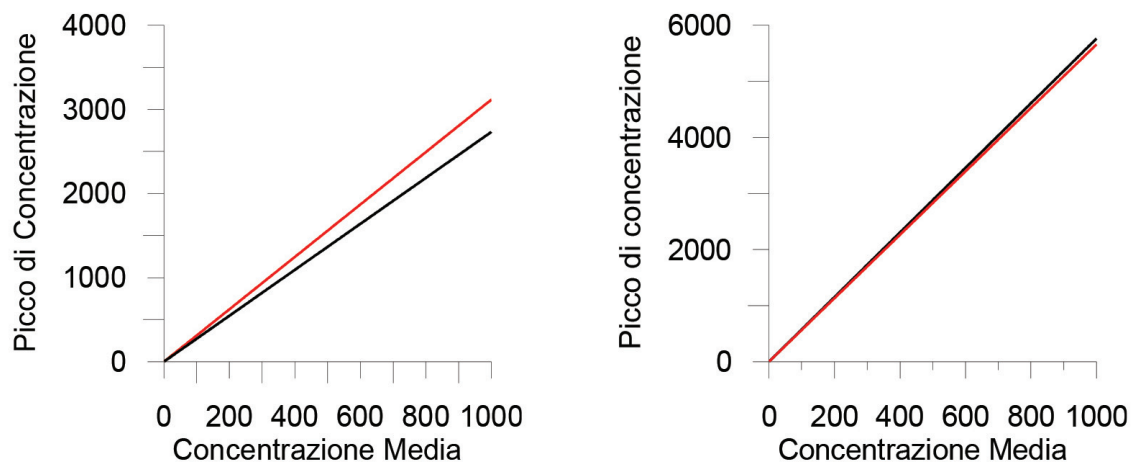


Fig. A4.9 confronto tra l'impiego della distribuzione di Weibull e la distribuzione log-normale. Il grafico di sinistra si riferisce alle situazioni convettive, mentre quello di destra alle situazioni stabili. Le curve nere corrispondono alla distribuzione log-normale, mentre quelle rosse alla distribuzione di Weibull.

### 3. ULTERIORI CONSIDERAZIONI.

Le considerazioni presentate in precedenza hanno cercato di ridurre al massimo il semi-empirismo fondando la stima del picco di concentrazione su basi fisiche ragionevolmente solide. Comunque alcune disposizioni normative e linee guida di diverse nazioni, cosce del ruolo che ha la concentrazione di picco nel determinare la molestia olfattiva della popolazione, hanno fornito indicazioni in proposito, soprattutto in vista dell'impiego dei modelli di simulazione. Va detto che frequentemente non vengono indicati chiaramente i motivi delle scelte imposte/consigliate.

Il primo esempio di ciò è la normativa tedesca che prescrive che tutte le considerazioni olfattive di tipo modellistico debbano essere realizzate tenendo conto di una concentrazione di picco. Per fare ciò le Norme VDI prescrivono che il calcolo della dispersione in aria di odore venga realizzato con un normale modello di dispersione, producendo così una concentrazione media. Per ottenere, poi, il valore del picco si richiede che la concentrazione media venga moltiplicata per un fattore 4, indipendentemente dal livello di turbolenza presente in aria. Come si nota, i risultati a cui si è giunti non si discostano molto da questa metodologia.

Un altro esempio è costituito dalle disposizioni del Ministero dell'Ambiente della Nuova Zelanda e dall'Environment Agency dell'Inghilterra e del Galles. In questo caso, sulla base di studi promossi dal



ministero neozelandese e realizzati dalla Katestone Scientific (1998) sono stati definiti pragmaticamente i rapporti tra la concentrazione di picco e la concentrazione media oraria per le diverse sorgenti, nelle diverse stabilità e sia in campo vicino (nei pressi del punto di emissione, praticamente entro una distanza dell'ordine di 10 volte la dimensione della sorgente) che in campo lontano (cioè lontano dai punti di emissione). I risultati così ottenuti sono stati riportati nella Tabella A4.3. Anche in questo caso, i valori riportati non sono dissimili da quelli ottenuti con la procedura riportata nel presente Allegato.

