



UNIVERSITÀ DI PISA

DIPARTIMENTO DI INGEGNERIA CIVILE E INDUSTRIALE

Corso di Laurea Magistrale in Ingegneria Chimica

TESI DI LAUREA MAGISTRALE

METODO SPERIMENTALE PER QUANTIFICARE UN FLUSSO DI GAS FUGGITIVO MEDIANTE MISURE VERTICALI DI CONCENTRAZIONE

Relatore Accademico:

Prof. Ing. Paolo Andreussi

Candidato:

Vitantonio Colucci

Relatori Aziendali:

Ing. Alberto Ansiati

Ing. Marco Rossi

Dott.ssa Gemma Falcone

Controrelatore:

Prof.ssa Ing. Chiara Galletti

Ai miei genitori,

a mia sorella

“Desidero innanzitutto ringraziare il prof. Ing. Andreussi per avermi dato la possibilità di sviluppare questa tesi in un ambiente aziendale come la TEA SISTEMI S.p.A., per i preziosi consigli e per la sua totale fiducia in questo mio lavoro. Inoltre, ringrazio l’Ing. Alberto Aniasi per il sostegno soprattutto nei momenti più difficili che mi hanno riguardato trovando sempre una strada nel superarli nel miglior modo possibile, comportandosi non come un relatore aziendale, ma come un fratello maggiore. Ringrazio l’Ing. Marco Rossi per le varie esperienze di laboratorio e di campo , per i suggerimenti nella preparazione dei test. Vorrei ringraziare la Dott.ssa Gemma Falcone per avermi fornito testi indispensabili alla stesura di alcuni capitoli della tesi. Ma, non potrei dimenticare i ringraziamenti al Dott. Daniele Picciaia e al Dott. Giorgio Ennas per i dati e il materiale da sviluppare dopo aver effettuato i test e ricordare la loro particolare dedizione allo sviluppo dell’UAV e alla ricerca sull’UGV.

La mia gratitudine va a tutto il personale e alla dirigenza della TEA SISTEMI, dal primo piano con l’Ing. Alessandro Frassi per le varie nozioni insegnate, per i numerosi caffè presi insieme, per aver mostrato a tutto il piano e alla sua Uliveto le mie imitazioni con le cadenze alberobellesi, al secondo piano in particolare l’area amministrativa che mi hanno informato su tutto . Per non rischiare di far torto a qualcuno, non mi spingo oltre nel menzionare altre persone che ho avuto intorno a me nelle sedi di Piazza Mazzini e di Ospedaletto; da ciascuna di esse ho avuto qualcosa da imparare e da ridacchiare, ma soprattutto ricorderò di tutti la cortesia, la disponibilità e la semplicità.

Ringrazio inoltre la prof.ssa Ing. Chiara Galletti per i suoi consigli e in particolare per il suo entusiasmo nel seguire questa tesi sperimentale che ha avuto una praticità al di fuori del comune. Di questo , però, devo ringraziare tutti i docenti e il Presidente Prof. Ing. Leonardo Tognotti del Corso di laurea in Ingegneria Chimica dell’Università di Pisa per gli insegnamenti, non solo accademici, ricavati dalle loro lezioni e progetti in questi duri ma formativi anni di vita universitaria. Vorrei esprimere la mia sincera gratitudine ad alcuni miei compagni di corso e ai miei coinquilini.

Infine, non per ultimi, ringrazio di cuore i miei genitori, la mia nonna, mia sorella, i miei zii , le mie cugine, la mia cuginetta Mariachiara, i miei amici, che mi sono stati vicini in tutto questo lungo periodo universitario e per le loro dimostrazioni di affetto”

INDICE

1. INTRODUZIONE	
2. SVILUPPO E VALUTAZIONE DI TECNICHE PER LA MISURAZIONE DEL METANO DAL SUOLO	
2.1 Parametri da monitorare	10
2.2 Metodo di misura del flusso di gas dal suolo	16
3. VALUTAZIONE DELLE EMISSIONI DIFFUSE USANDO UNA TECNOLOGIA DI TELERILEVAMENTO OTTICO AL TERRENO	
3.1 Metodi	34
3.1.a HPRM	35
3.1.b VRPM	38
3.1.c Approccio alternativo al VRPM	44
3.2 Confronto con altri approcci di misurazione	47
3.3 Fattori limitanti : vento e topografia	50
3.4 Approccio Micrometeorologico	51
3.5 Uso del tracciante	53
3.6 Strumenti ottici di misura e rilevamento a distanza (ROMT).....	55
3.6.1 FTIR	58
3.6.2 TDLAS	60
3.6.3 DOAS	63
3.6.4 DIAL	65
3.6.5 Confronto FTIR – TDLAS	66
3.7 Metodi di Quality Assurance e calibrazione degli strumenti	68
3.7.1 QA per FTIR	69
3.7.2 QA per TDLAS	70
3.7.3 Confronto sulla determinazione della concentrazione di metano con l'uso di software	72

4. MODELLI MATEMATICI PER LA SIMULAZIONE DI PROCESSI DI FORMAZIONE, TRASPORTO E DISPERSIONE DI INQUINANTI IN ATMOSFERA	
4.1 Riferimenti Normativi	76
4.2 Approccio modellistico	76
4.2.1 Geometria della sorgente e scale spaziali	79
4.2.2 Dati ingresso relativi al territorio	79
4.2.3 Fenomenologia	82
4.2.4 Elementi di climatologia	93
4.2.5 Dipendenza dei risultati dai parametri	95
4.3 Tipi di modello	96
5. METODO DI MISURA BREVETTATO	
5.1 Sviluppo di una nuova tecnologia per il monitoraggio a distanza.....	103
5.1.1 Componenti del sistema.....	104
5.1.2 Differenze di misure (PPM verso PPM-M).....	106
5.1.3 Caratteristiche delle tecniche dello strumento.....	118
5.2 UAV e UGV	122
5.2.1 Descrizione dell'autopilota	122
5.2.2 Regolamenti e normative : il ruolo dell'ENAC	124
5.2.3 Caratteristiche dell'UAV della TEA SISTEMI	127
5.2.4 Caratteristiche e usi dell'UGV	128
5.3 Metodo per la quantificazione del flusso di gas fuggitivo sviluppato dalla TEA SISTEMI	131
5.3.1 Descrizione dettagliata dell'invenzione	133
5.3.2 Determinazione della portata emessa	136
6. VERIFICA DELLA FUNZIONALITA' DEL LASER RMLD IN LABORATORIO	
6.1 Test 2010	165
6.1.1 Laser RMLD	165
6.1.2 Cella.....	166
6.1.3 Metodo	167

6.1.4 Test dei flussimetri	168
6.1.5 Calibrazione laser	168
6.1.6 Preparazione miscela e riempimento cella	168
6.1.7 Esecuzione dei test	169
6.1.8 Acquisizione e rielaborazione dei dati	169
6.2 Test 2012-2013	172
6.2.1 Cella	172
6.2.2 Metodo e dati	174
6.2.3 Risultati	188
7. TEST IN CAMPO	
7.1 Strumentazione	194
7.2 Campo sperimentale	198
7.3 Scelta della portata	199
7.4 Conduzione del test in campo e quantitativi di gas erogato.....	200
7.5 Definizione del quadro meteorologico di riferimento.....	203
7.5.1 Calcolo delle JFF	206
7.6 Determinazione della portata emessa	207
7.6.1 Condizioni al contorno	209
7.6.2 Determinazione della portata emessa dai dati del TDLAS	210
7.7 Risultati	214
7.8 Osservazioni sui test in campo	219
8. CONCLUSIONI	
BIBLIOGRAFIA	

1. INTRODUZIONE

La tesi si basa su un lavoro sperimentale che ha visto la messa a punto di un nuovo sistema di rilevamento a distanza di metano aerodisperso tramite laser. L'obiettivo del progetto è stato quello di concepire un sistema da impiegare per la sorveglianza ambientale e per le discariche che producono biogas e in tutte le situazioni in cui si può avere dispersione in atmosfera di metano. La tecnologia che si è utilizzata è un particolare tipo di laser TDLAS (Tunable Diode Laser Absorption Spectroscopy) a cammino aperto, che fornisce le concentrazioni medie del gas che si vuole rilevare (nel nostro caso CH_4), misurando l'estinzione dell'intensità della radiazione laser a una data lunghezza d'onda, lungo un cammino ottico lineare che può arrivare fino ad almeno 30 metri. Peculiarità dello strumento sono la dimensione ed il peso contenuti, caratteristiche che hanno permesso di installare il laser su di un mezzo aeromobile, al fine di effettuare le misurazioni dall'alto e monitorare un'area di interesse. Si è quindi cercato di sfruttare le proprietà di questo tipo di TDLAS per offrire una tecnologia capace di un rilevamento in luoghi non facilmente accessibili e in grado di indagare ampie aree e lunghe distanze. Questo sistema di misura assume così un ruolo importante come metodo per l'individuazione di emissioni diffuse e di fughe di gas. La misura delle concentrazioni di metano diventa infatti di primaria importanza sia per scopi di sorveglianza di discariche, sia nel caso di dispersione da sorgente puntuale come le rotture su reti di trasporto di gas naturale, al fine di rilevare le perdite (leak detection) e quindi intervenire rapidamente per impedire la fuga del gas.



Fig.1. 1 : Esempio di Mini e Micro UAV che operano a quote inferiori ai 300 m rappresentano una fonte informativa di grande qualità per la valorizzazione e tutela del paesaggio

Nel suo complesso, la tecnologia sperimentata si pone come assoluta innovazione nel settore del monitoraggio dell'atmosfera.

Il lavoro sperimentale si è articolato in più fasi:

- Verifica della funzionalità dello strumento in laboratorio. Si è utilizzato una cella cilindrica in plexiglas di diametro 170 mm e altezza 1 m. La cella è costituita in basso da un tubo inox per l'inserimento della miscela CH_4/O_2 a diverse concentrazioni che si possono ritrovare in aria ambiente da discariche di rifiuti urbani. Si sono effettuate diverse misure a differenti altezze del laser con lo scopo di verificare l'accuratezza della misura a differenti distanze di una sostanza fuggitiva come il metano. Si è ricostruita la retta di taratura dello strumento a 1 m per realizzare la retta di concentrazione misurata verso la concentrazione certificata delle bombole, verificando la linearità e la sensibilità dello strumento.
- Sono stati condotti specifici test in campo che simulassero le condizioni di emissione da un punto di fuga, in modo da verificare la rispondenza tra le specifiche fornite dello strumento e le sue effettive prestazioni. Infatti, è stato implementato il sistema di misura con un mezzo aeromobile, montando il sensore laser su un UAV, effettuando misure dall'alto per monitorare l'area di interesse.

2. SVILUPPO E VALUTAZIONE DI TECNICHE PER LA MISURAZIONE DEL METANO DAL SUOLO.

L'obiettivo prioritario nella gestione delle discariche è di minimizzare l'impatto ambientale che deriva dallo smaltimento dei rifiuti. Una delle attività più importanti del ciclo di smaltimento è la gestione del biogas che è costituito essenzialmente da metano e anidride carbonica. Captare e gestire il biogas richiede un'azione sinergica tra le diverse attività d'impianto al fine di realizzare la massima captazione e di ottenere una migliore prestazione economica ed ambientale. Il biogas rappresenta il prodotto fondamentale del processo degradativo che coinvolge la componente organica del rifiuto. Il metano e l'anidride carbonica sono i costituenti principali del biogas (landfill gas) e sono prodotti durante la decomposizione anaerobica della sostanza organica e delle proteine presenti nei rifiuti smaltiti in discarica, che inizialmente trasformati in zuccheri, successivamente in acido acetico ed infine in CH_4 e CO_2 . Oltre a queste sostanze nel biogas sono presenti altri numerosi composti organici e non, tra cui H_2 , O_2 , N_2 , CO , NH_3 , H_2S , vapor acqueo e altri composti in tracce.

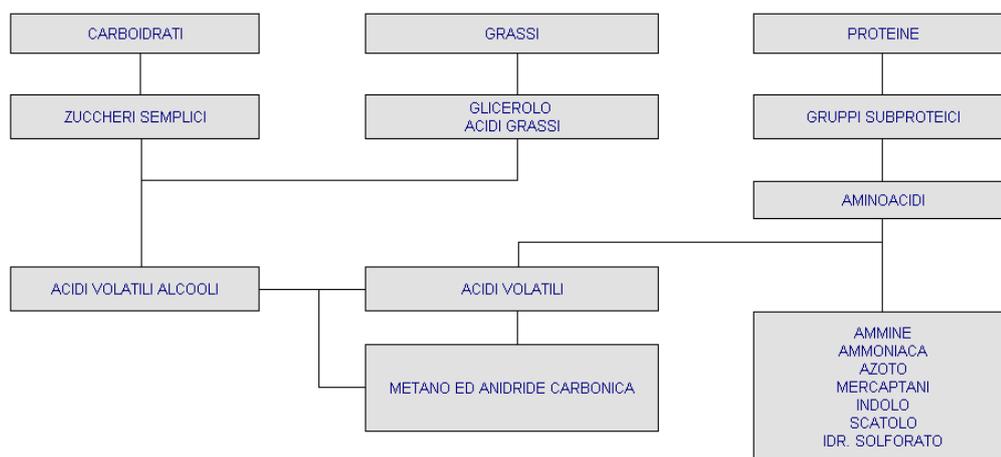


Fig.2. 1 : Rappresentazione grafica dei stati di demolizione della sostanza organica durante il processo di fermentazione anaerobica.

La decomposizione anaerobica ha luogo in assenza di ossigeno ed è un processo complesso nel quale le condizioni ambientali giocano un ruolo fondamentale.

Tra i fattori ambientali [1] più importanti sono da considerare:

- il contenuto d'acqua del rifiuto;
- la presenza e distribuzione dei microrganismi;
- la concentrazione di nutrienti;
- la composizione merceologica e la pezzatura media dei rifiuti;
- il pH e la temperatura all'interno del cumulo di rifiuti;
- l'eventuale infiltrazione di acqua.

Tra i fattori non ambientali:

- Profondità dello scarico controllato;
- Modalità di deposito dei rifiuti;
- Materiali di copertura.

Inoltre la componente putrescibile del rifiuto è incrementata anche dallo smaltimento in discarica di quantitativi di fanghi derivanti dalla depurazione dei liquami urbani e industriali, i quali contengono nutrienti e microrganismi che influenzano la produzione di biogas in discarica. Il processo di generazione del biogas può essere schematizzato in quattro fasi caratteristiche di tutto il ciclo di vita della discarica. Durante tali fasi varia sia la velocità di formazione del biogas che la sua composizione.

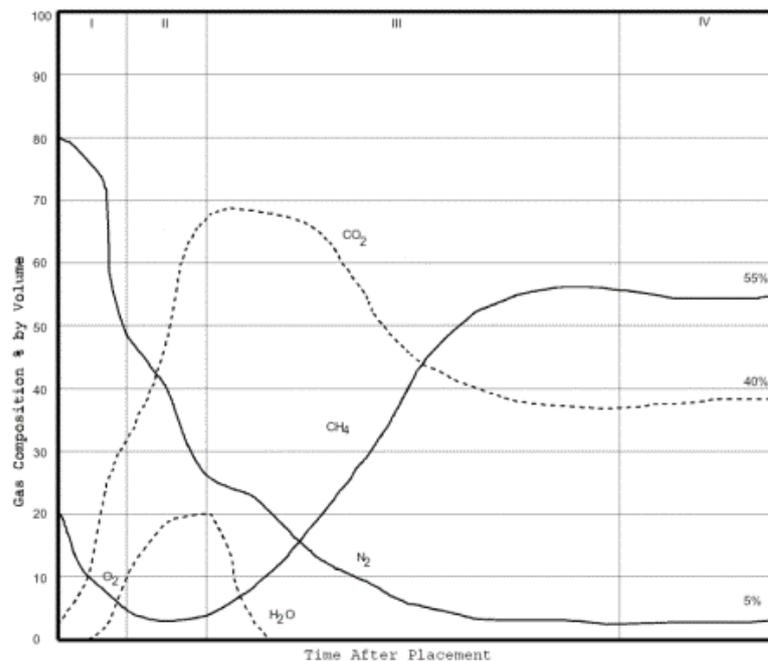


Fig.2. 2 : Evoluzione tipica della composizione del biogas nel tempo

Capitolo 2 – Sviluppo e valutazione di tecniche per la misurazione del metano dal suolo

Fasi del processo:

- I. Aerobica;
- II. Anaerobica non metanica;
- III. Anaerobica metanica, non stazionaria;
- IV. Anaerobica metanica stazionaria.

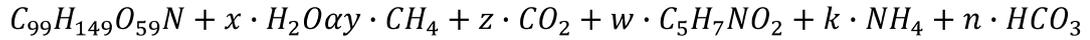
La prima fase è "aerobica" e il principale gas prodotto è l'anidride carbonica (CO₂). La seconda fase è caratterizzata da una forte diminuzione della concentrazione di ossigeno che porta l'ambiente ad operare in condizioni anaerobiche. Si assiste ad una notevole produzione di CO₂ ed, in misura minore, di idrogeno (H₂). Nella terza fase (sempre anaerobica) inizia la generazione di CH₄ associata ad una riduzione della CO₂ precedentemente prodotta. Il contenuto di azoto (N₂) nel biogas è inizialmente elevato nella prima fase aerobica e decresce molto velocemente durante la seconda e la terza fase (anaerobiche). Nella quarta ed ultima fase la produzione di biogas raggiunge condizioni di quasi stazionarietà e la composizione del biogas rimane pressoché costante. La durata delle varie fasi e dell'intera sequenza dipende dalle condizioni presenti in discarica (composizione del rifiuto, caratteristiche del materiale di copertura, schema progettuale) e può variare anche in funzione delle condizioni climatiche, come la quantità delle precipitazioni atmosferiche e la temperatura ambientale. La produzione di biogas ha un periodo di latenza di circa un anno a causa della presenza di condizioni aerobiche nel periodo iniziale e dell'attività biologica rivolta alla formazione di acidi volatili nella prima fase del processo anaerobico. Nelle discariche tuttavia la produzione di metano potrebbe avere un periodo di latenza iniziale che può durare anche più di un anno. Essa è determinata da due fattori:

- all'esistenza di condizioni iniziali aerobiche;
- la prevalenza delle attività biologiche anaerobiche rivolte alla produzione di acidi volatili (batteri acido produttori).

Il periodo di latenza è normalmente caratterizzato da apprezzabili produzioni di idrogeno, oltre che di CO₂.

Capitolo 2 – Sviluppo e valutazione di tecniche per la misurazione del metano dal suolo

I rifiuti smaltiti in una discarica controllata possono produrre biogas per 20 - 30 anni. Le reazioni biochimiche di trasformazione della sostanza organica in biogas sono complesse, tuttavia McCarthy ne ha proposto una di tipo empirico:



Componenti	Percentuale volumetrica in secco [%]
Metano	47.5
Anidride Carbonica	47.0
Azoto	3.7
Ossigeno	0.8
Idrocarburi Paraffinici	0.1
Idrocarburi Policiclici Aromatici	0.2
Idrogeno	0.1
Idrogeno solforato	0.01
Monossido di carbonio	0.1
Composti in tracce ⁽¹⁾	0.5
Caratteristiche	Valori
Temperatura alla sorgente	41 °C
Potere Calorifero	Inferiore a 17.727 kJ/m ³
Densità	1.04 kg/m ³
Umidità	Saturo (tracce presenti nella fase acquosa) ⁽²⁾
⁽¹⁾ Anidride solforosa, benzene, toluene, cloruro di metilene, percloroetilene e solfuro carbonilico fino a concentrazioni di 50 ppm; ⁽²⁾ Acidi organici (7.06 mg/m ³) ed ammoniaca (0.71 mg/m ³).	

Tab.2. 1 : composizione tipica del biogas in discarica

Come si evidenzia nella Tab.2.1 , il metano è il componente maggiore nel biogas e per tale motivo deve essere monitorato attentamente sia per motivi ambientale (effetto del gas serra) sia per motivi di sicurezza a causa delle sue caratteristiche esplosive in

Capitolo 2 – Sviluppo e valutazione di tecniche per la misurazione del metano dal suolo

ambienti confinati non appena la sua concentrazione risulta essere compresa tra il 5% ed il 15%. Inoltre, esso risulta dannoso sia per l'uomo perché provoca asfissia in ambienti chiusi che per la vegetazione che inciderebbe sulla crescita in particolare sulle radici delle piante quando queste vengono investite dal metano nel sottosuolo.

Note le caratteristiche del biogas e la sua produzione in una discarica, prima di effettuare un monitoraggio con gli strumenti più avanzati, bisogna stimare l'emissione di metano mediante modelli previsionali. In letteratura, si afferma che in linea di massima un modello previsionale della produzione di biogas in discarica sia costituito da una parte di carattere stechiometrico e da un'altra a carattere biochimico – cinetico.

Il sottomodello stechiometrico ha, come input principale, la composizione merceologica dei rifiuti posti in discarica controllata e, come output, la quantità di carbonio organico gassificabile per poter poi calcolare la quantità massima di biogas producibile dalla degradazione dell'unità di massa di rifiuto. Il sottomodello biochimico descrive invece l'evoluzione temporale del processo di massificazione del carbonio organico disponibile tramite le costanti di degradabilità, tenendo conto di alcuni parametri quali il contenuto di acqua, la pezzatura media e la temperatura.

I modelli più diffusi sono:

- PALOS VERDES Model;
- SCHOLL CANYON Model;
- SHELDON – ARLETA Model;
- MGM EMCOM Model;
- EPA Model;
- BIO 5.

I parametri fondamentali [1] che sono alla base di questi modelli appena citati sono:

1. Contenuto di carbonio organico e sua frazione gassificabile;
2. Cinetica di degradazione della frazione organica;
3. Umidità;
4. Tempo di generazione;
5. Tempo di ritardo iniziale.

Inoltre, tutti questi modelli considerano le condizioni di bioreattore ideale che risulta impossibile da considerare in una reale discarica. Per questo motivo i modelli più attendibili sono quelli di tipo misto perché contengono informazioni sia di carattere teorico che pratico. Questi modelli pur contenendo un valido algoritmo matematico vengono testati direttamente sulle discariche e in base ai dati ottenuti vengono aggiornati e tarati.

Dalle caratteristiche del biogas, appare chiaro che il contenuto di carbonio organico e il suo grado di degradabilità dipendano dalla composizione merceologica del rifiuto. Si può considerare che il 50 % della sostanza organica sia rappresentata dal carbonio e che solo la sua metà sia gassificabile.

Prima della descrizione dei parametri da monitorare e degli strumenti in uso, è utile fare qualche cenno sulla cinetica di degradazione della frazione organica e sulla metodologia di stima di emissioni di metano da discarica. La cinetica di reazione consente di valutare l'evoluzione temporale del fenomeno degradativo e quindi della durata di produzione di biogas. L'espressione generale è :

$$\frac{Dc}{dt} = f(t, c^n) \quad 2.1$$

dove C è la concentrazione di carbonio organico gassificabile e con n l'ordine di cinetica. Tale relazione è applicata ad uno strato di rifiuti in un determinato periodo. Una cinetica di ordine zero (n=0) implica che variazioni non eccessive di C, non influenzano la velocità di massificazione della frazione organica del rifiuto, ed essa quindi risulta evidentemente costante nel tempo, eventualmente influenzabile solo da altre condizioni al contorno, quali il contenuto di acqua e la disponibilità di nutrienti. Alcuni processi dovuti ad un certo numero di reazioni, vengono descritti da cinetiche

Capitolo 2 – Sviluppo e valutazione di tecniche per la misurazione del metano dal suolo

del secondo ordine ($n=2$) (ad esempio massificazione anaerobica della sostanza organica).

Tuttavia la maggior parte dei modelli attualmente in uso fa riferimento a cinetiche del primo ordine, in cui il fattore limitante del processo è rappresentato dalla concentrazione di carbonio gassificabile residuo. Questo modello esprime il fatto che la velocità di massificazione presenta normalmente un andamento decrescente nel tempo:

$$\frac{-dC}{dt} = kC \quad 2.2$$

dove k è la costante di degradazione definita dal tipo di substrato gassificabile (velocemente, mediamente, lentamente biodegradabile). Inoltre, il modello è influenzato dalla presenza dell'umidità che sarà compresa tra il 50 % e l'80%. Un altro parametro è il tempo di generazione definito anche tempo di dimezzamento, ossia il lasso di tempo necessario alla degradazione della metà della quantità complessiva di carbonio gassificabile:

$$t_{1/2} = \ln \frac{2}{k} \quad 2.3$$

La stima della quantità di metano che si genera dalle discariche di rifiuti viene nel seguito svolta utilizzando una metodologia di calcolo basata sull'utilizzo di una relazione cinetica del primo ordine. La scelta di una cinetica piuttosto che di un'altra è basata sul grado di conoscenza dei parametri che interessano la relazione in esame. In questo caso viene utilizzata una relazione proposta dall'EPA e sperimentata anche in Italia, così come ampiamente documentato in bibliografia.

2.1 Parametri da monitorare

I criteri e le tecniche di estrazione del biogas assumono particolare importanza e sono alla base di una corretta gestione della discarica massimizzando la captazione e riducendo la dispersione di metano in atmosfera. Per ottenere una valutazione attendibile del sistema di captazione è necessario procedere in tal caso a misurazioni periodiche mensili del gas di discarica .

A tale proposito, si vogliono descrivere le attività di monitoraggio ambientale della discarica delle Strillaie nel comune di Grosseto. Il Decreto Legislativo 36/2003 richiede che la progettazione, la costruzione, la gestione e la chiusura di una discarica siano concepite in modo organico, in modo da valutare sin dall'inizio tutti i possibili impatti ambientali , prevenirli e minimizzarli. Il Piano di Sorveglianza e Controllo previsto negli articolo 8 e 9 fa parte integrante del sistema di gestione di una discarica. L'allegato 2 al decreto legislativo 36/03 stabilisce le modalità di gestione e le procedure comuni di sorveglianza e controllo durante la fase operativa e post- operativa , al fine di prevenire qualsiasi effetto negativo sull'ambiente e individuare le adeguate misure correttive. L'ARPAT Grosseto suggerisce che i parametri da controllare con personale qualificato sono ,nel nostro interesse, i gas di discarica e la qualità dell'aria sorvegliati con le dovute periodicità. In particolare, l'ente prevede di condurre una campagna mirata straordinaria di verifica delle concentrazioni di metano in atmosfera all'esterno del perimetro della discarica e di utilizzare i dati di emissione dal corpo della discarica per stimare i valori della qualità dell'aria nei pressi della discarica in alcune direzione frequenti del vento. I dati raccolti dai monitoraggi sono utili alla verifica dei risultati delle misure di metano all'esterno del sito e della individuazione dei punti di campionamento significativi interni ed esterni al perimetro, per monitorare un punto sopravento e sottovento.

Capitolo 2 – Sviluppo e valutazione di tecniche per la misurazione del metano dal suolo

I parametri da monitorare mensilmente [2] , secondo ARTA (Agenzia Regionale per la Tutela dell’Ambiente) vengono riportati nella tabella :

TIPO DI SOSTANZA	METODO ANALITICO DI RIFERIMENTO
CH ₄	INFRAROSSO
CO ₂	INFRAROSSO
O ₂	ELETTROCHIMICO
H ₂	ELETTROCHIMICO
H ₂ S	ELETTROCHIMICO
NH ₃	ELETTROCHIMICO/UNICHIM 268 - 89
MERCAPTANI	FIALE COLORIMETRICHE ISTANTANEE/GASTROMAT.
COV	GASCROMATOGRAFICO UNI 10493/93

Tab.2. 2 : Parametri da monitorare mensilmente e metodiche analitiche [F.De Risio, F.Gentile,A. Delli Paoli]

Sulla base dei calcoli teorici e dei controlli analitici si stima l’efficienza di captazione definita come rapporto fra la capacità di captazione della rete e produzione teorica prevista di biogas. Dai dati di letteratura l’efficienza media risulta di circa il 60 % fino ad un massimo del 80 % dopo la chiusura. Non tutto il biogas può comunque essere captato, soprattutto durante la fase di coltivazione della discarica. Ne consegue, appunto, il monitoraggio per le considerevoli quantità di biogas emessi nell’ambiente. Tali flussi incontrollati vengono definiti emissioni diffuse e possono avere impatto negativo sull’ambiente. Infatti, il metano oltre ad essere un gas ad effetto serra, si aggiunge la possibilità che esso può provocare esplosioni in ambienti confinati, non appena la sua concentrazione risulta essere compresa tra il 5 % ed il 15 %, oltre a risultare dannoso sia per l’uomo provocando asfissia in ambienti chiusi che per la vegetazione. Inoltre, il biogas spesso trascina con sé tracce di gas aventi una soglia di rilevabilità olfattiva molto bassa.

Per un buon monitoraggio, risulta necessario indagare sulle emissioni diffuse all’interno della discarica individuando zone in cui si verifica una diffusione abnorme di biogas, in quanto non captato sufficientemente. Come si è fatto con il monitoraggio delle emissioni di metano alla discarica delle Strillaie di Grosseto, è possibile

Capitolo 2 – Sviluppo e valutazione di tecniche per la misurazione del metano dal suolo

l'individuazione dei punti su cui effettuare le misurazioni di gas prodotto suddividendo la discarica in zone omogenee secondo la seguente equazione:

$$N = 6 + 0.15 \sqrt{S}$$

con

S : superficie da indagare in m²;

N: numero di zone.

Non è ancora definito un metodo ufficiale per la determinazione delle emissioni diffuse; viene presa in considerazione una recente normativa tecnica dell'Agenzia per l'ambiente Inglese (EA): “ Guidance for monitoring Landfill Gas Surface Emissions”. Con questa tecnica, si prevede l'utilizzo di una speciale camera di cattura del Biogas “ Flux Box” e di un analizzatore a raggi infrarossi che valutano la concentrazione del metano esalato dal terreno della discarica. Inoltre, è necessario procedere alla valutazione dell'impatto provocato dalle emissioni diffuse anche all'esterno della discarica stessa. Tale valutazione può essere fatta solo attraverso l'ubicazione di idonei siti di prelievo. Il numero e l'ubicazione di tali siti dipende dalla topografia e dall'estensione dell'area da monitorare. Si devono prendere, di norma, almeno n.2 punti di prelievo lungo la direttrice principale del vento a monte e a valle della discarica. Infatti, in discarica è presente una centralina meteo climatica, in grado di monitorare tutti i parametri previsti nell'allegato II del D.l.vo 36/2003 alla voce “ **Dati meteorologici**”.

Direzione e velocità del vento	Frequenza giornaliera
Evaporazione	Frequenza giornaliera sommati ai valori mensili
Umidità atmosferica	Frequenza giornaliera

Tab.2. 3 : Dati meteorologici della tabella 2 del Dlgs 36/2003 “Parametri da misurare e frequenza minima delle misure”

I composti da monitorare con frequenza mensile[2], con l'indicazione delle metodiche analitiche da utilizzare ai fini della determinazione della qualità dell'aria sono:

TIPO DI SOSTANZA	METODO ANALITICO DI RIFERIMENTO
H ₂ S	Metodi NIOSH 6013/94/ Fiale colorimetriche
NH ₃	Fiale colorimetriche a lettura istantanea/ UNICHIM 268/89
MERCAPTANI	Fiale colorimetriche a lettura istantanea
POLVERI	Rif. Normativo dpcm 28/03/83 (prelievo 24 hr)

Tab.2. 4 : Sostanze da monitorare mensilmente ai fini della determinazione della qualità dell'aria. Metodi analitici.

In Tab.2.4 vi è riferimento all'uso di fiale colorimetriche come metodo analitico proposto dall'ARTA.

Le fiale colorimetriche sono dei dispositivi portatili e monouso che permettono di rilevare in loco la concentrazione di gas e vapori nell'ambiente. A tutti gli effetti, sono delle fialette trasparenti che contengono all'interno delle sostanze chimiche reagenti. Quando vengono utilizzate, si impiega una pompa manuale o automatica che aspira un volume preciso di aria all'interno della fiala. La reazione chimica con il contaminante dell'aria provoca un cambiamento di colore del reagente e la lunghezza della colorazione è proporzionale alla concentrazione della sostanza da monitorare. La parte colorata viene quindi comparata con una scala di concentrazione stampata all'esterno della fiala per stimare la concentrazione della sostanza nell'aria. Le fiale colorimetriche sono disponibili per più di 600 inquinanti differenti. Sono molto utilizzate, perché sono estremamente pratiche e convenienti economicamente, ma hanno una serie di limitazioni. Un problema è l'interferenza di altre sostanze con l'inquinante che si deve monitorare. Per limitare problemi del genere, il produttore delle fiale provvede sempre a stilare una lista delle sostanze chimiche che possono reagire con il reagente presente all'interno. Un altro problema è che il reagente può deteriorarsi col tempo, specialmente se la fialetta non è conservata nel modo appropriato. L'accuratezza di qualche fiala può arrivare anche al +/-25% circa. Questo può comunque bastare per far capire se una

determinata sostanza è presente oppure no nel luogo del monitoraggio. Inoltre, ogni fiala può essere utilizzata solo per i monitoraggi occasionali e non continuativi.



Fig.2. 3 : Fialette colorimetriche . A destra la fialetta indica, come esempio, una valore di concentrazione pari a 15 ppm di una sostanza non specificata.

Per quanto concerne le sostanze odorigene non esistono limiti tabulati di qualità dell'aria, mentre per le polveri i valori previsti dalla vigente normativa in materia fanno riferimento a misurazione continue nell'arco delle 24 ore per tutto l'anno. Quindi, allo scopo di salvaguardare la salute umana, l'ARTA propone dei limiti di concentrazione per una generica discarica[1]:

TIPO DI SOSTANZA	LIMITE DI CONCENTRAZIONE	NOTE
H ₂ S	0.1 ppm	Limite rilevabilità strumentale
NH ₃	5 ppm	Soglia olfattiva
MERCAPTANI	0.1 ppm	Limite rilevabilità strumentale
POLVERI	100 µg/Nm ³	

Tab.2. 5 : Qualità dell'aria: Valori soglia di riferimento per alcune sostanze da discarica

Nella tabella successiva vengono illustrati i limiti proposti per le emissioni di metano (guidance for monitoring landfill gas surface emissions - LFTGN07)

LIMITI DI GUARDIA PER EMISSIONI DIFFUSE	
Per discariche chiuse e ricoperte	$1 \cdot 10^{-3} \frac{mg}{m^2 \cdot s} \approx 0.05 \frac{m^3}{h \cdot ha}$
Per discariche provvisoriamente ricoperte	$1 \cdot 10^{-1} \frac{mg}{m^2 \cdot s} \approx 5 \frac{m^3}{h \cdot ha}$
LIVELLI DI GUARDIA PER FUGHE BIOGAS NEL TERRENO	
Nei soli pozzi di monitoraggio per metano	1% = 10000 ppm
Per CO ₂ e O ₂	Non necessario

Tab.2. 6: Limiti di guardia per emissioni diffuse di metano da una discarica, E. Magnano .

Come dimostra la Tab. 2.6 , per individuare migrazioni di gas nel suolo e nel sottosuolo è fondamentale la presenza di pozzi di monitoraggio, presenti all'esterno del perimetro e aventi caratteristiche e profondità in relazione alle caratteristiche geologiche del suolo. Il livello di guardia per fughe di metano dal corpo della discarica corrisponde a circa 10000 ppm. Per l'anidride carbonica e l'ossigeno non si propone nessun limite a causa delle naturali concentrazioni di tali gas nel terreno.

I vantaggi di un monitoraggio [2] sono:

1. Identificazione degli effetti bersaglio e percorsi di esposizione;
2. Quantificazione del rischio potenziale connesso alla discarica nel suo complesso;
3. Approccio integrato avente validità per l'intero ciclo di vita della discarica;
4. Adeguamento dei costi in fase operativa e in fase di post- chiusura.

2.2 Metodo di misura del flusso di gas dal suolo

Le diverse tecniche di misura [5] del flusso di gas dal suolo possono essere suddivise in tre diverse categorie:

- Misure del gradiente di concentrazione;
- Tecniche dinamiche;
- Tecniche statiche.

Le **misure del gradiente di concentrazione** sono eseguite su campioni di piccolo volume, aspirate mediante sonde inserite nel terreno a profondità variabile. I valori di flusso vengono calcolati mediante la legge di Fick, assegnando un valore al coefficiente di diffusione del gas per ogni sito di misura[4]:

$$\frac{\delta\varphi}{\delta t} = \nabla \cdot (D \cdot \nabla\varphi) \quad 2.4$$

Questo è il metodo più utilizzato per misurare flussi di VOC dal suolo. La difficoltà maggiore è sicuramente quella di assegnare un valore al coefficiente di diffusione in ogni sito di misura. Il coefficiente presenta una grande variabilità spaziale perché è influenzato fortemente dalle caratteristiche del suolo. Il valore misurato è corretto solo se il meccanismo è solo diffusivo, condizione che si verifica raramente.

Un'indagine sui gas interstiziali sono effettuati [3] solo se la contaminazione è abbastanza superficiale (profondità < 6 m), perché si valutano le condizioni di ossigeno limitanti. Valori inferiori al 5% di ossigeno indicano con buona probabilità la presenza di batteri biodegradatori, in quanto in terreni incontaminati la concentrazione di ossigeno è normalmente pari a quella atmosferica. Con il metodo del Soil Gas Survey si determina l'estensione della contaminazione e la localizzazione dei punti più adatti al posizionamento dei pozzi di ventilazione e dei punti di monitoraggio. I gas che forniscono informazioni fondamentali sono Ossigeno, Anidride carbonica e Idrocarburi in fase vapore. La concentrazione di questi gas, se confrontata con quella dei gas atmosferici o di zone non contaminate, fornisce indicazioni sia sul grado e estensione della contaminazione, sia sulla biodegradazione in atto fondamentale per il ciclo di vita di una discarica. Prima di analizzare gli effetti degli idrocarburi (TPH), è fondamentale soffermarsi sugli altri due gas indicatori della respirazione microbica: O₂ e CO₂.

Capitolo 2 – Sviluppo e valutazione di tecniche per la misurazione del metano dal suolo

A seguito di uno sversamento di Idrocarburi, se nel terreno ci sono delle popolazioni microbiche, le concentrazioni di ossigeno nel terreno sono basse ($< 5\%$), mentre le concentrazioni di CO_2 sono alte ($> 10\%$). Da notare che le concentrazioni di ossigeno sono più basse in prossimità dell'area contaminata a causa della biodegradazione. Con la crescita della popolazione di microrganismi degradatori si impoverisce la scorta di ossigeno nel terreno che aumenta in condizioni aerobiche rispetto a quelle anaerobiche. Mentre in alcuni terreni o zone della discarica ben areati, la diffusione di ossigeno è sufficiente a coprire le necessità biologiche e anche le concentrazioni dei contaminanti subiscono un'attenuazione. Invece, l'anidride carbonica deriva da un sottoprodotto della biodegradazione aerobica completa degli idrocarburi; la sua concentrazione è abbastanza elevata. Inoltre la sua concentrazione dipende dal tipo di suolo. Ad esempio, un suolo alcalino e con pH superiore a 7.5 fa sì che l'anidride carbonica contribuisca alla formazione di carbonati anziché rimanere in fase gassosa. Mentre in suoli acidi, la produzione di anidride carbonica è direttamente proporzionale al consumo di ossigeno. I risultati di un'indagine dovrebbero evidenziare che la concentrazione di O_2 interstiziale in aree non contaminate è molto simile a quella dell'ossigeno nell'ambiente e la concentrazione di CO_2 molto bassa, inferiore allo 0.5%.

Gli idrocarburi presenti nei gas interstiziali possono fornire indicazioni sull'estensione ed entità della contaminazione. Alcuni carburanti come la benzina vengono facilmente individuati tramite le tecniche di Soil Gas Survey, mentre carburanti più pesanti contengono meno volatili e quindi sono più difficili da individuare con queste tecniche. Il metano che è il sottoprodotto della degradazione aerobica viene utilizzato per localizzare i terreni più contaminati della discarica. Le indagini sui gas interstiziali vengono condotti prima di ubicare i pozzi per i test pilota e i punti di monitoraggio. Infatti queste indagini servono per verificare le condizioni del terreno, l'applicabilità del bioventing¹, determinare l'estensione ed entità della contaminazione in particolare per definire l'estensione areale verticale della contaminazione. A questo punto, i punti

¹ Bioventing: La bioventilazione prevede l'impianto di pozzi di estrazione dell'aria nella insatura del sito. Attraverso i pozzi si prevede l'insufflazione di aria che produce la proliferazione dei microrganismi autoctoni che a loro volta degradano i composti organici adsorbiti dalle componenti minerali e organiche del suolo. Sono particolarmente utilizzati per la decontaminazione di terreni inquinati da idrocarburi. L'efficienza di rimozione dipende dalla permeabilità del terreno.

di indagine sono disposti secondo una griglia centrale e le sonde vengono posizionate ai nodi della griglia. L'indagine parte dal centro della zona e prosegue fino all'esterno, ossia fino alla zona non contaminata. Inoltre, le misure effettuate in ogni punto, possono essere ubicate a varie profondità per determinare la distribuzione verticale dei contaminanti accennata prima e per osservare la percentuale di ossigeno disponibile in quel punto.

In Tab. 2.7 si inseriscono alcune caratteristiche dei contaminanti in funzione del SGS di Marrin [4].

Gruppo di contaminanti	Composti	Applicabilità del SGS
Gruppo D: idrocarburi $C_1 \div C_8$	BTEX ² , metano, cicloesano, benzine	Sono più facilmente rilevabili negli acquiferi poco profondi o vicino a serbatoi. Gli LNAPL ³ galleggiano sulla falda, possono fungere da solventi per i DNAPL ⁴ mantenendoli più vicini alla superficie. Soprattutto LNAPL ⁵ .

Tab.2. 7: Caratteristiche dei contaminanti in funzione del soil gas survey (SGS), Marrin, 1987.

Per la determinazione del numero di campioni da prelevare in profondità per ogni punto di indagine si fa riferimento alla Tab. 2.8 proposta dalle Linee guida 8 della Provincia di Milano. La raccolta di più campioni lungo la verticale è necessaria, come si accennava precedentemente, per verificare lo stato di contaminazione per strato del terreno di una discarica [5].

² BTEX : Benzene, Toluene, Etilbenzene, Xylene , sono alcuni dei VOC.

³ LNAPL: fase liquida leggera non acquosa, sostanze organiche con densità inferiore a quella dell'acqua, che in una falda tendono a restare insolubili sulla superficie dell'acquifero e quindi possono generare un tipo di inquinamento molto più pericoloso soggetto alle azioni di movimento del livello di falda.

⁴ DNAPL: liquidi densi in fase non acquosa. Lo sono i solventi clorurati e tutti gli idrocarburi alogenati.

⁵ LNAPL : fase liquida leggera non acquosa. Esempi: benzene e gli oli combustibili.

Spessore del non saturo	Numero di campioni / m
< 5 m	1
5 ÷ 10 m	0.5
>10 m	0.5 nei primi 10 m + 2 campioni di cui uno a metà dell'orizzonte tra 10 m e la superficie di falda e uno appena sopra la superficie di falda

Tab.2. 8: Numeri di campioni da prelevare a diverse profondità in funzione dell'estensione verticale del non saturo.

Per i campionamenti si possono usare sia sistemi attivi che passivi, in cui vantaggi e svantaggi sono descritti in modo dettagliato in Tab.2.9.

Metodo	Vantaggi	Svantaggi
Attivo	I campioni sono analizzati in sito e si può disporre di una mappatura in tempo reale	Non efficiente per individuare composti poco volatili.
	Si possono prelevare ed analizzare da 8 a 30 campioni/giorno	Esigenza di procedure di assicurazione di qualità/controllo qualità
	Si può individuare e delimitare la sorgente e il pennacchio di VOC	Non applicabile in terreni poco permeabili o saturi.
	SVOC ⁶ e prodotti pesanti possono essere individuati indirettamente misurandone i prodotti di biodegradazione.	L'equipaggiamento analitico può non essere in grado di individuare tutti i costituenti presenti.
Passivo	Possono essere individuati una gran parte di VOC, SVOC e composti poco volatili.	I dati non possono essere utilizzati per stimare la massa dei contaminanti.
	Maggiore possibilità di applicazione in terreni poco permeabili o con contenuto idrico elevato	Non si può identificare la distribuzione sulla verticale dei contaminanti
	Possono essere installati da 40 a 100 dispositivi/giorno	Il tempo per raccogliere ed analizzare un campione varia da 3 a 6 settimane
	Minimo disturbo alle caratteristiche del sottosuolo e alle operazioni in sito	Il desorbimento dei composti può distruggere alcuni componenti
	Facile da installare	Le misure sono dipendenti dal tempo e non sono comparabili con i metodi di laboratorio per le acque sotterranee ed i suoli.
		La distribuzione e la geometria degli orizzonti poco permeabili possono causare erronee informazioni

⁶ SVOC: composti organici semivolatili.

Metodi Attivi

Si utilizzano sonde di acciaio di piccolo diametro (da 5/8 a 1 pollice). Generalmente, la sonda è composta da una punta forata avvitata su una serie di aste di prolungamento. In Fig. 2. 4 è illustrato un tipico impianto per la misura dei gas interstiziali[5].

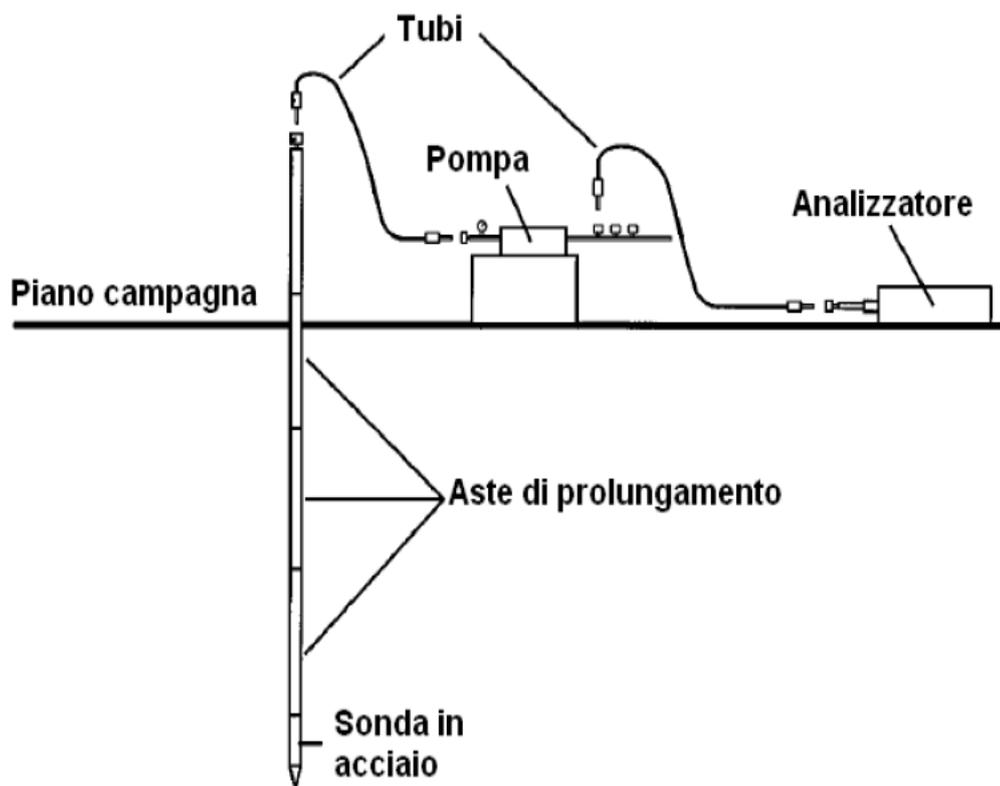


Fig.2. 4 : Schema di un impianto per la misura dei gas interstiziali

L'installazione delle sonde viene effettuata mediante martello elettrico per poter far raggiungere profondità di 3 ÷ 4.5 m o una testa idraulica per profondità di 9 m.

Capitolo 2 – Sviluppo e valutazione di tecniche per la misurazione del metano dal suolo

Quando il terreno non consente l'uso di martelli o di teste idrauliche o per monitoraggio permanente, i punti di monitoraggio possono essere installati tramite perforazione con sonde. Il rilevatore di concentrazione deve essere calibrato ogni giorno con i gas presenti in atmosfera (20.9 % di Ossigeno, 0.05% di Anidride Carbonica) e con uno standard contenete 0% di Ossigeno, il 5% di Anidride Carbonica ed il 95% di azoto. Molti strumenti sono usati per le misure sul terreno, ma tutti devono avere come requisito fondamentale un rilevatore di concentrazione di idrocarburi che vanno da 1 ppm_v a 10000 ppm_v e distinguere il metano da altri idrocarburi. Per la misura degli idrocarburi sul terreno si usano i FID, perché migliori dei PID. Ogni strumento si calibra con un gas esano per essere sicuri dell'esattezza delle misure. Poiché il metano è un gas molto comune nel terreno, soprattutto quando vi è presenza di materia organica presente nei rifiuti di una discarica, esso può causare una sovrastima delle concentrazioni di idrocarburi e pertanto ogni strumento utilizzato deve escludere il contributo del metano alla lettura delle concentrazioni degli altri idrocarburi. Sempre in Fig.2.4 , vi è la presenza di una pompa usata per il monitoraggio dei pozzetti e per la raccolta dei campioni. Esse devono avere una portata di 28 l/ min circa di aria con un vuoto massimo di $6.7 \cdot 10^4 Pa$, avere filtri per catturare le particelle presenti nel flusso d'aria e non devono essere lubrificate a olio. Devono essere presenti degli indicatori per tenere sotto controllo il vuoto durante lo spurgo e anche per la permeabilità del terreno il quale influenza il valore della pressione. Procedure diverse vengono applicate per terreni a bassa e ad alta permeabilità.

Per il campionamento in terreni a bassa permeabilità si utilizza una procedura diversa. Dopo lo spurgo del pozzetto di campionamento, prima dell'analisi si raccoglie un campione di gas in una borsa Tedlar. Il sistema è illustrato in Fig. 2.5 ; la borsa viene posizionata in una camera a tenuta d'aria, collegata al punto di campionamento tramite un tubicino. La camera viene chiusa e sigillata e poi collegata alla pompa. Per raccogliere il campione si apre la valvola di campionamento, si accende la pompa e , per il vuoto creato, la borsa Tedlar si riempie di gas. Quando la borsa è quasi piena si chiude la valvola di campionamento e si spegne la pompa. Successivamente si apre la camera e si preleva la borsa Tedlar. Il campione viene analizzato collegando il rilevatore direttamente alla borsa Tedlar.

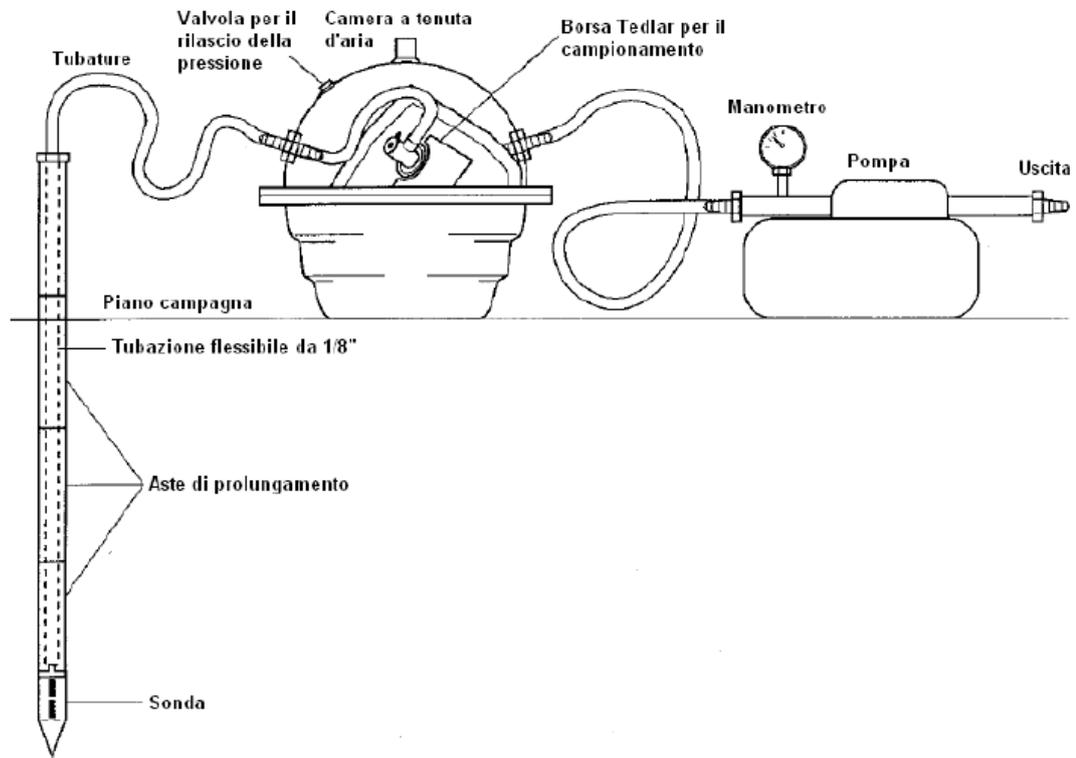


Fig.2. 5 : Schema di un sistema di campionamento per la raccolta di gas in terreni a bassa permeabilità

I principali problemi che si possono incontrare durante il campionamento dei gas sono i seguenti:

- Difficoltà nell'estrazione dei gas dei punti di campionamento in particolare nei terreni a bassa permeabilità e risolto diminuendo il tasso di estrazione del gas. In altri casi è dovuto all'intasamento dei filtri, quindi questi ultimi vanno puliti o restituiti.
- Ingresso di acqua durante il campionamento perché si è nella zona satura o perché i filtri si sono saturati con acqua durante la costruzione. Oppure da un punto di vista fluidodinamico quando la pressione applicata dalla pompa supera la pressione capillare.
- Concentrazioni elevate di Ossigeno in aree contaminate.

Metodi passivi

Questi metodi passivi prevedono di lasciare in sito una sonda che adsorbe i composti volatili presenti nel mezzo insaturo. Sono metodi meno diffusi, ma importanti per condizioni geologiche particolari come la ridotta permeabilità del terreno. Viene inserito il carbone attivo all'interno di una sonda campionatrice fino a quando i composti organici presenti sono adsorbiti selettivamente. La struttura descritta viene adagiata all'interno di fori praticati nel terreno mediante trivelle manuali fino alla profondità massima di 1 m circa e lasciata in posto per un periodo variabile da 3 a 21 giorni dopo aver sigillato il foro in superficie. Altri apparati sono costituiti da carboni attivi racchiusi entro celle di flusso che vengono adagate sulla superficie del terreno e mantenute in posizione per il tempo necessario. Il tempo di campionamento è molto più lungo rispetto ai tempi dei metodi attivi, perché la sonda viene prelevata dopo un giorno o dopo una settimana e i composti adsorbiti vengono analizzati in laboratorio.

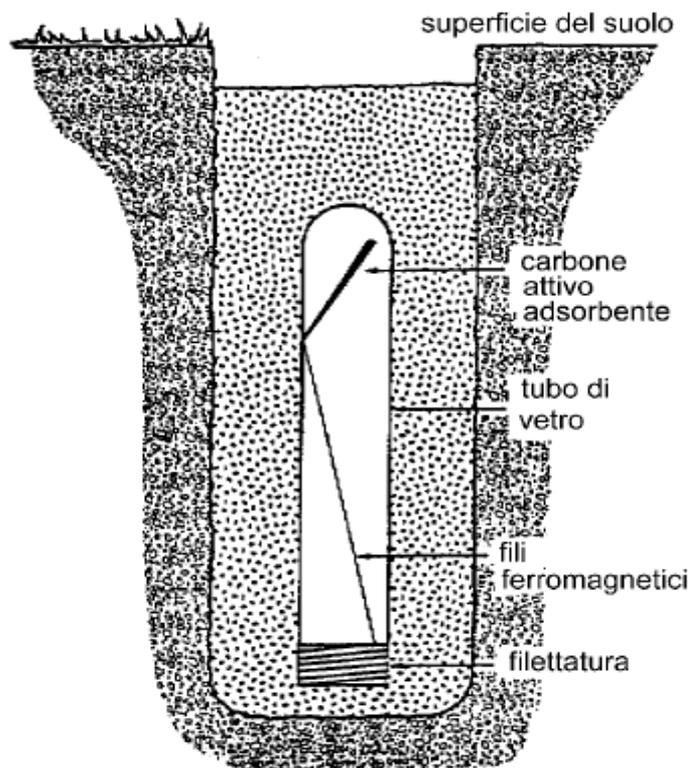


Fig.2. 6: Sistema PETREX® per il metodo passivo di campionamento dei gas interstiziali.

Vengono utilizzate due tipi di sonde : sistema PETREX® (Fig.2.6) e sistema GORE - SORBER® (Fig.2.7).

La sonda PETREX® ha dimensioni di una decina di cm di lunghezza e diametro di circa 2 cm e che viene posta all'interno di uno scavo o perforazione ed è costituita da una fiala di vetro all'interno della quale è posto un filamento metallico rivestito di carbone attivo sul quale vengono adsorbiti i composti volatili presenti nel sottosuolo.

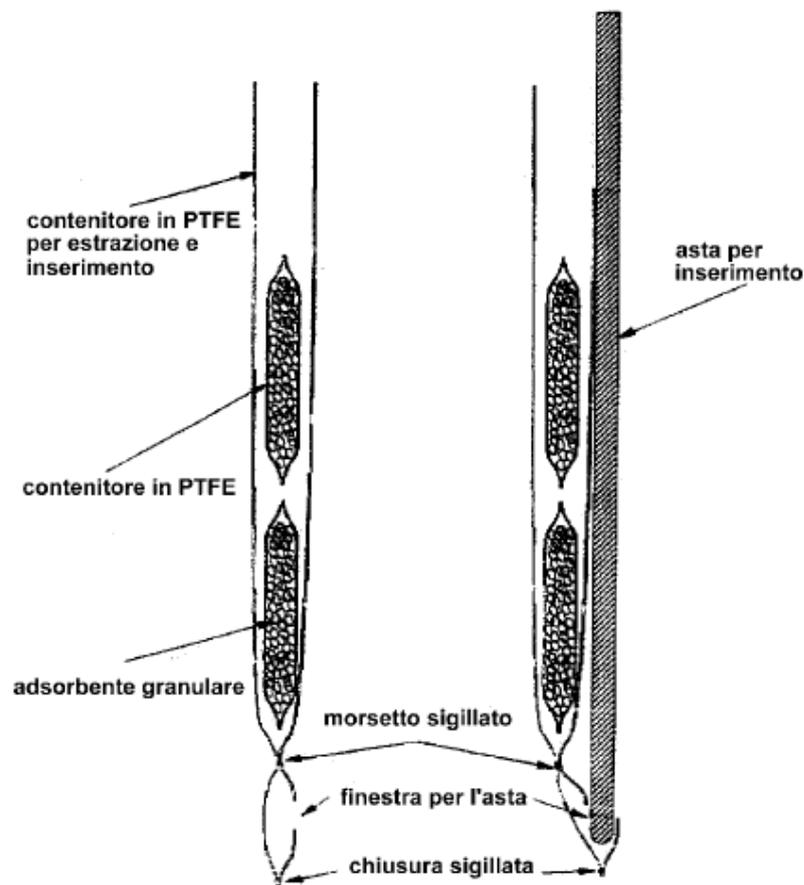


Fig.2. 7 : Sistema GORE - SORBER®

La sonda GORE- SORBER® è costituita da granuli di carbone attivo, che adsorbono i composti volatili, racchiusi all'interno di una membrana in ePTFE di GORE - TEX®.; la sonda, che ha una lunghezza superiore al metro, può essere posta nel sottosuolo, mediante una apposita attrezzatura di diametro inferiore ai 2 cm, ma a profondità limitata a qualche metro.

I risultati del Soil Gas Survey ci permettono di determinare l'estensione della contaminazione e la localizzazione di zone per l'inserimento di ossigeno necessario alla biodegradazione nel caso del bioventing. Infatti, le basse concentrazioni di ossigeno sono indice di fattibilità del bioventing, mentre se le concentrazioni sono elevate (5 ÷ 10 %) e il terreno è contaminato significa che ci sono dei fattori limitanti alla biodegradazione come la scarsa umidità del terreno e la presenza di sostanze tossiche.

La **tecnica dinamica** consiste nella determinazione in continuo dell'incremento di concentrazione di gas in un flusso d'aria, imposto dall'operatore, passante attraverso un contenitore capovolto sul terreno. Il limite fondamentale di questa tecnica è che il flusso è che il flusso di gas dipende dal flusso d'aria imposto dall'operatore attraverso la camera, in quanto determina la direzione del bilancio di flusso tra suolo e la camera d'aria, infatti si crea un disequilibrio di pressione con variazione del flusso naturale. Questa tecnica consiste sia nella determinazione dell'incremento di concentrazione di gas nell'aria contenuta nel recipiente sia la quantità di gas assorbita da una soluzione collocata all'interno del recipiente stesso. Le misure di concentrazione di gas vengono eseguite nel momento in cui il recipiente viene posto sul terreno e dopo un determinato intervallo di tempo.

I diversi metodi di misura dei flussi di gas emessi dal suolo possono essere suddivisi in stazionari e non stazionari: nel primo caso un flusso definito "bianco" viene fatto passare attraverso il contenitore per misurare la concentrazione del componente nel gas in uscita; nel secondo caso si misura la variazione temporale del valore di concentrazione del gas all'interno del contenitore.

Il **metodo della camera di accumulo** è un metodo di tipo statico ed è quello più usato. Gli apparati di misurazione generalmente utilizzati sono basati sul metodo della camera di accumulo e derivano dalle tecniche da lungo tempo utilizzate per la misurazione dei flussi di anidride carbonica dal suolo nella sorveglianza di aree vulcaniche attive. Questo metodo è basato sulla tecnica statica non stazionaria, si misura continuamente la concentrazione di un determinato gas all'interno di un

recipiente permettendo in questo modo un'immediata valutazione del tasso di incremento di concentrazione del gas nel tempo.

In Fig.2.8 viene proposto il metodo di misura della camera di accumulo per il calcolo del flusso di metano[4].

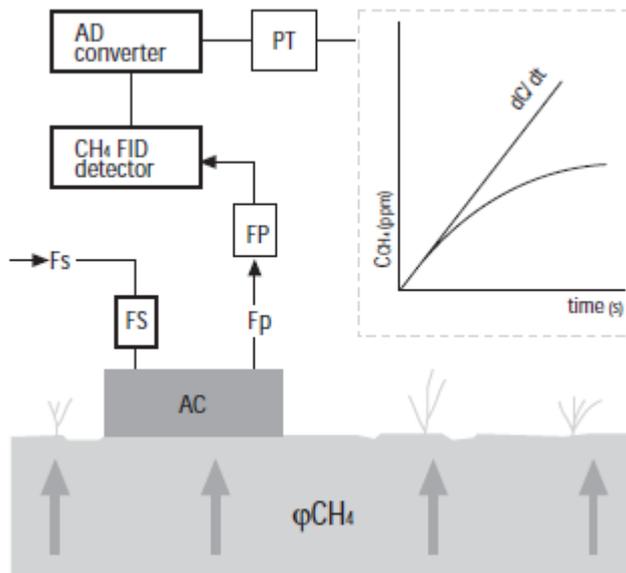


Fig.2. 8 : Schema dell'apparato di misura del flusso di metano – Progetto Cucco 21.

Sul suolo viene appoggiato un contenitore circolare a volume noto nel quale si accumula il gas che fuoriesce dal suolo. La concentrazione di metano nella camera di accumulo viene analizzata istantaneamente tramite un Flame Ionization Detector (FID). Attraverso un convertitore analogico – digitale (AD) il segnale elettrico viene commutato in un segnale digitale e registrato su un computer nel quale viene diagrammato l'incremento di concentrazione in funzione del tempo. Selezionando due punti sulla parte del grafico dove la funzione risulta lineare, un software apposito restituisce e memorizza immediatamente i valori del flusso di metano. Lo stesso metodo si applica per rilevare i valori del flusso di anidride carbonica.

Il metodo della camera di accumulo garantisce molteplici vantaggi:

- Rende possibile la misurazione della quantità di gas che fuoriesce direttamente e spontaneamente dal terreno e viene riversata in atmosfera senza la necessità di apportare fattori correttivi dipendenti dalla permeabilità del terreno;
- Ciascun apparato può essere facilmente trasportato da un operatore e le rilevazioni sono molto rapide;
- È molto più veloce degli altri metodi descritti precedentemente;
- Test condotti in laboratorio rilevano un scarsissimo scostamento rispetto a flussi artificialmente generati ed un'ottima riproducibilità delle misure.

Un limite principale [4] della camera di accumulo consiste nella necessità di effettuare le misurazioni in condizioni di terreno asciutto in quanto quelli con elevato contenuto di acqua tendono a ridurre la loro permeabilità e possono ingenerare una elevata sottostima dei valori del flusso. Le misurazioni del flusso vengono effettuate sui nodi di reticoli (grid) predefiniti, progettati generalmente con Calpuff© per coprire un adeguato numero di misure su tutta l'area della discarica. Inoltre è possibile anche fare delle misurazioni all'esterno della discarica. In letteratura, i dati rilevati dalle campagne vengono elaborati e si utilizza l'approccio delle simulazioni gaussiane stocastiche sequenziali (SGs). Il metodo si basa sulla simulazione della distribuzione geostatistica dei dati attraverso realizzazioni equiprobabili, ognuna dei quali onora la distribuzione dei dati originali. Ogni simulazione si basa sui dati di partenza e sui dati simulati nelle precedenti realizzazioni. La simulazione stocastica permette di evitare la perdita di informazioni dovuti allo smoothing .

Il metodo della camera di accumulo è stato utilizzato per misurare il flusso di CO₂ dal suolo fin dagli inizi degli anni 70.

Le ipotesi alla base di tale metodologia di misura sono le seguenti:

- All'interno della camera di accumulo il mescolamento è completo;
- La pressione all'interno della camera di accumulo non varia. Ciò dipende dalla camera di accumulo posto nella parte superiore della camera.

Capitolo 2 – Sviluppo e valutazione di tecniche per la misurazione del metano dal suolo

- Il gas , trasportato da una piccola pompa, circola tra la camera di accumulo e lo strumento non dispersivo che consente la misura del gas;
- Il sistema è isoterma.

Questo significa che all'interno della camera, la quantità di materia (numero totale di moli) è costante, cambia nel tempo la composizione. Implica, quindi, che il flusso di gas in ingresso e quello in uscita siano uguali.

La camera di accumulo è usata principalmente per la misura di VOC [1]. La fonte principale di VOC in atmosfera è il gas emesso dai motori delle macchine, dallo smaltimento dei rifiuti con la produzione di biogas . Il progetto "ERMAS" descrive per tale metodo il miglior sensore adatto alla misura dei VOC, ossia quelli portatili.

Le tecnologie su cui si basano questi analizzatori portatili per la misura delle concentrazioni di VOC in aria sono principalmente:

- I FID (Rivelatori a ionizzazione di fiamma – Flame Ionization Detector);
- I PID (Rilevatori a fotoionizzazione – Photo Ionization Detector);
- I sensori a infrarosso;
- I sensori a combustione catalitica.

Le tecniche appena elencate sono indicate nel Metodo 21 dell'USEPA " Determination of volatic organic compound leaks".

Gli analizzatori portatili commerciali forniscono misure in tempo reale; infatti hanno i seguenti vantaggi:

- Facilità di trasporto;
- Facilità di utilizzo;
- Esecuzione dell'analisi direttamente in linea in modo da minimizzare le incertezze e le spese dovute al campionamento e al trasporto;
- Disponibilità immediata dei risultati.

Gli svantaggi [4] sono:

- Limitata sensibilità;
- Limitata selettività;
- Limitata accuratezza dovuta a problemi di calibrazione.

L'indagine di mercato ha selezionato quattro diversi sensori le cui caratteristiche tecniche più significative sono mostrate nella Tab. 2.9.

	Drager	Raesystem	Telegan	Wilks Enterprise
Modello	Multi – PID 2	ModuRAE	Autofim II	InfraRan
Tecnica	PID	PID	FID	Infrarosso
Precisione	± 10 %	± 2 %	± 15 %	± 20 %
Accuratezza	-	± 10 %	-	-
Tempo di risposta	< 3 sec	< 3 sec	< 3 sec	n.r.
Peso	0.86 kg	0.5 kg	4.2 kg	8.2 kg
Range di misura	0.2- 2000 ppm	0-1000 ppm	0-10000 ppm	0-1000 ppm

Tab.2. 9: Caratteristiche tecniche di alcuni sensori analizzati nel progetto "ERMAS"

Il sensore migliore è il ModuRAE[4] , preciso e leggero. Inoltre il PID come l'infrarosso, non modifica la composizione del gas e per questo è compatibile con il metodo statico della camera di accumulo. Il sensore modello MOduRAE consiste in una sorgente UV, una camera di rilevazione, e relativi circuiti di pilotaggio e misura. L'aria è pompata continuamente nella camera di ionizzazione del sensore. La camera di ionizzazione è costruita come una piccola cavità davanti alla lampada UV. L'elettrodo è costituito da asticelle metalliche, la luce della lampada UV ad alta energia, riflessa sull'elettrodo, ionizza le molecole del gas quando queste passano davanti alla finestra UV. Un elettrometro misura gli ioni raccolti dall'elettrodo.

Lo strumento (Fig.2.9) è costituito da:

- Una camera di accumulo di forma cilindrica equipaggiata con ventola;
- Sensore PID munito di pompa;
- Batterie;
- Computer palmare;
- Convertitore analogico digitale;
- Filtri per polveri e umidità;
- Tubi in silicone e cablaggi;
- Ricetrasmittitore radio;
- Collegamento RS232.

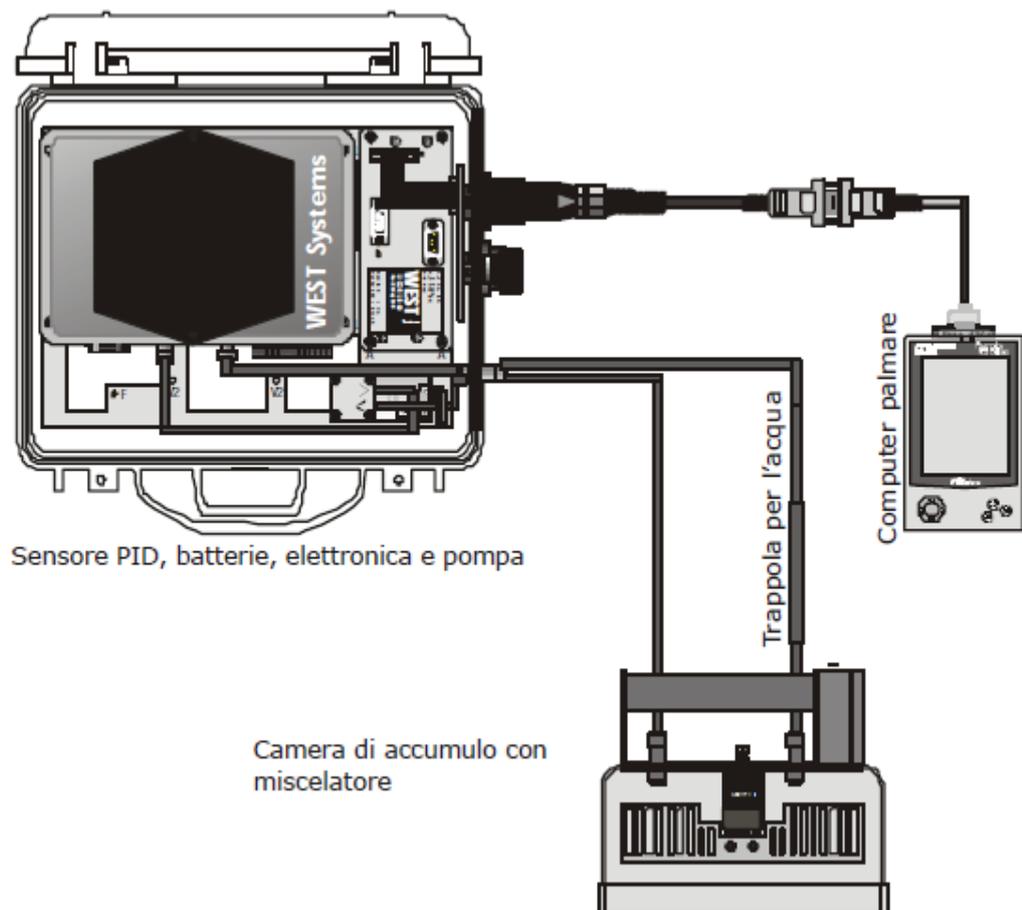


Fig.2. 9: Schema dello strumento per la misura dei flussi diffusi di VOC.

Capitolo 2 – Sviluppo e valutazione di tecniche per la misurazione del metano dal suolo

La camera di accumulo deve essere posta sul terreno, curandone la perfetta adesione del bordo, riducendo in questo modo eventuali influenze del gas con l'atmosfera esterna al box, le quali provocherebbero errori sostanziali nella misura. La presenza della ventola consente di ottenere un perfetto mescolamento dei gas all'interno della camera stessa. La piccola pompa all'interno dell'unità PID provvede ad aspirare i gas; il gas viene fatto passare attraverso una trappola per togliere l'umidità e successivamente attraverso la cella del PID. Il gas in uscita dal PID è convogliato di nuovo nella camera di accumulo. I valori di concentrazione misurati dal PID vengono acquisiti dal convertitore analogico-digitale e inviati al computer portatile che grafica le concentrazioni dei VOC in funzione del tempo. Il software generalmente utilizzato per tali operazioni è stato sviluppato dalla West System srl [1], scritto in linguaggio C++ e di uno speciale algoritmo di calcolo che permette all'operatore di decidere l'intervallo di tempo su cui calcolare la regressione e quindi il flusso di VOC. Perciò questo software calcola il valore del flusso che è direttamente proporzionale al coefficiente angolare della retta di regressione che approssima i dati di concentrazione registrati nelle fasi iniziali della misura. La misura viene eseguita secondo il criterio dei minimi quadrati. Si riporta il metodo di calcolo considerando il flusso di CH₄ di interesse per tale tesi. Per capire la relazione tra α e il flusso di CH₄ bisogna considerare l'equazione di bilancio di massa della CH₄ nel volume noto. La massa di CH₄ nella camera al tempo $t + dt$ è uguale alla massa di CH₄ presente al tempo t più la massa di CH₄ che entra nella camera nell'intervallo di tempo dt , meno la massa di CH₄ che lascia la camera nello stesso intervallo di tempo. In termini matematici:

$$V_c C_{CH_4,t+dt} = V_c C_{CH_4,t} + \varphi_{in} A_c C_{CH_4,soil} dt - \varphi_{out} A_c C_{CH_4,t} dt \quad 2.5$$

dove V_c e A_c rappresentano rispettivamente il volume e l'area della camera; C_{CH_4} è la concentrazione di metano all'interno della camera, $C_{CH_4,soil}$ è la concentrazione del metano nel suolo, φ_{in} è il flusso specifico in entrata e φ_{out} quello in uscita. A causa della ventilazione si è assume che $C_{CH_4,t+dt}$ del gas in uscita sia uguale a $C_{CH_4,t}$. Per una camera cilindrica si ha che $\frac{V_c}{A_c} = H_c$ altezza della camera stessa, per cui:

$$\frac{dC_{CH_4}}{C_{CH_4,t} - C_{CH_4,soil}} = -(\varphi_{in}/H_c) dt \quad 2.6$$

Capitolo 2 – Sviluppo e valutazione di tecniche per la misurazione del metano dal suolo

Questa è una tipica equazione differenziale lineare del primo ordine non omogenea la cui soluzione è :

$$C_{CH_4,t} = C_{CH_4soil} + (C_{CH_4,air} - C_{CH_4soil}) \cdot \exp^{(-t \cdot \varphi_{in} \cdot H_c)} \quad 2.7$$

Alle condizioni iniziali:

$$\varphi_{in} \cdot (C_{CH_4,air} - C_{CH_4soil}) = \left(\frac{dC_{CH_4}}{dt} \right)_{t \rightarrow 0} H_c$$

se $C_{CH_4soil} \gg C_{CH_4,air}$

$$\varphi_{CH_4soil} = \alpha \cdot H_c \quad 2.8$$

Da varie letterature sui metodi di monitoraggio[3] si evidenzia che il metodo della camera di accumulo appare il più efficace per quantificare le emissioni gassose dai camini di aerazione e anche dalle vasche di raccolta percolato per le discariche di rifiuti consentendo una stima efficace della quantità di biogas , in particolare del metano, emessa in atmosfera.

3. VALUTAZIONE DELLE EMISSIONI DIFFUSE USANDO UNA TECNOLOGIA DI TELERILEVAMENTO OTTICO AL TERRENO

L'Agenzia di Protezione Ambientale degli Stati Uniti (EPA) ha sviluppato e valutato un metodo per la caratterizzazione delle emissioni diffuse da sorgenti di larghe aree. Il metodo, conosciuto come mappatura a pennacchio radiale (RPM), usa fascio multiplo, scansione, strumentazione a telerilevamento ottico (ORS) quali la trasformata di Fourier a spettroscopia infrarossa, spettroscopia di assorbimento differenziale ultravioletta, spettroscopia a diodo regolabile a percorso aperto, spettroscopia di assorbimento laser a diodo a percorso aperto attraverso algoritmi fornendo dati spaziali essenziali per il calcolo delle emissioni. L' RPM è usato, generalmente, per emissioni caratterizzate da una vasta gamma di sorgenti, compreso le discariche di nostro interesse, il trattamento di fanghi di depurazione e operazioni agricole. La descrizione del metodo RPM con gli strumenti ORS riguarderà emissioni di gas da discariche (metano, VOC e sostanze tossiche in aria). ORS misura i PIC (Percorso integrato di concentrazione) dati lungo il percorso di un fascio che è definito come una distanza tra il rilevatore dello strumento e uno specchio retroriflettente. La lunghezza del percorso del fascio dello strumento ha un range tipicamente da 50 a 500 m, varia molto dal tipo dello strumento e dalla sua applicazione. Uno dei maggiori vantaggi di questa strumentazione è la capacità di avere molte informazioni su aree monitorate riducendo la possibilità di perdere informazioni su punti importanti. Questo è dipeso molto dall'avanzamento nella ricerca del metodo RPM, sviluppato dall'Università di Washington a metà degli anni novanta. Questo metodo raccoglie molte informazioni grazie ad un percorso a multi fascio nella configurazione. Vengono utilizzate più specchi retroriflettenti nell'area di indagine. Gli strumenti ORS possono scansionare lungo un piano orizzontale (HRPM) per creare una mappa superficiale in cui contorni sono definiti dalla concentrazione, mostrando i punti caldi delle emissioni più importanti del sito. Inoltre, gli strumenti ORS possono scansionare lungo un piano verticale (VRPM) schierato sottovento nella zona di indagine. Si includono anche dati meteorologici in concomitanza alle misurazioni effettuate dagli ORS. Per calcolare le emissioni sottovento è utilizzato il VRPM[6] . OTM-10 è il solo documento approvato dall'EPA

Capitolo 3 – Valutazione delle emissioni diffuse usando una tecnologia di telerilevamento ottico al terreno

che definisce il metodo migliore per caratterizzare emissioni fuggitive da una sorgente.

3.1 Metodi

3.1.a Metodo HPRM

È una tecnica che può essere usata per identificare la zona più pericolosa, ossia quella caratterizzata da aree più elevate di emissioni superficiali o punti più caldi. La tecnica è usata per campionare aree non superiori a 250 m, usa un unico strumento ORT che è sistemato generalmente all'angolo dell'area d'indagine. Vengono impiegati da quattro a dodici specchi a raggiera lungo la superficie della zona di indagine. L'esatta posizione degli specchi è determinata da un software che stabilisce le coordinate di inserimento dell'apparecchiatura. I dati scannerizzati sono un input per l'algoritmo che alla base del metodo utile a creare una mappa orizzontale di concentrazioni di emissioni diffuse. In Fig. 3.1 si mostra un esempio di configurazione HRPM; sono usati nove specchi e l'area per il monitoraggio è di 120 m x 120 m.

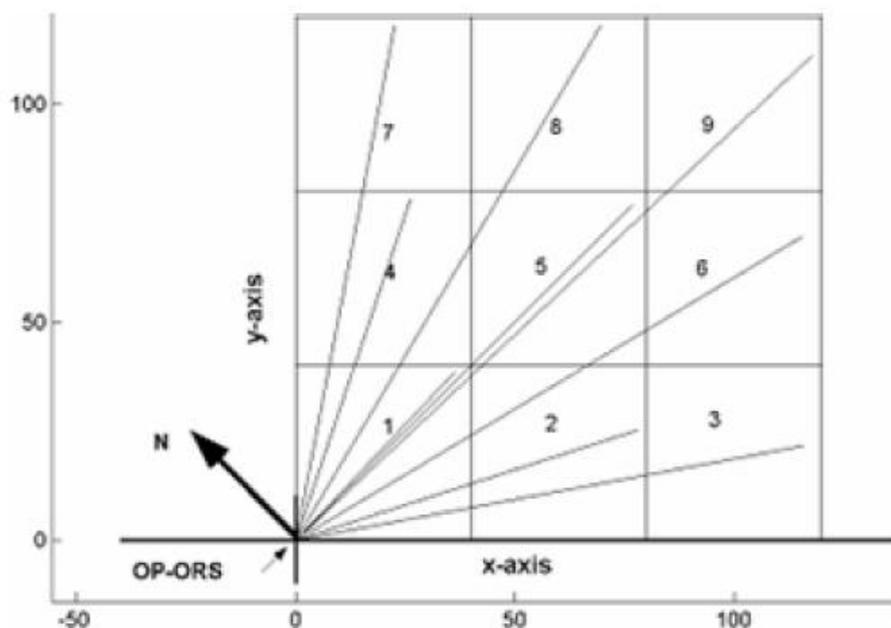


Figura 3. 1 : Esempio di configurazione HRPM che mostra la localizzazione dello strumento ORS e i percorsi ottici usati durante il monitoraggio

In Fig. 3.2 si mostra un esempio di una mappa di concentrazione di metano(ppm_v) generata con il metodo HRPM in una discarica. Il punto rosso indica la localizzazione dello strumento ORS.

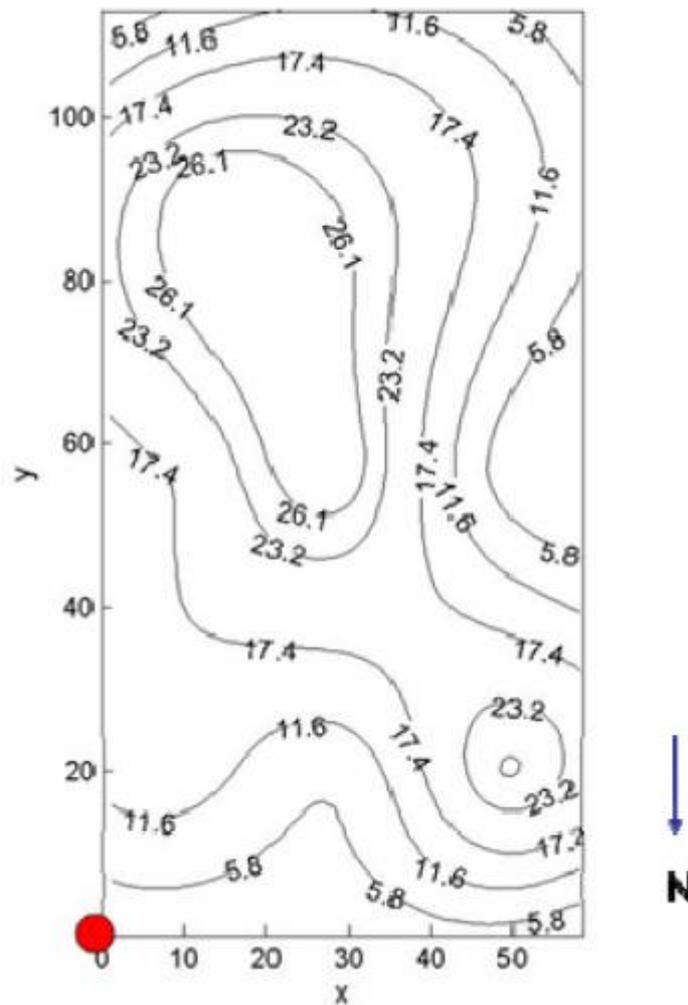


Figura 3. 2: Esempio di mappa di isoconcentrazione del metano in una discarica usando il metodo HRPM.

Le informazioni ricavate dal metodo HRPM sono usate per la configurazione VRPM. Sono usate anche dagli operatori in discarica per sorvegliare e tenere sotto controllo le perdite di metano.

La ricostruzione dell’algoritmo per ottenere la mappa delle isoconcentrazioni di una sostanza fuggitiva è costituita da due step. Primo, un algoritmo inverso iterativo è usato per indicare una concentrazione media in ogni cella. Poi, una procedura di

interpolazione applicata ad ogni valore della concentrazione in ogni cella per calcolare quella a risoluzione più alta [6]. HRPM viene eseguita usando Matlab (MathWorks) software.

Per il primo step che ricostruisce la concentrazione media nella cella , si applica un algoritmo algebrico iterativo di deconvoluzione. Il PIC, funzione del campo di concentrazione[6], è dato da:

$$PIC_k = \sum_m K_{km} \cdot c_m \quad 3.1$$

dove K è la matrice di Kernel che incorpora la specifica geometria del fascio con le dimensioni della cella; k è il numero degli indici del cammino del fascio e c è la concentrazione media nella m - esima cella. Ogni valore nella matrice di Kernel K è la lunghezza del fascio k^{th} nella cella m^{th} . Si risolve usando il Non Negative Least Squares (NNLS) di Matlab per le concentrazioni medie (uno per ogni cella); metodo specifico a fornire il miglior adattamento del valore non negativo. L'algoritmo NNLS è testato e comparato con la tecnica di ricostruzione algebrica moltiplicativa di rilassamento (MART). Entrambi gli algoritmi danno risultati simili quando raggiungono lo stesso livello di adattamento tra il predetto PIC e l'osservato PIC ma il NNLS sembra più veloce. Per tale motivo, viene applicato per tali studi l'algoritmo NNLS. La procedura iterativa procede fino a che la differenza del parametro dei criteri tra passaggi sequenziali scende sotto un valore di soglia molto piccoli definita tolleranza. Il valore di tolleranza dipende da molti fattori come la dimensione dell'area di monitoraggio e il numero di fasci. Un valore tipico di tolleranza è intorno a 10^{-11} . Moltiplicando il risultato del vettore verticale della concentrazione media dalla matrice K, produce il vettore termine dei dati PIC previsti.

Il CCF (Concordance Correlation Factor) è usato per rappresentare il livello di adattamento per la ricostruzione del dominio del percorso di integrazione . I calcoli sono eseguibili mediante Matlab. La correlazione è simile a quella di Pearson ("R", coefficiente di correlazione) , ma è modificata per tenere conto dei cambiamenti in scala e posizione (Lin, 1989). I valori di CCF sono limitati tra -1 e 1, però non può superare il valore assoluto del coefficiente di correlazione di Pearson.

Il secondo step, invece, è l'interpolazione tra nove punti, fornendo una concentrazione di picco non limitato solo al centro delle celle. Viene usata l'interpolazione triangolare di base cubica [6].

3.1.b Metodo VRPM

Il metodo della mappatura del pennacchio radiale verticale (VRPM) è eseguito su un sito di indagine dopo aver completato quello HRPM. Quando è localizzato sulla superficie un punto caldo, la configurazione VRPM viene eseguita sottovento, proprio centrato intorno all'*hot spot* individuato (Fig. 3.3).

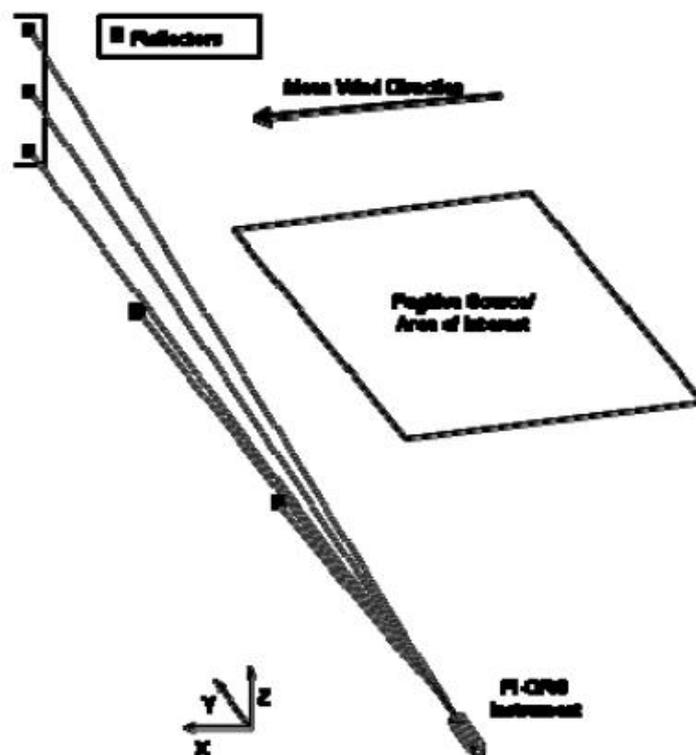


Figura 3. 3 : Esempio di configurazione VRPM impiegata nell'area di indagine sottovento (EPA)

La configurazione VRPM dovrebbe essere impiegata affinché la direzione del vento sia la più vicina possibile al piano.

Per il VRPM si utilizza uno strumento di scansione ORS, una struttura verticale di altezza variabile tra 5 – 15 m posta a 50 – 250 m e specchi retro riflettori multipli.

Capitolo 3 – Valutazione delle emissioni diffuse usando una tecnologia di telerilevamento ottico al terreno

Tipicamente, vengono usati tre specchi lungo il terreno e uno è montato in cima alla struttura verticale. I dati relativi alla velocità e direzione del vento sono raccolti alla base e al top della struttura verticale. I dati del percorso integrato di concentrazione sono raccolti lungo ogni percorso del fascio presente nella configurazione. Questi sono l'input nell'algoritmo del VRPM insieme a quelli relativi al vento per creare una mappa sui flussi emessi e sulle emissioni sottovento. La Fig.3.4 mostra un esempio di mappa del pennacchio di metano generata con i dati raccolti in una discarica americana.

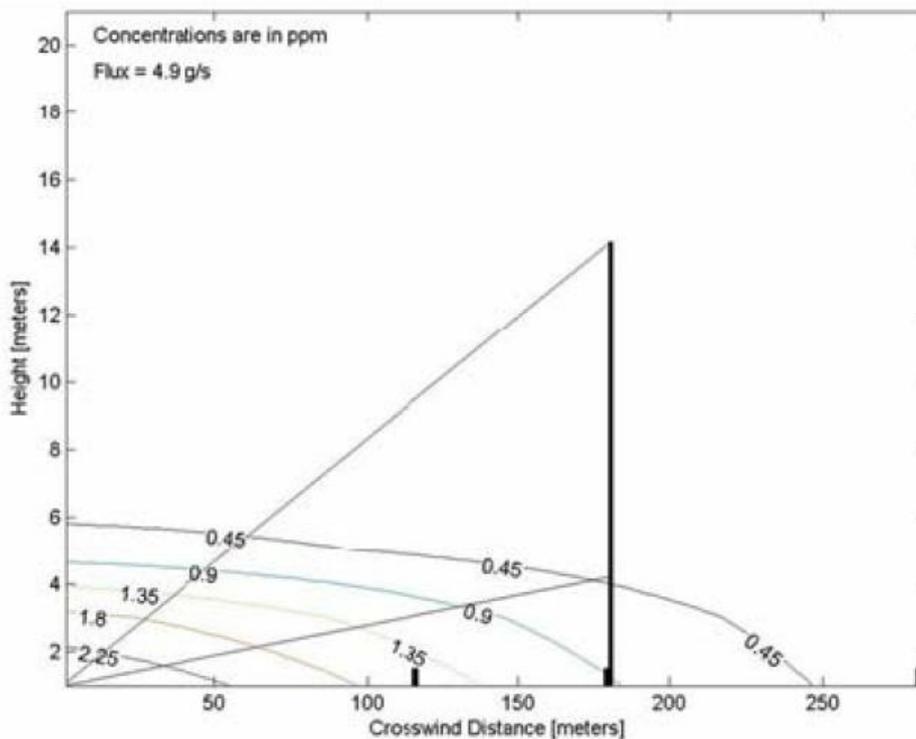


Figura 3. 4: Esempio di mappa ottenuta dal metodo VRPM (concentrazioni in ppm_v). La struttura verticale è visibile nella mappa come una linea solida verticale di colore nero. Lo strumento ORS è posizionato all'angolo sinistro.

Lo strumento ORS esegue la scansione in uno schema costante volto a ogni specchio e valori di PIC sono ottenuti lungo ogni specchio per generare una media a lungo termine in ciascun percorso del fascio. Il flusso in ogni piano verticale è efficacemente il prodotto della somma della concentrazione integrata lungo il piano verticale moltiplicata per la velocità media del vento misurata durante i

monitoraggi. Il flusso emesso calcolato è poi usato per stimare l'area totale di emissione.

L'algoritmo computazionale [6] utilizza un approccio bifase di minimizzazione regolare di base della funzione (SBFM) per poter ricostruire il pennacchio in cui una procedura di ricostruzione unidimensionale viene inizialmente applicata per determinare la specificità del suolo e il profilo laterale del vento. Poi, i parametri ricostruiti vengono sostituiti nella funzione Gaussiana bivariata prima di applicare la procedura bidimensionale SBFM.

In ciascuna fase di procedura di ricerca iterativa SBFM, i valori misurati PIC sono confrontati con quelli assunti, calcolati da un nuovo set di parametri. Per calcolare i valori di PIC presupposti, la funzione base è integrata lungo la direzione del percorso e della lunghezza del raggio. Per la geometria utilizzata, è conveniente usare una funzione regolare G di coordinate polari r e θ .

$$G(r, \theta) = \frac{A}{2\pi\sigma_y\sigma_z\sqrt{1-\rho_{12}^2}} \exp\left\{ \frac{1}{2(1-\rho_{12}^2)} \left[\frac{(r\cos\theta - m_y)^2}{\sigma_y^2} - \frac{2\rho_{12}(r\cos\theta - m_y)(r\sin\theta - m_z)}{\sigma_y\sigma_z} + \frac{(r\sin\theta - m_z)^2}{\sigma_z^2} \right] \right\} \quad 3.2$$

La Gaussiana bivariata ha sei parametri indipendenti sconosciuti:

- A : coefficiente di normalizzazione che regola il valore di picco della superficie della bivariata;
- P_{12} : coefficiente di correlazione che definisce la direzione delle variazioni di distribuzione indipendenti in relazione alle direzioni Cartesiane y e z ($P_{12} = 0$ significa che le variazioni di distribuzione si sovrappongono alle coordinate cartesiane);
- m_y e m_z : posizione di punta nelle coordinate Cartesiane;
- σ_y e σ_z : deviazioni standard nelle coordinate cartesiane. Per adattare i parametri sconosciuti della funzione base per i dati PIC, si deve definire una funzione errore per la minimizzazione.