| Sorgente                       | Peak-to-Mean |            |           |
|--------------------------------|--------------|------------|-----------|
|                                | Stabilità    | Near field | Far field |
| Sorgente Area                  | C            | 2.5        | 2.3       |
|                                | N            | 2.5        | 2.3       |
|                                | S            | 2.3        | 1.9       |
| Sorgente Linea                 | C            | 6.0        | 6.0       |
|                                | N            | 6.0        | 6.0       |
|                                | S            | 6.0        | 6.0       |
| Sorgente Punto alla superficie | C            | 12         | 03-apr    |
|                                | N            | 25         | 05-lug    |
|                                | S            | 25         | 05-lug    |
| Sorgente Punto elevata         | C            | 17         | 3         |
|                                | N            | 35         | 6         |
|                                | S            | 35         | 6         |
| Sorgente Volume                | C            | 2.3        | 2.3       |
|                                | N            | 2.3        | 2.3       |
|                                | S            | 2.3        | 2.3       |

Tab. A4.3: valori del rapporto tra concentrazione di picco  $C_p$  e concentrazione media oraria  $C_m$  in funzione della stabilità atmosferica (C = connettività, N = neutralità, S = stabilità) e della tipologia di sorgente emittente secondo il Ministero dell'Ambiente della Nuova Zelanda

#### 4. METODOLOGIA APPLICATIVA

Dopo questa lunga discussione metodologica è d'obbligo riassumere quanto detto in termini puramente operativi. Il monitoraggio può essere effettuato con due classi distinte di postazioni di misura:

- postazioni in cui è presente ed operativo un analizzatore per una sostanza odorigena (tipicamente l'analizzatore per l'idrogeno solforato) a risposta rapida ed altri analizzatori convenzionali capaci di produrre la concentrazione media oraria delle altre sostanze di interesse;
- postazioni in cui è assente ogni analizzatore a risposta rapida ma sono presenti solo analizzatori lenti capaci di fornire solo concentrazioni medie orarie.

Sulla base di quanto fin qui descritto, se una postazione con sensore a risposta veloce è sottovento alla sorgente che produce la sostanza cui l'analizzatore è sensibile, operativamente si procederà nel modo seguente:

- utilizzando le misure istantanee ottenute dall'analizzatore a risposta rapida viene rilevato il valore di intensità di concentrazione per questa sostanza direttamente impiegando le metodologie riportate nel paragrafo 1. In conclusione per la sostanza rilevata dall'analizzatore si otterrà direttamente la stima dell'intensità di concentrazione e il picco di concentrazione;
- ipotizzando ragionevolmente che l'intensità di concentrazione non vari da sostanza a sostanza, la stessa intensità si ritiene applicabile anche alle altre sostanze e dalla loro concentrazione media si ottiene il relativo valore di picco impiegando la metodologia esposta al paragrafo 1.

---

Nel caso invece in cui sia assente un analizzatore a risposta rapida (o la postazione sia sopravvento alla sorgente della sostanza cui è sensibile) allora si procederà come segue:

- dalle misure ottenute dalla stazione meteorologica di cui è corredata la postazione si otterrà l'indicazione sintetica dello stato di turbolenza del PBL (Convettivo, Neutro, Stabile);
- una volta fatto ciò, nelle situazioni convettive si assumerà un valore di intensità  $i = 0.6$  mentre nelle situazioni stabili si assumerà  $i = 1.2$ ;
- infine si segue quanto descritto al paragrafo 2 per ottenere il valore della concentrazione di picco per le diverse sostanze monitorate dalla postazione.



## ALLEGATO 5 - RICOSTRUZIONE DELLE SERIE STORICHE ORARIE E DEI RELATIVI PICCHI DI CONCENTRAZIONE DA MISURE MEDIATE SU LUNGI PERIODI

Ipotizziamo di condurre una campagna sperimentale in cui sia presente almeno un analizzatore in grado di realizzare misure di concentrazione medie orarie e di concentrazione medie su periodi dell'ordine dei secondi di una generica sostanza  $k$ . Indichiamo con  $C_{k,h}$  la media realizzata in una delle  $h = 1, 2, \dots, M$  ore di cui è composta la campagna sperimentale. Ovviamente, con le tecniche riportate ai punti precedenti è possibile, per ogni ora di campagna stimare l'intensità di concentrazione  $i_k(h)$  e quindi il relativo valore di concentrazione di picco.

Ipotizziamo, poi, di mettere in campo campionatori passivi da cui si otterrà una misura media  $C_{j,tot}$  di una generica specie  $j$  in un intervallo di tempo  $T$  costituito da molti giorni consecutivi. Ipotizziamo, inoltre, che la sorgente da cui è stata emessa la sostanza  $k$  sia la medesima che emette la sostanza  $j$ . Ovviamente le condizioni di dispersione per le due sostanze sono le medesime.