La funzione somma degli errori al quadrato (SSE) è definita dagli studi EPA come:

$$SSE(A, \rho_{12}, m_y, m_z, \sigma_y, \sigma_z) = \sum_i (PIC_i - \int_0^{r_i} G(r, A, \rho_{12}, m_y, m_z, \sigma_y, \sigma_z) dr)^2 \quad 3.3$$

Dove con PIC si rappresentano i valori misurati PIC e l'indice i è per i diversi fasci. La funzione SSE è minimizzata utilizzando una procedura di minimizzazione iterativa, come il metodo Simplex, per risolvere i parametri incogniti. Questi calcoli vengono eseguiti usando MatLab (MathWorks).

L'interesse nel sviluppare questo metodo mediante questi algoritmi è la concentrazione del piano integrato, quindi, ci collocano una superficie gaussiana bivariata per abbinare il volume sotto la vera superficie per la distribuzione della concentrazione di fondo. Questo volume è altamente conservato nella procedura di installazione, che è in accordo sui cinque integrali di percorso. Sei percorsi ottici indipendenti sono sufficienti per determinare una gaussiana bivariata che ha sei parametri incogniti autonomi. Alcune assunzioni ragionevoli possono essere fatte anche quando si applica il metodo SBFM a questo problema, per ridurre il numero di parametri incogniti a quattro; (per es., impostando il parametro di correlazione P_{12} uguale a zero). Ciò presuppone che la gaussiana bivariata ricostruita è limitata soltanto alle variazioni delle direzioni verticali e trasversali del vento. In questo caso l'equazione 3.2 si riduce in :

$$G(r, \theta) = \frac{A}{2\pi\sigma_y\sigma_z} \exp\left\{-\frac{1}{2}\left[\frac{(r\cdot\cos\theta - m_y)^2}{\sigma_y^2} + \frac{(r\cdot\sin\theta - m_z)^2}{\sigma_z^2}\right]\right\} \quad 3.4$$

Uno può anche fissare la posizione di punta nella direzione verticale rispetto al suolo quando le emissioni a livello del suolo è nota, come in molti esperimenti sul campo. Tuttavia, con questo metodo, non è richiesto di utilizzare informazioni sulla posizione e configurazione della sorgente.

Capitolo 3 – Valutazione delle emissioni diffuse usando una tecnologia di telerilevamento ottico al terreno

Una volta che i parametri della funzione sono stati trovati per una corsa specifica, si calcolano i valori di concentrazione per ogni unità elementare quadrato in un dominio verticale. Poi, si integrano questi valori, che incorporano i dati di velocità del vento ad ogni livello di altezza per calcolare il flusso. In questa fase, si convertano i valori di concentrazione in parti per milione in volume di grammi per metro cubo, considerando il peso molecolare del gas e la temperatura ambiente. Ciò consente di calcolare direttamente il flusso in grammi al secondo, utilizzando i dati di velocità del vento in metri al secondo.

Nell' OTM 10 esprime in forma algebrica ciò che è stato descritto precedentemente per il calcolo del flusso in grammi al secondo mediante l'equazione 3.5 [6]:

$$\mathbf{Flusso} \left(\frac{g}{s} \right) = \left[\mathbf{IC} \left(\frac{g}{m} \right) \right] \cdot \left[\mathbf{velocità\ del\ vento} \left(\frac{m}{s} \right) \right] \cdot \left[\mathbf{cos} \left(\mathbf{direzione\ vento} \right) \right] \quad \mathbf{3.5}$$

dove:

IC: concentrazione integrata sul piano dell'area verticale;

cos(direzione del vento): produce la componente della velocità del vento normale al piano.

In Fig. 3.5 sono rappresentate le componenti utili all'eq.3.5.

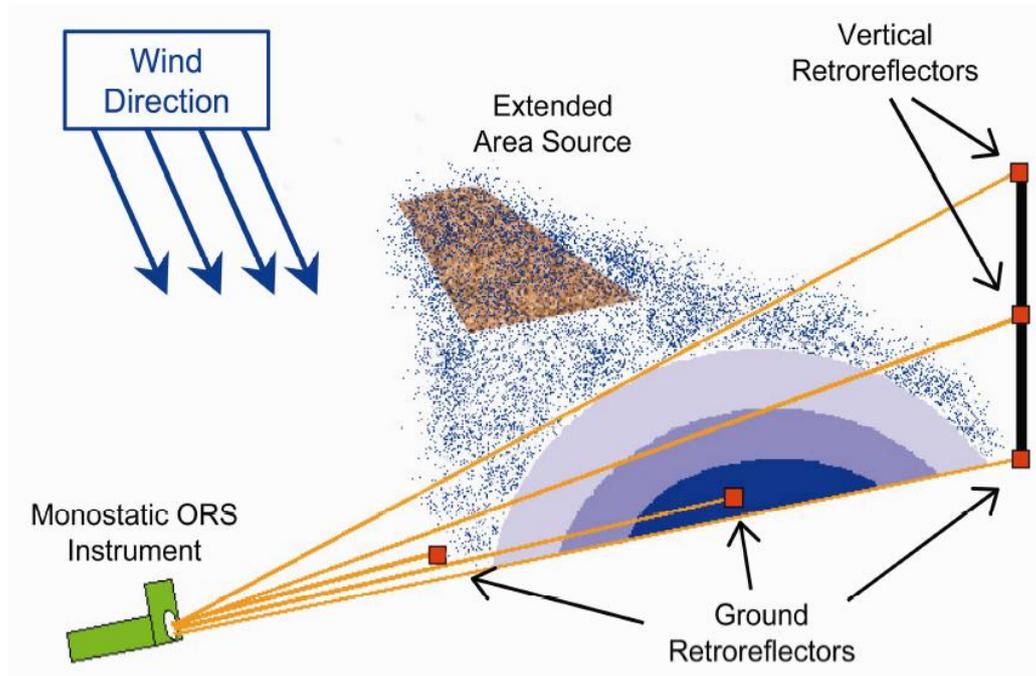


Figura 3. 5 : Configurazione ottica OTM 10 per misure d'area.

3.1.c Approccio alternativo al VRPM

È stato sviluppato un approccio alternativo al VRPM in risposta alle preoccupazioni circa la cattura delle emissioni dalle pendenze delle celle della discarica così come la dipendenza delle misure alla direzione prevalente del vento[6]. Infatti, la topografia di molte discariche nuove e vecchie è costituito da numerosi cumuli con superficie piatta sulle zone migliori e superficie ripide sui lati. Un esempio è la discarica delle Strillaie di Grosseto, dove alcune problematiche di misurazione si sono riscontrate lungo i suoi confini, per la maggior parte a superficie pendente. Quindi, la maggiore preoccupazione è che le emissioni di metano misurate durante le prove non sono state del tutto quantificate. In riferimento alle prove sperimentali effettuate dall'EPA nel febbraio 2007, le indagini da loro svolte hanno fornito alcune interessanti informazioni. Lo studio ha trovato grandi deviazioni standard nei dati di concentrazione di metano suggerendo che i suoi punti caldi erano presenti lungo il pendio e non sulla superficie piatta della discarica. Purtroppo, i ricercatori non sono riusciti a individuare o quantificare i punti caldi di metano lungo il pendio, perché hanno condotto le loro sperimentazioni con strumenti HRPM convenzionali. Le indagini HRPM possono essere difficili da condurre se le piste sono molto inclinate, soprattutto quando si utilizza lo strumento OP- FTIR, perché lo scanner ha un carrello che richiede la livellatura della superficie. Mentre, come si vedrà successivamente, lo strumento OP- TDLAS è uno strumento migliore per condurre indagini con pendenza perché è leggero, semplice da installare e non richiede una superficie piana.

La configurazione del metodo VRPM deve essere sistemata sottovento della zona di indagine in modo che la direzione del vento prevalente è la più vicina alla perpendicolare al piano della configurazione possibile. Ciò è importante, perché si vuole catturare il maggior numero di emissioni del pennacchio. Se si utilizza il metodo HRPM, non si considera la direzione prevalente del vento. Quando si applica la configurazione VRPM, il team di progetto decide dove distribuire le configurazioni, basate sulle direzioni del vento previsti.

Tuttavia, l'effettiva direzione del vento osservato non è sempre la stessa di quella prevista. Questo può essere problematico per lo svolgimento di un progetto che coinvolge più configurazioni con risorse limitate. Quando si applica la configurazione VRPM, i ricercatori consigliano di distribuire la configurazione in una posizione per il periodo di tempo più lungo possibile, per tenere conto di periodi con diverse condizioni di vento[6]. Se la strumentazione e le risorse del progetto sono disponibili per effettuare i test in campo, l'approccio alternativo VRPM (descritto successivamente nel presente paragrafo) può essere applicato a caratterizzare le emissioni provenienti dalla zona di indagine e pendii, così come le zone sopravvento rispetto alla cella di discarica. Poiché l'approccio VRPM alternativo impiega quattro piani per la misura i quali comprendono totalmente l'area di indagine, le misure di flusso possono essere raccolte dalla zona di interesse, indipendentemente dalla direzione del vento prevalente durante il tempo dei test.

L'approccio alternativo consiste di distribuzione di quattro configurazioni VRPM utilizzando due strutture verticali e due sistemi di scansione ORS. La figura 3.6 presenta una schematica dall'alto della configurazione VRPM.

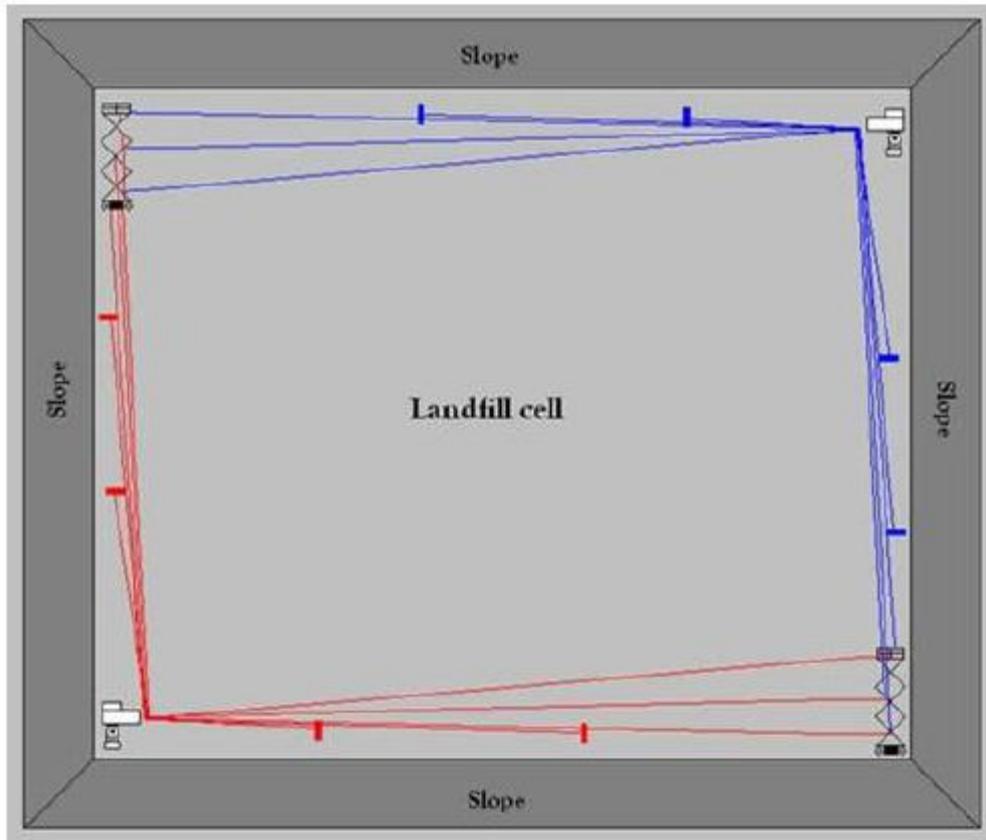


Figura 3.6 : Schema dell'approccio alternativo VRPM.

Due strumenti di scansione ORS sono schierati in cima a ciascuna zona di misurazione, in angoli opposti delle aree della discarica. Ogni strumento viene sottoposto a scansione per due configurazioni a cinque raggi VRPM. I dati raccolti lungo le quattro configurazioni di misura VRPM è utilizzato per caratterizzare le emissioni dalle piste di discarica (o aree sopravvento), nonché emissioni dalla discarica della cella effettiva, a seconda della direzione dei venti dominanti durante il tempo della raccolta dati . I principali vantaggi [6] di questo approccio sono:

- Nessun affidamento sulla direzione del vento per i calcoli di flusso VRPM. Una volta che la configurazione è stata dispiegata, le misure di flusso possono essere raccolte, indipendentemente dalla direzione del vento. Poiché i dati possono essere raccolti durante eventuali condizioni di vento, non c'è bisogno di aspettare dei periodi di venti favorevoli, permettendo così di raccogliere dati in una zona di indagine per un periodo di tempo più lungo. Ciò è particolarmente favorevole per i progetti con risorse limitate.

Capitolo 3 – Valutazione delle emissioni diffuse usando una tecnologia di telerilevamento ottico al terreno

- La possibilità di caratterizzare in modo più diretto le emissioni delle pendenze laterali.

3.2 Confronto con altri approcci di misurazione

In passato, altri approcci di misurazione sono stati utilizzati per ottenere misurazioni delle emissioni in discariche e altre fonti di area. Questi includono una strumentazione tradizionale di campionamento come PID, PID / FID, Summa Canister, vari metodi di assorbenti e camera di accumulo. Anche se questi approcci sono generalmente più facili da implementare, meno costosi rispetto agli approcci di misurazione ORS di base e non influenzabili dalla direzione prevalente del vento durante il periodo di misurazione, essi forniscono solo informazioni di concentrazione da un unico punto della zona di indagine, non evidenziando le superfici delle emissioni di punti caldi o di pennacchi. Anche dopo la raccolta dei dati provenienti da più punti della zona di indagine, ai metodi di campionamento mancano i dati spaziali e temporali necessari per ottenere un quadro completo delle emissioni dal sito. Inoltre, l'approccio della camera di flusso non può caratterizzare accuratamente le emissioni superficiali, a causa del dispiegamento del box sulla superficie della cella della discarica che non può permettere la fuga di emanazioni in prossimità della zona di apertura. Un altro svantaggio di utilizzare i metodi di campionamento a punti è quello di usare modelli di dispersione per ottenere dati di flusso dal sito.

Capitolo 3 – Valutazione delle emissioni diffuse usando una tecnologia di telerilevamento ottico al terreno

La tabella 3.1 presenta una sintesi dei vantaggi e degli svantaggi degli approcci descritti.

Metodi di misura	Vantaggi	Svantaggi
Approccio ORS di base usando la mappatura a pennacchio radiale	<p>Le misure sono raccolte in una vasta superficie evidenziando i principali punti caldi delle emissioni in una discarica</p> <p>Migliore risoluzione spaziale e temporale</p> <p>Calcoli sulle emissioni fondate su misure dirette</p>	<p>La strumentazione è molto costosa</p> <p>Richiede molto più tempo per l'attivazione della strumentazione</p> <p>Si basa sulla direzione prevalente del vento per le misurazioni delle emissioni</p>
Monitoraggio a punti tradizionale (PID, FID/PID, camera di accumulo)	<p>Semplici da utilizzare</p> <p>Meno costosi per l'attivazione</p> <p>Nessun affidamento sulla direzione del vento durante le misurazioni</p>	<p>Fornisce solo dati per un singolo punto monitorato</p> <p>Mancanza di dati spaziali e temporali</p> <p>Possibilità di non avere a disposizione dati su superfici importanti come gli hot spot</p> <p>Richiede modelli di dispersione (cap. 4) per ottenere calcoli sulla dispersione</p>

Tab. 3. 1 : Vantaggi e svantaggi degli approcci dei metodi ORS di base e dei metodi tradizionali per il monitoraggio delle emissioni di metano da una discarica

Gli studi hanno evidenziato che il metodo VRPM ha la capacità di catturare circa il 97% delle emissioni effettivamente rilasciate durante i test. Uno studio di validazione RPM aggiuntivi , utilizzando più gas traccianti, ha scoperto percentuali di cattura favorevoli quando si utilizza il metodo VRPM, così come i risultati sono favorevoli usando il metodo HRPM (Varma et al., 2005).

Capitolo 3 – Valutazione delle emissioni diffuse usando una tecnologia di telerilevamento ottico al terreno

La tabella 3.2 presenta un confronto tra gli approcci di monitoraggio tradizionali e approcci ORS di base utilizzando l’RPM. La tabella include i costi approssimativi di strumentazione, il numero di composti target per ogni approccio che è in grado di rilevare contemporaneamente, limiti minimi di rilevazione (MDL), risoluzione spaziale di ogni tecnica di misura e il numero di personale necessario per la implementazione. La tabella non comprende i costi del lavoro associati con il personale di campo o l'analisi dei dati.

Approcci di misura	Costo delle attrezzature (€)	Numero di composti target	MDL (ppb)	Risoluzione spaziale	Personale necessario all'utilizzo
Scansione OP-FTIR con RPM	93984.96		1 a 100	Area totale	3
Scansione OP-TDLAS con RPM	56390.98		1 a 100	Area totale	2
Scansione UV-DOAS con RPM	150375.94		1 a 100	Area totale	2 ÷3
ORS/RPM di base condotto da ricercatori ambientali	22556.39 a settimana		1 a 100	Area totale	2÷3
PID	7518.80	VOC Totali	1 a 100	Punto singolo	1
PID/FID	7518.80	VOC Totali	1 a 100	Punto singolo	1
Summa Canister	263.16	Multipli	0.1 a 0.5	Punto singolo	1
Camera di accumulo	751.88	Multipli	0.1 a 0.5	Punto singolo	1
Metodi assorbenti	vario	Vari	0.1 a 0.5	Punto singolo	1

Tab. 3. 2 : Informazione sommarie sui monitoraggi con strumenti ORS e strumenti tradizionali

Va notato che la misurazione elencata in Tabella 3.2 può essere eseguita come un servizio da un contraente ambientale, come la TEA Sistemi, il che significa che un investimento di capitale iniziale per apparecchiatura non è necessaria. I costi approssimativi di assunzione di un imprenditore ambientale per condurre una campagna di campo di cinque giorni con un approccio ORS basato con RPM sono tipicamente tra €15.000 e € 30.000, a seconda delle dimensioni del sito, del numero di aree di indagine e dei composti da monitorare. Il costo include la creazione di documentazione di garanzia della qualità, la raccolta dei dati, analisi dei dati e reporting. Nel confrontare i costi di un approccio di misurazione ORS di base con approcci impostati sui punti di monitoraggio tradizionali, quello ORS con il metodo RPM può essere più conveniente. L'approccio ORS offre una risoluzione molto migliore dal punto di vista spaziale e

Capitolo 3 – Valutazione delle emissioni diffuse usando una tecnologia di telerilevamento ottico al terreno

temporale dei dati di concentrazione, permettendo una caratterizzazione dei pennacchi di emissioni e un calcolo diretto dei flussi di emissioni. Per raggiungere lo stesso livello di risoluzione temporale e spaziale utilizzando monitor tradizionale a punto, l'utente dovrebbe distribuire contemporaneamente una moltitudine di monitor sul sito, con conseguente sostanziale aumento dei costi di campionamento e di analisi.

3.3 Fattori limitanti : vento e topografia

L'approccio VRPM impone che le misure siano eseguite sotto vento all'area di emissione e pertanto direzione e intensità del vento costituiscono dei fattori limitanti per una corretta implementazione del metodo.

Le calme non ostacolano i rilievi nella configurazione HRPM, ma non consentono una buona misura nella configurazione verticale, in quanto il plume potrebbe non oltrepassare il piano ottico. Al contrario un vento molto forte non è mai una condizione ideale, tenendo conto che potrebbe causare un dislocamento degli *hot spot* in HRPM, nonché rendere instabili le strutture verticali nel metodo VRPM.

Con una velocità del vento < 1 m/sec si incorre invece in una sottostima del flusso dovuta a condizioni atmosferiche instabili.

Le velocità del vento ideali per eseguire le misure sono:

HRPM: 0-5 m/s

VRPM: 1-8 m/s

Al di **sopra degli 11 m/s** non è raccomandabile effettuare le misure.

Bisogna inoltre disporre la configurazione in un luogo per un tempo il più lungo possibile: occorre tener conto della variabilità della direzione del vento, la quale deve essere pressoché perpendicolare al piano ottico, in modo tale da captare interamente le emissioni.

Talvolta però la direzione del vento non è esattamente perpendicolare e può variare nel corso della misura; in questo caso i valori del flusso risulterebbero sottostimati, in particolare nei casi di *hot spot* localizzati a una lunga distanza sopra vento dal piano di configurazione, in quanto parte del plume potrebbe non essere intercettato nel momento in cui la direzione del vento si discosta di più dalla perpendicolare del piano.

Capitolo 3 – Valutazione delle emissioni diffuse usando una tecnologia di telerilevamento ottico al terreno

Il piano verticale, quindi, dovrebbe estendersi al di là dei confini dell'area di indagine per almeno un 25 % della propria larghezza.

Al contrario, usando il metodo HRPM non è necessario considerare la direzione del vento prevalente.

Altro inconveniente riscontrato nell'implementazione del metodo è dato dal fatto che la maggior parte delle discariche sono costruite in "rilevato" e la loro topografia consiste in un rilievo con una superficie piana e ripide pendenze sui lati.

Poiché spesso non è possibile stendere la configurazione RPM sui lati inclinati, le emissioni di metano dalle pendenze potrebbero non essere quantificate, sebbene possano contribuire in modo rilevante al flusso.

3.4 Approccio Micrometeorologico

Questa modalità di stima del flusso implica una misura della concentrazione di metano contestualmente alla rilevazione di direzione ed intensità del vento.

Il metodo della "Covarianza del Vortice" (Eddy Covariance) si basa sulla presenza di vortici turbolenti nello strato più basso dell'atmosfera che trasportano il gas lungo un gradiente di concentrazione.

Le misure del flusso da un'area sopravento al punto di campionamento sono ottenute come la covarianza tra la velocità del vento verticale e uno scalare, in questo caso la concentrazione del gas, misurati su un periodo medio di almeno 30 minuti.

Si assumono condizioni di stazionarietà, un appezzamento di superficie sufficientemente esteso, una giacitura in piano (velocità verticale media nulla) e uniformità di emissione.

Sotto queste condizioni, il flusso verticale del gas può essere calcolato tramite misure effettuate su un solo punto nell'aria sovrastante la superficie di indagine o tramite delle misure nella sola dimensione verticale.

Per ottenere una misura rappresentativa del flusso occorre comprendere la maggior parte possibile dello spettro dei vortici turbolenti che trasportano il flusso stesso. Pertanto la strumentazione deve essere in grado di acquisire le fluttuazioni del gas in analisi e della velocità del vento con una frequenza di almeno 10 Hz.

Capitolo 3 – Valutazione delle emissioni diffuse usando una tecnologia di telerilevamento ottico al terreno

Lo strumento capace di misurare le tre componenti del vento è solitamente un anemometro Doppler a ultrasuoni, montato a circa 5 m di altezza dal suolo, a cui è collegato un *datalogger* capace di lavorare alle frequenze operative, tipicamente 10-30 Hertz. Per una rapida misura del metano ci si avvale di strumenti che operano nel vicino infrarosso, ad esempio laser TDL (*Tunable Diode Laser*).

L'*Eddie Covariance* è un metodo che fornisce misure dirette e continue senza andare a perturbare il naturale tasso di scambio del biogas, un limite in cui si incorre con l'utilizzo delle camere di flusso.

Tuttavia in condizioni di calma e di stratificazione atmosferica, in cui il flusso turbolento non è ben sviluppato, il metodo tende a sottostimare i valori del flusso.

Inoltre le misure ricavate sono rappresentative della zona che circonda la strumentazione e possono non essere rappresentative dell'intera area qualora il flusso non sia uniformemente distribuito. Il metodo infatti si applica prevalentemente alle valutazioni delle emissioni di gas da ampie superfici (ad es. foreste) con emissione uniforme.

Un altro approccio micrometeorologico si basa sul principio di conservazione della massa: considerando uno spazio definito, il flusso può essere espresso come la differenza tra il flusso di gas che attraversa il limite sopravento e il limite sottovento del suddetto spazio.

$$F_c = \frac{1}{x} \int_0^z u_z (C_z - C_{bz}) dz$$

Dove:

x = distanza percorsa dal vento attraverso lo spazio definito

u_z = velocità orizzontale del vento

C_{bz} = concentrazione del gas sottovento

C_z = concentrazione del gas sopravento

z = altezza dello strato in cui si integra il prodotto tra la velocità del vento e la concentrazione.

Lo spazio interessato dal plume viene suddiviso in più strati, il cui spessore viene scelto sulla base di un compromesso tra il tempo necessario ad effettuare le misure ed il livello di dettaglio richiesto.

La concentrazione viene misurata all'interno di ogni strato tramite un DIAL (*Differential Absorption Laser Detection and Ranging*) o un laser TDL.

La velocità del vento a ogni altezza viene rilevata tramite un anemometro; si vanno così ad interpolare i valori ottenuti per conseguire un profilo del vento verticale.

È un metodo appropriato per sorgenti puntuali e la stima del flusso è indipendente dalla stabilità atmosferica, sebbene possa risultare inattendibile nel caso di venti leggeri (<2m/s) e con direzione molto variabile. Inoltre per la determinazione del flusso sono richieste molte analisi, che possono introdurre errori computazionali.

3.5 Uso del tracciante

Comunemente i siti di discarica hanno dimensioni laterali di centinaia di metri e l'intensità dell'emissione di metano non è distribuita uniformemente.

In tali circostanze, per ricavare un flusso medio su tutta l'area, un convenzionale metodo micrometeorologico potrebbe risultare inappropriato.

Una tecnica che permette di superare questi inconvenienti si basa sul rilascio di traccianti da più punti della superficie di emissione, quali Esafluoruro di Zolfo o Ossido Nitroso, da miscelare alle emissioni. Anche l'Acetilene è un gas tracciante di possibile utilizzo, sebbene sia estremamente infiammabile e necessiti di maggiori attenzioni.

La portata viene misurata in base alla seguente relazione:

$$Q_m = [(C_m * M_m) / (C_t * M_m)] Q_t$$

Una buona simulazione della sorgente di emissione da parte del tracciante e il completo miscelamento tra i due gas sono condizioni indispensabili.

Vengono sfruttati più metodi di misura sia per il tracciante che per il gas in analisi:

- Possono essere sistemati più campionatori sottovento lungo un transetto perpendicolare alla direzione del vento, per poi essere analizzati indipendentemente;
- Il rilascio controllato del tracciante può essere combinato con misure di concentrazione nel tempo, tramite strumenti di spettroscopia di assorbimento a cammino aperto: FTIR, DOAS o TDLAS. Può essere utilizzato un analizzatore

Capitolo 3 – Valutazione delle emissioni diffuse usando una tecnologia di telerilevamento ottico al terreno

mobile di metano e del tracciante, per comprovare che i due gas siano soggetti alle stesso trasporto e diffusione in atmosfera e assicurare il corretto posizionamento dei campionatori (devono poter intercettare la maggior parte del plume). La strumentazione in questione è alloggiata in un contenitore termostato all'interno di un furgone in modo da essere spostato in accordo con la direzione prevalente del vento.

La distanza tra la sorgente ed il sistema di misura deve essere tale da assicurare una buona mescolanza tra i gas emessi e perciò il metodo è consigliabile solo per sorgenti intense che possono essere misurate a una sufficiente distanza sottovento. Se il tasso di rilascio e lo schema di emissione del tracciante non simulano l'effettivo tasso di rilascio e schema di emissione del metano, la miscelazione potrebbe avvenire a una distanza sottovento molto lunga.

Uno dei principali vantaggi del metodo è la possibilità di non servirsi dei modelli di dispersione, oltre a non richiedere misure meteorologiche.

Ciò nonostante questa tecnica è dipendente dalla direzione e dall'intensità del vento, in quanto il campionamento della sorgente deve essere sempre acquisito sotto vento e un buon miscelamento tra gas di analisi e tracciante è ottenuto con una velocità del vento maggiore di 2 m/s.

3.6 Strumenti ottici di misura e rilevamento a distanza (*Remote Optical Sensing Techniques* o ROMT)

La strumentazione tradizionale per il monitoraggio delle sostanze inquinanti aerodisperse è costituita da sistemi di rilevamento puntuale basati su celle spettrofotometriche, sensori catalitici o elettrochimici. Si tratta di tecnologie note, mature e disponibili sul mercato, in cui il rilevamento non è “remoto”: il gas da misurare deve essere campionato e introdotto all’interno dello strumento.

Un aspetto limitante nell’uso di tecnologie di rilevamento puntuale è la necessità di campionare e di condizionare il gas misurato prima di immetterlo nello strumento di misura, con difficoltà ad estrapolare i risultati ad aree più vaste.

Il rilevamento remoto delle concentrazioni di gas implica invece l’uso di sistemi a cammino aperto (*Open Path*), basati sulla misura dell’assorbanza selettiva della radiazione su un cammino ottico della lunghezza di decine o centinaia di metri, in cui il gas non viene quindi introdotto dentro una cella di misura.

In generale, i sistemi a cammino aperto per il rilevamento a distanza di gas hanno una serie di benefici rispetto ai sensori puntuali:

- Una migliore copertura dell’area monitorata;
- Minori probabilità di falsi allarmi;
- Posizionamento dello strumento meno critico.

Tuttavia presentano come svantaggi:

- Deterioramento delle prestazioni o impossibilità di eseguire la misura a causa delle condizioni atmosferiche, ad esempio in caso di nebbia e pioggia;
- Relativamente costosi;
- È richiesto personale specializzato per la gestione e la manutenzione.

Le tecniche di misura applicate a strumenti a cammino aperto più note sono:

- DOAS (*Differential Optical Absorption Spectroscopy*): una tecnica di misura basata sull’assorbimento differenziale della radiazione tra due lunghezze d’onda selezionate.

Capitolo 3 – Valutazione delle emissioni diffuse usando una tecnologia di telerilevamento ottico al terreno

La sostanza ricercata assorbe la radiazione di solo una delle due lunghezze d'onda; gas differenti possono essere investigati utilizzando diverse lunghezze d'onda.

- **TDLAS (*Tunable Diode Laser Absorption Spectroscopy*):** tecnica recente che utilizza dispositivi TDL (*Tunable Diode Laser*) sviluppati per il mercato delle telecomunicazioni. E' basata su una singola linea di assorbimento. La sensibilità viene aumentata utilizzando una tecnica di modulazione della lunghezza d'onda che permette di avere un buon rapporto S/N anche con telescopi di dimensioni ridotte. Il raggio laser viene modulato durante la scansione della banda di assorbimento; l'informazione viene estratta dalla distribuzione spettrale del segnale rilevato attraverso un metodo particolare di trattamento del segnale. I sistemi basati su questo approccio hanno il vantaggio di un costo contenuto rispetto alle prestazioni, che, in aggiunta alla loro lunga vita e alla disponibilità di versioni leggere e a bassa potenza, rende questa classe di strumenti molto versatile.
- **FTIR e FTUV (*Fourier Transform Infra-Red e Ultra-Violet*):** sono spettrometri in grado di monitorare più specie contemporaneamente, utilizzando uno specifico intervallo spettrale, grazie alla tecnica matematica di trattamento del segnale nota come "trasformata di Fourier".
- **DIAL (*Differential Absorption LIDAR*):** un sistema basato sull'assorbimento differenziale di due lunghezze d'onda, che misura la radiazione laser "retrodifusa" dalle particelle (*backscatter*), utilizzando quindi lo stesso principio del RADAR. LIDAR è l'acronimo di *Light Detection And Ranging*.

Le tecniche DOAS, TDLAS e FTIR/FTUV hanno in comune il fatto che viene misurato l'assorbimento della radiazione lungo il cammino ottico, secondo la legge di **Lambert-Beer**. Questo fa sì che:

- a) sia necessario un retro riflettore (un oggetto bersaglio che riflette la radiazione verso la sorgente) per ricevere indietro il segnale nel caso in cui il detector sia collocato assieme alla sorgente laser;
- b) venga misurata la concentrazione media lungo il cammino ottico, senza possibilità di risoluzione spaziale.

Il *DIAL – LIDAR*, al contrario, è l'unica tecnica che è capace di restituire i valori di

Capitolo 3 – Valutazione delle emissioni diffuse usando una tecnologia di telerilevamento ottico al terreno

concentrazione in funzione della distanza lungo il cammino ottico, in quanto misura la radiazione di “backscattering” elastico (*Raleigh*) o anelastico (*Mie*) e non l’assorbimento.

Nelle varie sperimentazioni, i team dei vari progetti sviluppati in questi ultimi anni per il monitoraggio dei VOC e in particolare del metano, hanno utilizzato strumenti ORS di base come OP-FTIR, OP-TDLAS e UV-DOAS. La Tabella 3.3 presenta informazioni di base sulla strumentazione ORS utilizzata durante i vari progetti sviluppati a lungo termine. La tabella elenca le sostanze misurate da ogni strumento, costo della strumentazione e le limitazioni degli strumenti come il tempo e le specie interferenti.

	OP- FTIR	OP-TDLAS	UV-DOAS
Range Lunghezza d’onda	Infrarosso (2-20 micron)	Infrarosso (1.5 micron)	Ultravioletto (245-380 nanometri)
Composti rilevati	Multipli	CO,CO ₂ ,NO _x ,NH ₃ , CH ₄ , H ₂ S e altri	BTEX,NH ₃ , CO,CO ₂ ,Hg e altri VOC
Limiti di rilevamento	Parti per bilioni	Parti per bilioni	Parti per bilioni
Limiti per condizioni atmosferiche	Forti piogge	Forti piogge e nebbia	Forti piogge e nebbia
Specie interferenti	CO ₂ , H ₂ O	Nessuna	O ₂ , O ₃
Costi	€ 96154	€ 57692	€ 154000

Tab. 3. 3 : Informazioni sintetiche sulla strumentazione ORS utilizzata

3.6.1 Spettrometro OP- FTIR

Lo spettrometro OP-FTIR è progettato sia per applicazioni di monitoraggio di bordo che per la caratterizzazione in tempo reale del controllo di sostanze sul sito. Un fascio di luce infrarossa, modulata da un interferometro di Michelson è trasmessa da un singolo telescopio ad un numero di specchi retroriflettenti , che di solito è inserito ad una distanza tra 100 e 500 metri[7]. Il segnale luminoso è restituito da un singolo telescopio e diretto ad un rivelatore. La luce viene assorbita dalle molecole nel percorso del fascio in modo che essa si propaga verso lo specchio retroriflettente e poi viene riflessa verso l'analizzatore. Così, il percorso di ritorno della luce raddoppia il segnale di assorbimento chimico. Un vantaggio sul monitoraggio OP-FTIR è che le concentrazioni di una moltitudine di sostanze chimiche gassose assorbenti possono essere rilevati e misurati simultaneamente con alta risoluzione temporale.



Figura 3.7 : Strumentazione OP-FTIR

Le Scansioni con strumenti OP-FTIR sono utilizzati come strumento primario per una valutazione del progetto a lungo termine. Gli strumenti OP-FTIR sono digitalizzati per raccogliere dati di concentrazione di metano nei molteplici percorsi ottici dei siti. Il principale vantaggio del OP- FTIR (sugli altri strumenti ORS utilizzati nel progetto di valutazione a lungo termine) è la capacità di rilevare composti multipli dallo stesso insieme di dati. Infatti, l'OP-FTIR è lo strumento più conveniente ORS per applicazioni dove è necessario misurare composti multipli. Gli strumenti OP-FTIR sono estremamente stabili e affidabili nel corso delle campagne di misura, con poca o nessuna manutenzione richiesta (Modrak et al., 2005a, Modrak et al., 2005b). Uno degli svantaggi del OP-FTIR è lo sforzo necessario per la distribuzione dello strumento. L'OP-FTIR viene distribuito in più parti in ogni sito. Benché lo strumento è montato su uno scanner, richiede almeno due tecnici per montarlo al carrello dello scanner e per la sua movimentazione nell'area di indagine. Tuttavia, lo sforzo necessario per l'implementazione dell' OP-FTIR non sarebbe un problema perché una volta che è stato distribuito, deve essere allineato su ciascuno specchio nella configurazione. Per allineare lo strumento si utilizza il comando "joystick scanner", che rende il processo di allineamento rapido e semplice.

Negli ultimi anni, i produttori di OP-FTIR hanno sviluppato strumenti più piccoli che sono notevolmente più leggeri. Gli svantaggi di questi strumenti sono che i limiti di rilevamento sono generalmente più alti e che la portata ottica degli strumenti è più breve, la scansione non avviene in percorsi non maggiori di 200 metri. Tuttavia, gli strumenti OP-FTIR di piccola dimensione possono essere ideali per determinate applicazioni sul campo. Un altro svantaggio è la necessità di azoto liquido per raffreddare il rilevatore dello strumento. Per i progetti che richiedono la raccolta di dati 24 ore, sarebbe necessario aggiungere azoto liquido allo strumento circa ogni 12 ore. Anche se il riempimento dello strumento non richiede una grande quantità di sforzo, si aggiunge un certo costo supplementare per le operazioni sul campo[7]. Va notato che le grandi quantità di azoto liquido sono disponibili in commercio per l'uso.

3.6.2 Strumento OP- TDLAS

Lo strumento OP-TDLAS è veloce, senza interferenze, e ha una tecnica molto sensibile a variazioni di concentrazioni[7]. E' tra le più usate soprattutto perché permette di fare misure di concentrazione di molti gas. Le concentrazioni nel range di ppm sono adatti per misurazioni su un percorso aperto fino a 1 km, per gas quali CO, CO₂, NO_x, NH₃ e CH₄. Il laser emette una radiazione ad una particolare lunghezza d'onda quando la corrente elettrica viene fatta passare attraverso di essa. La lunghezza d'onda della luce dipende dalla corrente elettrica, quindi permette la scansione su una caratteristica di assorbimento e analizza la concentrazione di un target di gas, utilizzando la *legge di Beer*.

In ottica la **legge di Lambert - Beer** è una relazione empirica che correla la quantità di luce assorbita da un mezzo alla natura chimica, alla concentrazione ed allo spessore del mezzo attraversato. Quando un fascio di luce (monocromatica) di intensità I_0 attraversa uno strato di spessore l di un mezzo, una parte di esso viene assorbita dal mezzo stesso e una parte ne viene trasmessa con intensità residua I_1 . Il rapporto tra le intensità della luce trasmessa e incidente sul mezzo attraversato è espresso dalla seguente relazione :

$$\frac{I_1}{I_0} = \exp^{-K_\lambda \cdot l} = T = \exp^{-A} \quad 3.7$$

dove k_λ è il coefficiente di assorbimento ,che è una costante tipica del mezzo attraversato e dipende dalla lunghezza d'onda λ e l è il cammino ottico ossia lo spessore di soluzione attraversata. Definita quindi la trasmittanza (T) come il rapporto I_1/I_0 e come assorbanza (A) l'opposto del logaritmo naturale della trasmittanza, la legge assume una forma ancora più semplificata:

$$A = K_\lambda \cdot l \quad 3.8$$

che per una soluzione viene ulteriormente modificata in

$$A = \varepsilon_\lambda \cdot l \cdot M \quad 3.9$$

Capitolo 3 – Valutazione delle emissioni diffuse usando una tecnologia di telerilevamento ottico al terreno

dove ϵ_λ è detta estinzione molare, M è la molarità della soluzione e l è il cammino ottico. Il valore di ϵ_λ è considerato costante per una data sostanza ad una data lunghezza d'onda, benché possa subire lievi variazioni con la temperatura. Inoltre, la sua costanza è garantita solo all'interno di un dato intervallo di concentrazioni, al di sopra delle quali la linearità tra assorbanza e concentrazione può essere inficiata da fenomeni chimico-fisici come la precipitazione della specie chimica colorata. La misura dell'assorbanza di soluzioni chimiche a lunghezze d'onda tipiche è il principio su cui si basa l'analisi per spettrofotometria.

L'OP-TDLAS è costituito da un piccolo telescopio da 4 pollici che lancia il raggio laser ad uno specchio retro-riflettente[7]. Il raggio laser viene restituito dallo specchio al telescopio il quale è collegato con la fibra ottica ad una centralina elettronica che ospita il laser e un dispositivo di rilevamento a canale multiplo. Uno strumento OP-TDLAS a più canali (Unisearch Associates, Inc. , Fig.3.8) , utilizzato durante varie campagne di misura, utilizza diversi telescopi per raccogliere i dati di concentrazione di metano lungo molteplici percorsi ottici (fino a 8 raggi). Un singolo canale OP-TDLAS (Boreal, Inc.,Fig. 3.9) ,invece, è uno strumento montato su uno scanner e raccoglie i dati di concentrazione percorso integrate lungo cinque percorsi ottici.



Figura 3.8 : Sistema OP-TDLAS Unisearch



Figura 3.9: Sistema OP-TDLAS Boreal

I vantaggi principali degli strumenti OP-TDLAS sono molteplici. Lo strumento è leggero, facilmente utilizzabile da una persona, opera a temperature ambiente, piuttosto che in condizioni criogeniche. Gli specchi necessari per le misure OP-TDLAS sono anche più piccoli e più leggeri di quelli utilizzati tradizionalmente con le misurazioni OP-FTIR. Un altro vantaggio dell'OP-TDLAS è che genera in tempo reale dati di concentrazione medie nel percorso in campo, senza la necessità di analizzare i dati dopo i test post-campo. Uno svantaggio delle Unisearch OP-TDLAS utilizzati nello studio a lungo termine è che lo strumento non può essere montato su uno scanner. Lo strumento è costituito da una scatola di controllo (che ospita il laser e un dispositivo di rilevazione a più canali) e 8 telescopi stazionarie. Ogni telescopio deve essere collegato alla centralina con cavi in fibra ottica. A seconda della topografia e dell'ubicazione delle barriere fisiche nella zona di indagine, la distanza tra la scatola di controllo ed i telescopi può richiedere una grande quantità di cavi in fibra ottica, difficili da implementare. Lo strumento OP-TDLAS Boreal utilizzato nello studio a lungo termine è montato su uno scanner, facile da implementare. Una tra le condizioni sfavorevoli nell'utilizzo degli strumenti OP-TDLAS è che essi non sono in grado di misurare i composti multipli dallo stesso insieme di dati. Anche se gli strumenti OP-TDLAS possono rilevare molti composti (quali metano, CO, CO₂, NO_x e NH₃), è necessario impiegare i laser separati per l'analisi di gas multipli[7].

3.6.3 Strumentazione UV-DOAS

Lo strumento UV DOAS (OP SIS, Inc.) ha dimostrato di essere particolarmente utile per la determinazione della concentrazione di specie instabili come i radicali liberi, acido nitroso e altri (Cowen et al., 2004, Kelly e al., 2003, Myers e al., 2000). Inoltre, molte delle specie aromatiche possono essere determinate ad elevata sensibilità (Platt, 1994). L'UV-DOAS, come tutte le tecniche spettroscopiche, sfrutta l'assorbimento della radiazione elettromagnetica dalla materia (legge Beers). Mentre le forti caratteristiche di assorbimento UV per idrocarburi aromatici sono noti da molto tempo, solo recentemente è stato possibile utilizzare queste proprietà per una misurazione affidabile, sensibile e selettiva di composti aromatici monociclici grazie all'UV - DOAS. Le misure UV-DOAS di tracce di gas possono essere estremamente preziose come un complemento alle tecniche più tradizionali come OP-FTIR. Esso permette la rilevazione sensibile di una serie di molecole con buona risoluzione temporale. Lo strumento è generalmente utilizzato per misurare concentrazioni di benzene, toluene, xilene lungo una configurazione a singolo percorso. Le Figure 3.10 e 3.11 presentano un quadro del sistema UV-DOAS OPSIS.

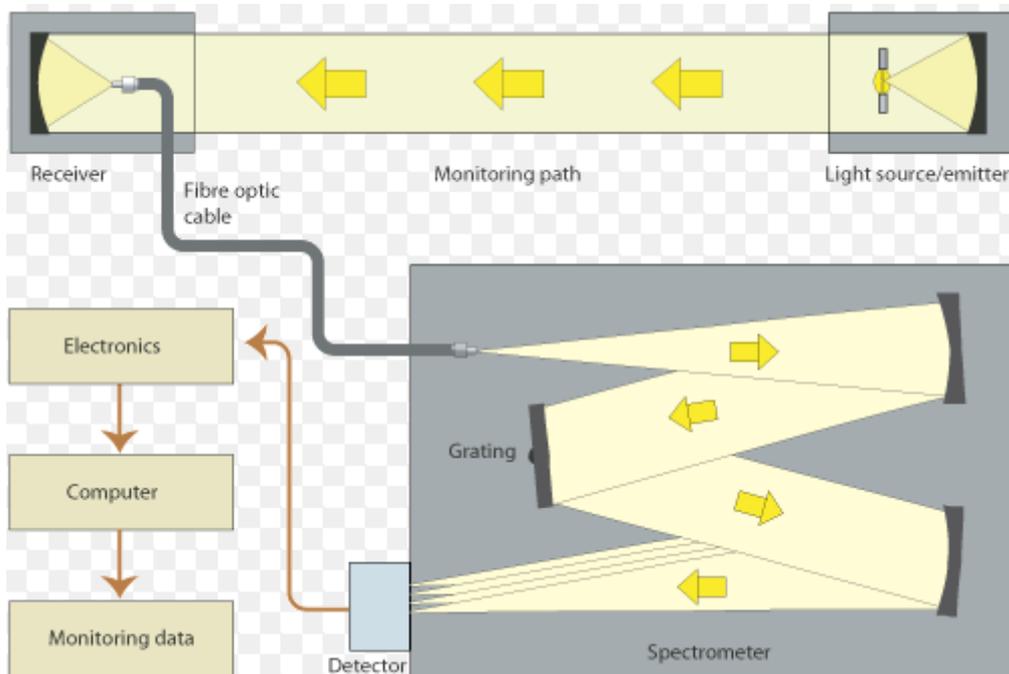


Figura 3.10: Tecnica UV- DOAS



Figura 3.11: Sistema UV- DOAS

Nei test svolti dall'EPA [7], lo strumento UV DOAS OPSIS è stato operato in una configurazione bistatica , dove la sorgente e il rilevatore sono stati schierati alle estremità separate da un unico percorso del fascio, lungo la superficie della zona di indagine. Alcune difficoltà che si possono riscontrare con lo strumento sono dovute all'allineamento dello stesso lungo il percorso di monitoraggio. Un altro svantaggio dell'apparecchiatura è che richiede di post analisi dei dati raccolti, difficoltosi se la campagna di ricerca è a lungo termine.

Il principale vantaggio dello strumento UV DOAS è la capacità di rilevare i composti BTX a basse concentrazioni. L'UV DOAS rileva benzene, toluene, xilene e p-xilene anche a livelli inferiori di 5 ppb. Lo strumento OP-TDLAS , visto nel paragrafo precedente, non è in grado di rilevare i composti BTX e anche se l'OP-FTIR è in grado di rilevare i composti BTX, il rilevamento di minimo livello dello strumento UV DOAS è molto inferiore alla OP-FTIR. Un altro vantaggio dello strumento UV DOAS è che non richiede azoto liquido per il funzionamento.

3.6.4 DIAL

La tecnica DIAL opera sugli stessi principi del radar sebbene utilizzi la luce al posto delle onde radio per il rilevamento delle misure di concentrazione.

Il LIDAR (*differential absorption DIAL*) è un tipo di sistema DIAL utilizzato per misurare la concentrazione di composti chimici in atmosfera. Sfrutta un laser con una lunghezza d'onda fortemente assorbita dal composto da indagare e una seconda lunghezza d'onda vicina che non è assorbita dal composto. La differenza in intensità dei due segnali di ritorno può essere usata per il calcolo della concentrazione della specie chimica investigata.

Principio di funzionamento

Un raggio laser viene inviato nell'atmosfera e piccole porzioni di luce sono diffratte (*backscattered*) dalle particelle, lungo il percorso ottico, a un detector. In questo senso le polveri e gli aerosol si comportano come riflettori di luce, benché siano piuttosto deboli.

Questo è un importante vantaggio sui comuni sistemi di monitoraggio in cui viene impiegato un retro riflettore, da riposizionare dopo ogni misura, per ricondurre il fascio di luce al detector.

Disposizione

Il sistema LIDAR consiste di un trasmettitore di luce, di un ricevitore e di un detector. Tutti gli usi del LIDAR implicano l'uso di una luce laser che opera nell'UV, nel visibile, o nell'infrarosso. La luce, interagendo con il composto, viene assorbita o riflessa al dispositivo di misura.

Il metodo può essere implementato secondo una configurazione monostatica o bistatica.

Il sistema può essere montato in una configurazione coassiale dove il fascio laser è trasmesso all'interno del campo visivo del ricevitore o in un disegno biassiale dove le unità trasmettenti e riceventi sono adiacenti l'una all'altra.

3.6.5 Esempio di Confronto sui dati raccolti di metano con le strumentazioni OP- FTIR e OP-TDLAS nelle campagne di ricerca EPA

Durante la campagna di misura a Fort Collins (California, 2005)[7], le strumentazioni l' OP-FTIR e Unisearch OP-TDLAS sono stati messi a confronto per misurare le stesse concentrazioni di metano nell' area di indagine. Le configurazioni utilizzate dal Unisearch OP-TDLAS erano spesso simili alle configurazioni utilizzate con gli strumenti OP-FTIR (Modrak et al., 2005a). La Tabella 3.4 presenta le concentrazioni medie di metano (in ppm) misurato con l'OP-TDLAS e OP-FTIR lungo simili percorsi ottici durante la campagna di misura. La Figura 3.12 mostra un diagramma di dispersione dello stesso insieme di dati.

Mirror Number		Area A 9/8/03 Vertical		Area A 9/9/03 Horizontal		Area A 9/9/03 Vertical		Area B		Area D	
		OP-TDLAS	OP-FTIR	OP-TDLAS	OP-FTIR	OP-TDLAS	OP-FTIR	OP-TDLAS	OP-FTIR	OP-TDLAS	OP-FTIR
1	Avg.	1.91	1.92	1.94		1.96	1.74	2.01	1.81	2.03	1.80
	Std. Dev.	0.02	0.03	0.02		0.05	0.04	0.04	0.01	0.12	0.02
2	Avg.	1.99	1.88	1.96	1.78	1.83	1.88	2.03		1.93	1.77
	Std. Dev.	0.08	0.03	0.01	0.01	0.12	0.04	0.05		0.18	0.02
3	Avg.	2.08	1.84	1.98	1.78	2.03	1.86	2.06	1.81	1.90	1.75
	Std. Dev.	0.05	0.02	0.01	0.01	0.05	0.04	0.05	0.02	0.24	0.02
4	Avg.	2.05	1.85	1.95	1.77	2.03	1.88	2.03		1.98	1.75
	Std. Dev.	0.04	0.03	0.02	0.02	0.05	0.05	0.04		0.12	0.02
5	Avg.	2.06	1.84	1.98	1.79	2.03	1.87	1.98	1.82	1.94	1.73
	Std. Dev.	0.05	0.02	0.03	0.02	0.04	0.04	0.03	0.02	0.12	0.02
6	Avg.	2.09		1.99		2.07		2.05		1.95	1.72
	Std. Dev.	0.03		0.02		0.06		0.02		0.15	0.02
7	Avg.	2.09		2.01		2.04		2.02	1.81	1.99	1.73
	Std. Dev.	0.02		0.02		0.05		0.02	0.02	0.13	0.02
8	Avg.	2.06		1.96		2.04		2.07		1.97	1.71
	Std. Dev.	0.02		0.02		0.04		0.02		0.15	0.02

Tab. 3. 4 : Confronto tra le concentrazioni di metano (ppm) misurate nel 2003 con gli strumenti OP-TDLAS e OP-FTIR.

Capitolo 3 – Valutazione delle emissioni diffuse usando una tecnologia di telerilevamento ottico al terreno

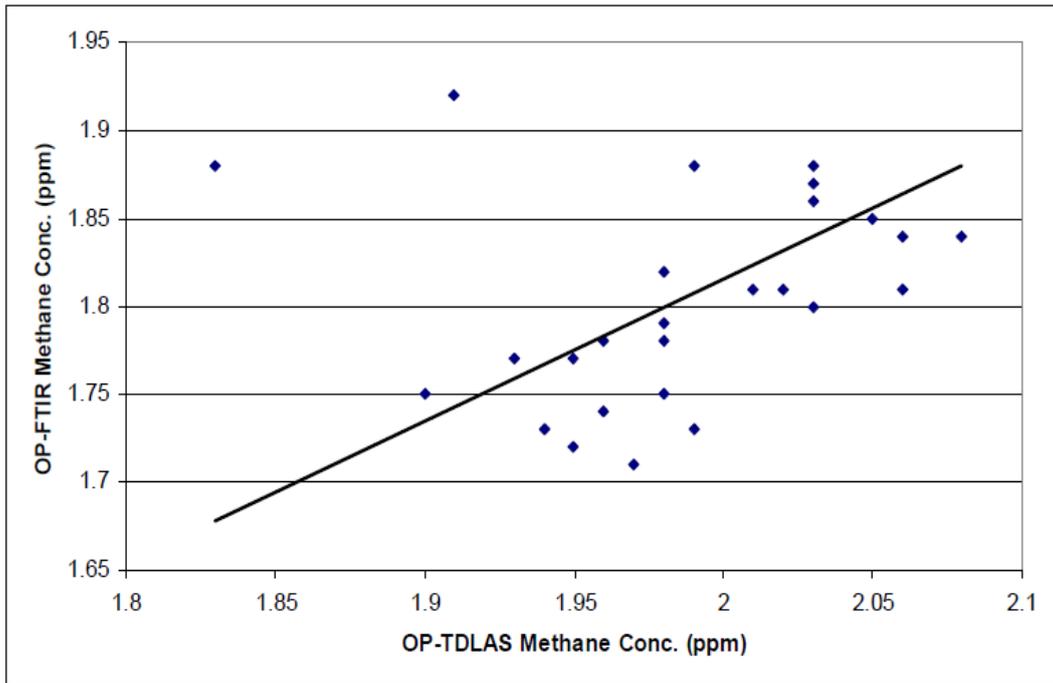


Figura 3.12: Confronto delle concentrazioni di metano misurate lungo lo stesso percorso ottico durante la campagna di ricerca a Fort Collins con OP-FHIR e OP-TDLAS.

Le concentrazioni di metano misurate dai due strumenti erano comparabili, anche se le concentrazioni misurate con il sistema OP-TDLAS erano quasi sempre leggermente superiori alle concentrazioni misurate con lo strumento OP-FHIR lungo i percorsi ottici simili. Questi risultati sono coerenti con i risultati di un altro esperimento condotto dall'EPA per confrontare le misurazioni di metano dai due strumenti [Thoma et al., 2005]. Durante questo esperimento, i due strumenti sono stati sviluppati insieme e allineati ad uno specchio retroriflettente identico. I dati sono stati raccolti con ogni strumento per un periodo di 30 minuti. I risultati dell'esperimento hanno evidenziato che le concentrazioni di metano misurate con l'OP-TDLAS erano leggermente superiore (3%) rispetto concentrazioni misurate con lo strumento OP-FHIR. I risultati di questi confronti sono significativi perché indicano che i dati di concentrazione di metano raccolti con i due strumenti sono comparabili; ciò significa che i due strumenti possono essere usati in modo intercambiabili nelle configurazioni RPM.

3.7 Metodi di Quality Assurance e calibrazione degli strumenti

I metodi di garanzia della qualità sono fondamentali per qualsiasi progetto di misura. Nel corso degli studi di ricerca sulle tecniche e sulle strumentazioni dei monitoraggi, US EPA e ARCADIS hanno lavorato sullo sviluppo e il miglioramento delle procedure di QA / QC utilizzati per lo svolgimento di misurazioni delle emissioni fuggitive con strumentazione ORS e il metodo RPM. Molti di questi miglioramenti sono stati implementati come risultato di informazioni raccolte dallo studio di valutazione a lungo termine e per la revisione dei piani del progetto Quality Assurance presentati per le campagne di misura. Alcuni dei principali miglioramenti QA implementate includono [7]:

- Una documentazione più approfondita della scheda di calibrazione per l'equipaggiamento ausiliario utilizzato nelle campagne di ricerca;
- Lo sviluppo di test pre - distribuzione per verificare la precisione e l'accuratezza dei dati meteorologici;
- Lo sviluppo di una distribuzione di moduli riguardo i controlli degli strumenti OP-FTIR per rilevare potenziali problemi che possono influenzare la qualità dei dati;
- Una spiegazione più dettagliata di controlli che dovrebbero essere fatte sul OP-FTIR durante la raccolta dei dati per garantire la potenza del segnale e un corretto allineamento dello specchio;
- La definizione di indicatori di qualità dei dati per valutare la precisione e l'accuratezza dei dati di concentrazione rilevati con l'OP-FTIR;
- Lo sviluppo di controlli manuali che può essere fatto per verificare l'accuratezza della concentrazione di metano in superficie per costruire le mappe di contorno e le mappe del pennacchio che saranno utili per individuare i punti caldi dell'area di indagine.

3.7.1 Quality Assurance per OP- FTIR

Gli strumenti OP-FTIR non sono calibrati in senso classico, a causa del fatto che essi sono strumenti a cammino aperto. Tuttavia, la precisione delle misure della concentrazione è possibile grazie al confronto con le concentrazioni di ossido di azoto misurate in atmosfera. Una tipica concentrazione atmosferica di sfondo per il protossido di azoto è di circa 315 ppb. Tuttavia, questo valore potrà subire fluttuazioni dovute alle variazioni stagionali delle concentrazioni di ossido di azoto o dall'altitudine del sito. La precisione delle misure della concentrazione di analisi sono valutate calcolando la deviazione standard relativa di ciascun sottoinsieme di dati. Un sottoinsieme è definito come i dati raccolti lungo una particolare lunghezza del percorso durante un particolare rilievo in un sondaggio della sottozona. Il numero di punti di dati per un sottoinsieme di dati dipende dal numero di cicli usati in un'indagine particolare. La precisione delle misure di concentrazione analizzata è valutata confrontando le concentrazioni di ossido nitroso ,calcolate da ciascuno sottoinsieme di dati alla concentrazione di 315 ppb di sfondo. Di seguito viene registrato il numero di concentrazioni di protossido di azoto che non hanno rispettato il criterio di accuratezza. Per ogni sottoinsieme individuato, si considerano ogni punto di dati e vengono analizzati i criteri di precisione. L'EPA suggerisce i seguenti[7]. Nel caso in cui lo strumento è calibrato con protossido di azoto, si ha che il criterio di precisione di $\pm 25\%$ (315 ± 79 ppb) per lunghezze di percorso inferiore a 50 metri, $\pm 15\%$ (315 ± 47 ppb) per lunghezze del percorso tra 50 e 100 metri, e $\pm 10\%$ (315 ± 32 ppb) per il percorso superiore a 100 metri. Se i dati totali analizzati risultano soddisfatti almeno per il 95 % di essi, allora lo strumento OP-FTIR risulta accettabile. Oltre al controllo della strumentazione con il protossido di azoto, vi sono altri tipi di QA. Tra questi vi sono la valutazione del rumore, la forza dello strumento e le caratteristiche dei dati ricevuti. I risultati di questi test sono utilizzati per stabilire se l'apparecchiatura funziona correttamente. Oltre ad esaminare la forza del segnale, i controlli devono essere eseguiti costantemente sul campo per garantire che i dati vengono raccolti e memorizzati nel computer.

3.7.2 Quality Assurance per OP- TDLAS

L'accuratezza e la precisione del Unisearch OP-TDLAS sono controllati mediante l'inserimento di celle di riferimento, contenente gas riferito alla normativa per la calibrazione, nel percorso ottico dello strumento. La variazione in risposta all'OP-TDLAS è dovuto al gas aggiunto all'interno delle cellule di calibrazione. Questa può indicare una differenza media del 5,3 per cento in base alle concentrazioni OP-TDLAS calcolate ed è limitato dalle concentrazioni atmosferiche esistenti al momento della valutazione. In base ad una sintesi della calibrazione dello strumento OP-TDLAS Unisearch, presente a pag. 66 del Report EPA [7], si inserisce a titolo di esempio la figura 3.13, la quale mostra un grafico sulla risposta di calibrazione dello strumento. Alcune informazioni utili sulle procedure di calibrazione per lo strumento OP-TDLAS Unisearch sono presenti nel ECPB Optical Remote Sensing Facility Manual (US EPA, 2004).

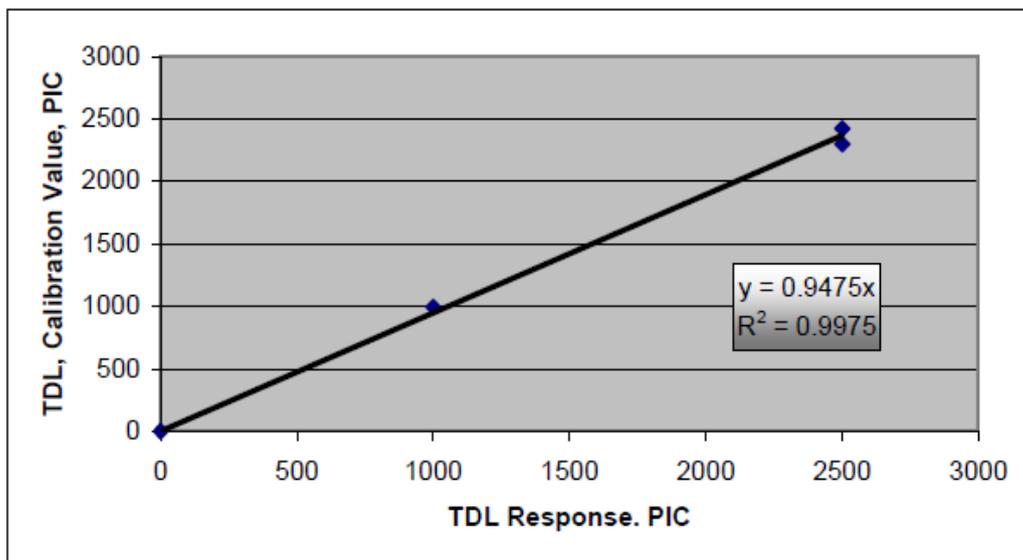


Fig.3.13 : Risposta di calibrazione dello strumento Unisearch OP-TDLAS

Un altro TDLAS è il Boreal GasFinder 2.0 OP-TDLAS che fornisce un valore di R^2 per ogni misura di concentrazione. Il valore di R^2 è calcolato dal software interno allo strumento ed è un'indicazione della somiglianza tra la forma d'onda del gas campione e il gas di cella di riferimento. Quando il rilevatore dello strumento riceve

Capitolo 3 – Valutazione delle emissioni diffuse usando una tecnologia di telerilevamento ottico al terreno

il segnale laser di ritorno dopo che è passato attraverso il percorso del fascio di esempio, converte il segnale sotto forma d'onda specifica (campione forma d'onda). Lo strumento riceve anche un segnale laser simile dopo che questo sia passato attraverso la cella di riferimento dello strumento (forma d'onda di riferimento). Le due forme d'onda sono poi digitalizzati e confrontati come due matrici numeriche. Quindi Il software dello strumento esegue una regressione lineare dei minimi quadrati per ogni misurazione per valutare la similitudine (R^2) tra il campione e il riferimento delle forme d'onda.

Lo strumento fornisce il valore R^2 come uscita di ogni misurazione dei dati raccolti. Il valore è utilizzato per valutare la precisione di ciascuna misura di concentrazione. La tabella 3.5 , tratto dal Boreal Laser, Inc. GasFinder 2.0 Manuale Operativo, presenta una gamma di valori di R^2 e la corrispondente precisione della misura.

R^2	Accuratezza della misura
> 0.95	± 2%
0.9	±5%
0.7	±10%
0.5	±15%
0.4	±20%
0.3	±25%
0.15	±50%
0.1	±70%
<0.05	±100%

Tab. 3. 5: Accuratezza delle misure di concentrazione per strumentazione TDLAS per differenti valori di R^2

Durante le campagne di misura svolte nella discarica delle Strillaie (Grosseto) e nel campo di volo di Peccioli, il valore R^2 di ogni misura della concentrazione per la calibrazione del TDLAS è stata maggiore di 0,7 indicando perciò, secondo la tabella proposta dall'EPA, che la precisione di ciascuna misura è tra ± 2 e ± 10%.

3.7.3 Confronto sulla determinazione della concentrazione di metano con l'uso di due software

Usare la strumentazione appena descritta in questo capitolo, significa usare dei software per convalidare i dati ottenuti dai monitoraggi e creare delle mappe di dispersione del metano. Dai primi studi, l'EPA suggerisce l'utilizzo di IMACCQuant e di Non-Lin software. La valutazione della performance dei due pacchetti software di quantificazione viene fatta confrontando i valori delle concentrazioni di metano determinati con IMACCQuant con i valori di concentrazione di metano determinati con il software non-Lin. Un primo confronto viene fatto analizzando da subito i dati grezzi (interferogrammi) con entrambi i pacchetti software. Dalla letteratura si ottengono i risultati del confronto che, a titolo di esempio, sono presentati nella Figura 3.14.

I risultati del confronto visibili dalla Fig.3.14 mostrano che, in generale, il software non-Lin quantifica concentrazioni di metano superiori al software IMACCQuant. Le concentrazioni maggiori analizzate con non-Lin potrebbero essere il risultato di un artefatto dovuto da un rumore o da vapore acqueo che interferiscono nei dati, i quali se non sono filtrati, produrrebbero un'analisi maggiore della concentrazione. Un ulteriore confronto sulle concentrazioni di metano può essere fatto usando un metodo diverso, ossia analizzando i dati di concentrazione del metano in tempo reale e successivo con il software IMACCQuant. I risultati del confronto sono presentati nella Figura 3.15.

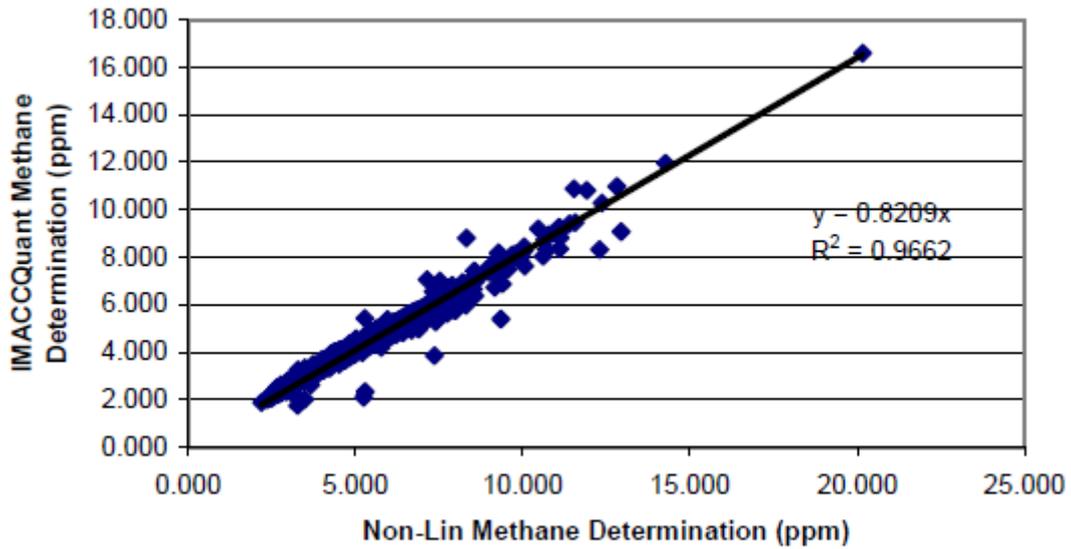


Fig.3.14: Confronto sulla determinazione della concentrazione di metano con l'uso di due software

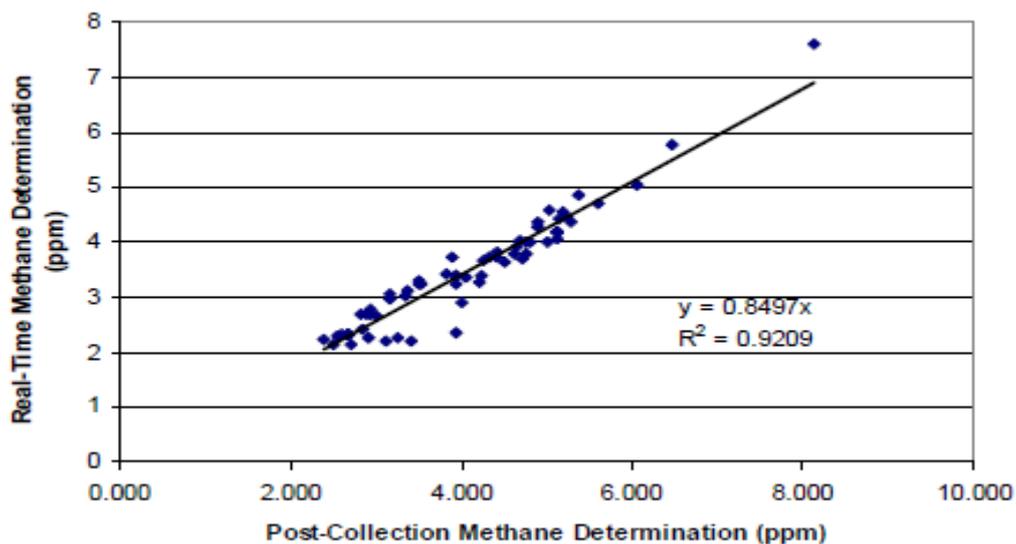


Fig.3.15: Confronto dell'analisi della concentrazione di metano usando IMACCCQuant software in tempo reale e dopo la raccolta dati.

I risultati della Fig.3.15 mostrano che, anche se i risultati sono correlati bene, le determinazioni dei dati di concentrazione del metano presi in tempo reale sono generalmente inferiori rispetto alle determinazioni di concentrazione analizzati dopo la raccolta dati.

I risultati dello studio dimostrano che la strumentazione ORS utilizzata con il metodo RPM è una valida soluzione per la caratterizzazione di emissioni fuggitive provenienti da discariche e altre fonti di grande area.

Capitolo 3 – Valutazione delle emissioni diffuse usando una tecnologia di telerilevamento ottico al terreno

Oltre alle discariche, il metodo è applicabile a siti agricoli per misurare i flussi di emissioni provenienti da stalle e lagune, a impianti di trattamento delle acque reflue per misurare le emissioni di lagune, a reattori e a stazioni di impianti di gas per valutare le emissioni provenienti dalle zone di erogazione del gas come serbatoi di stoccaggio e bocchette. La tabella 3.6 presenta una sintesi dei vantaggi e degli svantaggi sul metodo RPM per i diversi tipi di siti, sulla base delle esperienze passate.

Sito	Vantaggi	Svantaggi
Discarica	<p>Dati sulle emissioni temporali e spaziali</p> <p>Probabilità di individuare tutte le principali aree di emissioni</p> <p>Capacità di calcolare direttamente la percentuale delle emissioni</p> <p>Capacità di isolare le emissioni dei settori specifici di misura</p>	<p>Si basa su condizioni di vento favorevoli</p> <p>Difficoltà a caratterizzare le emissioni dei pendii laterali della cella discarica</p> <p>A causa di griglie di indagine dalle grandi dimensioni, vi è un po' di incertezza per quanto riguarda la cattura delle emissioni da fonti situate ad una grande distanza controvento alla configurazione VRPM</p>
Zone agricole	<p>Dati sulle emissioni temporali e spaziali</p> <p>Probabilità di individuare tutte le principali aree di emissioni</p> <p>Capacità di calcolare direttamente la percentuale delle emissioni</p> <p>Capacità di isolare le emissioni dei settori specifici di misura</p>	<p>Si basa su condizioni di vento favorevoli</p>
Impianti di trattamento di acque reflue	<p>Dati sulle emissioni temporali e spaziali</p> <p>Probabilità di individuare</p>	<p>Si basa su condizioni di vento favorevoli</p>

Capitolo 3 – Valutazione delle emissioni diffuse usando una tecnologia di telerilevamento ottico al terreno

	<p>tutte le principali aree di emissioni</p> <p>Capacità di calcolare direttamente la percentuale delle emissioni</p> <p>Capacità di isolare le emissioni dei settori specifici di misura</p>	
Stazioni di impianti gas	<p>Dati sulle emissioni temporali e spaziali</p> <p>Probabilità di individuare tutte le principali aree di emissioni</p> <p>Capacità di calcolare direttamente la percentuale delle emissioni</p> <p>Capacità di isolare le emissioni dei settori specifici di misura</p>	<p>Si basa su condizioni di vento favorevoli</p> <p>Piccole area delle bocchette UST rende necessario applicare il metodo RPM. Un metodo di campionamento per punto sarebbe una soluzione migliore.</p>

Tab. 3. 6 : Vantaggi e svantaggi sul metodo RPM per diversi tipi di siti

Questo approccio di misurazione potrebbe essere molto utile per gli operatori delle discariche, come un sistema di scansione OP-TDLAS che potrebbe essere distribuito in modo permanente in una discarica per eseguire un monitoraggio superficiale periodico delle emissioni di metano e del calcolo del suo flusso. I risultati di tale monitoraggio potrebbero migliorare la sicurezza nei luoghi di individuazione di metano superficiale nei punti caldi (*hot spot*) e contribuire a garantire la conformità alle normative europee e nazionali.

4. MODELLI MATEMATICI PER LA SIMULAZIONE DI PROCESSI DI FORMAZIONE, TRASPORTO E DISPERSIONE DI INQUINANTI IN ATMOSFERA

4.1 Riferimenti Normativi

Prima di utilizzare dei modelli matematici per le simulazioni di dispersioni in atmosfera, è necessario consultare le normative in vigore nell'Unione Europea. Si elencano brevemente le norme più importanti[8]:

- **Norma UNI 10745** : Studi di impatto ambientale – Terminologia
- **Norma UNI 10796** : Valutazione della dispersione in atmosfera di reflui aeriformi – Guida ai criteri di selezione dei modelli matematici
- **Norma UNI 10964** : Guida alla selezione dei modelli matematici per la previsione di impatto sulla qualità dell'aria
- **Norma UNI 10742** : Impatto ambientale – Finalità e requisiti di uno studio di impatto ambientale
- **DM 20/05/1991** : Criteri per la raccolta dei dati inerenti la qualità dell'aria

4.2 Approccio modellistico

Prima di scegliere dei modelli matematici, è opportuno che il lavoro di tipo modellistico possa appoggiarsi su informazioni derivanti da conoscenze pregresse sul problema in esame, in particolare sui risultati dei lavori sperimentali al fine di aumentare le certezze del risultato.

Per studi di carattere applicativo ha senso utilizzare modelli già consolidati, mentre se si tratta di attività di ricerca è necessaria la validazione del modello tramite il confronto con misure di concentrazione in campo. Quest'ultimo caso è quello sviluppato in questa tesi.

L'equazione fondamentale di base in un qualsiasi modello matematico sulla dispersione è quella della *diffusione e convezione*.

$$\frac{\partial C}{\partial t} + \mathbf{u} \frac{\partial C}{\partial x} + \mathbf{v} \frac{\partial C}{\partial y} + \mathbf{w} \frac{\partial C}{\partial z} = \frac{\partial}{\partial x} \left(\mathbf{K}_x \frac{\partial C}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(\mathbf{K}_y \frac{\partial C}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(\mathbf{K}_z \frac{\partial C}{\partial z} \right) + \mathbf{S}^I \quad 4.1$$

dove:

$$\mathbf{u} \frac{\partial C}{\partial x} + \mathbf{v} \frac{\partial C}{\partial y} + \mathbf{w} \frac{\partial C}{\partial z} : \text{trasporto}$$

$$\frac{\partial}{\partial x} \left(\mathbf{K}_x \frac{\partial C}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(\mathbf{K}_y \frac{\partial C}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(\mathbf{K}_z \frac{\partial C}{\partial z} \right) : \text{diffusione}$$

\mathbf{S}^I : sorgente

La selezione del modello ottimale dipende dallo scopo e dalle caratteristiche dello studio.

Per la prima bisogna distinguere il tempo di studio:

- *prognosi a breve termine* quando ci sono situazioni d'emergenza;
- *prognosi a lungo termine* per la determinazione del rischio per la salute per la salute umana e la ricaduta sull'ambiente.

Mentre, per le caratteristiche dello studio si deve considerare:

- *scala spaziale* distinti in micro-scala, scala locale, scala regionale, grande scala;
- *scala temporale* caratterizzata in breve periodo (da ore a giorni), lungo periodo (da mesi a anni), previsione;
- ambito territoriale che definisce il tipo di suolo come terreno piano uniforme, terreno con orografia complessa;
- tipologia di sorgente come puntuale, lineare e areale;
- tipologia di inquinante tipo inerte, attivo che può dare reazioni secondarie.

In sintesi, si inserisce una scala utile per la scelta del modello.

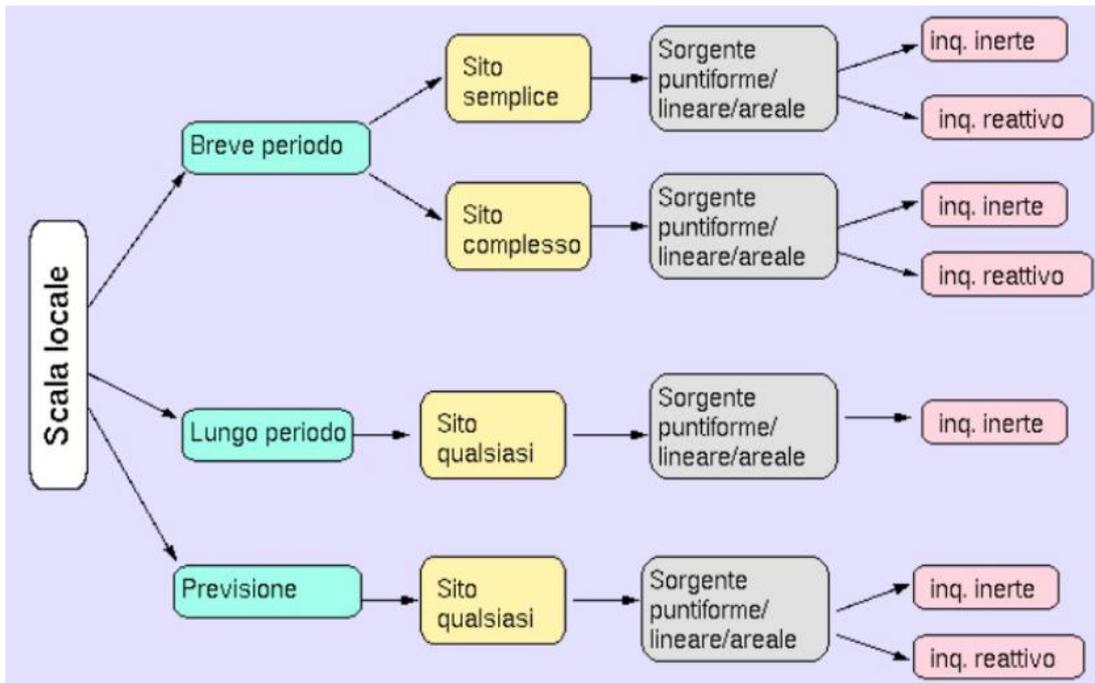


Fig.4. 1 : Schema per la scelta del modello

Scala spaziale	Microscala
Scala temporale	Breve periodo
Tipo di sito	Campo di Volo Pratello, pianeggiante
Tipo di sorgente	Puntuale
Tipo di Inquinante	Metano, estremamente infiammabile
Tipologia di modello applicabile	Modello Gaussiano
Esempio	Previsione delle concentrazioni a varie altezze per la dispersione di metano in aria
Dati di ingresso	
▪ Meteo	Serie temporali di vento (vel. + dir) e stabilità atmosferica
▪ Emissione	Serie temporali di misure dell'inquinante (concentrazioni)
▪ Territorio	Suolo pianeggiante, terreno asciutto

Tab.4. 1 : Esempio di tipologia di modello (Norma UNI) applicata alla prova sperimentale a Pratello (Peccioli)

4.2.1 Geometria della sorgente e scale spaziali

L'emissione di sostanza dal foro in una tubazione o nel caso sperimentale da un cella cilindrica alta 1 m è assimilabile ad una *sorgente puntiforme* che differisce dall'emissione di una sostanza da una pozza perché quest'ultima è assimilabile ad una sorgente superficiale. Gli scenari più frequenti per uno studio modellistico sono il rilascio istantaneo da una sorgente puntiforme che dà un **puff** (Fig.4.2) e il rilascio continuo da una sorgente puntiforme che dà un **plume** (Fig.4.3)[8].

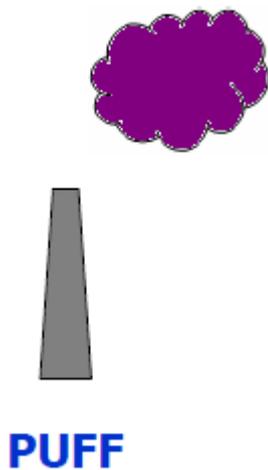


Fig.4. 2 : Puff

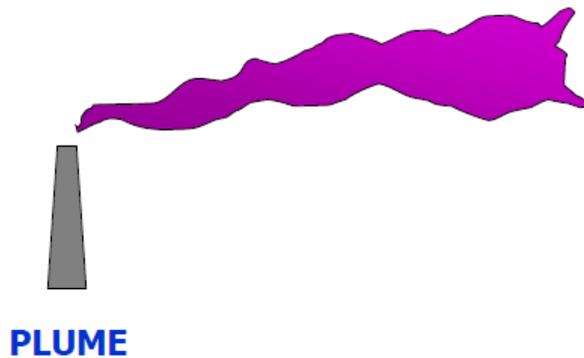


Fig.4.3 : Plume

4.2.2 Dati ingresso relativi al territorio

I dati fondamentali di ingresso per lo studio del modello di dispersione:

Orografia: matrice delle quote altimetriche necessaria in modelli che tengono conto della tridimensionalità del campo di moto; la risoluzione spaziale varia molto a seconda della scala a cui il modello lavora (da 50 m per la microscala a 50 Km per la grande scala);

Mappa di uso del suolo : serve nei modelli che tengono conto della diffusione e della deposizione/adsorbimento dell'inquinante in corrispondenza del terreno;

Cartografia : base su cui si riportano i dati al fine di spazializzare i risultati; spesso automatizzato tramite l'uso di sistemi GIS;

Velocità e direzione del vento al suolo ed in quota nel caso di modelli che ricostruiscono il campo di vento tridimensionale tramite preprocessori meteorologici;

Temperatura, umidità, pressione, radiazione solare al suolo, servono per determinare il parametro di stabilità atmosferica in maniera indiretta quando non esistano misure più sofisticate di turbolenza atmosferica;

Gradiente termico verticale per la determinazione della quota di inversione termica;

Carte meteorologiche a scala sinottica servono nei modelli a grande scala come condizioni al contorno;

Localizzazione delle sorgenti;

Caratteristiche geometriche come altezza e diametro in caso di sorgenti puntuali, lunghezza, area e forma in caso di sorgenti areali estese oltre a temperatura e velocità di rilascio degli inquinanti;

Portata e natura chimica dell'inquinante immesso in atmosfera come peso molecolare e stato chimico al momento del rilascio.

Tra le misure base secondo le raccomandazioni WMO (World Meteorological Organization) ci sono:

- Temperatura dell'aria
- Componente orizzontale del vento
- Umidità relativa
- Precipitazione
- Radiazione solare
- Pressione atmosferica

Le misure avanzate sono :

- Profilo di velocità del vento $[u(x,y,z)]$;
- Flusso di calore al suolo;
- Turbolenza atmosferica.



Fig.4. 3 : Anemometro sonico per i dati meteo al suolo ed in quota

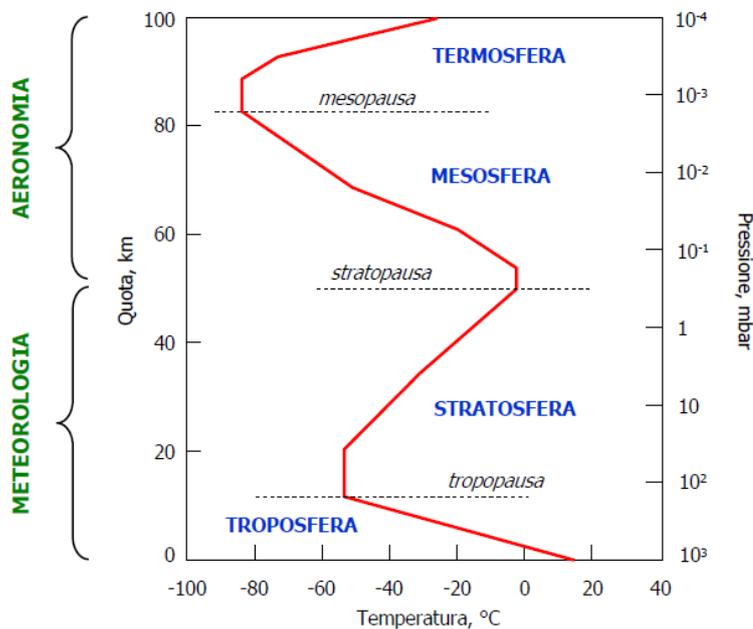
I modelli di dispersione richiedono dei parametri non sempre facilmente recuperabili perché richiedono una strumentazione sofisticata [11] come:

- Innalzamento del pennacchio
- Altezza dello strato di mescolamento
- Lunghezza di Monin – Obukhov
- Gradiente termico verticale
- Radiazione incidente
- Copertura nuvolosa
- Energia cinetica turbolenta
- Flusso di calore sensibile
- Velocità di attrito

Con tutti questi dati in ingresso da elaborare, otteniamo i seguenti dati di uscita dai modelli dispersione come le mappe di sovrapposizione, mappe di concentrazione al suolo e deposizione con media oraria, giornaliera, stagionale o annuale a seconda del tipo di modello e dello scopo. Le medie dipendono dai modelli previsionali.

4.2.3 Fenomenologia

La dispersione del gas dipende principalmente dalla meteorologia. Fondamentali, come è stato enunciato prima, sono il vento, la stabilità atmosferica, l'umidità, l'irraggiamento solare, la temperatura dell'ambiente circostante, copertura nuvolosa e tipologia e rugosità del terreno. Nella seconda parte del paragrafo, si parlerà di grandezze non misurabili come la quota di inversione termica, la scabrezza, la risalita del pennacchio[10].



Nell'ambito della meteorologia, la *turbolenza atmosferica* condiziona pesantemente la dispersione di sostanze pericolose. Il suo studio deriva da una conoscenza approfondita dello strato limite atmosferico detto anche strato limite planetario. A condizioni instabili si parla di strato limite convettivo. Nella prima parte dello strato abbiamo la troposfera, ha un'altezza di 10 Km e la temperatura diminuisce con la quota. Nei primi 1000 metri, lo strato esercita il

proprio ruolo sul flusso delle correnti aeree. La velocità del vento e la sua direzione sono condizionati dal gradiente di pressione, dalla forza di Coriolis e dagli sforzi tangenziali con il terreno. Nel caso di condizioni di neutralità della stabilità, le spinte di galleggiamento sono trascurabili. Quando la stabilità è neutra, l'energia turbolenta deriva sia dall'attrito del vento originato dalla superficie terrestre che dal cambiamento in direzione in funzione della quota. Nel caso di condizioni di instabilità si aggiungono anche le spinte di galleggiamento dove principalmente ai moti convettivi originati dai flussi di calore sensibile ceduti dal terreno all'aria che lambisce la superficie. Le condizioni di stabilità atmosferica in generale capitano di notte. In questo caso il terreno è freddo e lo strato superficiale di aria è più freddo di quello soprastante. In questo caso i moti convettivi hanno verso opposto rispetto a quelli ascensionali tipici delle condizioni di instabilità. La direzione e la velocità del vento a livello superficiale misurato a 3 e 10 m ed in quota, unitamente permettono di disegnare la rosa dei venti. La rosa dei venti è suddivisa in 16 settori, ognuno di 22.5°.

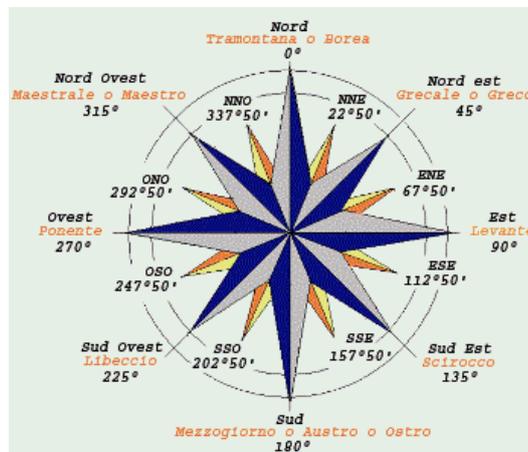


Fig.4. 4 : La rosa dei venti

Nell'analisi del vento è importante conoscere due fattori importanti: persistenza e turbolenza. La *persistenza* viene definita come il numero di vento in cui il vento soffia in una determinata direzione per un determinato numero di ore nell'ambito di un periodo di riferimento[10]. La turbolenza del vento misura il numero e la consistenza delle fluttuazioni nell'unità di tempo. I fattori che maggiormente condizionano la turbolenza ventosa sono il gradiente di velocità del vento e la rugosità del terreno.

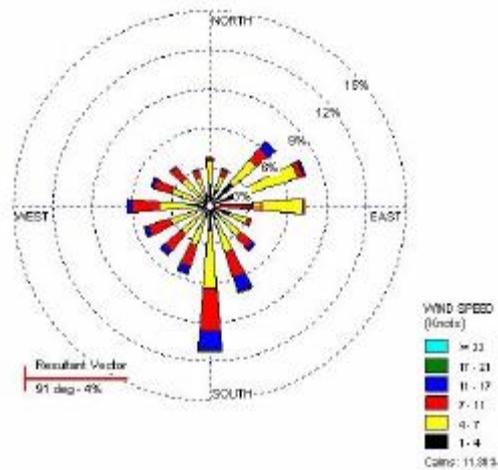


Fig.4. 5 : Persistenza del vento

Il vento ha tipicamente un comportamento dinamico. Si parla di fluttuazioni della velocità del vento sia in termine di direzione (dispersione) che di velocità. Per quanto riguarda la direzione , le fluttuazioni vengono così quantificate:

- σ_{θ} : deviazione standard della direzione orizzontale del vento;
- σ_{φ} : deviazione standard della inclinazione del vento rispetto al piano orizzontale.

Esistono delle correlazioni matematiche tra σ_{θ} e σ_{φ} e le classi meteorologiche di Pasquill. Queste equazioni sono state usate nel modello di Pasquill per la dispersione passiva di gas. Il vettore velocità del vento viene tipicamente individuato tramite le tre componenti:

- u : componente nella direzione principale longitudinale del vento;
- v : componente nella direzione ortogonale , trasversale, del vento;
- w : componente del vento in direzione verticale rispetto al terreno.

È possibile introdurre dei valori medi e le fluttuazioni come contributi distinti:

$$\begin{cases} u = \bar{u} + u^I \\ v = \bar{v} + v^I \\ w = \bar{w} + w^I \end{cases}$$

Anche in questo caso è possibile parlare di deviazione standard dei termini di fluttuazione:

$$\begin{cases} \sigma_u = (\overline{u'^2})^{1/2} \\ \sigma_v = (\overline{v'^2})^{1/2} \\ \sigma_w = (\overline{w'^2})^{1/2} \end{cases}$$

Si parla anche di intensità della turbolenza in direzione trasversale, y, e verticale z:

$$\begin{cases} i_y = \frac{(\overline{v'^2})^{1/2}}{\bar{u}} \\ i_z = \frac{(\overline{w'^2})^{1/2}}{\bar{u}} \end{cases} \quad \begin{cases} i_y = \frac{\sigma_v}{\bar{u}} \\ i_z = \frac{\sigma_w}{\bar{u}} \end{cases}$$

Per quanto riguarda il ruolo della turbolenza nella dispersione atmosferica di un composto occorre confrontare la dimensione della nube che nel nostro caso è il puff rispetto alla dimensione del vortice turbolento.

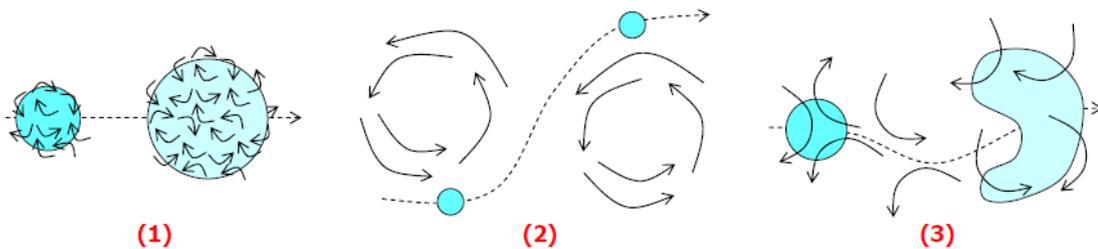


Fig.4. 6 : Ruolo della turbolenza nella dispersione [Seinfeld e Pandis,1997]

Nel caso (1) , se il puff è più grande dei vortici turbolenti allora essi contribuiscono a trascinare aria all'interno del puff facendolo gonfiare con conseguente diluizione della specie trasportata.

Nel caso (2), se il puff è più piccolo dei vortici questi non lo diluiscono ma lo spostano spazialmente deformandolo.

Nel caso (3), se il puff ha dimensione confrontabile con i vortici si ha una sovrapposizione dei fenomeni prima descritti.

La dimensione del pennacchio perpendicolare all'asse originato dalla direzione del vento è definita in termini di deviazione standard della distribuzione di concentrazione è approssimabile con una Gaussiana.