Siano  $i = 1, 2, \dots, N$  le ore che costituiscono nel suo complesso il periodo  $T$  a cui è esposto il campionatore passivo. In questo periodo, il profilo temporale di concentrazione della variabile  $k$  (di cui è noto ogni valore medio orario) sarà dato dalla serie temporale  $C_{k,i}$ . È evidente che, la somma delle concentrazioni della specie  $k$  nel periodo  $T$  sarà pari a:

$$C_{k,tot} = \sum_{i=1}^N C_{k,i} \quad [A5.1]$$

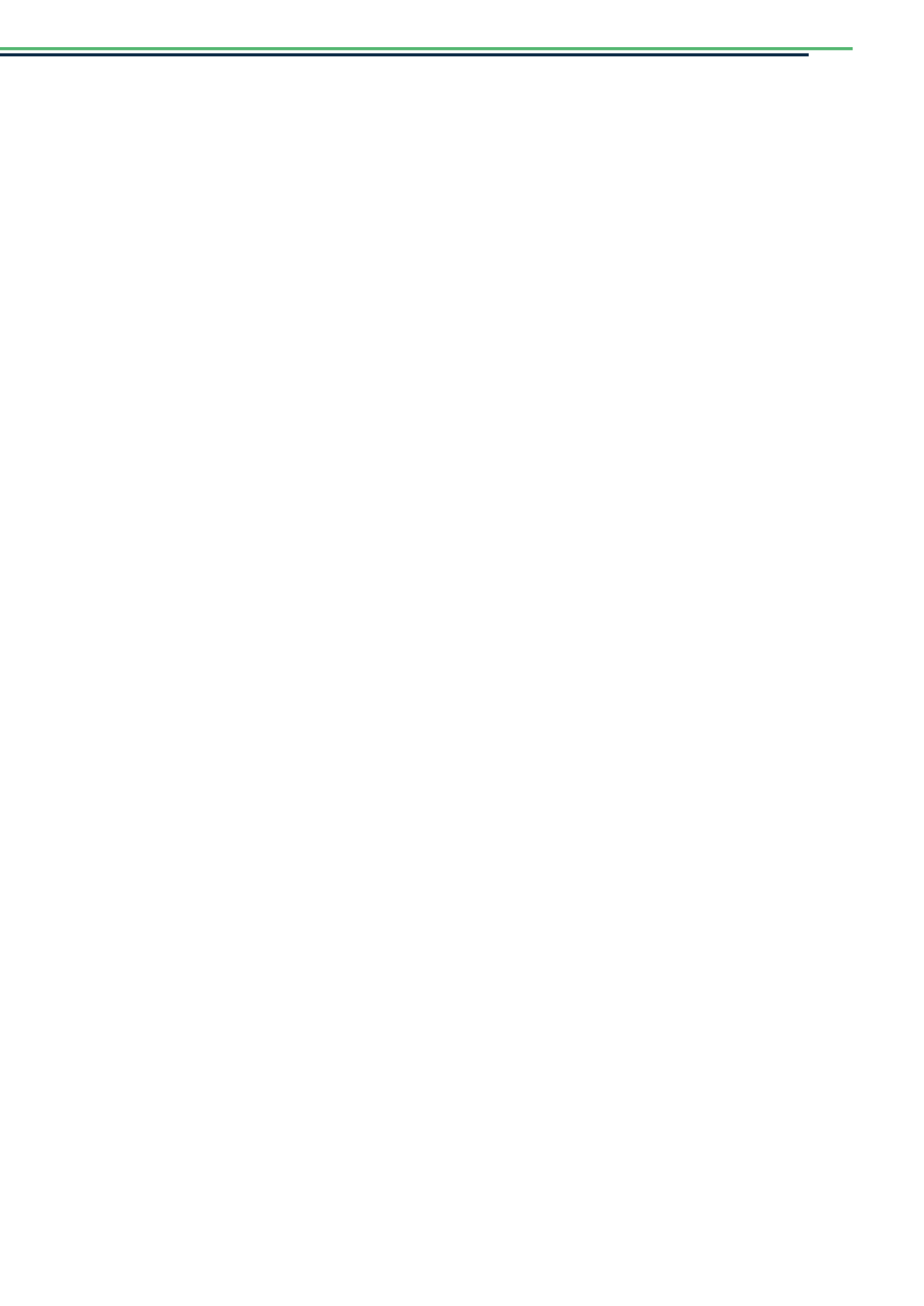
e per ogni ora  $i$ -esima del periodo sarà definibile la funzione di modulazione  $f(i)$  definita come:

$$f(i) = \frac{C_{k,i}}{C_{k,tot}} \quad \rightarrow \quad C_{k,i} = f(i) C_{k,tot} \quad [A5.2]$$

Dato che la sorgente della specie  $k$  è la medesima della sorgente che emette la specie  $j$ , allora dal valore cumulato  $C_{j,tot}$  della specie  $j$  nel campionatore passivo si potrà ottenere una stima realistica della serie temporale oraria della specie  $j$  semplicemente come:

$$C_{j,i} = f(i) \cdot C_{j,tot} \quad [A5.3]$$

Una volta stimata la serie oraria anche della sostanza  $j$ , di cui in origine si disponeva della sola concentrazione media sul lungo periodo  $T$ , è possibile con le tecniche sopra esposte ottenerne anche il valore di picco.



## ALLEGATO 6 - VALORI DI SOGLIA OLFATTIVA

Nella tabella di seguito riportata sono presentati i valori di Soglia Olfattiva (OT - Odor Threshold) delle principali sostanze osmogene utilizzabili per il calcolo dei Valori di attività odorosa (OAV - Odour Activity Value). Essi sono stati determinati con il metodo Triangle Odor Bag, e sono tratti dalla pubblicazione Measurement of Odor Threshold by Triangle Odor Bag Method di Yoshio Nagata del Japan Environmental Sanitation Center. Si tratta di un metodo basato sulla diluizione sviluppato in Giappone tra il 1976 ed il 1988 e riconosciuto a livello internazionale per la determinazione dell'*indice di odore*, con il quale sono state testate 223 sostanze osmogene la cui soglia olfattiva misurata spazia all'interno di un ampio range dell'ordine di grandezza di  $2 \cdot 10^9$  (da 0,77 ppt dell'isoamilmercaptano a 1500 ppm del propano).

**Valori di soglia olfattiva misurati con il metodo Triangle odor bag (ppm,v/v)**

|                      |          |
|----------------------|----------|
| Acetaldehyde         | 0.0015   |
| Acetic acid          | 0.006    |
| Acetone              | 42       |
| Acetonitrile         | 13       |
| Acrolein             | 0.0036   |
| Acrylonitrile        | 8.8      |
| alfa-Pinene          | 0.018    |
| Allyl sulfide        | 0.00022  |
| Ammonia              | 1.5      |
| Benzene              | 2.7      |
| beta-Pinene          | 0.033    |
| Carbon disulfide     | 0.21     |
| Carbon tetrachloride | 4.6      |
| Carbonyl sulfide     | 0.055    |
| Chlorine             | 0.049    |
| Chloroform           | 3.8      |
| Crotonaldehyde       | 0.023    |
| Cyclohexane          | 2.5      |
| Diacetyl             | 0.00005  |
| Diallyl disulfide    | 0.00022  |
| Dichloromethane      | 160      |
| Diethyl disulfide    | 0.002    |
| Diethyl sulfide      | 0.000033 |
| Diethylamine         | 0.048    |
| Dimethyl disulfide   | 0.0022   |
| Dimethyl sulfide     | 0.003    |
| Dimethylamine        | 0.033    |
| Ethanol              | 0.52     |
| Ethyl acetate        | 0.87     |
| Ethyl acrylate       | 0.00026  |
| Ethyl formate        | 2.7      |
| Ethyl isobutyrate    | 0.000022 |
| Ethyl isovalerate    | 0.000013 |