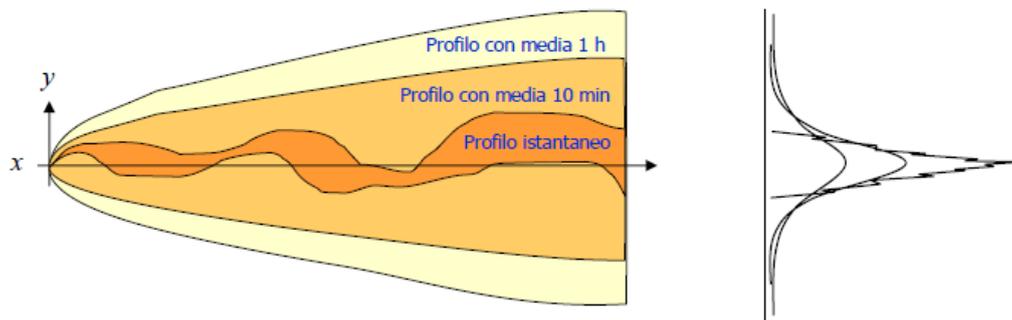


Fig.4. 7 : Dimensione del pennacchio tratto da Seinfeld e Pandis

In realtà se si fotografa istantaneamente il pennacchio è possibile evidenziare un andamento più articolato e serpeggiante con il moto del vento. All'aumentare del tempo di osservazione, l'approssimazione della Gaussiana diviene sempre più affidabile[9].

Un altro aspetto che condiziona significativamente la dispersione gassosa è la *rugosità del terreno*. In meteorologia tutti i terreni più o meno accidentati e più o meno costruiti sono aerodinamicamente rugosi. Ciò avviene quando il flusso a valle è turbolento. Su una superficie rugosa il flusso non dipende dalla viscosità del fluido ma solo dalla lunghezza della rugosità. Quest'ultima dipende dall'altezza e dalla distanza degli elementi che generano la turbolenza. Detta ε l'altezza media degli elementi rugosi e z_0 la lunghezza della rugosità si ha :

$$z_0 = \frac{\varepsilon}{K}$$

dove k è una costante che dipende dalla tipologia del terreno varia tra 7.35 e 30.

La normativa italiana considera quattro classi di rugosità che dipendono anche dalle nove sezioni del territorio.

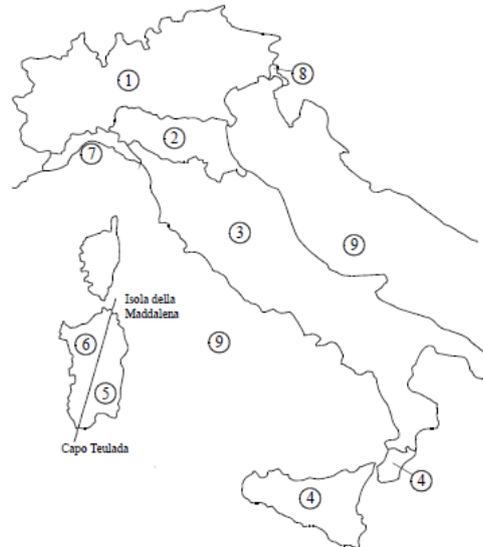


Fig.4. 8 : Zone di rugosità , la Toscana fa parte della zona 3.

Classi di rugosità del terreno	Descrizione
A	Aree urbane in cui almeno il 15% della superficie sia coperto da edifici la cui altezza media superi i 15 m
B	Aree urbane (non di classe A), suburbane, industriali e boschive
C	Aree con ostacoli diffusi (alberi, case, muri, recinzioni, ...); aree con rugosità non riconducibile alle classi A, B, D
D	Aree prive di ostacoli o con al più rari ostacoli isolati (aperta campagna, aeroporti, aree agricole, pascoli, zone paludose o sabbiose, superfici innevate o ghiacciate, mare, laghi, ...)
<p>L'assegnazione della classe di rugosità non dipende dalla conformazione orografica e topografica del terreno. Affinché una costruzione possa dirsi ubicata in classe di rugosità A o B è necessario che la situazione che contraddistingue la classe permanga intorno alla costruzione per non meno di 1 km e comunque non meno di 20 volte l'altezza della costruzione. Laddove sussistano dubbi sulla scelta della classe di rugosità, a meno di analisi rigorose, verrà assegnata la classe più sfavorevole.</p>	

Tab.4. 2 : Classi di rugosità del terreno

Nota la zona, la classe di rugosità del terreno e la posizione della struttura su cui agisce il vento, è possibile determinare la categoria di esposizione.

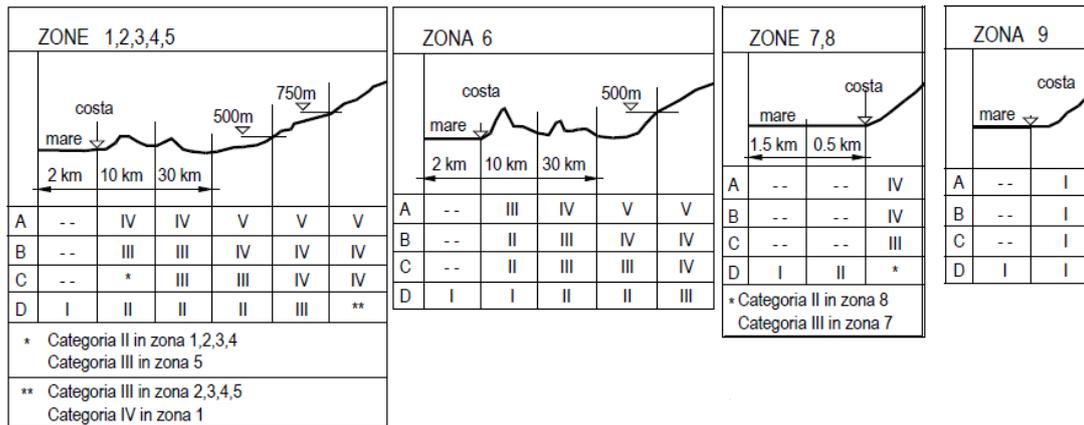


Fig.4. 9 : Determinazione della categoria di esposizione

Irraggiamento solare

La climatologia terrestre è quasi completamente regolata dall'assorbimento ed emissione di energia radiativa da parte della terra e dell'atmosfera. La terra e l'atmosfera cedono per irraggiamento tanta energia quanto quella assorbita dal sole. L'atmosfera gioca un ruolo fondamentale nel bilancio radiativo complessivo. Essa regola sia la frazione di energia radiante, che effettivamente giunge a terra, sia quella ceduta allo spazio. In essa sono presenti i gas otticamente attivi quali O_2 , O_3 , H_2O e CO_2 che sono in grado di assorbire ed emettere energia radiativa. Il flusso di energia solare lungo tutto lo spettro elettromagnetico che passa attraverso una superficie ortogonale alla radiazione e posta nel vuoto lungo la traiettoria terrestre è pari a 1370 W/m^2 . La superficie terrestre irraggia un flusso superiore (390 W/m^2) a quello effettivamente ceduto allo spazio (240 W/m^2) in quanto le nubi, in vapor acqueo ed i gas serra assorbono e riemettono una frazione di tale energia. Dato che la superficie terrestre è mediamente a temperatura superiore rispetto all'atmosfera, il flusso netto di energia radiativa va dalla terra all'atmosfera.

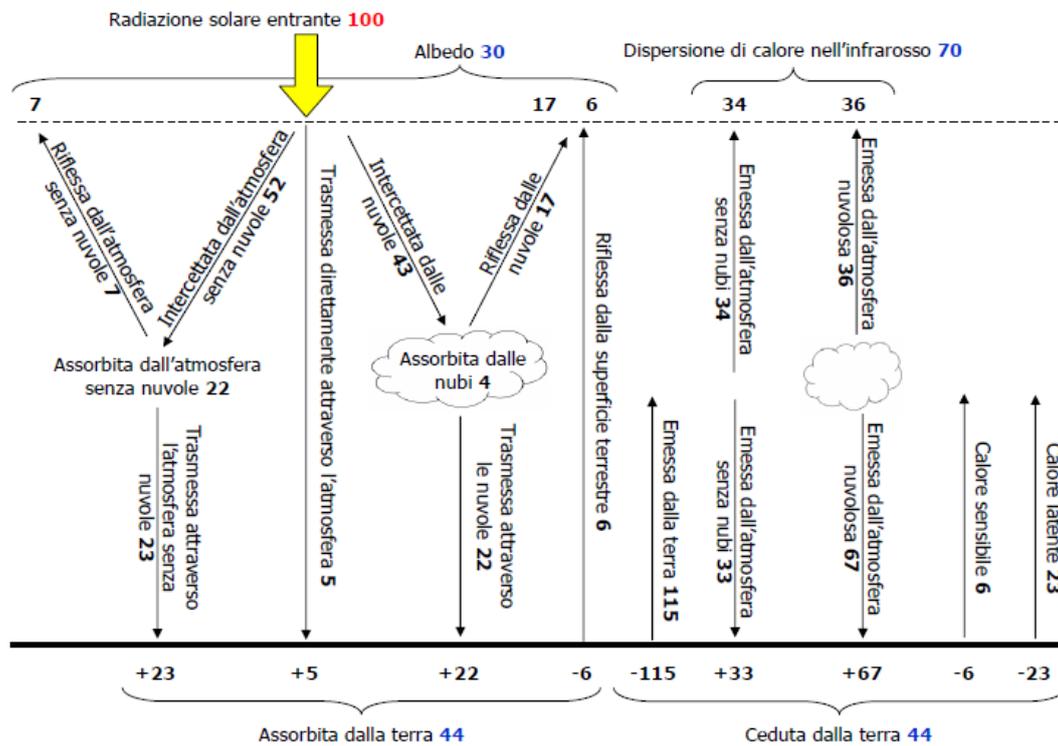


Fig.4. 10 : Bilancio energetico terrestre tratto da Kuo – Nan Liou, 1992

Ruolo della temperatura

Il galleggiamento gioca un ruolo fondamentale a livello atmosferico nel mantenimento o nella riduzione dell'energia turbolenta. Di notte lo strato limite atmosferico è stabilmente stratificato dato che il terreno è più freddo dell'aria soprastante. Quando il sole sorge con cielo limpido, la radiazione scalda più velocemente il terreno rispetto all'aria soprastante. Ciò conduce alla turbolenza dello strato immediatamente a contatto con il suolo. L'aria calda salendo produce una miscelazione vigorosa dello strato limite convettivo. La turbolenza dello strato limite convettivo continua a crescere nel corso della giornata. Nel tardo pomeriggio l'aria raggiunge la stessa temperatura del suolo. Si ha una condizione adiabatica con assenza di scambio di calore tra suolo ed aria. Alla sera la temperatura dell'aria supera quella del suolo conducendo ad una stratificazione stabile. Lo strato stabile cresce di spessore nel corso della notte e inoltre la velocità del vento di notte è molto bassa. Una delle sorgenti di turbolenza è quella dovuta al gradiente verticale della temperatura atmosferica. Un volumetto di aria che viene spinto verso l'alto incontra una pressione inferiore e quindi espandendosi si raffredda.

In condizioni *adiabatiche*, dette anche neutre, con aria secca il gradiente di temperatura è :

$$\frac{dT}{dz} = -0.01 \frac{^{\circ}\text{C}}{\text{m}}$$

quindi in condizioni adiabatiche si ha una diminuzione di 1°C ogni 100 m.

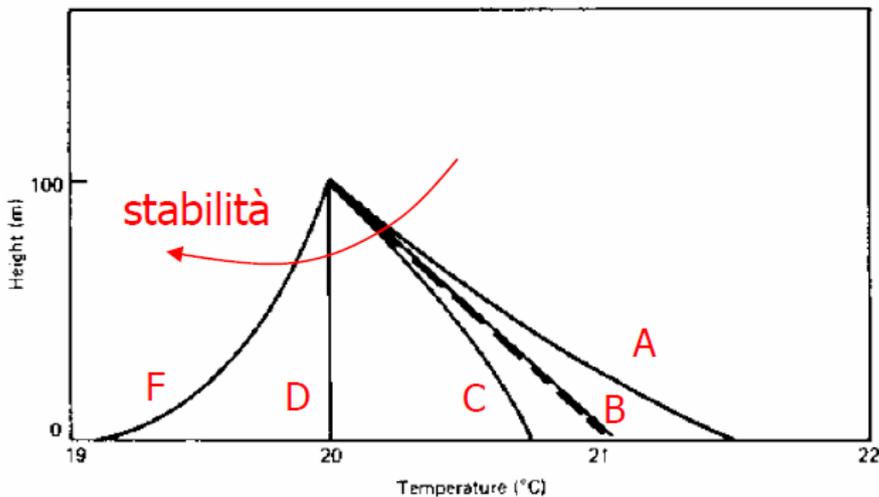


Fig.4. 11 Zone di instabilità e di stabilità in funzione dell'altezza e della Temperatura tratto da Lees, 1996

A = instabile, superadiabatico; **B** = neutro, adiabatico; **C** = stabile, sub adiabatico; **D** = più che stabile, isoterma; **F** = molto stabile, inversione .

Come si evidenzia, il gradiente verticale di velocità è influenzato, nella parte inferiore nello strato limite, dall'attrito con la superficie terrestre esercitata sulle masse d'aria in moto. Lo sforzo di taglio che si sviluppa agisce parallelamente alla direzione della corrente e determina una diminuzione progressiva della velocità del vento man mano che si avvicina al suolo. Lo sforzo di taglio per unità di superficie è proporzionale al gradiente verticale di velocità del vento: $\tau = \mu \frac{du}{dz}$ dove μ è la viscosità dinamica dell'aria. A distanze crescenti dal suolo il contributo della viscosità allo sviluppo dello sforzo di taglio si attenua e prevale quello dei moti turbolenti indotti che dipendono dal tipo di suolo come quello meno rugoso. Il profilo del gradiente verticale della velocità che viene così a determinarsi è in generale descritto dalla relazione teorica per condizioni adiabatiche dell'atmosfera:

$$\frac{u(z)}{u^*} = \frac{1}{K} \cdot \ln \frac{z}{z_0} \quad z \geq z_0 \quad 4.2$$

dove z_0 è la lunghezza di rugosità, k è la costante di von Karman per la quale si apprezza un valore sperimentale di 0.4 ed u^* detta velocità di attrito che vale:

$$u^* = \sqrt{\frac{\tau_0}{\rho}}$$

con τ_0 che lo sforzo di taglio del vento al suolo per unità di superficie e ρ la densità dell'aria. La lunghezza di rugosità rappresenta l'altezza del suolo a cui la velocità del vento $u(z_0) = 0$: vale di norma circa 1/10 dell'altezza media degli elementi componenti la rugosità.

La legge logaritmica consente di calcolare la velocità del vento ad ogni quota noti u^* e z_0 . Per la stima di u^* servono dati sperimentali oppure si prendono quelli relativi alla velocità del vento ad una quota conosciuta, ad esempio a 10 m. Nel caso di atmosfere con gradienti di temperature non adiabatici, la 4.2 non è più adeguata a descrivere la variazione della velocità del vento cresce con la quota più rapidamente che nelle condizioni di adiabaticità. Dall'altra parte in condizioni di instabilità i moti turbolenti tendono ad uniformare le velocità alle diverse quote e ne risulta un profilo che cresce più lentamente rispetto alle condizioni di stabilità.

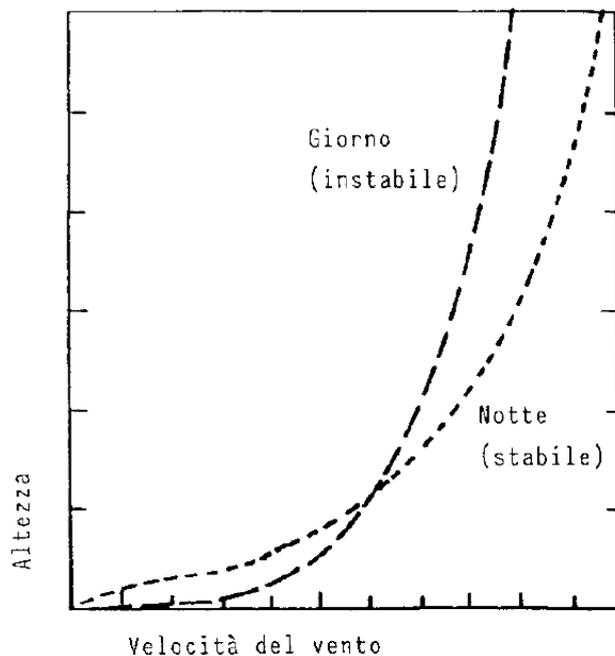


Fig.4. 12 : Profilo della velocità del vento in quota in diverse condizioni di equilibrio atmosferico.

Per tener conto dell'effetto dell'equilibrio atmosferico sul gradiente verticale della velocità del vento, l'eq.4.2 si modifica così:

$$u(z) = \frac{u^*}{k} \cdot \ln \frac{z}{z_0} + \beta \cdot \frac{z-z_0}{L} \quad 4.3$$

dove β è una costante maggiore di zero dipendente dalle condizioni di equilibrio dell'atmosfera $\begin{cases} 2 \div 5 & \text{in regime di stabilità} \\ 5 \div 7 & \text{in regime di instabilità} \end{cases}$

ed L è la lunghezza di Monin – Obukhov che dipende dall'equilibrio atmosferico e rappresenta, in valore assoluto, indicativamente la quota a cui la velocità di produzione della turbolenza meccanica dovuta al gradiente verticale di velocità del vento eguaglia quella della turbolenza termica dovuta al riscaldamento del suolo. Per approssimazioni, il profilo del vento può essere stimato come:

$$\frac{u(z1)}{u(z2)} = \left(\frac{z1}{z2}\right)^p \quad 4.4$$

con coefficiente p che è funzione sia dell'equilibrio dell'atmosfera che della rugosità del suolo (Tab. 4.3)

Tipo di suolo	Categorie di stabilità					
	A	B	C	D	E	F
Suolo urbano	0.15	0.15	0.20	0.25	0.40	0.60
Suolo rurale	0.07	0.07	0.10	0.15	0.35	0.55

Tab.4. 3 : valori di p per due tipi di rugosità (area urbana e rurale) e per sei classi di stabilità

4.2.4 Elementi di climatologia

Si intende per climatologia dell'inquinamento atmosferico il complesso delle osservazioni che caratterizzano il sito rispetto alle capacità di trasportare, diffondere, trasformare e rimuovere gli inquinanti atmosferici che per il nostro studio sono metano e anidride carbonica[8].

I parametri di interesse nello specifico sono quelli legati ai fenomeni di trasporto, diffusione e trasformazione che si sviluppano nel mezzo atmosferico sono la stabilità dell'atmosfera, lo strato di mescolamento, il profilo verticale del vento e l'irraggiamento ultravioletto.

4.2.4a La stabilità atmosferica

Il grado di stabilità atmosferica regola il fenomeno di diffusione e quindi la capacità del mezzo atmosferico a diffondere più o meno rapidamente ciò che vi viene immesso. La valutazione dello stato di equilibrio dell'atmosfera si può avvalere di approcci basati sul rilevamento della struttura termica verticale alla quota d'interesse su osservazioni dirette delle manifestazioni di turbolenze atmosferiche e su osservazioni indirette correlate allo stato di equilibrio. I dati sono acquisiti con campagne di rilevamento, il cui significato climatologico dipende dalla durata e dalla rappresentatività del periodo della campagna. La valutazione diretta della struttura termica dei bassi strati dell'atmosfera impiega di norma:

- radiosondaggi con sonde a perdere;
- palloni frenati per 500 – 600 m dal suolo;
- tecniche di telerilevamento con il sistema SODAR e RAAS che segue gli effetti di un'onda acustica con il radar e fornisce informazioni sui primi 1000 m dello strato limite;
- rilevamento con aeromobili.

La valutazione dello stato di equilibrio dell'atmosfera, basata sulle osservazioni delle manifestazioni della turbolenza,impiega di norma l'analisi delle componenti del vento ed in particolare:

- la variazione della direzione orizzontale;
- variazione della direzione verticale.

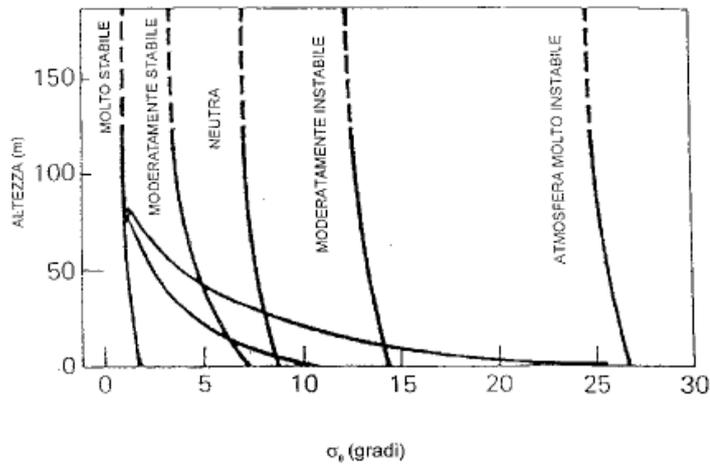


Fig.4. 13 : Deviazione standard della componente orizzontale della direzione del vento σ_θ .

Nella Fig. 4.14 si riportano le variazioni della direzione del vento, in termini di deviazione standard, associate ai diversi regimi di equilibrio atmosferico ed alle diverse quote dello strato limite.

4.2.5 Dipendenza dei risultati dai parametri

Un aspetto significativo è la dipendenza dei risultati dai parametri. Essi consistono in alcune osservazioni di carattere qualitativo:

- *L'aumento della temperatura dei fumi* che implica un incremento del galleggiamento e quindi una risalita del pennacchio (non è un caso che riguarda questa tesi).
- *Elevata velocità del vento* implica da una parte trasporto dell'inquinante a distanze maggiori, dall'altra, un abbassamento dell'asse del pennacchio e quindi un aumento della concentrazione massima al suolo, con punto di massimo localizzato più distante rispetto alla sorgente.
- *una diminuzione di stabilità atmosferica* (elevata turbolenza) disperde la massa di contaminante su un'area più vasta a parità di tempo; quindi, nel caso di sorgente in quota il massimo di concentrazione si localizza in prossimità della sorgente rispetto al caso di atmosfera stabile (turbolenza contenuta).
- *La presenza di inversione termica* fa da "tetto" al processo di dispersione verso l'alto; uno strato di inversione basso mantiene il contaminante confinato vicino al suolo. Questo parametro risulta importante nel caso di sorgenti in quota (fumi caldi da ciminiera), meno importanti nel caso di studio, ossia per le sorgenti al suolo come quella in discarica.
- *La tipologia di sorgente* influenza in maniera significativa il risultato al suolo: sorgenti lineari hanno un'influenza relativamente limitata spazialmente e sono meno influenzate dalle condizioni metereologi che complessive rispetto alle sorgenti calde puntuali.

4.3 Tipi di modello

La descrizione quantitativa della dispersione di inquinanti in atmosfera viene definita come *diffusione turbolenta*, *diffusione atmosferica*, dispersione turbolenta. Per la modellazione turbolenta esistono due approcci[12]:

- Approccio Euleriano;
- Approccio Lagrangiano.

Un modello Euleriano descrive la concentrazione delle specie rispetto ad un volumetto di controllo inserito in un sistema di coordinate fisse. Focalizzando l'attenzione sull'approccio Euleriano, ci si puntualizza sul modello basato sull'equazione di convezione – diffusione (detto anche modello k).

Un modello Lagrangiano descrive i cambiamenti di concentrazione rispetto al fluido in movimento. Il modello si basa sulla descrizione della traiettoria di particelle di fluido. Dato che la diffusione turbolenta è caratterizzata da velocità puntuali random, si introduce il concetto di probabilità di trovare la particella di fluido in uno specifico volumetto.

L'approccio più usato è il **Modello gaussiano**

La dispersione di un gas leggero come il metano avente una spinta di galleggiamento neutra è definita dispersione passiva. In generale, la spinta di galleggiamento neutra è data o dall'elevata diluizione del gas emesso, il quale è a bassa concentrazione, o dal suo peso molecolare simile a quello dell'aria circostante che si verificherebbe quando la temperatura del gas emesso e quella dell'atmosfera sono simili. Questa tipologia di modelli ha avuto principalmente origine per descrivere le emissioni dal camino e descrivono, altresì, la dispersione di sostanze a seguito di emissioni istantanee e continue da terra. Sperimentalmente, è stato rilevato che sia per rilasci istantanei che per quelli continui da una sorgente puntiforme situata a terra i profili di concentrazione sono Gaussiani e quindi hanno il profilo di Fig. 4.15.

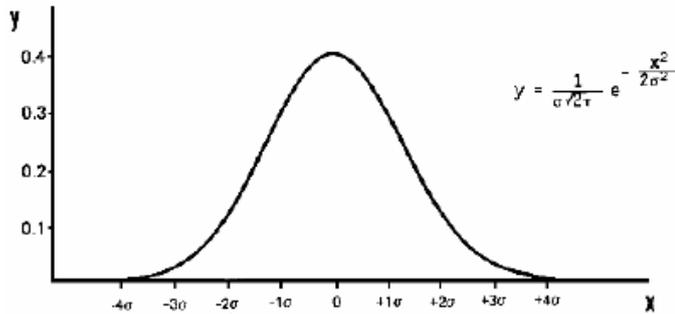


Fig.4. 14: Profili di concentrazione di una dispersione di un gas leggero

Si è evidenziato che per entrambe le tipologie di rilascio la variabilità della concentrazione cresce con il tempo di campionamento della misura. Il pennacchio generato da un rilascio continuo tende a serpeggiare. Ciò ne consegue che la dispersione dovuta alla turbolenza risulta accresciuta. La concentrazione a valle del punto di emissione dipende dall'intensità della sorgente purché quest'ultima non sia responsabile in modo significativo del moto convettivo ceduto al fluido emesso. Per l'emissione continua e puntiforme la concentrazione è inversamente proporzionale alla velocità media del vento.

I principali modelli relativi alla dispersione passiva sono quelli di :

- Roberts
- Sutton
- Pasquill
- Pasquill – Gifford
- Modello di Roberts

Roberts nel 1923 propose una soluzione analitica all'equazione di convezione – diffusione. Esiste una serie di soluzioni analitiche in funzione delle condizioni iniziali ed al contorno, della posizione della sorgente e dell'interazione con il terreno, dell'emissione istantanea o continua, dell'isotropia o anisotropia della diffusione. Tutte queste soluzioni rispettano la distribuzione gaussiana longitudinale e trasversale rispetto alla direzione del vento. Tramite le soluzioni analitiche proposte dal modello si determina l'andamento funzionale della concentrazione rispetto alla

distanza sottovento che, nel caso di diffusione Fickiana costante si ottiene la relazione $c \propto x^{-1}$ che è non consistente rispetto ai risultati sperimentali che danno $c \propto x^{-1.76}$. Anche nella soluzione generale, la soluzione analitica non ha riscontro quantitativo con i dati sperimentali. Infatti nel caso di sorgente puntuale ed emissione continua da terra :

$$c(x, y, z) = \frac{Q}{2 \cdot \pi \cdot x \cdot \sqrt{K_y \cdot K_z}} \cdot \exp\left[-\frac{u}{4x} \left(\frac{y^2}{K_y} + \frac{z^2}{K_z}\right)\right]$$

$$Q = \int_{-\infty}^{+\infty} \iint c \cdot dx dy dz$$

Con tali relazioni, non è corretto modellare la dispersione in atmosfera basandosi sull'ipotesi di costanza del coefficiente di Fick.

Modello di Sutton

Il fallimento del modello di diffusione semplice condusse alla ricerca di nuovi modelli più articolati. Infatti, Sutton propose nel 1953, per rilascio puntuale continuo da terra la seguente equazione:

$$c(x, y, z) = \frac{2Q}{\pi C_y C_z u x^{(2-n)}} \cdot \exp\left[-x^{n-2} \cdot \left(\frac{y^2}{C_y^2} + \frac{z^2}{C_z^2}\right)\right] \quad 4.5$$

con:

$$Q = \int_{-\infty}^{+\infty} \iint c \cdot dx dy dz : \text{ condizione di continuità;}$$

C_y e C_z : parametri di diffusione;

n : indice di diffusione, è una costante meteorologica che è funzione della classe di stabilità

Questa equazione è valida soltanto se la durata del rilascio è superiore al rapporto tra la distanza sottovento x e la velocità del vento u .

Modello di Pasquill

A partire dalla formulazione di Sutton , Pasquill propose la seguente equazione:

$$C_0 = \frac{2.8 \cdot Q}{u \cdot d \cdot h \cdot \theta} \quad 4.6$$

con :

C_0 : la concentrazione a terra lungo l'asse del pennacchio;

d : la distanza sottovento [m];

h : la distribuzione verticale [m]. Pasquill propose $h = 2.15 \cdot d \cdot \sigma_\theta$

θ : la distribuzione laterale [°]. Pasquill propose: $\theta = 4.3\sigma_\theta$ con $\sigma_\theta \approx \sigma_y/x$

σ_θ : la deviazione standard della inclinazione del vento rispetto al terreno

σ_θ : la deviazione standard della direzione del vento

σ_y : la deviazione standard della concentrazione in direzione trasversale al vento

Il modello di dispersione di Pasquill dipende fortemente dalle classi di stabilità meteorologica, quindi le grandezze presenti nell'equazione non sono costanti bensì variano con le condizioni meteorologiche.

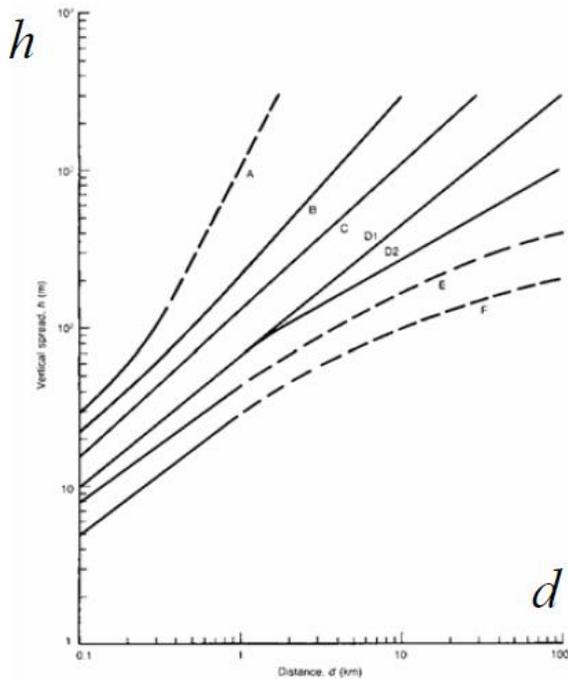


Fig.4. 15 : Andamenti della distribuzione verticale rispetto alla distanza sottovento per varie classi di stabilità [Lees, 1996]

Modello di Pasquill – Gifford

Il modello di Pasquill – Gifford si basa sui coefficienti di dispersione proposti da Sutton[23].

Per una dispersione puntuale continua da terra vale la seguente dipendenza funzionale:

$$c(x, y, z) = \frac{Q}{\pi\sigma_y\sigma_z u} \cdot \exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{y^2}{\sigma_y^2} + \frac{z^2}{\sigma_z^2}\right)\right] \quad 4.7$$

con σ_y e σ_z le deviazioni standard della velocità del vento in direzione trasversale e verticale.

L'aspetto fondamentale dei coefficienti di dispersione è che dipendono dalla distanza sottovento e dalla classe di stabilità meteorologica da A a F :

Pasquill stability category	Dispersion coefficient		
	σ_y (m)	σ_z (m)	
A	$\sigma_y = 0.493x^{0.88}$	$\sigma_z = 0.087x^{1.10}$	$100 < x < 300$
B	$\sigma_y = 0.337x^{0.88}$	$\log_{10} \sigma_z = -1.67 + 0.902 \log_{10} x + 0.181(\log_{10} x)^2$	$300 < x < 3000$
		$\sigma_z = 0.135x^{0.95}$	$100 < x < 500$
C	$\sigma_y = 0.195x^{0.90}$	$\log_{10} \sigma_z = -1.25 + 1.09 \log_{10} x + 0.0018(\log_{10} x)^2$	$500 < x < 2 \times 10^4$
		$\sigma_z = 0.112x^{0.91}$	$100 < x < 10^5$
D	$\sigma_y = 0.128x^{0.90}$	$\sigma_z = 0.093x^{0.85}$	$100 < x < 500$
		$\log_{10} \sigma_z = -1.22 + 1.08 \log_{10} x - 0.061(\log_{10} x)^2$	$500 < x < 10^5$
E	$\sigma_y = 0.091x^{0.91}$	$\sigma_z = 0.082x^{0.82}$	$100 < x < 500$
		$\log_{10} \sigma_z = -1.19 + 1.04 \log_{10} x - 0.070(\log_{10} x)^2$	$500 < x < 10^5$
F	$\sigma_y = 0.067x^{0.90}$	$\sigma_z = 0.057x^{0.80}$	$100 < x < 500$
		$\log_{10} \sigma_z = -1.91 + 1.37 \log_{10} x - 0.119(\log_{10} x)^2$	$500 < x < 10^5$

Fig.4. 16 : Correlazioni sui coefficienti di dispersione per diverse classi di stabilità meteorologica applicabili per aperte campagne e anche per calcoli di dispersione di biogas in discariche [Lees, 1996].

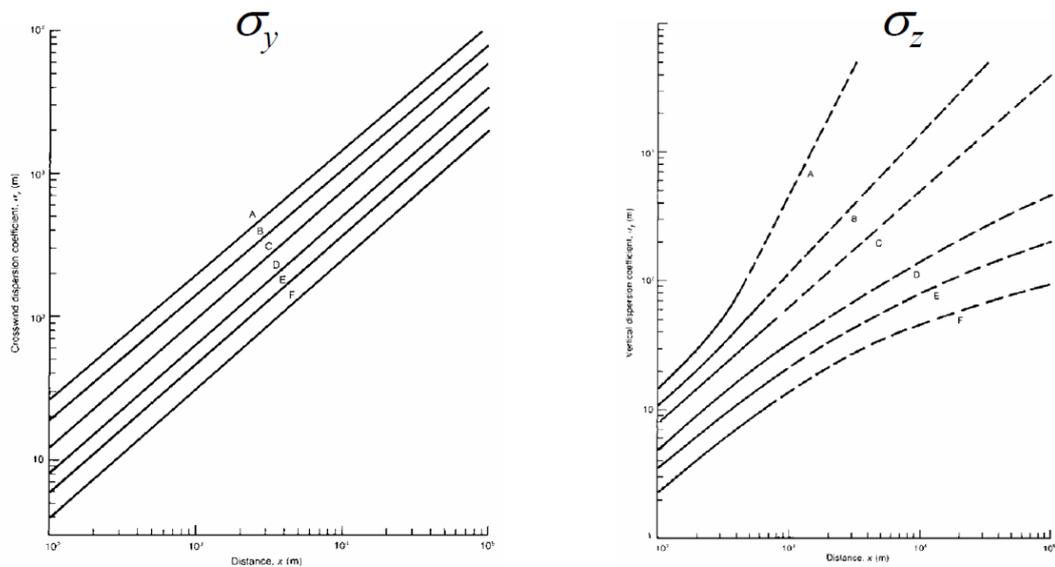


Fig.4. 17 : Dispersione trasversale e verticale della velocità del vento secondo il modello di Pasquill – Gifford in funzione delle classi di stabilità meteorologica. Sorgente puntuale e continua da terra per aperte campagne.

Per un rilascio istantaneo da terra vale l'equazione:

$$c(x, y, z, t) = \frac{2Q}{\sqrt{2\pi^3} \sigma_x \sigma_y \sigma_z} \cdot \exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{x^2}{\sigma_x^2} + \frac{y^2}{\sigma_y^2} + \frac{z^2}{\sigma_z^2}\right)\right] \quad \mathbf{4.8}$$

dove le coordinate x, y, z fanno riferimento all'origine della nube che si muove ad una velocità media u .

5. METODO DI MISURA BREVETTATO

Questo capitolo tratta la metodologia brevettata dalla TEA SISTEMI S.p.A. per il campo di rilevamento e controllo di fonti di inquinamento atmosferico in particolare la mappatura di emissioni gassose in special modo mediante l'impiego di velivoli aerei senza equipaggio definiti UAV_s, utilizzando tecniche di telerilevamento remoto. Il metodo si riferisce al rilevamento di sostanze gassose pericolose come metano e anidride carbonica, in termini di flusso totale di gas emesso e di caratterizzazione e localizzazione della sorgente di emissione.

5.1 SVILUPPO DI UNA NUOVA TECNOLOGIA PER IL MONITORAGGIO A DISTANZA

Uno strumento ottico, sviluppato e dimostrato già dal 2001, è in grado di localizzare l'origine di una fuga di gas tossico o pericoloso, rimanendo all'esterno del perimetro della zona di lavorazione. È utile per le raffinerie petrolchimiche e per il personale di vari impianti chimici. Questo sensore è in grado di localizzare fughe da una distanza di circa 20 m, con un tempo di risposta inferiore a 1 secondo. Aumentando la velocità con cui le crepe possono essere localizzate, il rischio che un guasto incipiente diventi un guasto catastrofico è notevolmente ridotto. Lo strumento si basa su un laser ad assorbimento spettroscopico a diodo sintonizzabile definito appunto TDLAS. Alcuni riferimenti sono presenti già nel capitolo 3. Il TDLAS è utilizzato in molto ambienti industriali, meno in discariche che sono la nostra area di indagine per lo sviluppo di questa tesi, fissi su un percorso aperto. Il sensore molto leggero è costituito da un ricetrasmittitore ottico portatile con elettronica a batteria, il tutto compatto in un'unica strumentazione. Situato in una zona sicura non influenzabile da altri fattori (ambientali in particolare), emana un raggio laser su possibile perdite sospette, riducendo quindi qualsiasi potenziale pericoloso. Il sensore può essere configurato per perdite con concentrazioni ammissibili per un determinato processo e per problematiche di sicurezza industriale [13].

Per esempio, 2 ppm-m di fluoruro di idrogeno, 200 ppm-m solfuro di idrogeno o 10 ppm-m di metano.

Lo strumento ingegnerizzato assomiglia ad una grande torcia (Fig. 5.1), emette una luce laser a elevate distanze dalla superficie, misurando la quantità di gas target lungo la traiettoria del raggio laser.

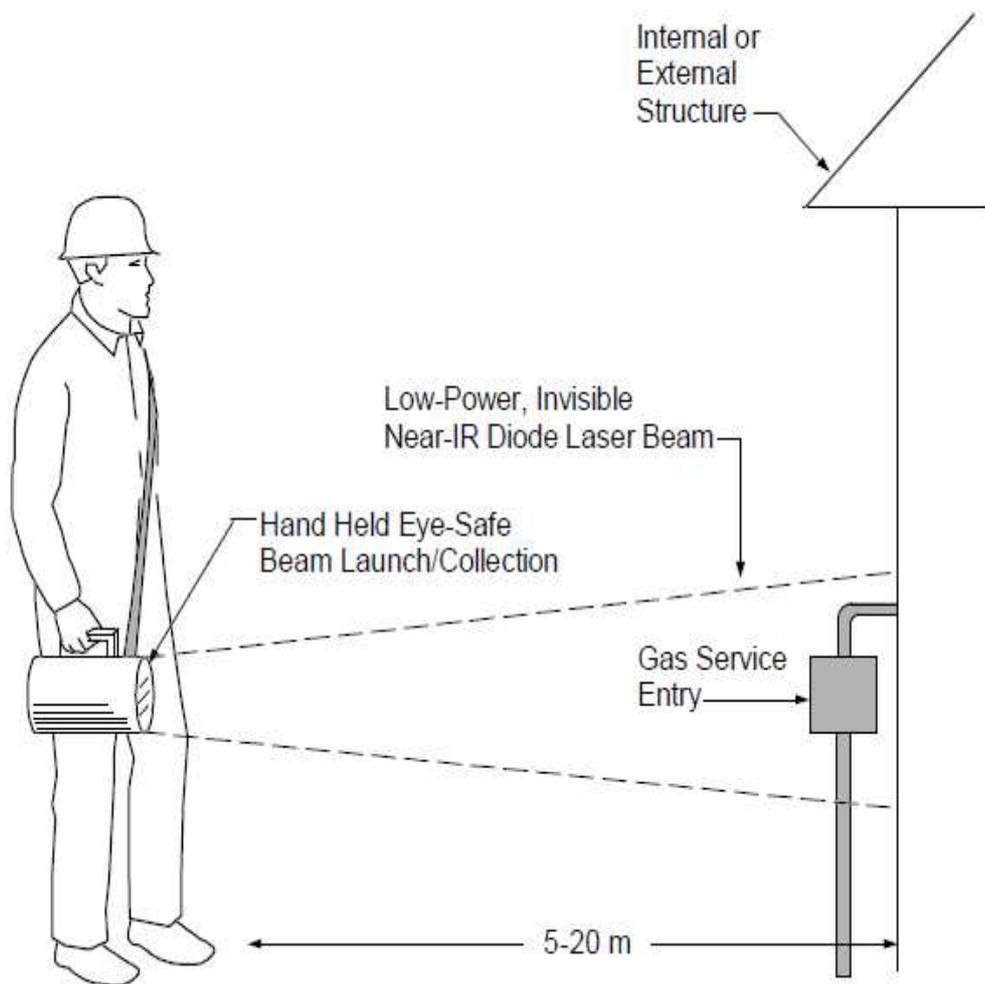


Fig.5. 1: Sistema di rilevamento perdite di metano con TDLAS portatile (M.B. Frish)

Un valore aggiunto di questo strumento è che è basato su un laser che non ha bisogno di essere inserito entro la fuga di gas. Ciò risulta conveniente per impianti chimici e petrolchimici costituiti da serbatoi e condotte contenenti fluoruro di idrogeno, solfuro di idrogeno, ammoniaca e metano. Anche se tutti queste apparecchiature chimiche sono gestite e condotte nella massima sicurezza, anche un piccolo fallimento umano o guasto porta a un rilascio di sostanze chimiche in

fase gassosa. Infatti, risulterebbe difficile accedere mediante un operatore e individuare perdite da flange, valvole, guarnizioni delle pompe, tubi e fori di spillo. L'operatore dell'impianto può ricevere un'indicazione da un sensore di zona che si è verificata una perdita, ma il sensore non può individuare l'origine della perdita. Durante tale evento, i gestori degli impianti cercano di proteggere prima di tutto il personale e poi, il più rapidamente possibile, identificare la fonte del rilascio e spegnerlo o istigare procedure di mitigazione, limitando così i danni per l'ambiente e per le comunità circostanti. Il laser del TDLAS invece isolerebbe già da subito l'origine della perdita pur rimanendo all'esterno del perimetro della zona di lavoro. Il TDLAS portatile, inserito in un velivolo aereo telecomandato nei test sperimentali, è costituito da una luce laser che viene trasmesso attraverso una nube di gas dispersa e torna al ricetrasmittitore anche a distanze oltre la nube in grado di raggiungere una sensibilità utile per fughe di gas specifici a distanze ragionevoli. Il dispositivo è stato utilizzato per misurare concentrazioni di metano fino a 500 ppm a 5 ÷ 8 m di distanza. Rileva tracce di un certo numero di gas per una vasta gamma di applicazioni. Lo strumento TDLAS si affida a ben noti principi spettroscopiche e tecniche di rilevamento sensibili, accoppiato ad avanzati diodi laser sintonizzabili e da fibre ottiche sviluppate dal settore delle telecomunicazioni. I principi sono i seguenti. Le molecole di gas assorbono energia a specifiche lunghezze d'onda nello spettro elettromagnetico. A lunghezze d'onda leggermente diverse rispetto a queste linee di assorbimento, non vi è essenzialmente assorbimento.

1. trasmette un fascio di luce attraverso un campione di miscela di gas contenente una (di solito traccia) quantità di gas bersaglio;
2. Tuning della lunghezza d'onda del fascio di uno di assorbimento del gas target;
3. misura con precisione l'assorbimento di tale fascio; si può dedurre la concentrazione di molecole di gas target integrate sopra la lunghezza del percorso del fascio. Questa misurazione è generalmente espressa in unità di ppm-m.

La veloce capacità di messa a punto del laser è sfruttato rapidamente e ripetutamente per la scansione della lunghezza d'onda in tutta la linea di assorbimento del gas selezionata. Mentre si verifica questa scansione, la frazione di potenza del laser emesso che si trasmette attraverso la miscela di gas viene monitorata con un fotorivelatore. La potenza trasmessa attraverso il percorso di misura, e quindi la fotocorrente generata dal rivelatore di percorso, varia secondo la legge di Beer. A pressione atmosferica, la forma caratteristica di assorbimento spettrale è descritto da una funzione di *Lorentzian*:

$$\alpha(\nu) = \left(\frac{S \cdot N_a \cdot L}{\pi g} \right) \cdot \left(\frac{P_g}{P_a} \right) \cdot \left[\frac{1}{\left\{ \frac{(\nu - \nu_0)}{g P_a} \right\}^2} + 1 \right] \quad 5.1$$

$\alpha(\nu)$ = assorbanza del percorso integrato come funzione del numero d'onda;

S = Resistenza della linea spettrale ($\text{cm}^{-1}/\text{molecole} \cdot \text{cm}^{-2}$);

$N_a = 2.48 \times 10^{19}$ molecole/ cm^3 -atm;

g = larghezza di linea in una atmosfera ($\text{cm}^{-1}/\text{atm}$);

ν = numero d'onda (cm^{-1});

P_a = pressione totale del campione di gas (atm);

P_g = pressione parziale del gas obiettivo (atm);

L = lunghezza del cammino ottico attraverso il campione di gas.

Questo procedimento produce una misura precisa e altamente sensibile della concentrazione di gas da monitorare lungo il percorso transitato dal raggio laser. Così, gli strumenti TDLAS offrono una combinazione di elevata sensibilità per rintracciare concentrazioni di molti gas, libertà da specie incrociate, interferenza esterna e rapidità di risposta. Esempi di gas che possono essere rilevate con TDLAS sono elencati nella Tabella 5.1.

HF	0.2	HCN	1.0
H ₂ S	20.0	CO	40.0
NH ₃	5.0	CO ₂	40.0
H ₂ O	1.0	NO	30.0
CH ₄	1.0	NO ₂	0.2
HCl	0.15	O ₂	50.0

Tab. 5. 1 : Limiti di rilevazione (in ppm - metri) per gas misurati con TDLAS vicino IR, assumendo capacità di misurare l' Assorbanza di 1 parte su 105 (vale a dire, un equivalente di rumore di assorbanza spettrale o NESAs di 10⁻⁵).

Il sensore è stato costruito su tre componenti principali:

- 1) una sorgente laser e l'elettronica di controllo;
- 2) un ricetrasmittitore ;
- 3) ricevitori di elettronica.

La sorgente laser e l'elettronica di controllo, nonché i ricevitori di elettronica, sono stati assemblati principalmente per essere disponibili in commercio come apparecchiature di laboratorio.

La configurazione ottica di base del ricetrasmittitore si combina con un laser di collimazione. La luce laser emessa dal trasmettitore colpisce una superficie a una certa distanza. Una frazione della luce diffusa dalla superficie viene raccolta da uno specchio primario del ricevitore e concentrata sul fotorivelatore. I componenti ottici sono configurati in un pacchetto che è lungo circa 35 cm, 20 cm di altezza e 20 cm di larghezza. La sorgente laser ed elettronica del ricevitore sono stati assemblati in una semplice configurazione spettroscopia di modulazione della lunghezza d'onda (WMS). Una retroazione (DFB) diodo laser accoppiato in fibra di telecomunicazioni è stato alimentato da un ILX Modello LDX 3620 sorgente di corrente. La sua temperatura è stata regolata con un modello 5910B termoregolatore ILX. Il pacchetto laser contiene un raffreddatore termoelettrico per la regolazione della temperatura e un isolatore ottico per impedire luce riflessa in retroazione. Per eseguire il WMS, la temperatura e la corrente di iniezione laser sono stati fissati inizialmente per fornire una lunghezza d'onda laser corrispondente ad una linea di

assorbimento del gas target. Come illustrato dalla figura 5.2, il sintetizzatore della forma d'onda è poi utilizzato per modulare la corrente di iniezione, e quindi la lunghezza d'onda del laser, per causare la lunghezza d'onda. Quando il gas bersaglio era presente nel percorso ottico, la potenza ricevuta del rilevatore viene ridotta ogni volta che la lunghezza d'onda si spazia in tutta la linea di assorbimento [14].

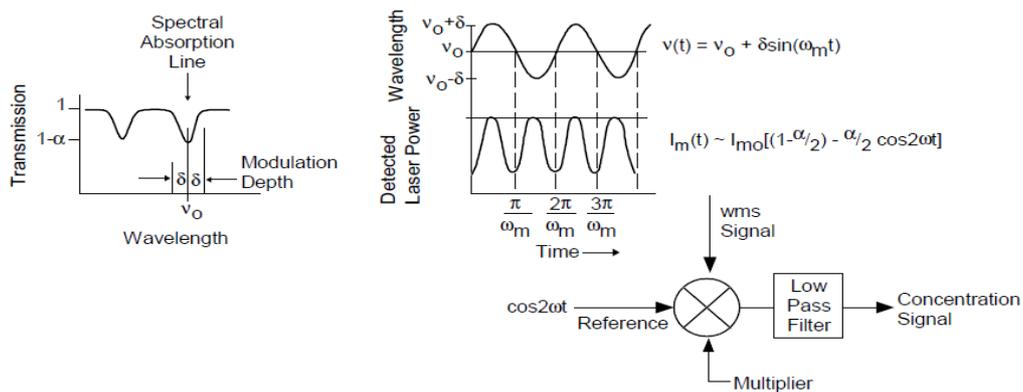


Fig.5. 2 : Modulazione spettroscopica di base della lunghezza d'onda

Per descrivere il metodo numerico sviluppato nel 2010 dal prof. Ing. Andreussi (Domanda di Brevetto per Invenzione Industriale FI2010A000208), si vuole descrivere in questa prima parte del capitolo, le procedure sperimentali e la validazione dei dati mediante la misurazione di concentrazioni di una data sostanza con TDLAS in quattro punti.

1. Potenza ottica e caratterizzazione della linearità.

Le prestazioni del sistema ottico sono state inizialmente valutate utilizzando un laser sintonizzabile a diodo accoppiato in fibra avente una lunghezza d'onda nominale vicino a 1.4 micron, adatto per il rilevamento di vapore acqueo atmosferico a diverse linee spettrali di varia intensità. La posizione di destinazione è stata variata a distanze regolari distanziati tra circa 1 e 12 m dal ricetrasmittitore, range limitato per l'area disponibile in laboratorio . La media del segnale ricevuto e la potenza del segnale 2f è stata misurata in ciascuna posizione.

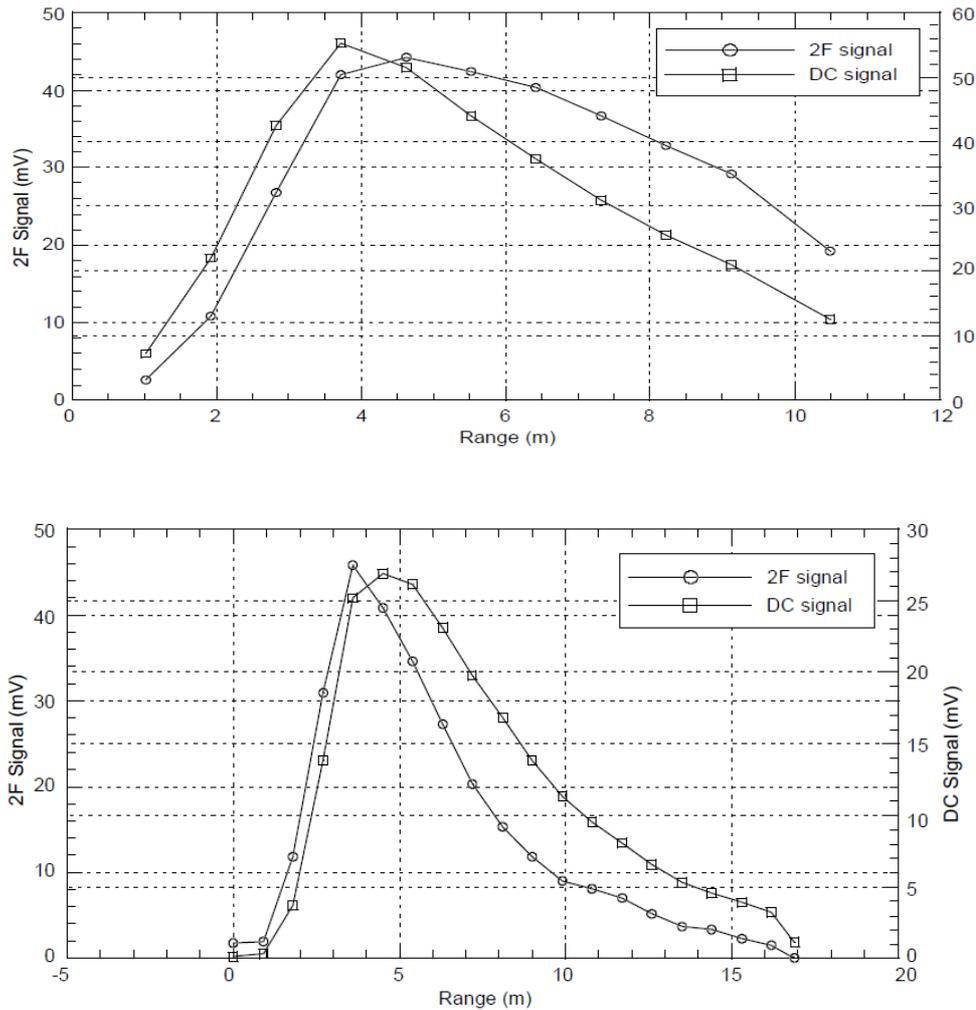
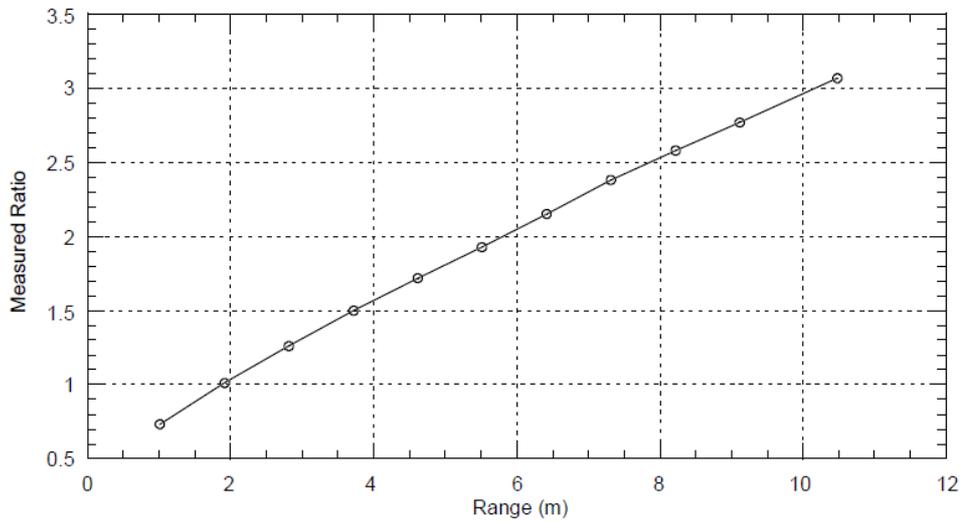


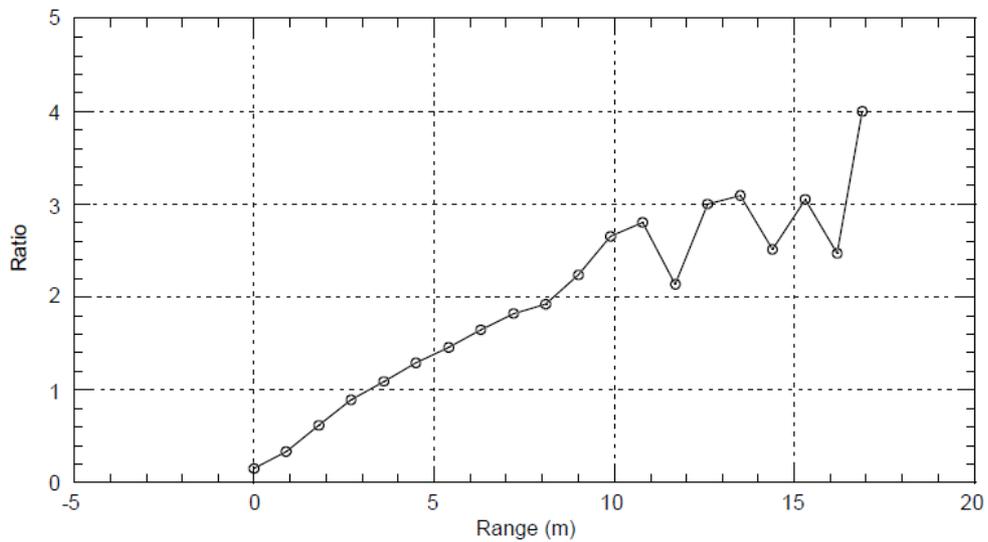
Fig.5. 3 : segnali 2f e DC rispetto al range con laser sintonizzato per rilevare vapor d'acqua atmosferico

Le figure 5.3a e 5.3b mostrano le ampiezze del segnale misurate come una funzione di separazione tra il ricetrasmittitore e l'obiettivo per due processi separati. In entrambi i casi, il segnale di potenza medio, indicato come "DC", mostra un picco in un intervallo di circa 4 m e, all'aumentare del range, segue un andamento $1/L^2$. Questa performance è stata anticipata dal design ottico. I segnali 2f ne derivano dal prodotto della concentrazione di vapore acqueo nel percorso integrato in aria e la potenza del laser ricevuta. Poiché il vapore acqueo è uniformemente distribuito sulla lunghezza del percorso di misura, la sua concentrazione è direttamente proporzionale alla lunghezza del percorso. Perciò, il rapporto del 2f ai segnali DC dovrebbe aumentare linearmente con la lunghezza del percorso (per piccolo assorbanza spettrale dove il termine esponenziale in Eq. (5.1) può essere approssimata da una linea) e passare per l'origine (tranne per qualsiasi spostamento elettronico). Le figure 5.4a e 5.4b plottano questo rapporto in

funzione della lunghezza del percorso. La relazione lineare è chiara, specialmente in figura 5.3a perché la lieve deviazione dalla linearità può essere vista a più lunghi percorsi a causa dell'alta assorbanza). La figura 5.4b mostra l'effetto del rumore nel segnale DC a lunghezze più lunghe del percorso.



(5.4.a)



(5.4.b)

Fig.5. 4 : Rapporto di 2f dei segnali DC dai dati della figura 3

2. Concentrazione minima misurabile

Un preciso sistema di calibrazione e la valutazione della concentrazione minima rilevabile sono stati condotti utilizzando una cella di flusso calibrato cilindrica con finestre trasparenti su ogni estremità. La cella è stata posta all'interno del percorso ottico tra il ricetrasmittitore e la parete del laboratorio.

La distanza tra il ricetrasmittitore e la parete è stata di 4 m. Una coppia di controllori di flusso di massa precisamente hanno regolato una miscela di metano e azoto che scorreva attraverso questa cella. Le portate massime sono state di 100 e 5000 ml / min per i due gas rispettivamente. I dati sono stati acquisiti impostando il rapporto di flusso inizialmente a 0.04, diminuendo il rapporto a zero e poi aumentandolo di nuovo a 0.18. Alcuni isteresi sono stati osservati per insufficienza del controllore di flusso di massa a causa del loro riscaldamento. La lunghezza del cammino ottico attraverso la cella è stata di 12 cm, in modo che il rapporto (in ppm) della portata di metano a portata di azoto moltiplicato per 0.12 m fornisca la concentrazione di metano nel percorso integrato in ppm-m. La figura 5.5 plotta i ppm-m rispetto al segnale (mV). La pendenza di 22 mV/ppm-m è definita "costante di calibrazione", mentre l'intercetta di -106 ppm-m è l'offset elettronico.

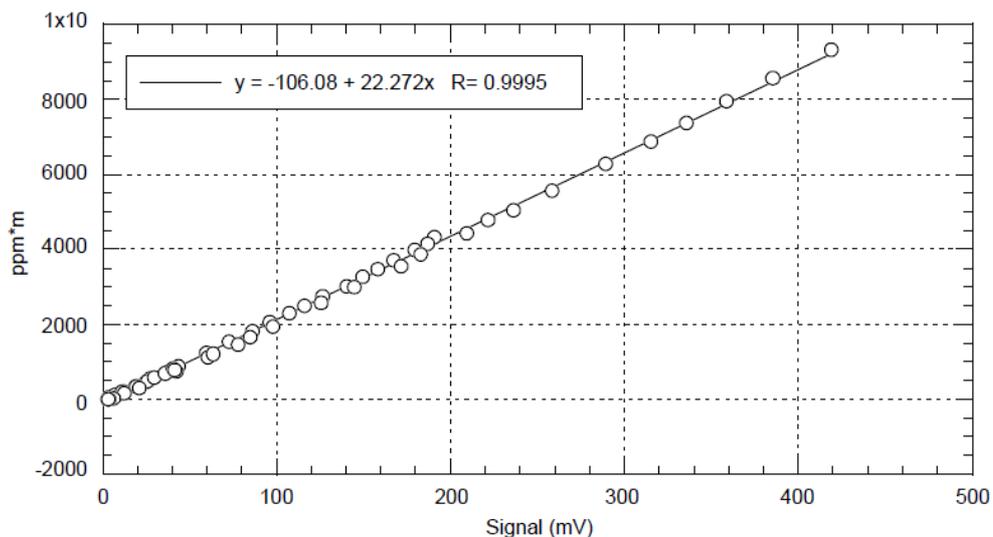


Fig.5. 5 : Calibrazione del sistema

La concentrazione minima rilevabile viene determinata dalle fluttuazioni statistiche nel tempo del segnale 2σ misurato con una concentrazione di metano fisso. Per la

validazione dei dati del TDLAS sono stati scelti tre valori di concentrazione di metano equivalente:

0 ppm-m (in rappresentanza del fondo naturale di metano in aria in laboratorio),
211 ppm-m e 1152 ppm-m.

Per ogni concentrazione, 600 campioni di dati sono stati acquisiti al ritmo di uno al secondo. I dati sono tracciati nella Figura 5.6.

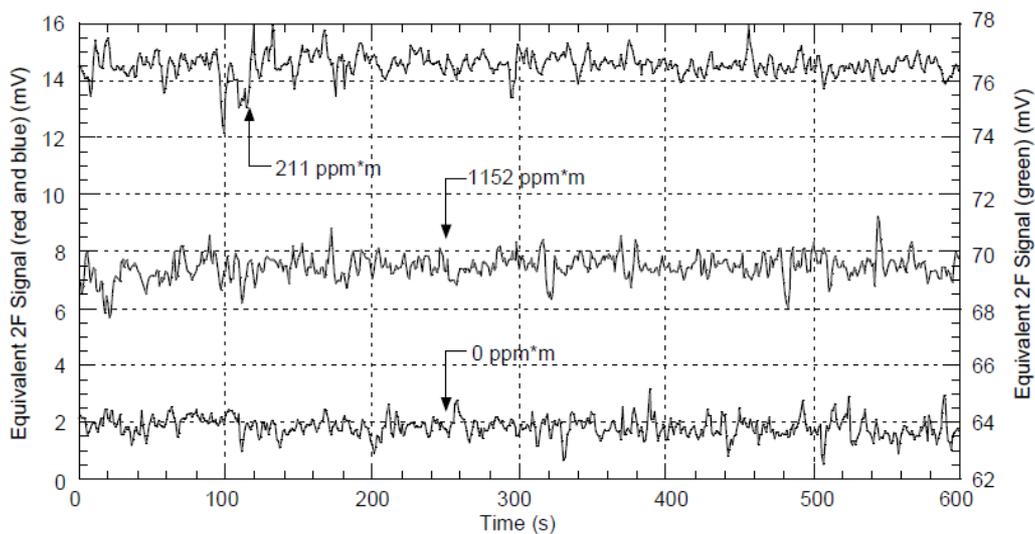


Fig.5. 6: Valutazione di minima concentrazione del metano in un range di 600 sec con segnale 2f

Si nota dalla fig.5.6 che il rumore rms è sostanzialmente indipendente dalla concentrazione con un valore medio di circa 0,39 mV, corrispondente a circa 8.5 ppm-m o di un NESA di $8,5 \times 10^{-5}$. Così, i limiti di rivelazione che utilizzano questo sistema sono quelli elencati in tab.5.1.

La Figura 7 mostra che quando la distanza del bersaglio disperdente viene cambiata, ma con concentrazione di metano costante, l'entità del rumore cambia approssimativamente in proporzione al segnale. Questi dati indicano che la sorgente di rumore primaria non è nelle elettroniche del ricevitore, ma i dati suggeriscono che la sorgente di rumore dominante è nel fascio laser trasmesso. L'esperienza dimostra che questo rumore può essere ridotto di quasi un ordine di grandezza con una migliore ingegneria.

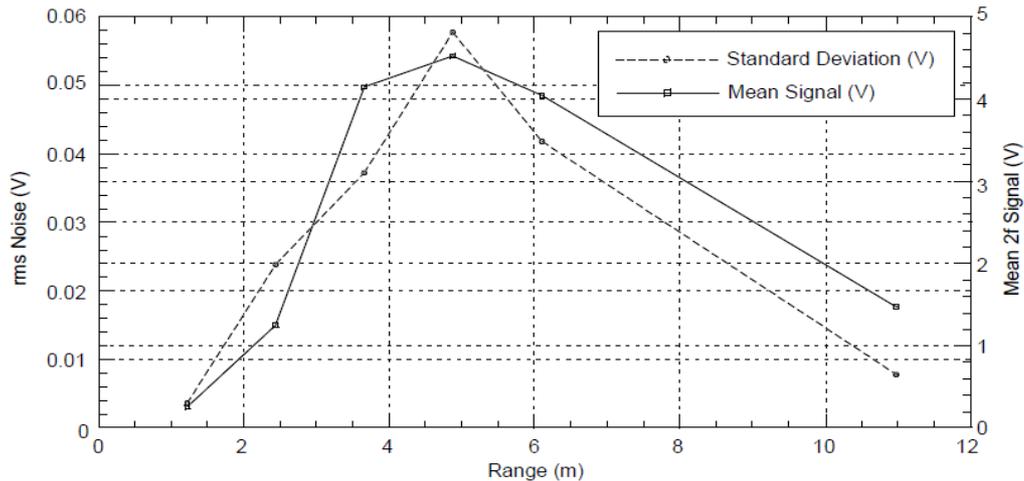


Fig.5. 7: Andamento del disturbo del segnale verso un range di lunghezza 1- 12 m per concentrazioni fisse di metano.

3. Test su campo aperto

Per dimostrare la capacità di rilevare le perdite di metano simulate dai tubi, il sensore TDLAS, il sistema di acquisizione dati e il pistone a gas metano sono stati collocati dei carrelli mobili e rotolati fuori. Il cilindro per il metano è stato attaccato ad un ugello di una saldatrice portatile che può essere aperta e chiusa rapidamente. Il collegamento dell'ugello a un flussometro di massa ha mostrato un flusso tipico tra 5 e 7 lpm. Per misurare le concentrazioni delle perdite del metano in una giornata ventosa, i ricercatori M. Frish, M.A. White, M.G.Allen hanno seguito la seguente procedura.

- 1) un obiettivo topografico è stata selezionato e il raggio laser del sensore delle perdite è stato diretto verso tale obiettivo;
- 2) l'ugello, fonte di perdite di metano, è stato posto in prossimità del sito d'ispezione; il programma di acquisizione dati è stata avviato e la registrazione del calcolatore del segnale 2f ricevuto è iniziato;
- 3) la perdita di metano è stato avviato aprendo l'ugello;
- 4) quando la perdita è stata rilevata nel segnale 2f, l'ugello è stato chiuso;
- 5) quando il segnale 2f termina, l'ugello viene riaperto per poter rilevare altre perdite.

Il laser RLMD è progettato in modo da essere selettivo per il metano e quindi non fornirà misure artefatte in presenza di altri idrocarburi. Opera sotto differenti condizioni ambientali, a varie temperature e la sua sensibilità non è influenzata dalla presenza di polveri sulla finestra ottica. Presenta un sistema di calibrazione e di “self test” che assicurano un corretto funzionamento dello strumento, utilizzando una cella di calibrazione inserita all’interno della valigetta per il trasporto del laser; self test e calibrazione possono essere eseguiti con cadenza giornaliera, prima dell’avviamento del sistema.

5.1.1 Componenti del sistema



Fig.5. 8 : Componenti del sistema

L'RMLD consiste di due componenti interattive:

- Un "Transceiver": unità che contiene il sistema trasmettente/ricevente del laser a infrarosso;
- Un'unità di controllo che fornisce una connessione esterna del tipo RS-232, una porta per l'attacco della batteria.

Connessi al laser troviamo:

- Batteria ricaricabile;
- Carica batteria universale 110-240 VAC;
- Un Personal Computer con Windows xp e una porta seriale;
- Compact Disk con due software: **WMS 15v1.2** Interface software, **WMS rmldtune v1.1** software, i programmi rispettivamente per l'esecuzione delle misure e per la calibrazione.

Il RMLD è progettato per fornire all'operatore degli outputs visivi e audio semplici per indicare la concentrazione, sufficiente ritorno della luce, indicatore di livello di batteria. L'unica differenza è che la concentrazione viene indicata in ppm-m piuttosto che in una scala ppm. Il laser sensore per il metano è progettato per essere sicuro a tutte le gamme e soddisfa le linee guida stabilite dall'UE. A differenza del laser primario, quello che mira non è sicuro per gli occhi e deve essere presa una adeguata misura di sicurezza, difatti un avviso speciale è posto sul ricetrasmittitore e gli operatori che hanno condotto i test in campo sono ben istruiti sulla sicurezza dello strumento.

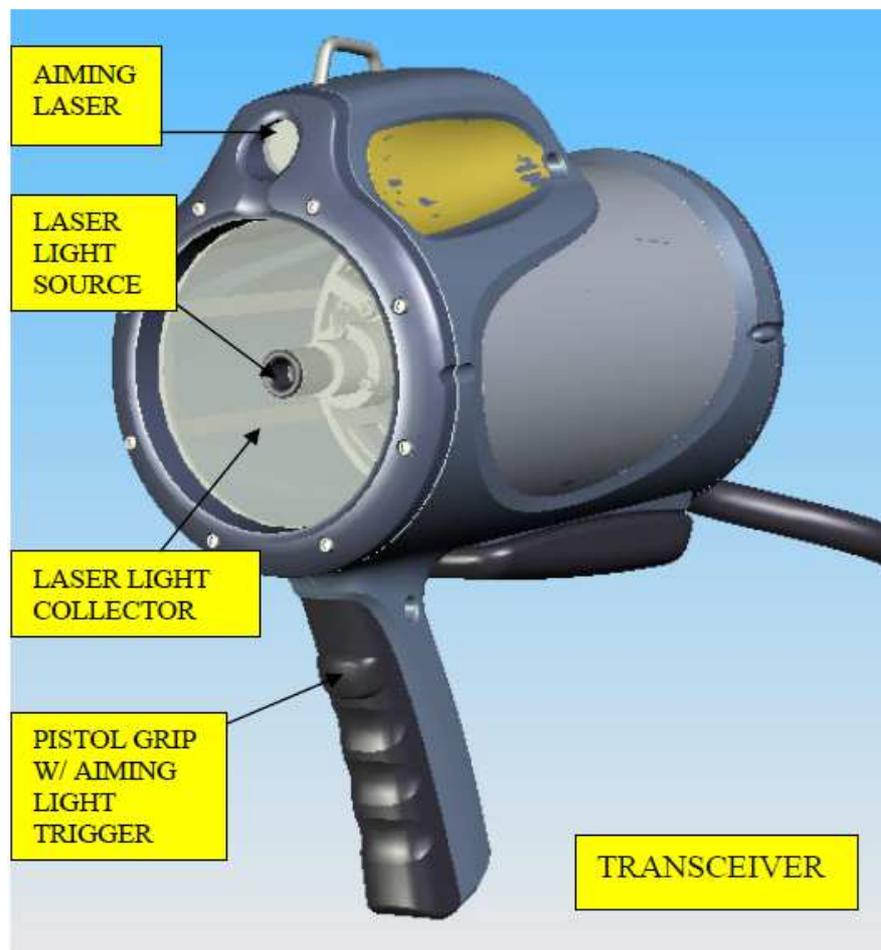


Fig.5. 9: Progettazione del RMLD

5.1.2 Differenze di misura (PPM rispetto a PPM-M)

Il rilevamento RMLD differisce dal tradizionale FI descritto nel capitolo 2, perché rileva la concentrazione di metano lungo la linea di vista dello strumento, ossia tra la geometria e lo sfondo. Invece, il FI deve essere immerso all'interno del pennacchio della fuga di gas per rilevare una perdita. Il RMLD determina l'esistenza di una perdita in remoto[15]. Questa capacità di rilevamento a distanza permette di copertura dell'area vasta e una maggiore flessibilità in termini di prestazioni per il monitoraggio. Un esempio è riportato in Figura 5.10.

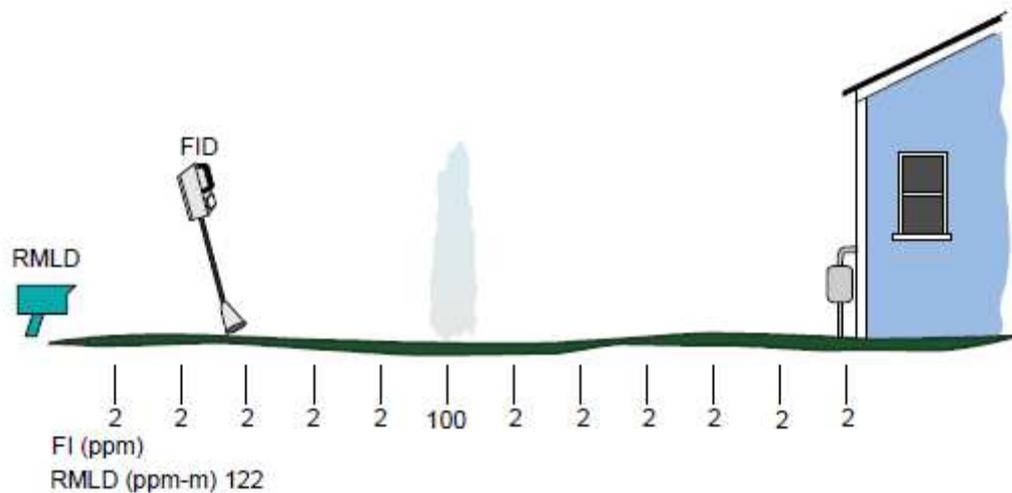


Fig.5. 10 : Differenza di monitoraggio di gas naturale con RMLD e FI

Lo strumento di indagine FI indica i livelli naturali di metano (circa 2 ppm - un livello spesso azzerato dall'operatore) ad intervalli di un metro lungo il percorso dalla strada alla struttura, tranne quando in posizione del pennacchio indicato nella figura improvvisamente la FI indicherà 100 ppm. In contrasto, l' RMLD misura il segnale accumulato dal metano presente lungo tutto il percorso di 12 metri dalla struttura. La lettura contiene la somma delle letture del livello di fondo (2 ppm per 11 metri di percorso = 22 ppm-m) e il contributo della fuga (100 ppm per 1 metro = 100 ppm-m) per produrre una lettura di 122 ppm-m. Se il raggio laser dalla RMLD viene spostato fuori dal pennacchio della fuga, la sua lettura diminuirà a 24 ppm-m (livello di fondo per 12 m). Il cambiamento drammatico nel segnale è utilizzato per

localizzare e verificare la perdita. Poiché il fascio laser può facilmente analizzare l'area del sondaggio, la presenza di perdite può essere rapidamente determinato.

Indagini con RMLD

Per individuare il metano aerodisperso si devono incontrare tre condizioni fondamentali:

1. La concentrazione del gas e le dimensioni del plume devono essere tali da superare la sensibilità minima dello strumento;
2. Il raggio Infrarosso deve attraversare il plume di gas;
3. La superficie che agisce da retro riflettore deve poter riflettere il raggio indietro allo strumento.

Fughe di metano a concentrazioni basse potrebbero generare piccoli plume non misurabili. In più, le condizioni meteorologiche possono determinare una dissipazione del plume più veloce. Uno degli aspetti più importanti su cui deve insistere l'operatore è il corretto puntamento e controllo del laser, nonché il tasso di "spazzamento" (*sweeping*) del fascio laser, in modo da centrare con il raggio la zona interessata dal plume. Devono inoltre essere evitati movimenti bruschi dello strumento, che potrebbero fornire misure erranee: il rapido cambiamento della distanza o dello sfondo che il laser rileva fanno sì che non venga scansionata l'area di interesse.

5.1.3 Caratteristiche tecniche dello strumento

Le informazioni fondamentali che hanno consentito lo sviluppo dello strumento sono state:

- *Sensibilità*: Lo strumento è ben progettato perché è in grado di rilevare piccole concentrazioni di metano quando il raggio laser intercetta il pennacchio;
- *Diametro del raggio laser*: I diametri del fascio non mostrano alcuna significativa differenza quando rileva pennacchi a distanze brevi o lunghi.

- *Tecnica di scansione*: Sono presenti due tecniche di scansione. Uno a ritmo veloce per la scansione dell'area generale che non rileva tutte le perdite e la seconda tecnica è a scansione lenta, incentrato su aree a elevato potenziale di perdite (crepe, cuciture, vegetazione). I risultati che si ottengono sono simili a FI. Questo indica che la tecnica di scansione è importante e la tecnica ottimale è una combinazione delle due;

Le caratteristiche chiave del RMLD sono :

- Lo *strumento* è *ergonomico* per l'utente e leggero (transceiver - 1,36 kg, controllore - 1.81 kg) e può essere facilmente adattato da realizzare in tre posizioni (pistola, lanterna o una videocamera a stile).
- Il *controllore* è progettato in base al feedback degli utenti. L'intera interfaccia e display LCD è stato spostato dal ricetrasmittitore alla parte superiore del controller per un facile accesso.
- Il *puntamento laser* è allineato con quello del rilevamento gas per una migliore precisione a distanze più lunghe. Il nuovo laser è abbastanza brillante da poter essere visto alla luce del giorno ed è in grado di operare a basse temperature (10 ° C). L'ottica interna è progettato per eliminare la necessità di eventuali modifiche di allineamento.
- Individua *piccole perdite* in modo più coerente.

Metodo di rilevamento	Tunable Diode Laser Absorption Spectroscopy (TDLAS)
Intervallo di misura	Da 0 a 100.000 ppm-m
Sensibilità	5 ppm-m a una distanza tra 0 e 15 m, 10 ppm-m o superiore a una distanza tra 15 e 30 m
Distanza di rilevamento	30 m come valore nominale. La distanza potrebbe variare in funzione del tipo di sfondo e delle condizioni meteorologiche
Ampiezza del raggio	Con forma conica con un'ampiezza di 56 cm a 30 metri
Calibrazione e "Self Testing"	La funzione costruita nel "Self Test" e nella calibrazione verifica la lunghezza d'onda del laser, aggiustata per avere il massimo della sensibilità. La cella contenente metano a concentrazione nota per la calibrazione è incorporata nella valigetta del laser.
" Laser Eye Safety"	(CDRH, ANSI e IEC); IR Detector Laser: Class I .Non soffermarsi davanti al raggio
Temperatura di esercizio	Da -17 °C a 50 °C
Umidità	Da 5 a 95 % RH, "non-condensing"
Grado di protezione dello strumento	IP54 (Resistenza agli schizzi d'acqua e alle polveri)
Taglia dello strumento	4 kg; (Transceiver 1.3 kg, Unità di Controllo 2.7 kg)
Dimensione di valigetta per il trasporto laser	6.4 kg; 86 cm x 24 cm x 36 cm
Fornitura di potenza	Batteria ricaricabile agli ioni di Litio
Durata Batteria	8 h a 0 °C
Carica Batteria	Tensione: 110 – 240 VAC, 50 / 60 hertz; di tipo universale (8 ore al massimo di carica)

Tab. 5. 2 : Caratteristiche tecniche dello strumento RLMD

Distanza di rilevamento

Lo strumento RMLD rileva fughe di metano fino a 30 m. La distanza di rilevamento può variare in funzione delle condizioni meteorologiche e della superficie. Quando la scansione viene effettuata a distanze maggiori di 25 m, è importante porre attenzione al puntamento del laser, utilizzando, se necessario, un dispositivo di puntamento[16].

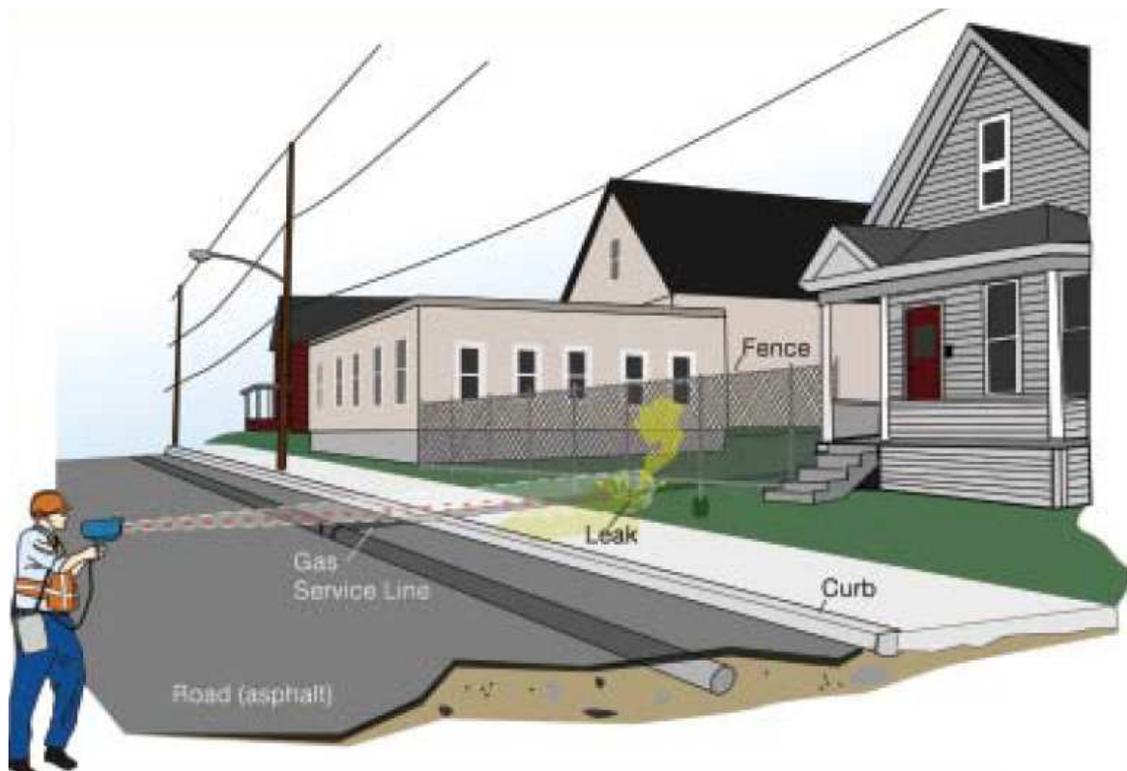


Fig.5. 11 : Esempio di distanza di rilevamento della concentrazione di gas metano da una perdita

5.2 UAV e UGV

Un **aeromobile a pilotaggio remoto**, comunemente noto come **drone**, è un velivolo caratterizzato dall'assenza del pilota umano a bordo. Il suo volo è controllato dal computer a bordo del velivolo, sotto il controllo remoto di un navigatore o pilota, sul terreno o in un altro veicolo. L'inclusione del termine aeromobile sottolinea che, indipendentemente dalla posizione del pilota e/o dell'equipaggio di volo, le operazioni devono rispettare le stesse regole e le procedure degli aerei con pilota ed equipaggio di volo a bordo. Il loro utilizzo è ormai per applicazioni civili oltre che per operazioni militari, ad esempio in operazioni di prevenzione e intervento in emergenza incendi, per usi di sicurezza non militari, per sorveglianza di oleodotti, con finalità di telerilevamento e ricerca e, più in generale, in tutti i casi in cui tali sistemi possano consentire l'esecuzione di missioni "noiose, sporche e pericolose" (*dull, dirty and dangerous*)[17] spesso con costi minori rispetto ai velivoli tradizionali. Sono noti anche attraverso altri acronimi; in questa tesi come UAV (*Unmanned aerial vehicle*).

5.2.1 Descrizione dell'autopilota

Il controllo automatico del volo (AFC) migliora la stabilità del sistema, cioè aumenta gli smorzamenti sul volo naturale del veicolo. Assicura la tracciabilità delle traiettorie assegnate nonostante i disturbi esterni. Per far ciò sono necessari una serie di sensori di bordo, un'unità di misurazione inerziale (IMU) per l'assetto delle misurazioni, una sonda Pitot per indicare la velocità dell'aria, un baro altimetro e un ricevitore GPS. L'AFC è costituito da tre regolatori indipendenti, in parte, per la velocità, Altitudine e per il controllo di direzione[18]. Lo schema è riportato in fig. 5.12.

c'è anche l'algoritmo di direzione che calcola il modo migliore di raggiungere due estremi di un percorso. I fattori fondamentali per la direzione del volo sono:

- Velocità del vento;
- Angolo con cui il velivolo deve traslare;
- Numero dei giri del motore che risulta essere l'unico segnale che esce dal sistema di controllo.

Il tutto è influenzato dalle condizioni ambientali e climatiche, perché nel calcolo della traiettoria se si ha un vento contrario al volo, allora il software calcola un angolo inverso e definisce le forze che sollecitano il velivolo. Il sistema di feedback utilizzato rispetta uno dei due approcci:

- DCS (Trasformata Coseno inversa), l'approccio del nostro mini UAV;
- Algoritmo di Calmann.

5.2.2 Regolamenti e normative: il ruolo dell'ENAC

Il panorama normativo inerente alla materia è eterogeneo ed è composto dalla normativa internazionale, da quella comunitaria e da quella nazionale. Il rapporto tra queste fonti è di tipo gerarchico quindi quanto disposto da una fonte normativa inferiore soccombe in presenza di disposizioni normative di una fonte superiore.

Il quadro internazionale

L'ICAO riconosce molte categorie di aeromobili con pilota a bordo (*manned*) o senza (*unmanned*), dando a tutte lo status di "aeromobile". Anche un UAV è quindi un aeromobile e i concetti normativi non subiscono alterazioni di principio circa il velivolo, il pilota e l'operatore (valgono le stesse responsabilità e certificazioni, come certificato di immatricolazione, certificato di aeronavigabilità, licenza di pilota, licenza di operatore). In particolare esiste un quadro normativo generale applicabile. Gli UAV di peso inferiore ai 150 kg sono di pertinenza delle singole autorità aeronautiche nazionali, l'ENAC in Italia, come stabilito nei regolamenti europei[21].

Gli aeromobili e gli APR per il codice della navigazione italiano del 24 aprile 2013

Per i Sistemi Aeromobili a Pilotaggio Remoto con mezzo aereo di massa al decollo inferiore a 20 kg non è prevista il rilascio di una certificazione di aeronavigabilità. Le attività del volo possono essere condotte solo dopo il rilascio a specifica Autorizzazione rilasciata dall'ENAC al Sistema Aeromobile a Pilotaggio Remoto (SAPR), la quale definisce i limiti e le condizioni applicabili. Nel regime di autorizzazione è prevista l'identificazione attraverso l'apposizione sul mezzo aereo di una targhetta riportante il nome del costruttore, il numero di costruzione e il nome dell'operatore. Le attività di volo possono essere distinte in attività di volo sperimentali ed operazioni specializzate.

L'attività è consentita in condizioni di visibilità ad una distanza orizzontale massima dal pilota di non oltre 200 metri, assicurando una distanza non inferiore a 50 m da persone e cose che non sono sotto il diretto controllo dell'operatore. Il pilota remoto di SAPR ha la responsabilità di assicurarsi che il volo sia condotto in modo sicuro e che le operazioni siano svolte:

- Entro 70 m di altezza dal terreno;
- In VLOS;
- In applicazione della regola del "give way aircraft";
- In VFR/VMC;
- In condizione di luce diurna;
- In spazi aerei non controllati, almeno 8 km da un aeroporto.

Non è consentito il sorvolo di aree congestionate, di assembramenti di persone, di agglomerati di case, di infrastrutture atte a convogliare traffico, di aree riservate ai fini della sicurezza dello Stato.

Per il caso dell'UAV a scopi di ricerca, come nel caso di questo progetto, è necessario prima di volo è necessaria sempre una richiesta di autorizzazione per le operazioni. Le prove in volo devono consentire di verificare le caratteristiche progettuali, la capacità da parte del pilota di controllare il mezzo in condizioni normali e in

emergenza, le dimensioni del volume delle operazioni, inclusi i margini di sicurezza, le distanze massime a cui può essere mantenuto il controllo visivo diretto con il mezzo in volo, tenendo conto delle caratteristiche della prevista area delle operazioni. Devono essere considerate le condizioni di avaria che possono precludere il mantenimento del volume assegnato e determinare l'efficacia degli eventuali dispositivi di terminazione del volo e delle procedure di emergenza. Inoltre, conducendo delle attività sperimentali, il richiedente deve indicare nella domanda l'area dove intende condurla e attestando che sono state assunte tutte le misure per assicurare la sicurezza delle attività di sperimentazione e la capacità di mantenere il mezzo all'interno del volume segregato.

Classificazione degli UAV

Categoria	Acronimo	Raggio operativo [km]	Quota di volo [m]	Durata del volo [h]	MTOW [kg]	Operativo
Tactical UAV						
Nano	η	< 1	100	< 1	< 0,0250	Si
Micro	μ	< 10	250	1	< 5	Si
Mini	Mini	< 10	150 - 300	< 2	< 30	Si
Close Range	CR	10 - 30	3 000	2 - 4	150	Si
Short Range	SR	30 - 70	3 000	3 - 6	200	Si
Medium Range	MR	70 - 200	5 000	6 - 10	1 250	Si
Medium Range Endurance	MRE	> 500	8 000	10 - 18	1 250	Si
Low Altitude Deep Penetration	LADP	> 250	50 - 9 000	0,5 - 1	350	Si
Low Altitude Long Endurance	LALE	> 500	3 000	> 24	< 30	Si
Medium Altitude Long Endurance	MALE	> 500	14 000	24 - 48	1500	Si
Strategic UAV						
High Altitude Long Endurance	HALE	> 2 000	20 000	24 - 48	12 000	Si
Special purpose UAV						
Unmanned combat aerial vehicle	UCAV	1 500	10 000	2	10 000	Si
Lethal	LETH	300	4 000	3 - 4	250	Si
Decoy	DEC	0 - 500	5 000	< 4	250	Si
Stratospheric	STRATO	> 2 000	> 20 000 & < 30 000	> 48	Da definire	No
Exo - stratospheric	EXO	Da definire	< 30 000	Da definire	Da definire	No
Space	SPACE	Da definire	Da definire	Da definire	Da definire	No

Tab. 5. 3: Fonte: 2011 - 2012 UAS Yearbook - UAS: The Global Perspective - 9th Edition - June 2011 - Blyenburgh & Co - www.uvs-info.com - Page: 151/216.

5.2.3 Caratteristiche dell'UAV della TEA Sistemi

La piattaforma robotica aerea UAV (*Unmanned Aerial Vehicle*) in grado di trasportare la strumentazione di rilevamento costituita dal TDLAS e di seguire quindi il telerilevamento della concentrazione del metano.



Fig.5. 13 : Piccola piattaforma robotica senza equipaggio per il monitoraggio e la sorveglianza (TEA SISTEMI)

L'UAV della TEA Sistemi è stato progettato come velivolo quadrirotore influenzabile dalle condizioni meteo (direzione e intensità del vento) rilevate nel campo negli anni 2009-2010. Ha resistenza aereodinamica al vento laterale fino a 8-10 m/s ed è abbastanza autonomo in presenza di vento forte. Il sistema è programmato con la versione frame work 4.1 che migliora l'efficienza, la stabilità e la velocità di esecuzione. Per quanto riguarda la parte di progettazione e sviluppo software, sono stati utilizzati i seguenti software:

- Microsoft Visio 2010, tool per la generazione di diagrammi UML e pianificazione dell'architettura software;
- Microsoft Visual Studio 2010, tool per la progettazione, implementazione e test delle applicazioni realizzate;
- MapWindow, GIS open-source per la trattazione delle informazioni geografiche;

- X-CTU, utility per la comunicazione con radio-modem xbee.

Per quanto riguarda la realizzazione fisica della piattaforma e il testing della componentistica elettronica si è fatto uso delle seguenti attrezzature:

- Oscilloscopio digitale USB;
- Analizzatore di protocollo (seriale, I2C, PWM);
- Stazione saldante;
- Microscopio digitale USB;
- Traforo di precisione per lavorazione alluminio/carbonio;
- Trapano a colonna.

Si è sostituito la IMU con un sistema più performante (AHRS).

5.2.4 Caratteristiche e usi del UGV

Un veicolo a terra senza equipaggio (UGV- figura 5.14) è un veicolo che opera mentre è in contatto con il suolo e senza presenza umana a bordo. Gli UGV possono essere usati per molte applicazioni in cui può essere scomodo, pericoloso o impossibile avere un operatore umano presente. In generale, il veicolo avrà una serie di sensori per osservare l'ambiente, e sarà o autonomamente a prendere decisioni circa il suo comportamento o trasmettere le informazioni ad un operatore umano in una posizione diversa che controllerà il veicolo attraverso teleoperazione.

Il UGV è la controparte terrestre di veicoli aerei senza equipaggio e comandato a distanza da veicoli subacquei. La robotica senza equipaggio si sta sviluppando attivamente ad uso sia civile che militare atta a svolgere una serie di attività opachi, sporchi e pericolosi.

La TEA SISTEMI ha sviluppato un UGV atto al monitoraggio a distanza di sostanze pericolose come metano, anidride carbonica e H₂S in zone quali discariche e

impianti presso i quali è pericoloso far sostare un operatore. Inoltre, tale veicolo sembra essere più utile dell'UAV perché non ha problemi di rilascio di autorizzazione dall' ENAC.