| Substance                        | Odor Threshold |
|----------------------------------|----------------|
| 1, 2, 3, 4-Tetrahydronaphthalene | 0.0093         |
| 1, 2, 3, 4-Tetramethylbenzen     | 0.011          |
| 1, 2, 4-Trimethylbenzen          | 0.12           |
| 1, 3, 5-Trimethylbenzen          | 0.17           |
| 1,3-Butadiene                    | 0.23           |
| 1-Butene                         | 0.36           |
| 1-Butoxy-2-propanol              | 0.16           |
| 1-Heptene                        | 0.37           |
| 1-Hexene                         | 0.14           |
| 1-Nonene                         | 0.00054        |
| 1-Octene                         | 0.001          |
| 1-Pentene                        | 0.1            |
| 2, 2, 4-Trimethylpentane         | 0.67           |
| 2, 2, 5-Trimethylhexane          | 0.9            |
| 2, 2-Dimethylbutane              | 20             |
| 2, 2-Dimethylpentane             | 38             |
| 2, 3-Dimethylbutane              | 0.42           |
| 2, 3-Dimethylpentane             | 4.5            |
| 2, 4-Dimethylpentane             | 0.94           |
| 2, 5-Dihydrofurane               | 0.093          |
| 2-Ethoxyethanol                  | 0.58           |
| 2-Ethoxyethyl acetate            | 0.049          |
| 2-Methylheptane                  | 0.11           |
| 2-Methylhexane                   | 0.42           |
| 2-Methylpentane                  | 7              |
| 2-n-Buthoxyethanol               | 0.043          |
| 3-Ethylpentane                   | 0.37           |
| 3-Methylheptane                  | 1.5            |
| 3-Methylhexane                   | 0.84           |
| 3-Methylpentane                  | 8.9            |
| 4-Methylheptane                  | 1.7            |

|                      |            |
|----------------------|------------|
| Ethyl mercaptane     | 0.0000087  |
| Ethyl n-butyrate     | 0.00004    |
| Ethyl n-valerate     | 0.00011    |
| Ethyl propionate     | 0.007      |
| Ethylamine           | 0.046      |
| Ethylbenzene         | 0.17       |
| Ethyl-o-toluidine    | 0.026      |
| Formaldehyde         | 0.5        |
| Furane               | 9.9        |
| Geosmin              | 0.0000065  |
| Hydrogen sulfide     | 0.00041    |
| Isobutanol           | 0.011      |
| Isopropanol          | 26         |
| Isovaleraldehyde     | 0.0001     |
| Indole               | 0.0003     |
| Isoamyl mercaptane   | 0.00000077 |
| Isobutene            | 10         |
| Isobutyl acetate     | 0.008      |
| Isobutyl acrylate    | 0.0009     |
| Isobutyl formate     | 0.49       |
| Isobutyl isobutyrate | 0.075      |
| Isobutyl isovalerate | 0.0052     |
| Isobutyl mercaptane  | 0.0000068  |
| Isobutyl n-butyrate  | 0.0016     |
| Isobutyl propionate  | 0.02       |
| Isobutylaldehyde     | 0.00035    |
| Isobutylamine        | 0.0015     |
| Isobutyric acid      | 0.0015     |
| Isohexanoic acid     | 0.0004     |
| Isooctanol           | 0.0093     |
| Isopentane           | 1.3        |
| Isopentanol          | 0.0017     |
| Isoprene             | 0.048      |

|                         |          |
|-------------------------|----------|
| Isopropyl acetate       | 0.16     |
| Isopropyl formate       | 0.29     |
| Isopropyl isobutyrate   | 0.035    |
| Isopropyl mercaptane    | 0.000006 |
| Isopropyl n-butyrate    | 0.0062   |
| Isopropyl propionate    | 0.0041   |
| Isopropylamine          | 0.025    |
| Isopropylbenzene        | 0.0084   |
| Isovaleric acid         | 0.000078 |
| Limonene                | 0.038    |
| m-Cresol                | 0.0001   |
| m-Diethylbenzene        | 0.07     |
| Methacrolein            | 0.0085   |
| Methacrylonitrile       | 3        |
| Methanol                | 33       |
| Methyl acrylate         | 0.0035   |
| Methyl allyl sulfide    | 0.00014  |
| Methyl ethyl ketone     | 0.44     |
| Methyl formate          | 130      |
| Methyl isoamyl ketone   | 0.0021   |
| Methyl isobutyl ketone  | 0.17     |
| Methyl isobutyrate      | 0.0019   |
| Methyl isopropyl ketone | 0.5      |
| Methyl isovalerate      | 0.0022   |
| Methyl mercaptane       | 0.00007  |
| Methyl methacrylate     | 0.21     |
| Methyl n-amyl ketone    | 0.0068   |
| Methyl n-butyl ketone   | 0.024    |
| Methyl n-butyrate       | 0.0071   |
| Methyl n-propyl ketone  | 0.028    |
| Methyl n-valerate       | 0.0022   |
| Methyl propionate       | 0.098    |
| Methyl sec.butyl ketone | 0.024    |