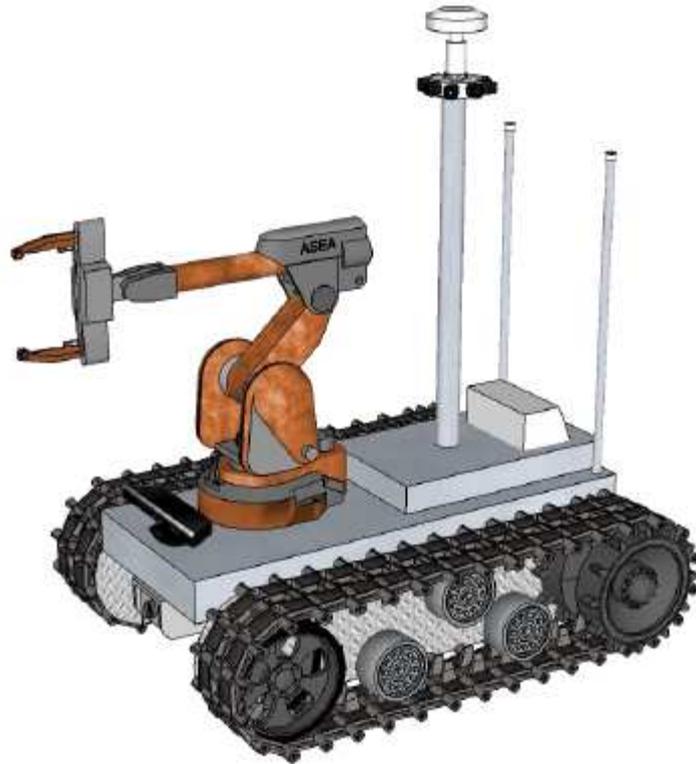


Fig.5. 14 : UGV per il monitoraggio ambientale (TEA SISTEMI)

Le caratteristiche dell'UGV della TEA sistemi sono :

- Piattaforma autonoma Scalabile
- Scheda dell'unità di controllo incorporato
- Versione cingolati / gommati
- Sviluppato per (operazioni sul campo reali) interni ed esterni

TEA Sistemi sviluppa entrambe le piattaforme interne ed esterne:

Indoor

- Preciso sistema di posizioni al coperto
- Sofisticato sistema per evitare ostacoli
- Telecamera stereo HD multi spettrale;

Capitolo 5 – Metodo di misura

outdoor

- all'aperto
- durata e resistenza
- DGPS Precise
- Supporto carico pesante
- la comunicazione a lungo raggio
- Camera globe a 360 °
- laser scanner 3D.



5.3 Metodo per la quantificazione del flusso di un gas fuggitivo sviluppato dalla TEA SISTEMI

Lo scopo particolare della presente invenzione è di fornire un metodo che permetta la quantificazione del flusso di un gas fuggitivo oltre a individuare la sorgente di gas inquinante. Il metodo, mediante misure di concentrazione in remoto con metodi ottici in combinazione a modelli meteorologici, consente di quantificare il flusso totale di gas emesso oltre ad una mappatura del flusso. Con quest'ultima si permette anche la localizzazione, l'estensione del flusso di gas fuggitivo e la caratterizzazione delle emissioni fuggitive in termini di quantificazione discreta dei contributi al flusso totale. La mappatura così proposta consente in tempi utili la definizione di opportune misure di sicurezza da adottare e di intervalli idonei al confinamento e all'interruzione dell'emissione del gas fuggitivo. Un altro aspetto fondamentale del metodo è quello di stimare la direzione e la velocità del vento mediante utilizzo di metodi meteorologici diagnostici sul mercato come CALMET (*CALifornian METereological model*). Per la previsione dell'evoluzione puntuale del campo di vento tridimensionale nell'area limitrofa a quella di interesse si inseriscono delle centraline di rilevamento meteo poste in punti strategici del campo da monitorare.

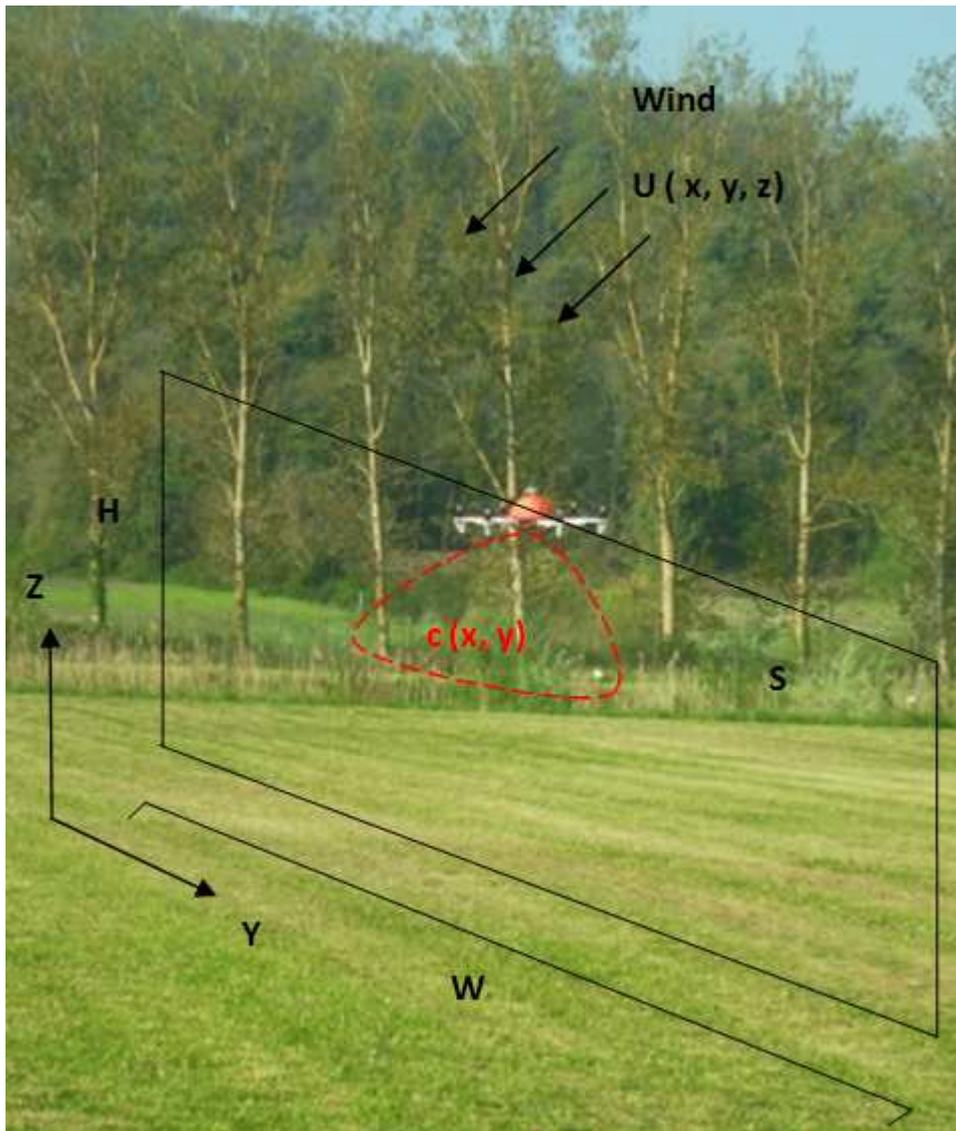


Fig.5. 15: Misure verticali di concentrazione sottovento e in direzione perpendicolare alla direzione del vento

L'aspetto fondamentale del brevetto TEA prevede misure verticali di concentrazione, medie sull'altezza H di volo, sottovento e in direzione perpendicolare alla direzione del vento (Fig.5.15). La metodologia prevede l'individuazione di un piano posto sotto vento e ad esso perpendicolare, di estensione sufficiente a contenere la proiezione del sito da monitorare e ad una distanza dal sito tale da contenere, alla quota del velivolo, la tonalità dell'effluente gassoso che fuoriesce dal sito. Il velivolo, recante lo strumento ottico di rilevamento remoto, sorvolando il sito da mappare ad un'altezza all'interno del suddetto piano ideale, realizza misure verticali discrete di concentrazione di gas fuggitivo mediate sull'altezza. Sulla base di tali misure è possibile valutare il flusso di inquinante [20].

5.3.1 Descrizione dettagliata dell'invenzione

In riferimento alla fig. 5.16, si è indicato con P il sito di una generica sorgente dispersa, assimilata ad una superficie piana di coordinate (x,y). Supposto il flusso puntuale $q(x,y)$ costante durante la misura e detta A l'area corrispondente

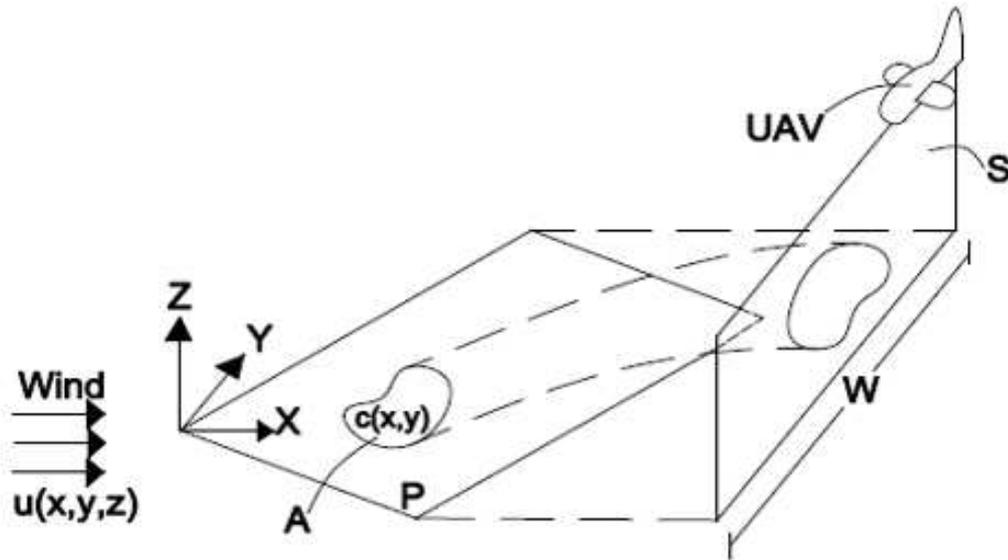


Fig.5. 16: Velivolo per il campionamento verticale di concentrazioni di emissioni fuggitive lungo un piano di campionamento posto sottovento rispetto al sito contenente la sorgente di dispersione

all'estensione della sorgente di gas fuggitivo, il flusso totale di gas fuggitivo risulta descritto dalla seguente equazioni:

$$Q = \int_A q(x_0, y) dA \quad 5.2$$

L'equazione 5.2 nel caso di sorgente areale uniforme q_0 nell'area A si semplifica come segue:

$$Q = q_0 A \quad 5.3$$

La direzione del vento è quella dell'asse x e x_0 è la distanza alla quale è posto un piano verticale di campionamento S rispetto al punto del sito P investito per primo dal vento. Il piano di campionamento S ha un'estensione W tale da contenere la proiezione del sito da monitorare P. Detto $u(x,y,z)$ il generico campo di vento, si indica con $u(x_0, y, z)$ il campo di vento che insiste su S. Per risalire al campo di vento che insiste sul sito P ed in corrispondenza del piano S, si utilizzano centraline meteo. Indicata con $c(x_0, y, z)$ la concentrazione puntuale del gas fuggitivo sul piano

S, il flusso totale di gas fuggitivo emesso può essere assimilato al solo flusso convettivo e descrivibile mediante la seguente espressione [20]:

$$Q = \int_S \mathbf{u}(x_0, y, z) c(x_0, y, z) dS = \int_S \left\{ \int_H \mathbf{u}(x_0, y, z) c(x_0, y, z) dz \right\} dy \quad 5.4$$

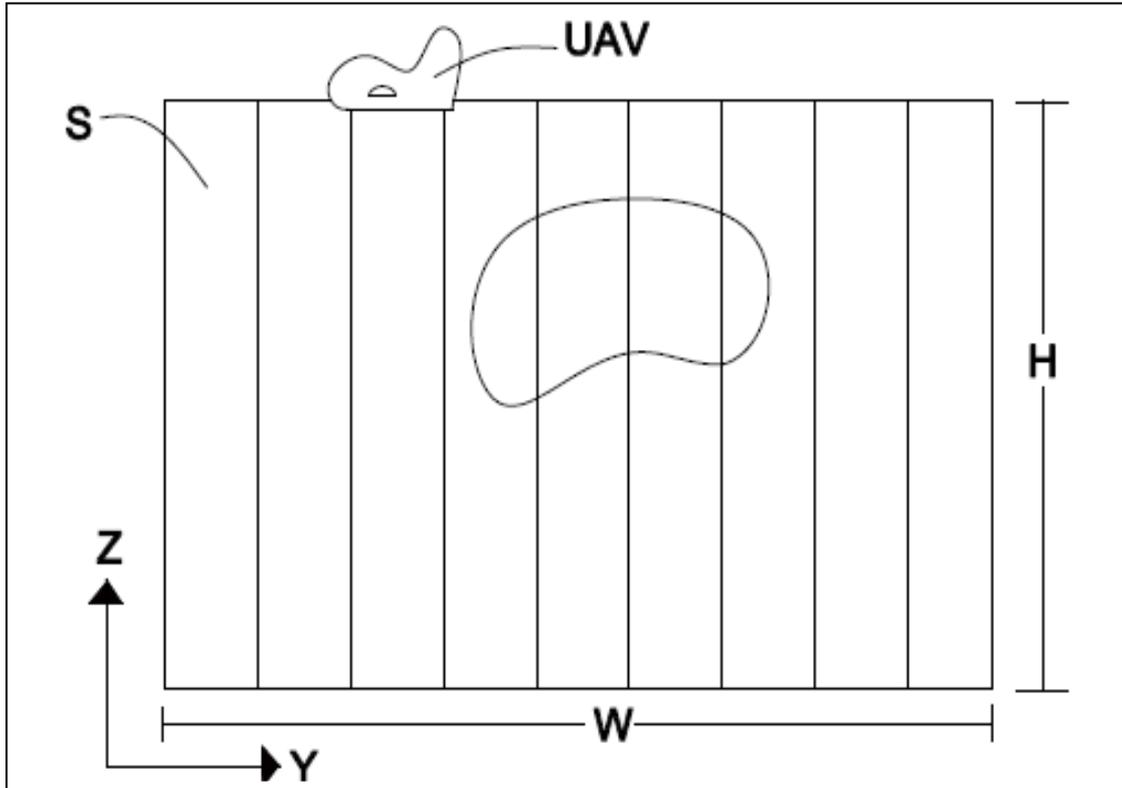


Fig.5. 17: Nube di gas fuggitivo sul piano di campionamento e la relativa griglia di misure verticali di concentrazione sul medesimo piano.

Con riferimento alla Fig. 5.17, utilizzando uno strumento ottico di rilevamento remoto (TDLAS) montato sulla parte inferiore di un velivolo UAV che si muove lungo il piano S all'altezza H tale che la nube di gas fuggitivo resti al di sotto di detta altezza, alla coordinata y si misura il valore di concentrazione medio verticale $\bar{c}_H(x_0, y)$, noto il corrispondente valore di velocità media del vento $\bar{u}(x, y)$. Il valore del flusso può essere riscritto a meno di un coefficiente empirico α :

$$Q = \alpha H \int_0^W \bar{u}(x_0, y) \cdot \bar{c}_H(x_0, y) dy \quad 5.5$$

Dal confronto con l'equazione 5.3 e 5.4 , il coefficiente α risulta definito secondo l'equazione 5.6 :

$$\alpha = \frac{\int_w \left\{ \int_H \mathbf{u}(x_0, y, z) \cdot c(x_0, y, z) dz \right\} dy}{H \int_0^W \bar{u}(x_0, y) \cdot \bar{c}_H(x_0, y) dy}$$

Il coefficiente correttivo α è calcolato dal confronto tra i valori di concentrazione acquisiti mediante misure dirette e calcolati con opportuni modelli di dispersione quali modelli gaussiani o modelli disponibili sul mercato come CALPUFF. Questo coefficiente risulta dipendere dall'intensità e dalla classe di stabilità del vento. Conoscendo il coefficiente empirico, i valori medi di concentrazione acquisiti con il TDLAS e la velocità del vento è possibile quantificare con errori inferiori al 10 % il flusso del gas fuggitivo di interesse emesso dalla generica sorgente dispersa, sia essa uniforme che non uniforme.

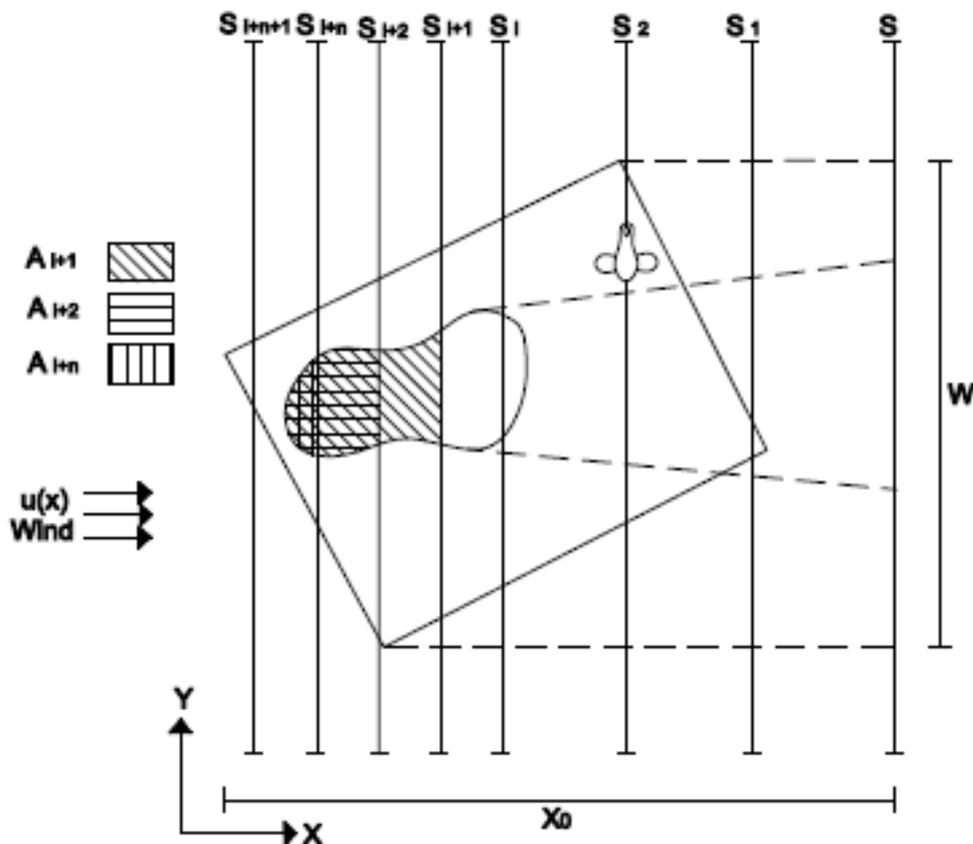


Fig.5. 18: Vista dall'alto del sito da monitorare in cui sono evidenziati piani paralleli al piano di campionamento della sorgente di emissione del gas fuggitivo.

Altre informazioni relative sull'estensione della sorgente disperse possono essere captate dalla mappatura del sito mediante misure verticali di concentrazione rilevate lungo i piani di campionamento S_1, S_2, \dots, S_i dove S_i è il piano di campionamento più vicino alla superficie A della sorgente dispersa non intersecante la medesima, danno luogo ai medesimi valori di flusso totale di gas fuggitivo. Diversamente per il generico piano S_{i+1} di mappatura delle concentrazioni che

interseca la sorgente emittente A dividendola in due sottoaree una delle quali, A_{i+1} , resta compresa tra la direzione del vento (a $x = 0$) e il generico piano S_{i+1} . Il flusso calcolato su tale piano secondo eq. 5.5 tiene conto solo del flusso emesso nella sottoarea A_{i+1} . Mentre il flusso di gas fuggitivo sui piani S_{i+2}, \dots, S_{i+n} tiene conto del contributo di flusso emesso da ciascuna delle sottoaree corrispondenti A_{i+2}, \dots, A_{i+n} ; il flusso di gas fuggitivo calcolato in corrispondenza della superficie S_{i+n+1} , sopravento rispetto alla sorgente di emissione, risulta nullo. La mappatura fornisce indicazioni, sia nella direzione x che nella direzione y, relativamente all'estensione dell'area di dispersione e al contributo in termini di flusso che compete a ciascuna sottoarea in cui la sorgente di flusso resta suddivisa in direzione x dalle superfici parallele S_{i+1}, \dots, S_{i+n} di acquisizione di misure verticali di concentrazione.

5.3.2 Determinazione della portata emessa

Per poter calcolare la portata emessa dalla sorgente areale a partire dalle misure dell'UAV che fornisce, come si è accennato nel precedente paragrafo, una concentrazione media lungo la verticale \bar{c} , è necessario capire quanto l'integrale di $C \cdot v$ si discosta dalla portata emessa e quanto l'integrale di $\bar{c} \cdot v$ si discosta dall'integrale di $C \cdot v$. Per far ciò, si è utilizzato il modello di dispersione CALPUFF.

Impostazione del modello

Dalla letteratura si sono ricavati alcuni flussi tipici delle scariche e in base a questo è stato scelto un flusso emissivo pari a :

$$Q_{CH_4} = 10^{-4} \frac{g}{s \cdot m^2}$$

Si ipotizza un rilascio stazionario da una sorgente areale avente dimensioni pari a :

$$D_{sorgente} = 100 \text{ m}$$

con il quale il modello calcola una superficie di rilascio di diametro :

$$\phi_{sorgente} = D_{sorgente}$$

Il dominio di CALPUFF è stato dimensionato con una griglia 100 celle x 100 celle, ognuna delle quali ha lato pari a 20 m e 6 layers verticali posizionati alle quote:

0, 20, 50, 100, 2000, 3300 m

Il tempo simulato è stato di 1 ora con time steps di 1 secondo. Per quanto riguarda le condizioni metereologi che analizzate sono state scelte quella corrispondenti alla classe di stabilità A,B,C,D e F e velocità del vento di 0.5 m/s , 1 m/s, 2 m/s, 3 m/s, 4 m/s, 5 m/s e 10 m/s. In particolare, secondo la power law equation, il profilo di velocità del vento (Grafico 5.1) in quota viene calcolato con:

$$v_i = v_{10m} \cdot \left(\frac{z}{10m}\right)^p \quad 5.6$$

in cui si utilizza il parametro p corrispondente alla classe di stabilità (Tab. 5.4).

parametro p				
classe A	classe B	classe C	classe D	classe F
0,10	0,15	0,20	0,25	0,40

Tab. 5. 4 : Parametro p utilizzato nella determinazione del profilo di velocità del vento

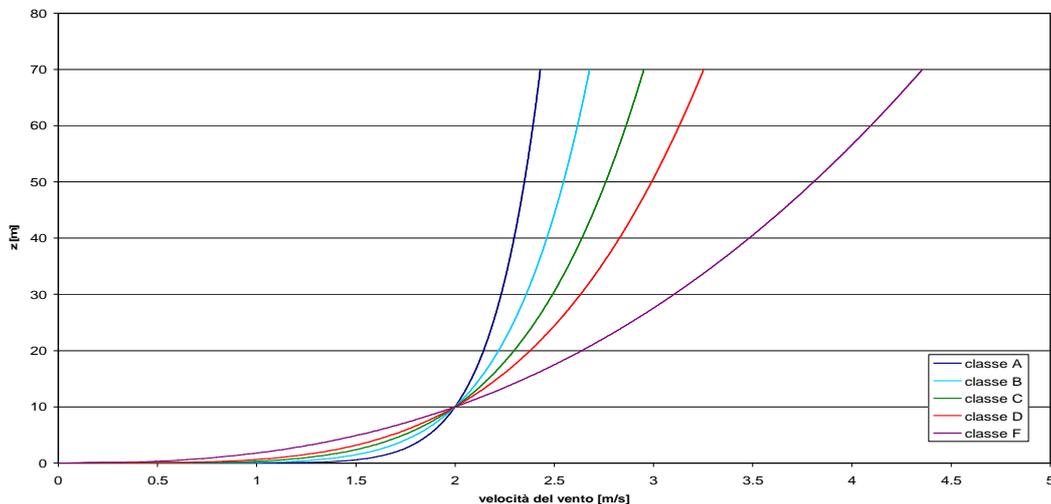


Grafico 5. 1: Profilo di velocità del vento con $v_{10m} = 1 \text{ m/s}$

Caratterizzazione del piano (y,z)

Poiché la concentrazione del gas emesso dalla sorgente areale viene misurata su un piano verticale posizionato sottovento alla discarica, risulta necessario definire un piano (y,z) che sia sufficientemente esteso da intercettare l'intero plume, e posizionare su di esso dei recettori discreti (Figura 5.20). Modellazioni successive hanno permesso di determinare la dimensione ottimale del piano:

$$L = 300 \text{ m}$$

$$H = 240 \text{ m}$$

Per quanto riguarda la distanza tra il centro della discarica e il piano verticale è stata utilizzata:

$$d = 150 \text{ m}$$

I recettori sono stati posizionati in modo da formare una griglia costituita da celle che sono più piccole nel centro (in $y = 0$ e $z = 0$) e aumentano di dimensioni al crescere di y e z . In particolare le celle sono state definite fissando il rapporto tra la lunghezza di ogni cella e la lunghezza della cella precedente:

$$\frac{L_{i+1}}{L_i} = 1.1$$

Quindi le lunghezze delle celle costituiscono una progressione geometrica di ragione 1,1 e fattore di scala L_1 tale che: $L_n = L_1 \cdot (1.1)^{n-1}$

Il fattore di scala L_1 viene calcolato sapendo che la somma delle lunghezze lungo y deve essere pari a L e lungo z deve essere H . In questo modo le celle hanno dimensioni che variano da:

$\Delta_{\min} = 0.027\text{m}$	a	$\Delta_{\max} = 13\text{m}$	lungo y
$\Delta_{\min} = 0.020\text{m}$	a	$\Delta_{\max} = 20\text{m}$	lungo z

e sono stati utilizzati un totale di: 9044 recettori

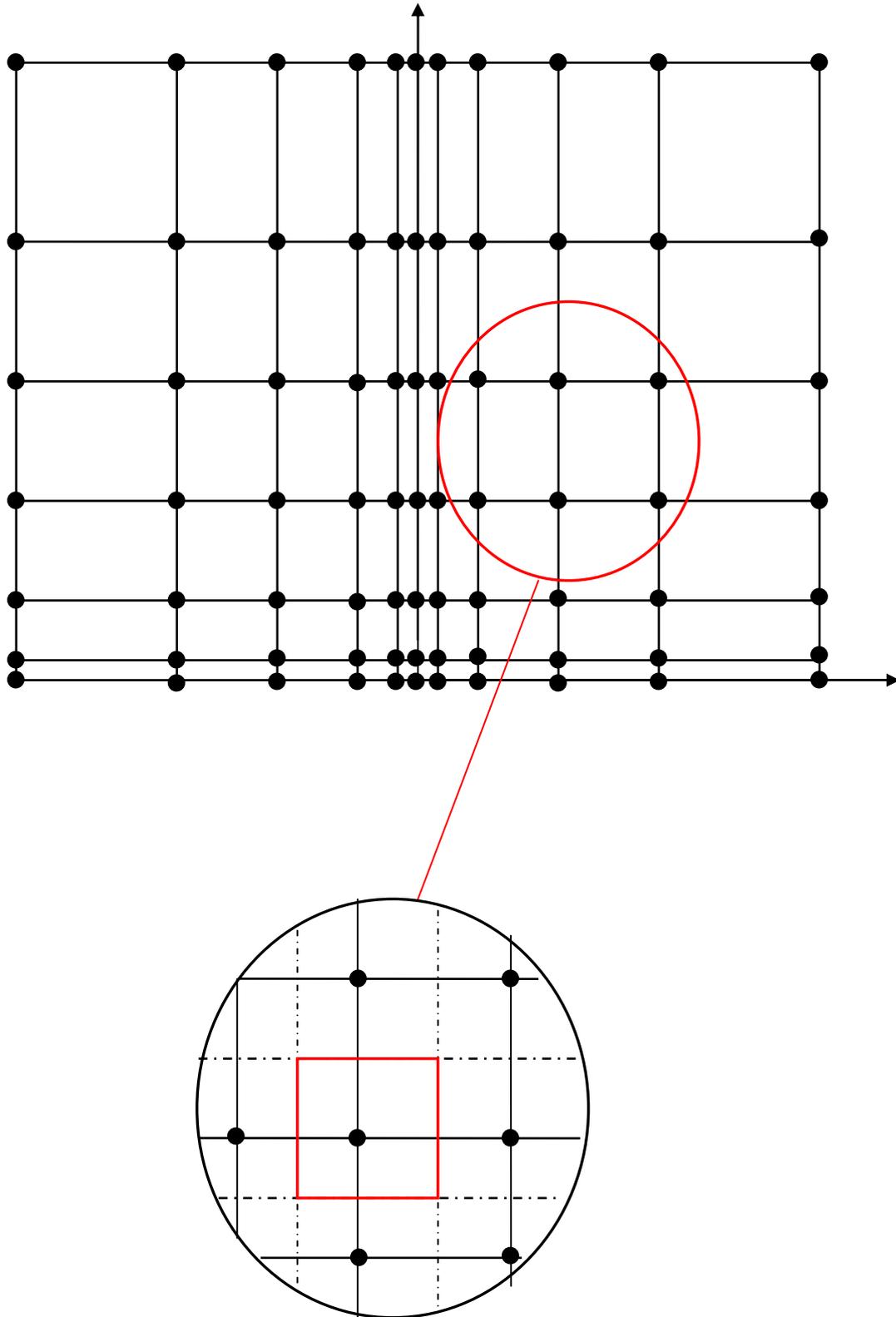
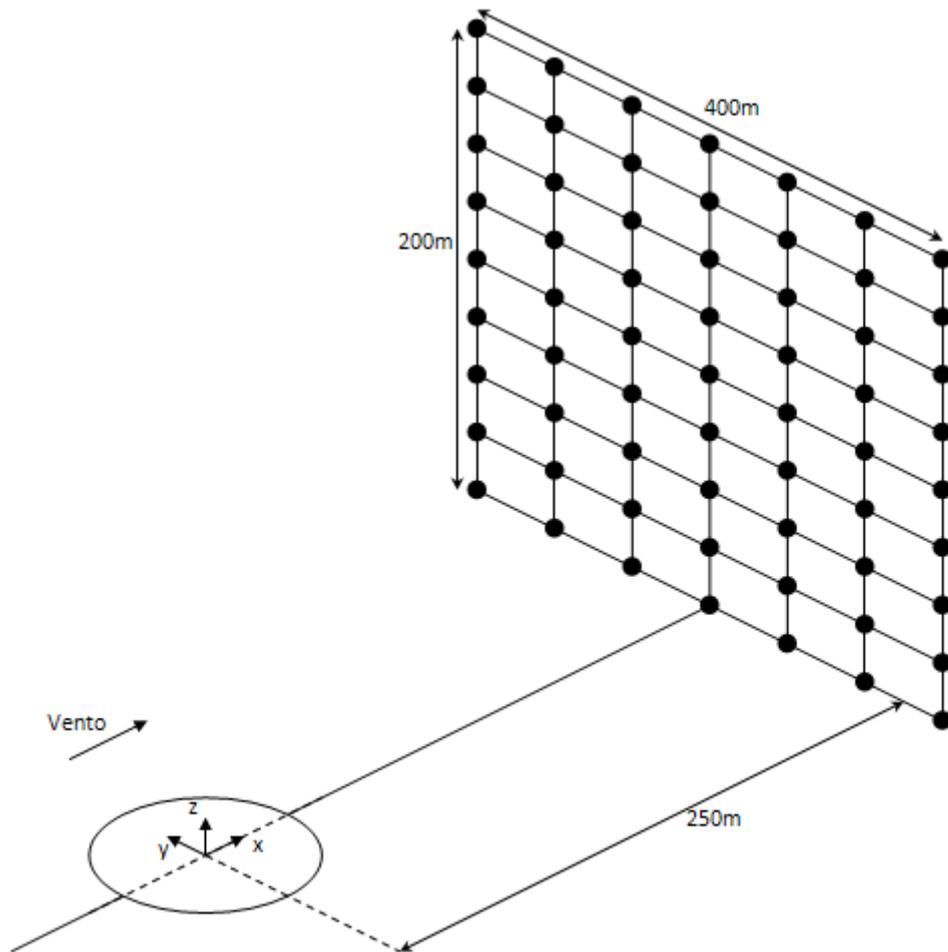


Fig.5. 19 : Schematizzazione della griglia



Calcolo della portata di rilascio

La portata di rilascio può essere calcolata a partire dalle concentrazioni rilevate ad una certa distanza dalla sorgente. Infatti l'integrale del prodotto tra la concentrazione e la velocità del vento, calcolato su una parete verticale estesa da $z=0$ a $z=+\infty$ e da $y = -\infty$ a $y = +\infty$, fornisce esattamente la portata emessa dalla sorgente.

Si riportano nel seguito i dettagli di tale calcolo. Si ricorda che il profilo di concentrazione di un plume nel caso di rilascio stazionario da sorgente posta ad altezza H è:

$$C(x, y, z) = \frac{Q}{2 \cdot \pi \cdot v \cdot \sigma_y \cdot \sigma_z} \cdot \exp \left[-\frac{1}{2} \cdot \left(\frac{y}{\sigma_y} \right)^2 \right] \cdot \left\{ \exp \left[-\frac{1}{2} \cdot \left(\frac{z-H}{\sigma_z} \right)^2 \right] + \exp \left[-\frac{1}{2} \cdot \left(\frac{z+H}{\sigma_z} \right)^2 \right] \right\} \quad 5.7$$

$$\text{se } H = 0 \quad C(x, y, z) = \frac{Q}{\pi \cdot v \cdot \sigma_y \cdot \sigma_z} \cdot \exp \left[-\frac{1}{2} \cdot \left(\frac{y^2}{\sigma_y^2} + \frac{z^2}{\sigma_z^2} \right) \right] \quad 5.8$$

Si ricorda che : $\int \exp(-a \cdot x^2) dx = \frac{\sqrt{\pi}}{2 \cdot \sqrt{a}} \cdot \operatorname{erf}(x \cdot \sqrt{a}) + c$

In cui $\operatorname{erf}(-\infty) = -1$ e $\operatorname{erf}(+\infty) = +1$

quindi : $\int_{-\infty}^{+\infty} \exp(-a \cdot x^2) dx = \frac{\sqrt{\pi}}{\sqrt{a}}$

Per controllare che il bilancio di massa sia verificato è necessario calcolare:

$$\int_A C(x, y, z) \cdot v \, dA = \int_{z=0}^{z=+\infty} \int_{y=-\infty}^{y=+\infty} \frac{Q \cdot v}{\pi \cdot v \cdot \sigma_y \cdot \sigma_z} \cdot \exp \left[-\frac{1}{2} \cdot \left(\frac{y^2}{\sigma_y^2} + \frac{z^2}{\sigma_z^2} \right) \right] dy \, dz \quad 5.9$$

Per semplicità si definiscono:

$$\frac{Q}{\pi \cdot \sigma_y \cdot \sigma_z} = A, \quad \frac{1}{2 \cdot \sigma_y^2} = B, \quad \frac{1}{2 \cdot \sigma_z^2} = C$$

$$\begin{aligned} & \int_{z=0}^{z=+\infty} \int_{y=-\infty}^{y=+\infty} A \cdot \exp[-B \cdot y^2 - C \cdot z^2] dy \, dz = \\ & = \int_{z=0}^{z=+\infty} \int_{y=-\infty}^{y=+\infty} A \cdot \exp(-B \cdot y^2) \cdot \exp(-C \cdot z^2) dy \, dz = \\ & = A \cdot \int_{z=0}^{z=+\infty} \exp(-C \cdot z^2) \cdot \int_{y=-\infty}^{y=+\infty} \exp(-B \cdot y^2) \cdot dy \, dz = \\ & = A \cdot \int_{z=0}^{z=+\infty} \exp(-C \cdot z^2) \cdot \frac{\sqrt{\pi}}{\sqrt{B}} dz = A \cdot \frac{\sqrt{\pi}}{\sqrt{B}} \cdot \frac{\sqrt{\pi}}{2 \cdot \sqrt{C}} \\ & = \frac{Q}{\pi \cdot \sigma_y \cdot \sigma_z} \cdot \frac{\sqrt{\pi}}{\sqrt{\frac{1}{2 \cdot \sigma_y^2}}} \cdot \frac{\sqrt{\pi}}{2 \cdot \sqrt{\frac{1}{2 \cdot \sigma_z^2}}} = Q \end{aligned}$$

Bilancio di massa e determinazione del primo fattore correttivo α

Perché sia verificato il bilancio di massa tra ciò che è emesso dalla sorgente e il gas che attraversa il piano verticale è necessario verificare che:

$$\int_A v \cdot c \, dA \approx \sum_A c_{ij} \cdot v_j \cdot \Delta A_{ij} \quad 5.10$$

quindi

$$\sum_A c_{i,j} \cdot v_j \cdot \Delta A_{i,j} \approx Q \quad 5.11$$

con:

Q = portata emessa dalla sorgente areale [g/s]

v = velocità del vento in funzione di y e z [m/s];

c = concentrazione del gas sul piano verticale in funzione di y e z [g/m³];

A = superficie del piano verticale [m²];

c_i = concentrazione del gas fornita dal modello in corrispondenza del recettore i, j [g/m³];

ΔA_{i,j} = superficie di ogni cella in cui è stato suddiviso il piano (y,z);

v_{i,j} = velocità del vento in corrispondenza del recettore i, j calcolato in base alla power law equation [m/s].

Se il bilancio di massa non risulta verificato è necessario determinare un fattore correttivo (α) in modo da poter risalire alla portata emessa a partire dalle misure di concentrazione fornite dal modello in corrispondenza dei recettori:

$$Q = \alpha \cdot \sum_A C_{i,j} \cdot v_j \cdot \Delta A_{i,j} \quad 5.12$$

Calcolo del secondo fattore correttivo β

Per poter calcolare la portata emessa dalla sorgente areale a partire dalle misure dell'UAV (che forniscono una concentrazione media lungo la verticale ⟨C⟩) è necessario riuscire a capire quanto l'integrale di ⟨C⟩·v si discosta dall'integrale di C·v. Quindi è necessario riuscire a correlare i dati ottenuti dalle simulazioni con quelli ottenuti dalle prove sperimentali:

$$\int_A C \cdot v dA = \beta \int_A \overline{C} \cdot v dA \quad 5.13$$

quindi:

$$\sum_A C_{i,j} \cdot v_j \cdot \Delta A_{i,j} = \beta \cdot \sum_y \langle C \rangle_i \cdot \langle v \rangle \cdot H \cdot \Delta y_i \quad 5.14$$

$$\text{da cui si ricava: } \beta = \frac{\sum_A C_{i,j} \cdot v_j \cdot \Delta A_{i,j}}{\sum_y \langle C \rangle_i \cdot \langle v \rangle \cdot H \cdot \Delta y_i} = \frac{\sum_A C_{i,j} \cdot v_j \cdot \Delta A_{i,j}}{\langle v \rangle \cdot H \cdot \sum_y \langle C \rangle_i \cdot \Delta y_i} \quad 5.15$$

$$\text{con: } \langle C \rangle_i = \frac{\sum_z C_j dz}{H}$$

$$\langle v \rangle = \frac{1}{H} \cdot \int_0^H v(z) dz = \frac{1}{H} \cdot \int_0^H v(z_0) \cdot \left(\frac{z}{z_0} \right)^p dz = \frac{v(z_0)}{p+1} \cdot \frac{(H)^{p+1}}{(z_0)^{p+1}} \quad 5.16$$

in cui:

β = secondo fattore correttivo che permette di determinare la portata emessa dalla scarica a partire dalle misurazioni fornite dall'UAV;

C = concentrazione del gas sul piano verticale in funzione di y e z [g/m^3];

$C_{i,j}$ = concentrazione del gas fornita dal modello in corrispondenza del recettore i , j [g/m^3];

$\langle C \rangle_i$ = concentrazione del gas mediata lungo la verticale e fornita dall'UAV [g/m^3];

v = velocità del vento calcolato secondo la power law equation [m/s];

$v_{i,j}$ = velocità del vento in corrispondenza del recettore i,j calcolato in base alla power law equation [m/s];

$\langle v \rangle$ = velocità del vento mediata lungo la verticale [m/s];

A = superficie del piano verticale [m^2];

H = altezza del piano verticale [m];

$\Delta A_{i,j}$ = superficie di ogni cella in cui è stato suddiviso il piano di misura (y,z) [m^2].

Determinazione del fattore correttivo globale

Per poter quantificare la portata emessa dalla sorgente areale a partire dalle misure dell’UAV, i due fattori correttivi α e β , calcolati secondo quanto illustrato in precedenza, devono essere moltiplicati. Infatti si ricorda:

$$Q = \alpha \cdot \left(\sum_A C_{i,j} \cdot v_j \cdot \Delta A_{i,j} \right) \quad 5.17$$

$$\sum_A C_{i,j} \cdot v_j \cdot \Delta A_{i,j} = \beta \cdot \left(\sum_y \langle C \rangle_i \cdot \langle v \rangle \cdot H \cdot \Delta y \right)_i \quad 5.18$$

Quindi:
$$Q = \alpha \cdot \beta \cdot \left(\sum_y \langle C \rangle_i \cdot \langle v \rangle \cdot H \cdot \Delta y_i \right) \quad 5.19$$

Risultati

Nelle Tabelle 5.5 e 5.6 e nei Grafici 5.2 – 5.4 sono riportati i fattori correttivi ottenuti nelle varie condizioni simulate.

v(m/s)	fattore correttivo α					fattore correttivo β				
	classe A	classe B	classe C	classe D	classe F	classe A	classe B	classe C	classe D	classe F
0.5	0.98	0.98	1.08	1.21	1.37	0.88	0.78	0.68	0.57	0.36
1	0.99	1.00	1.09	1.21	1.37	0.87	0.78	0.68	0.57	0.36
2	1.05	1.05	1.11	1.21	1.36	0.87	0.77	0.68	0.57	0.36
3	1.04	1.05	1.11	1.21	1.35	0.87	0.77	0.68	0.57	0.36
4	1.04	1.04	1.11	1.20	1.34	0.87	0.77	0.68	0.57	0.36
5	1.01	0.99	1.02	1.00	1.09	0.87	0.77	0.67	0.57	0.36
10	0.98	0.93	0.94	0.99	1.09	0.87	0.77	0.68	0.57	0.36
media	1.01	1.01	1.07	1.15	1.28	0.87	0.78	0.68	0.57	0.36

Tab. 5.5 : Fattori correttivi α e β

v(m/s)	fattore correttivo globale $\alpha \cdot \beta$				
	classe A	classe B	classe C	classe D	classe F
0.5	0.86	0.77	0.74	0.69	0.49
1	0.87	0.78	0.74	0.69	0.49
2	0.91	0.81	0.75	0.69	0.49
3	0.90	0.81	0.75	0.69	0.49
4	0.90	0.81	0.75	0.68	0.48
5	0.87	0.76	0.69	0.57	0.39
10	0.85	0.72	0.63	0.56	0.39
media	0.88	0.78	0.72	0.65	0.46

Tab. 5.6 : Fattore correttivo globale $\alpha \cdot \beta$

Capitolo 5 – Metodo di misura

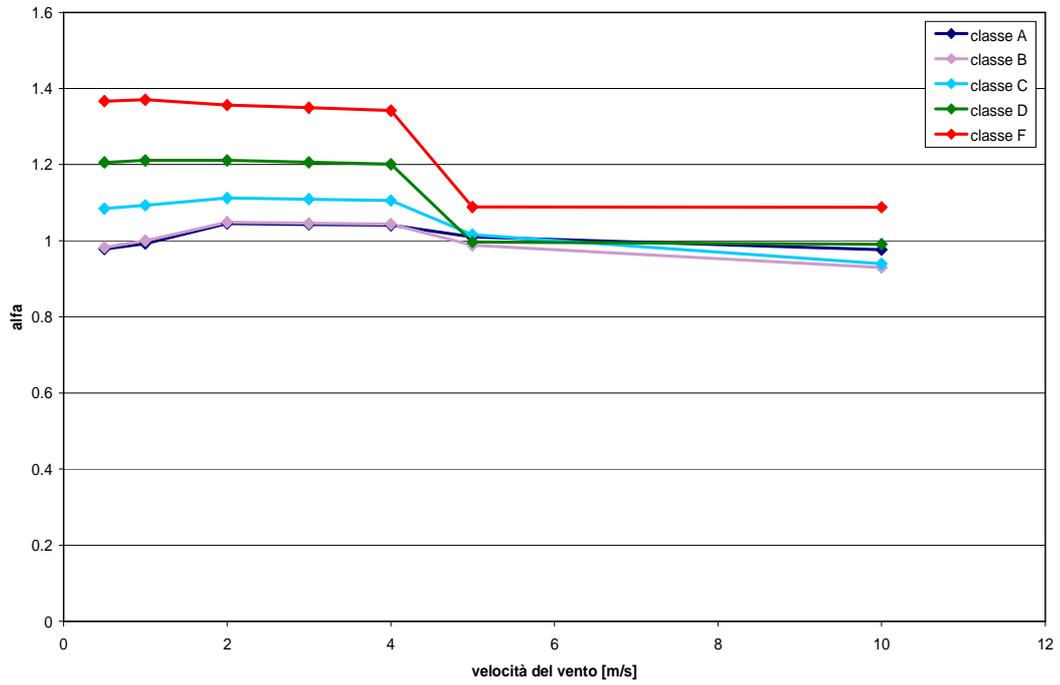


Grafico 5. 2 : Fattore correttivo α

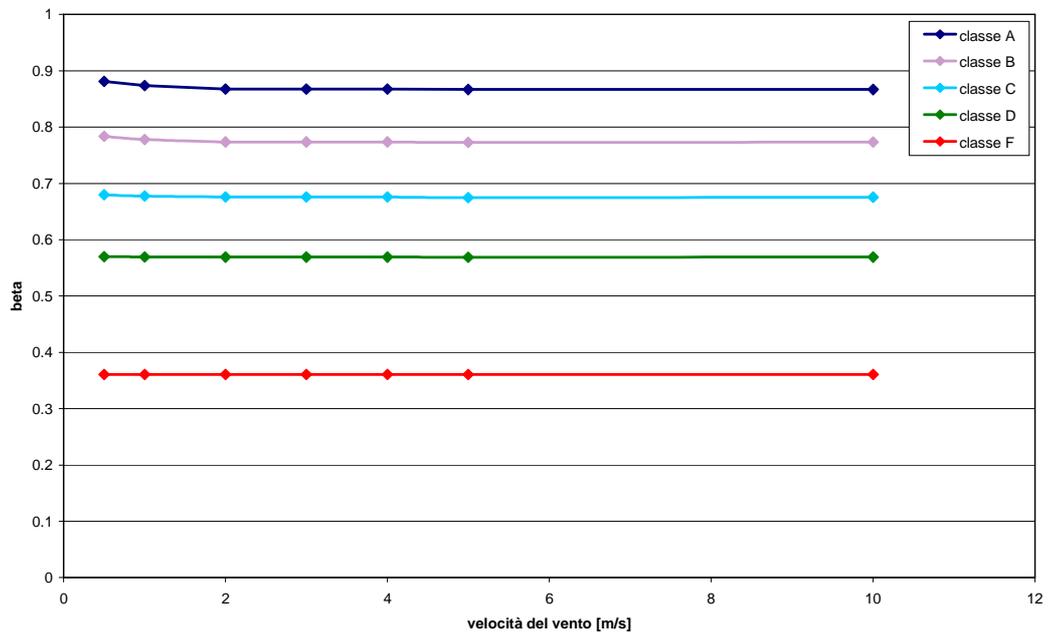


Grafico 5. 3 : Fattore correttivo β

Capitolo 5 – Metodo di misura

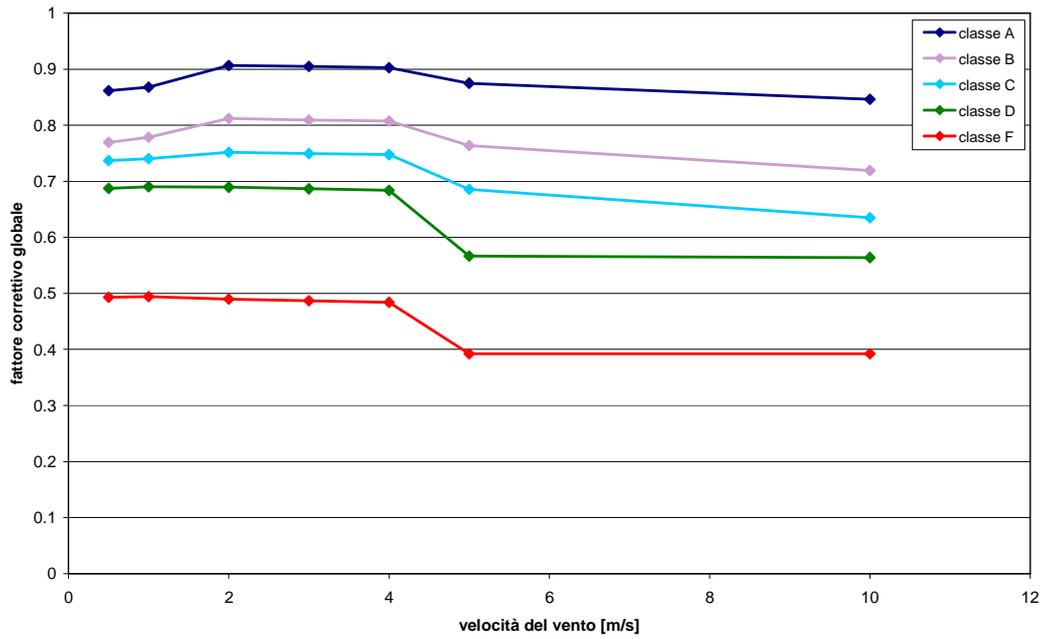


Grafico 5. 4 : Fattore correttivo $\alpha\beta$

La dispersione del gas nelle condizioni meteorologiche analizzate è mostrata nei seguenti i profili di concentrazione ottenuti a $y = 0$ m e $z = 0$ m con velocità del vento pari a 1 m/s e 5 m/s.