|                          |           |                      |          |
|--------------------------|-----------|----------------------|----------|
| Methyl tert.butyl ketone | 0.043     | n-Hexyl mercaptane   | 0.000015 |
| Methylamine              | 0.035     | n-Hexylaldehyde      | 0.00028  |
| Methylcyclohexane        | 0.15      | Nitrogen dioxide     | 0.12     |
| Methylcyclopentane       | 1.7       | n-Nonane             | 2.2      |
| m-Ethyltoluene           | 0.018     | n-Nonanol            | 0.0009   |
| Methyl acetate           | 1.7       | n-Nonylaldehyde      | 0.00034  |
| m-Xylene                 | 0.041     | n-Octane             | 1.7      |
| n -Hexane                | 1.5       | n-Octanol            | 0.0027   |
| n-Amyl mercaptane        | 0.0000078 | n-Octylaldehyde      | 0.00001  |
| n-Butane                 | 1200      | n-Pentane            | 1.4      |
| n-Butanol                | 0.038     | n-Pentanol           | 0.1      |
| n-Butyl acetate          | 0.016     | n-Propanol           | 0.094    |
| n-Butyl acrylate         | 0.00055   | n-Propyl n-butyrate  | 0.011    |
| n-Butyl formate          | 0.087     | n-Propyl acetate     | 0.24     |
| n-Butyl isobutyrate      | 0.022     | n-Propyl formate     | 0.96     |
| n-Butyl isovalerate      | 0.012     | n-propyl isobutyrate | 0.002    |
| n-Butyl mercaptane       | 0.0000028 | n-Propyl isovalerate | 0.000056 |
| n-Butyl n-butyrate       | 0.0048    | n-Propyl mercaptane  | 0.000013 |
| n-Butyl propionate       | 0.036     | n-Propyl n-valerate  | 0.0033   |
| n-Butylaldehyde          | 0.00067   | n-Propyl propionate  | 0.058    |
| n-Butylamine             | 0.17      | n-Propylamine        | 0.061    |
| n-Butylbenzene           | 0.0085    | n-Propylbenzene      | 0.0038   |
| n-Butyric acid           | 0.00019   | n-Undecane           | 0.87     |
| n-Decane                 | 0.62      | n-Valeraldehyde      | 0.00041  |
| n-Decanol                | 0.00077   | n-Valeric acid       | 0.000037 |
| n-Decylaldehyde          | 0.0004    | o-Cresol             | 0.00028  |
| n-Dodecane               | 0.11      | o-Diethylbenzene     | 0.0094   |
| n-Heptane                | 0.67      | o-Ethyltoluene       | 0.074    |
| n-Heptanol               | 0.0048    | o-Xylene             | 0.38     |
| n-Heptylaldehyde         | 0.00018   | Ozone                | 0.0032   |
| n-Hexanoic acid          | 0.0006    | p-Cresol             | 0.000054 |
| n-Hexanol                | 0.006     | p-Diethylbenzene     | 0.00039  |
| n-Hexyl acetate          | 0.0018    | p-Ethyltoluene       | 0.0083   |
| Phenol                   | 0.0056    |                      |          |
| Propane                  | 1500      |                      |          |
| Propionaldehyde          | 0.001     |                      |          |
| Propionic acid           | 0.0057    |                      |          |
| Propylene                | 13        |                      |          |
| p-Xylene                 | 0.058     |                      |          |
| Pyridine                 | 0.063     |                      |          |
| sec. Butyl mercaptane    | 0.00003   |                      |          |
| sec. Butylamine          | 0.17      |                      |          |
| sec. Butanol             | 0.22      |                      |          |
| sec. Butyl acetate       | 0.0024    |                      |          |
| sec. Pentanol            | 0.29      |                      |          |
| Skatole                  | 0.0000056 |                      |          |
| Styrene                  | 0.035     |                      |          |
| Sulfur dioxide           | 0.87      |                      |          |
| tert. Butyl mercaptane   | 0.000029  |                      |          |
| tert. Butylamine         | 0.17      |                      |          |
| tert. Pentanol           | 0.088     |                      |          |
| tert. Butanol            | 4.5       |                      |          |
| tert. Butyl acetate      | 0.071     |                      |          |
| Tetrachloroethylene      | 0.77      |                      |          |
| Tetrahydrothiophene      | 0.00062   |                      |          |
| Thiophene                | 0.00056   |                      |          |
| Toluene                  | 0.33      |                      |          |
| Trichloroethylene        | 3.9       |                      |          |
| Triethylamine            | 0.0054    |                      |          |
| Trimethylamine           | 0.000032  |                      |          |





# Report - Aria



ARPALAZIO

AGENZIA REGIONALE PROTEZIONE AMBIENTALE DEL LAZIO