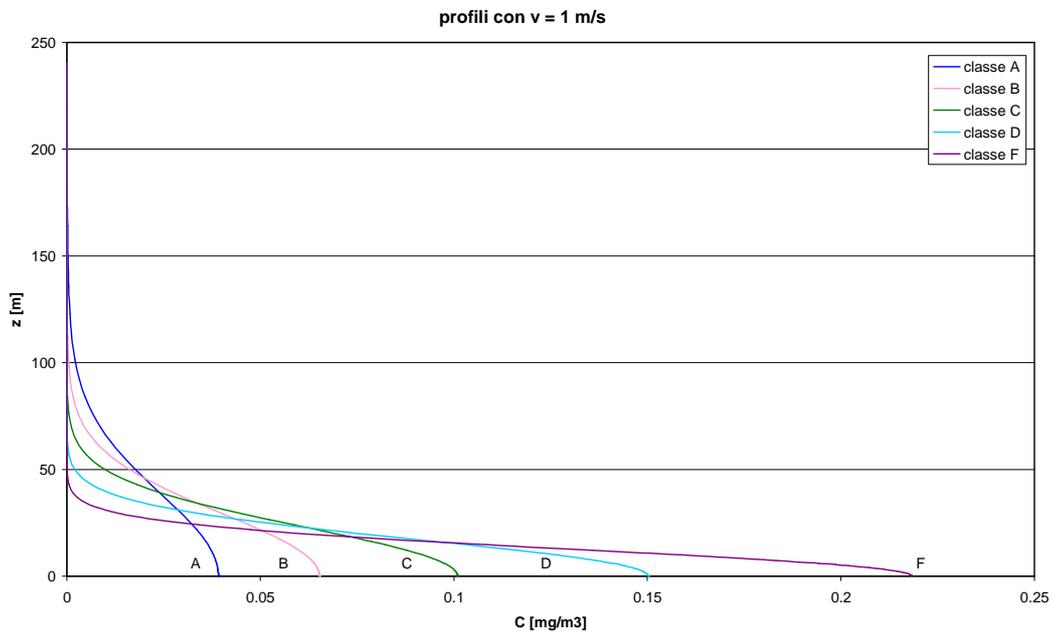


Grafico 5. 5: Profili di concentrazione in $y=0$ m con velocità del vento pari a 1 m/s

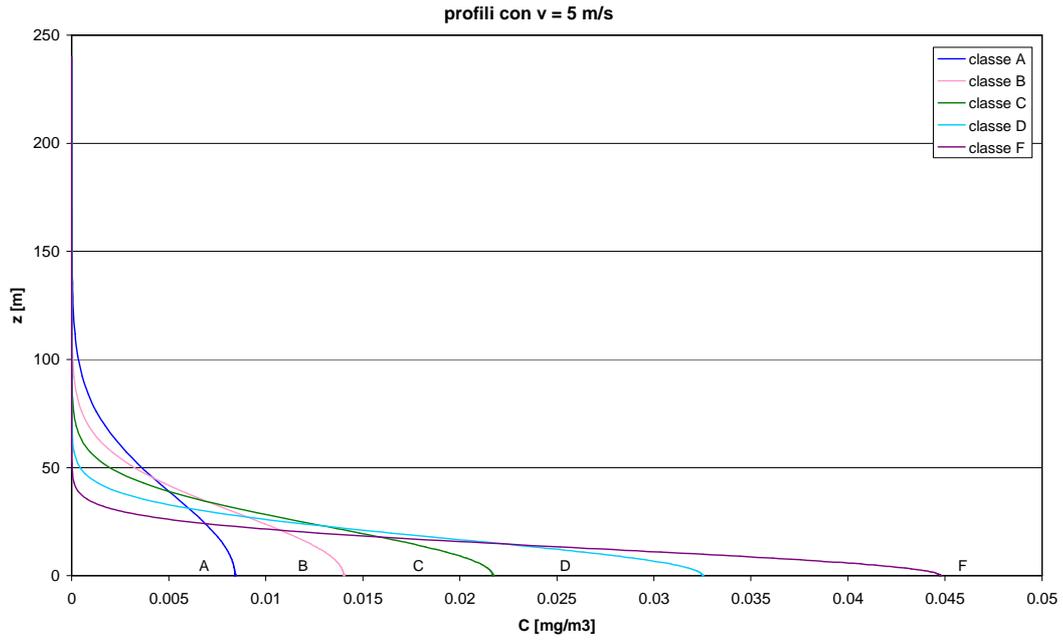


Grafico 5. 6: Profili di concentrazione in $y=0 \text{ m}$ con velocità del vento pari a 5 m/s

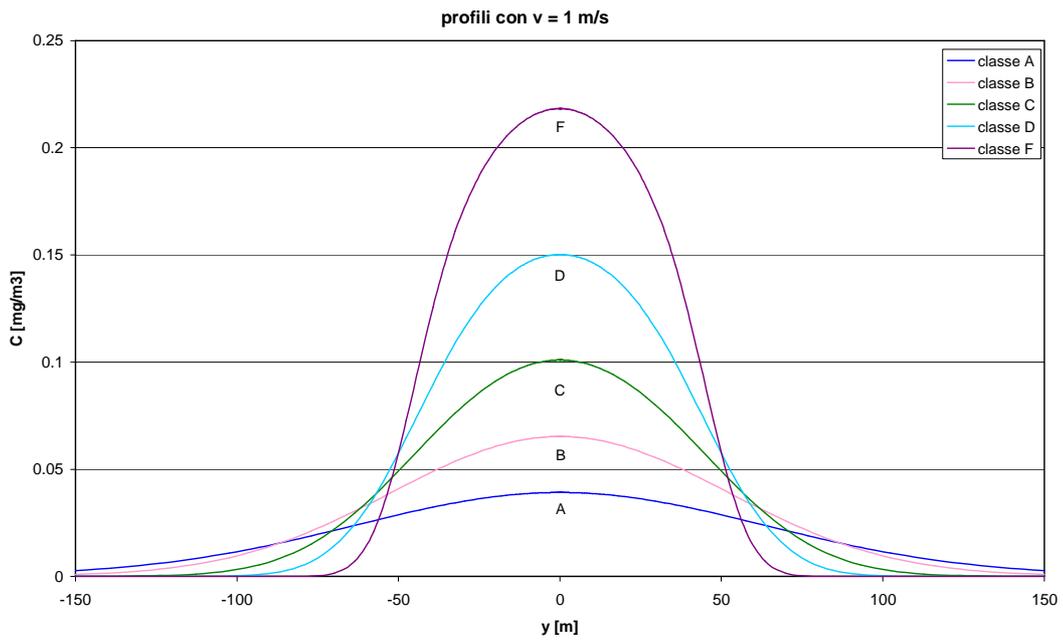


Grafico 5. 7: Profili di concentrazione in $z = 0 \text{ m}$ con velocità del vento pari a 1 m/s

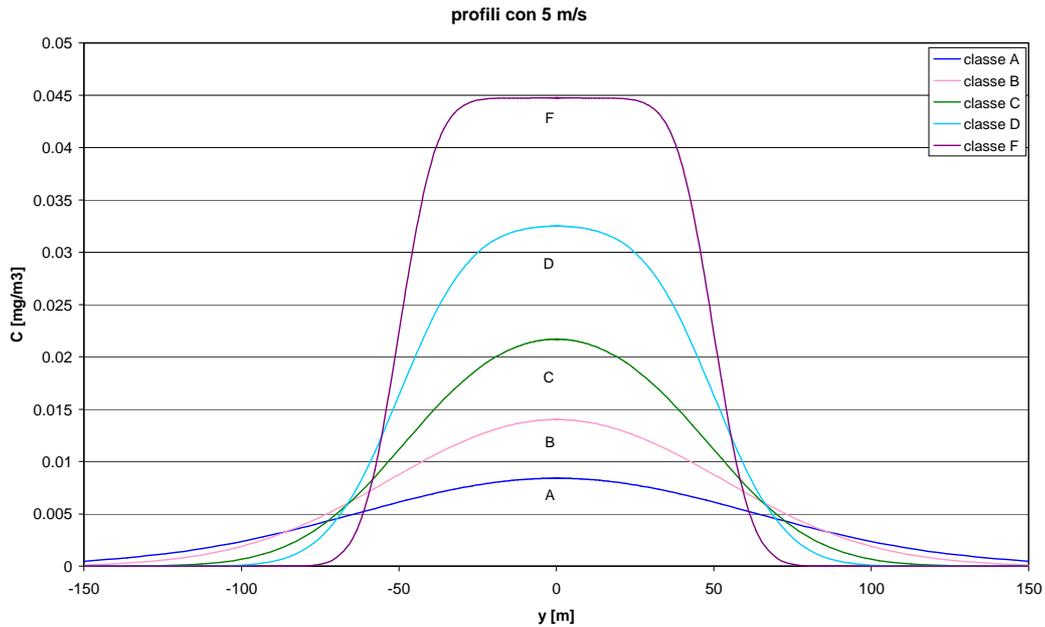


Grafico 5. 8: Profili di concentrazione in $z = 0$ m con velocità del vento pari a 5 m/s

Di seguito, si inserisce la Tab.5.7 che raccoglie sette casi ripresi dalle prove sperimentali che permettono di far il confronto tra le portate emesse e quelle calcolate dal TDLAS.

		caso1	caso2	caso3	caso4	caso5	caso6	caso7
intensità del vento	[m/s]	3.4	3.4	4.4	2.7	3.1	3.1	2.7
direzione del vento		W	W	W	NW	NW	NW	W
irraggiamento	[W/m ²]	118.6	118.6	118.6	139	118.59	118.59	118.6
classe di stabilità		C	C	C	C	C	C	C
fattore correttivo $\alpha*\beta$		0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75
altezza di volo media	[m]	15	15	15	15	15	15	15
temperatura	[K]	301.55	301.55	300.65	300.75	300.65	300.65	300.75
portata da verificare	[g/s]	2.2	2.2	3.4	3.4	3.4	3.4	2.2
integrale	[g/s]	3.29	2.21	4.67	3.49	6.62	3.53	2.15
errore relativo %		33	0.29	27.17	2.56	48.61	3.65	2.18

Tab. 5. 7: Risultati delle prove sperimentali

Per confrontare i risultati e calcolare l'errore relativo, si sono utilizzate le due equazioni 5.8 relativo al metodo di Gauss e l'eq. 5.19 relativo al metodo brevettato dalla TEA SISTEMI.

	portata da verificare [g/s]	portata massica [g/s]	
		metodo I	metodo II
caso 1	2.2	7.57	10.99
caso 2	3.4	9.07	10.48
caso 3	2.2	6.68	9.57
caso 4	3.4	2.38	2.79
caso 5	3.4	3.80	3.71
caso 6	3.4	2.84	12.04

Tab. 5. 8 : Risultati ottenuti utilizzando le equazioni 5.19 (Metodo I) e 5.8 (Metodo II)

Calcolo della distanza pericolosa

Poiché le prove sperimentali coinvolgono l'emissione di metano (gas estremamente infiammabile) è necessario individuare la zona pericolosa che deve essere controllata dai vigili del fuoco. L'estensione della zona pericolosa è determinata utilizzando la direttiva 94/9/CE – ATEX in materia di prodotti destinati ad essere utilizzati in atmosfere potenzialmente esplosive.

La distanza pericolosa è stabilita considerando che essa è la distanza dalla sorgente a partire dalla quale la concentrazione del gas nell'aria è inferiore al LEL. La formula utilizzata per il calcolo è l'equazione di Fauske modificata proposta dalla norma:

$$d = \left(\frac{42300 \cdot Q \cdot f}{MW \cdot LEL\% \cdot w} \right)^{0,5} \cdot 1,2 \quad \text{5.20}$$

in cui:

Q = portata emessa;

f = fattore di efficacia della ventilazione;

MW = massa molare;

LEL = limite di esplosività del gas emesso;

w = velocità del vento.

In particolare nel caso in oggetto: f = 1,5 (per ambiente aperto con libera circolazione dell'aria e presenza di un piccolissimo numero di ostacoli);

MW_{CH₄} = 16 kg/Kmole;

LEL_{CH₄} % v/v = 4,4.

Dal momento che la portata emessa può variare durante i test è stato ritenuto opportuno ricavare delle curve che permettano di determinare la distanza pericolosa in funzione della portata di metano emesso e della velocità del vento (Grafico 5.9).

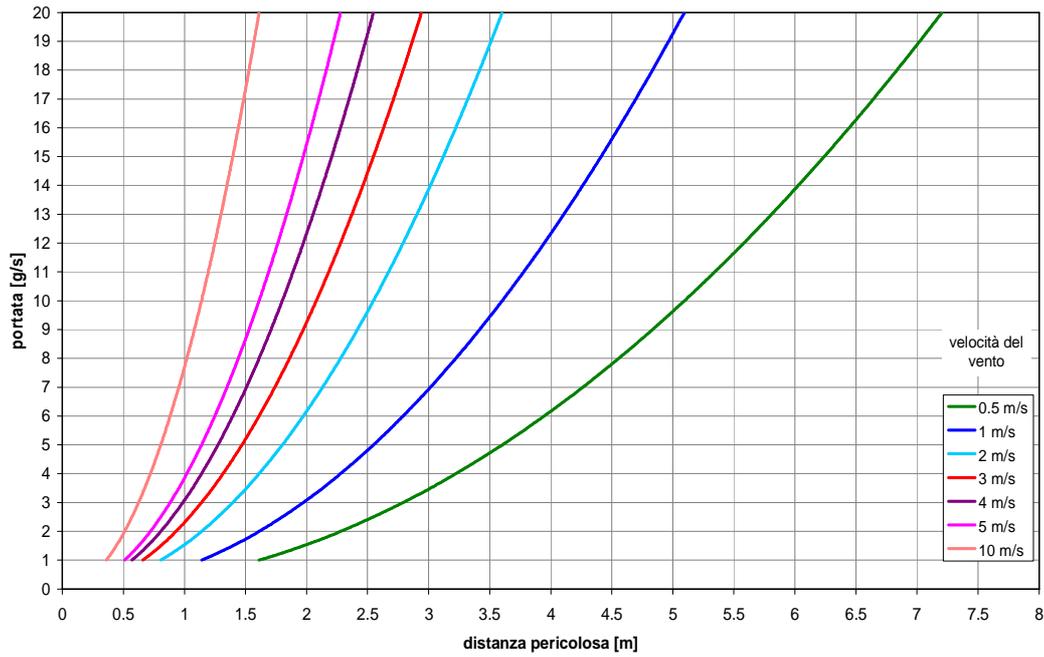


Grafico 5.9 :Curve che permettono di individuare l'estensione della zona pericolosa

Dispersione di gas emessi al suolo con bassa quantità di moto con modello fluidodinamico computazionale (CFD)

Al fine di ottenere informazioni quantitative sul fenomeno di dispersione di un gas emesso al suolo con bassissima quantità di moto si è utilizzato un modello fluidodinamico computazionale (CFD). Sono state condotte numerose simulazioni per individuare l'influenza dei seguenti parametri sulla dispersione del gas[19]:

- dimensione della sorgente di inquinante: raggio 15 m – 50 m
- portata emessa: 522.7 g/s – 5227 g/s
- velocità del vento: 2 m/s – 3 m/s – 4 m/s
- rugosità del suolo: 0.01 m – 0.1 m – 0.2 m
- classe di stabilità atmosferica: B – C – D (ovvero L di M-O = -5, -12 e ∞).

Per studiare lo scenario descritto si è utilizzato un dominio tridimensionale a forma di parallelepipedo (riportato in Fig.5.20). Le dimensioni x-y-z (lunghezza - larghezza - altezza) del dominio computazionale sono 400m x 100m x 100m. Il vento soffia lungo l'asse x. Si è sfruttata la simmetria del dominio rispetto al piano y-z per ridurre il costo di calcolo: il dominio "reale" simulato quindi ha dimensioni 400x200x100. Il numero di elementi utilizzati per discretizzare il volume considerato è stato quasi 3.5 milioni. In prossimità dell'area di emissione dell'inquinante sono state utilizzate celle fini (lunghezza massima 1 m) così da ottenere un risultato accurato e da evitare la diffusione numerica. Nella figura viene evidenziata la mesh della sezione di ingresso del gas inquinante (raggio = 50 m, Fig.5.20 -b), del suolo (Fig.5.20-c), della sezione di ingresso del vento (**Errore. L'origine riferimento non è stata trovata.**-d) e del piano di simmetria (**Errore. L'origine riferimento non è stata trovata.** -e). In Fig.5.20-f è mostrata la mesh dell'intero volume di calcolo.

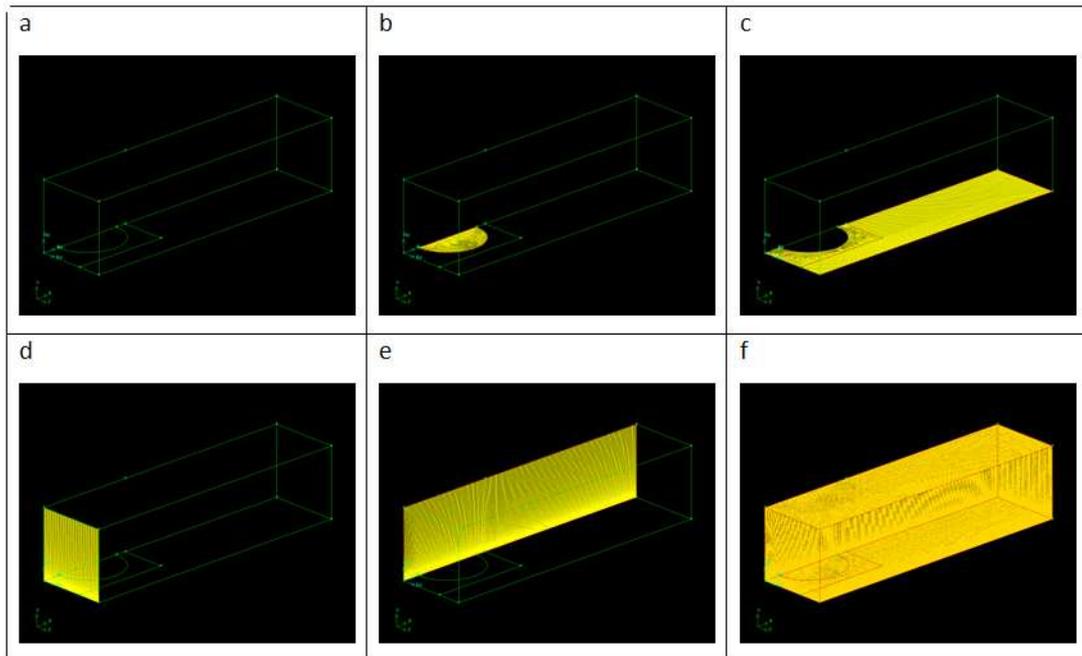


Fig.5. 20 : Dominio computazionale. a: vista complessiva, b: sorgente metano, c: suolo ; d: ingresso vento; e: piano di simmetria, f: mesh nell'intero volume.

Il modello di turbolenza usato è il k-ε standard. I profili di velocità del vento e di k-ε (cioè di TKE e di dissipazione di TKE) all'interno del dominio di calcolo sono stati impostati in accordo con la teoria di Monin-Obukhov. Si è ipotizzato di disperdere metano puro come inquinante. Le simulazioni sono state condotte in condizioni stazionarie.

Per ogni scenario analizzato, dopo aver accertato la convergenza numerica della simulazione, si è studiato il prodotto tra la velocità del vento a 10 m di altezza per il risultato dell'integrale della concentrazione della specie dispersa su piani perpendicolari alla direzione del vento (ad esempio il piano di colore rosa in Fig.5.21). Ovvero:

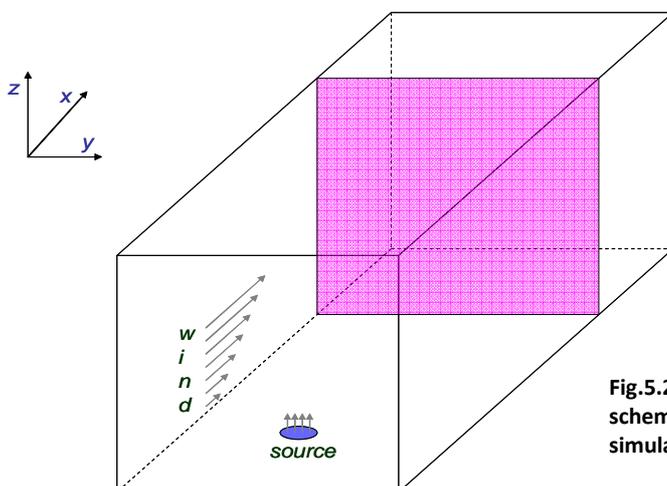


Fig.5.21: Rappresentazione schematica del caso studiato per le simulazioni CFD

$$Q = u_w \cdot \oint_S c(y, z) dS \quad 5.21$$

Lo studio di tale prodotto permette di comprendere come le letture del sensore laser possono essere utilizzate per calcolare la portata di gas emessa dal suolo. **In Errore. L'origine riferimento non è stata trovata.** si riporta, a titolo di esempio, il risultato di uno scenario analizzato (raggio della sorgente emissiva: 50 m, condizioni meteo: D3, rugosità del suolo: 0.01 m). In ascissa è riportata la distanza sottovento dal centro della sorgente, in ordinata il valore di Q, grandezza descritta sopra. La retta rossa tratteggiata rappresenta il valore esatto di inquinante emesso dalla sorgente. Si può osservare che, in prossimità della superficie che emette il metano ($x = 50 \div 100/150$ m) il valore di Q è molto differente dalla portata realmente emessa, inoltre tale valore varia rapidamente. Aumentando la distanza dalla sorgente ($x > 150$ m), Q diventa quasi costante (non sembra tuttavia assestarsi su un asintoto) e non si discosta molto dalla portata realmente emessa. Valori di x inferiori al raggio della sorgente ($0 < x < 50$ m per il caso mostrato in Fig.5.22**Errore. L'origine riferimento non è stata trovata.**) sono da considerarsi non significativi.

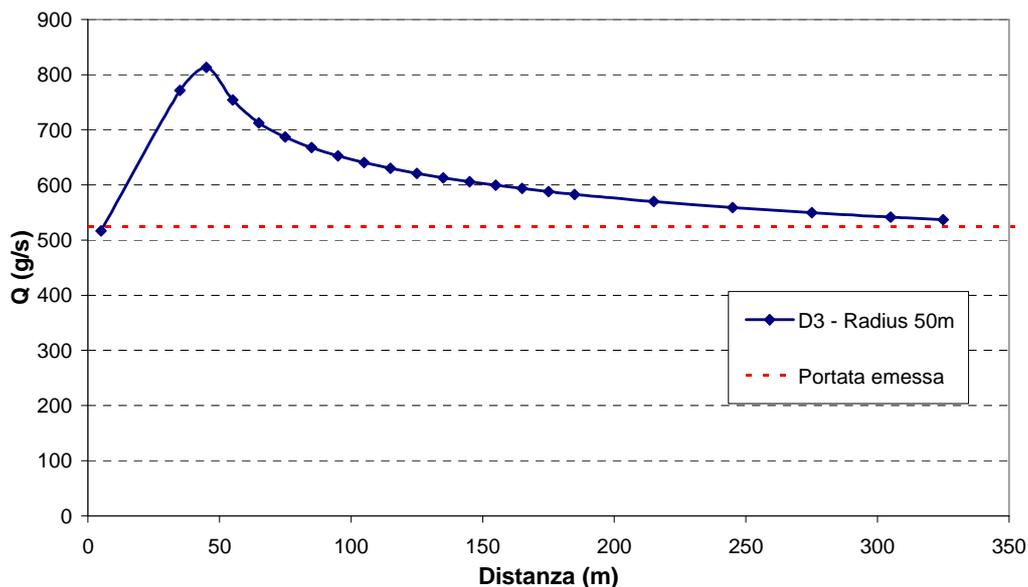


Fig.5. 22: Risultati tipico del postprocessing delle simulazioni CFD di dispersione

Sono state condotte due simulazioni emettendo la medesima quantità di inquinante da sorgenti di raggio differente e mantenendo invariate tutte le altre condizioni. La velocità di uscita del metano dalle due sorgenti era quindi diversa (si sottolinea che in entrambi i casi la velocità del metano in uscita era trascurabile rispetto al vento). In Fig.5.23 si riporta l'andamento del parametro Q descritto nell'equazione 5.21 in funzione della distanza sottovento dal centro della sorgente di inquinante. Si osserva che vi sono sostanziali differenze soltanto in prossimità dell'emissione, mentre per distanze superiori ai 150 m dal centro della superficie di emissione le curve sono sostanzialmente sovrapponibili. Si può quindi asserire che l'effetto della dimensione della sorgente è rilevante soltanto nel near field, e non comporta conseguenze a distanze maggiori.

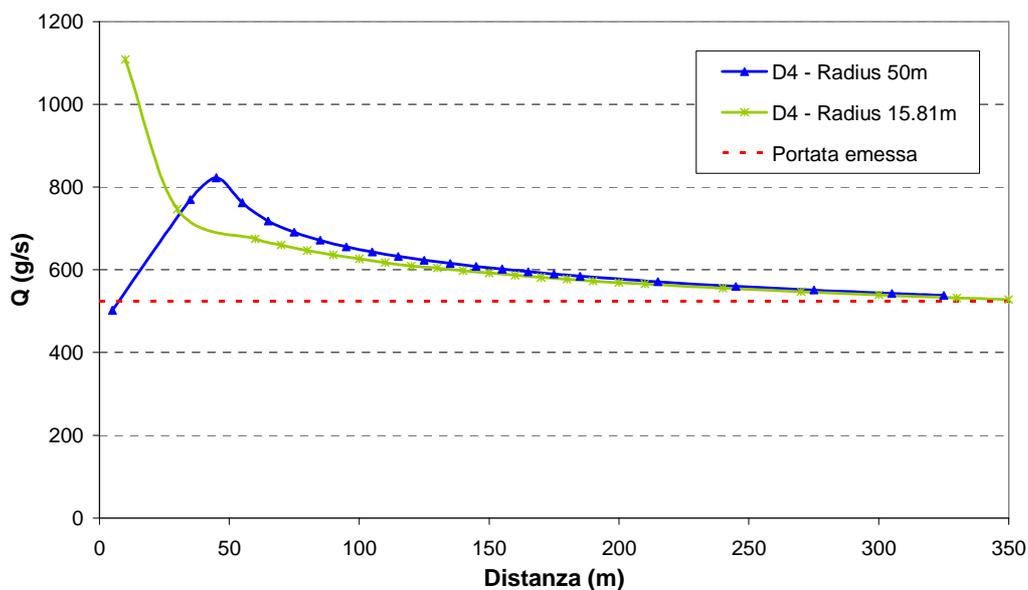


Fig.5. 23 : Effetto del raggio della sorgente di inquinante sul parametro Q

In Fig.5.24 si riporta il risultato di due simulazioni condotte con portate di inquinante differenti (rispettivamente 5227 e 522.7 g/s) e mantenendo costanti tutte le altre condizioni. Per confrontare i risultati, i valori di Q ottenuti nel caso di portata 522.7 g/s sono stati moltiplicati per un fattore 10 (il rapporto tra 5227 e 522.7). Osservando la figura si rileva che l'effetto della differente portata emessa è significativo soltanto in prossimità della sorgente, ed è completamente trascurabile a distanza.

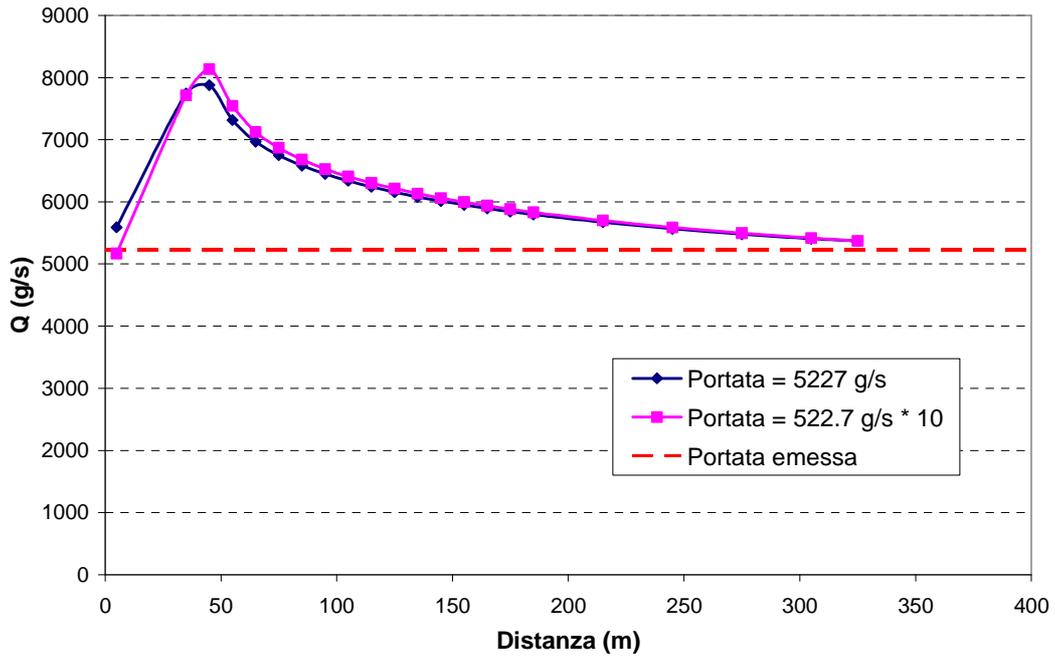


Fig.5. 24: Effetto della portata emessa dalla sorgente di inquinante sul parametro Q

Mantenendo costante la classe di stabilità atmosferica e le caratteristiche della sorgente, si sono studiati tre scenari caratterizzati da differenti velocità del vento. In Fig.5.25 si riportano i risultati: si osserva che non vi sono sostanziali differenze sia in prossimità dell'emissione sia a distanza (le tre curve sono praticamente sovrapposte). Pertanto è lecito aspettarsi che la velocità del vento non abbia un effetto rilevante sul parametro Q.

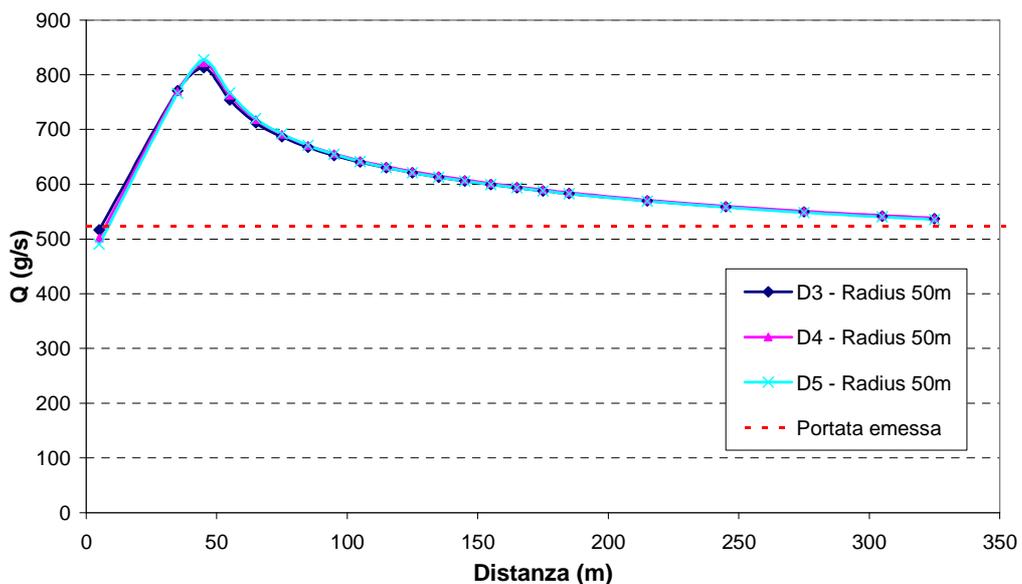


Fig.5. 25: Effetto della velocità del vento sul parametro Q

La rugosità del suolo è un parametro rilevante in quanto ha effetto sul profilo di velocità del vento, di energia cinetica turbolenta e di dissipazione della energia cinetica turbolenta. Si è analizzato l’impatto di tale parametro riproducendo tre scenari con identiche condizioni e variando soltanto la rugosità del suolo. Il risultato è mostrato in Fig.5.26 le tre curve sono diverse (anche se non eccessivamente), e la differenza è apprezzabile anche a distanza dalla sorgente.

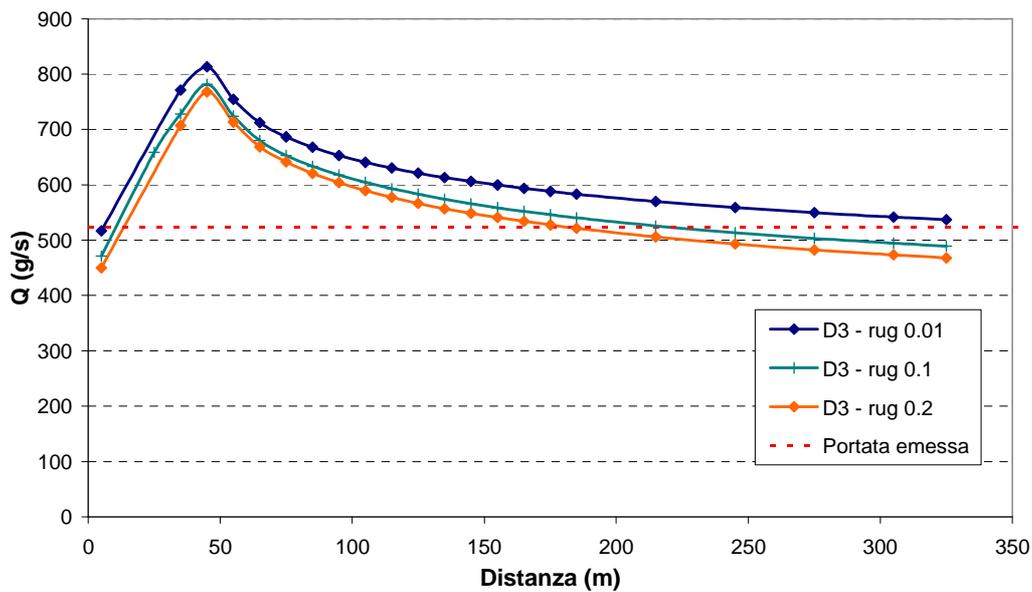


Fig.5. 26: Effetto della rugosità del suolo si parametro Q

la classe di stabilità atmosferica influenza sia il profilo verticale della velocità del vento, sia (e in maniera marcata) i parametri turbolenti (k ed ϵ). La classe di stabilità B è stata riprodotta assumendo una lunghezza di Monin-Obukhov pari a -5 m, la classe C utilizzando -12 m, e per la classe D la lunghezza di M-O è stata ipotizzata ∞ . I risultati delle simulazioni CFD, riportati in Fig.5.27, evidenziano l’effetto della differente stabilità atmosferica sulla dispersione del gas. Le differenze tra i tre scenari analizzati non sono marcate ma sono comunque evidenti, e sono presenti anche a distanza dalla sorgente. Si può osservare inoltre che le curve ottenute nelle simulazioni in classe di stabilità B e C sono relativamente simili, mentre quella in classe D è differente: tale andamento è spiegato considerando che la differenza tra la lunghezza di Monin-Obukhov per le classi B e C è ridotta, mentre tra C e D è più marcata.

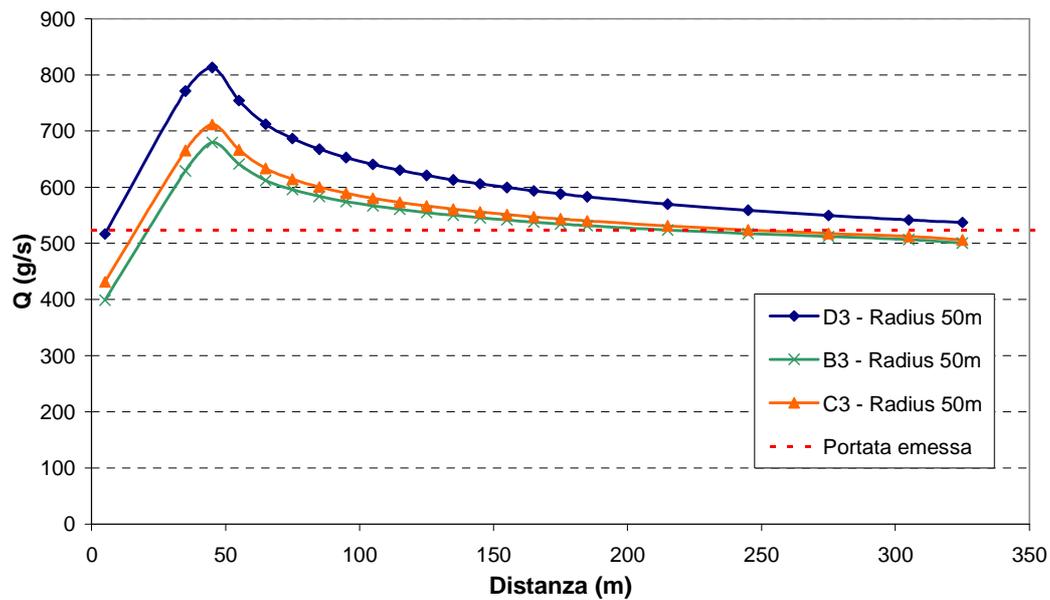


Fig.5. 27: Effetto della classe di stabilità atmosferica sul parametro Q

Oltre alla sensitività fondamentale per valutare l'effetto della dimensione della sorgente sulla evoluzione della nube di inquinante, si è effettuato un ulteriore approfondimento sull'influenza della geometria dell'area emissiva. Per tale studio si è utilizzato un dominio di dimensioni relativamente ridotte (lunghezza 40 m, altezza 20 m, larghezza 30 m – nessuna simmetria nel dominio) discretizzato in celle molto piccole (cubiche di lato 0.2 m, totale elementi nel dominio: 3 milioni). Sono stati studiati tre scenari caratterizzati da identiche condizioni meteorologiche e condizioni al contorno, nei quali si è variata soltanto la geometria della sorgente di metano, mantenendo costante la portata emessa. Nel primo caso (Fig.5.28-a) l'intera portata di gas viene emessa da un quadrato di lato 1 m. Nel secondo scenario (Fig. 5.28-b) l'inquinante è emesso in maniera omogenea da 5 sorgenti quadrate di lato 1 m ciascuna disposte crosswind tra loro. Nell'ultimo caso (Fig.5.28-c) le 5 sorgenti quadrate di lato 1 m sono disposte downwind tra loro. Il "centro di massa" delle sorgenti di emissione nei tre casi è localizzato a $x = 7.5$ m.

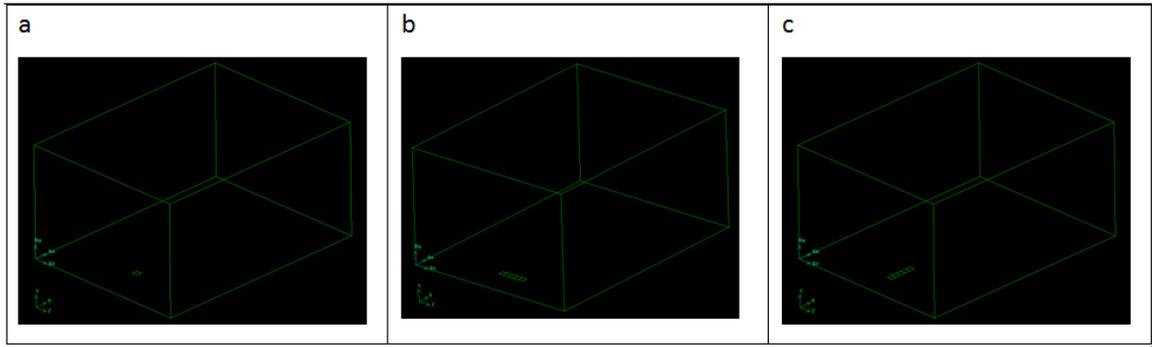


Fig.5. 28: Dominio computazionale. a: singola sorgente. b: sorgenti crosswind. c: sorgenti downwind

Il grafico mostrato in 0 mostra che, per valori di x maggiori di 20 m, le tre curve sono praticamente sovrapponibili, e non vi è alcun effetto “residuo” delle differenze dei termini di sorgente. Come atteso, dunque, la concentrazione nel far field non è influenzata dalla geometria della sorgente di emissione del metano ma soltanto dalla quantità di materia rilasciata. Si ripete che tali considerazioni sono valide solo ed unicamente se l’inquinante viene emesso a bassa velocità (se confrontata con quella del vento).

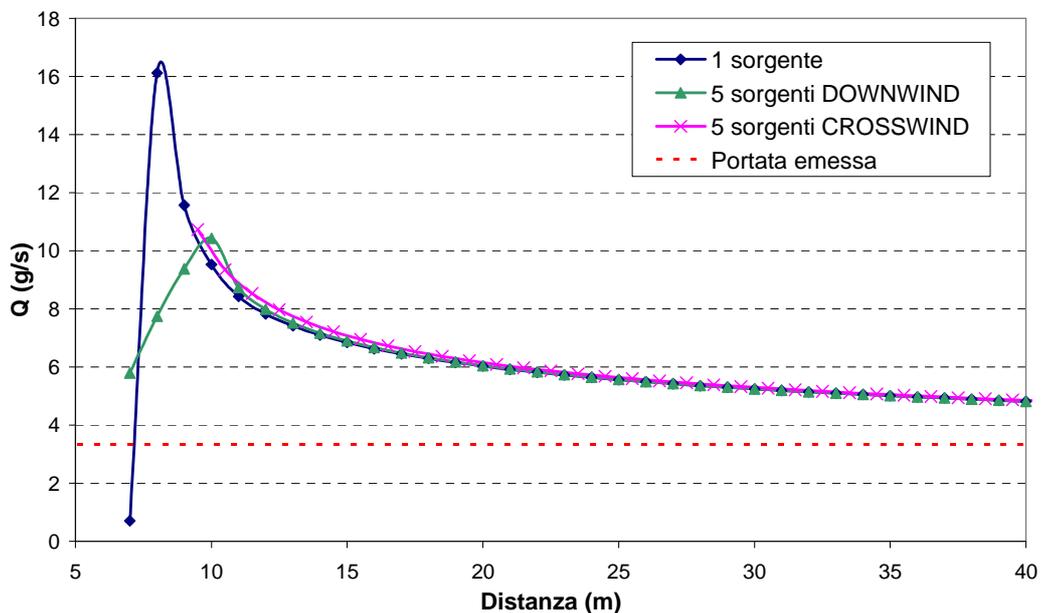


Fig.5. 29: Effetto della geometria del termine di sorgente sul parametro Q

Si è effettuato uno studio CFD per valutare il campo di concentrazione generato da emissioni disomogenee. In particolare si sono ipotizzate 5 sorgenti emissive crosswind (vedere Fig.5.28-b) e ad ogni sorgente è stata assegnata una portata differente. In Fig.5.30 e Fig.5.31 sono riportate due immagini che mostrano una

schematizzazione del caso studiato e l'output del codice CFD raffigurante la mappa di concentrazione al suolo, dove si possono chiaramente osservare le 5 sorgenti.

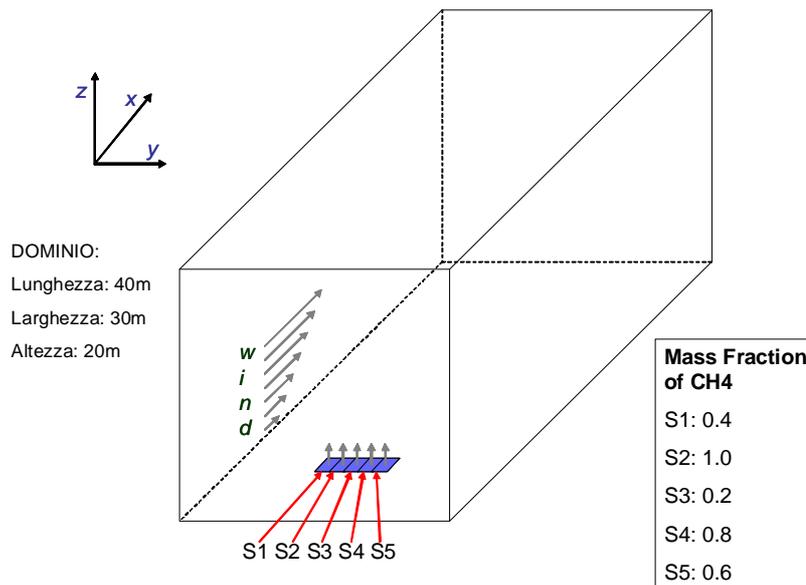


Fig.5. 30: Rappresentazione del caso studiato con 5 sorgenti disomogenee

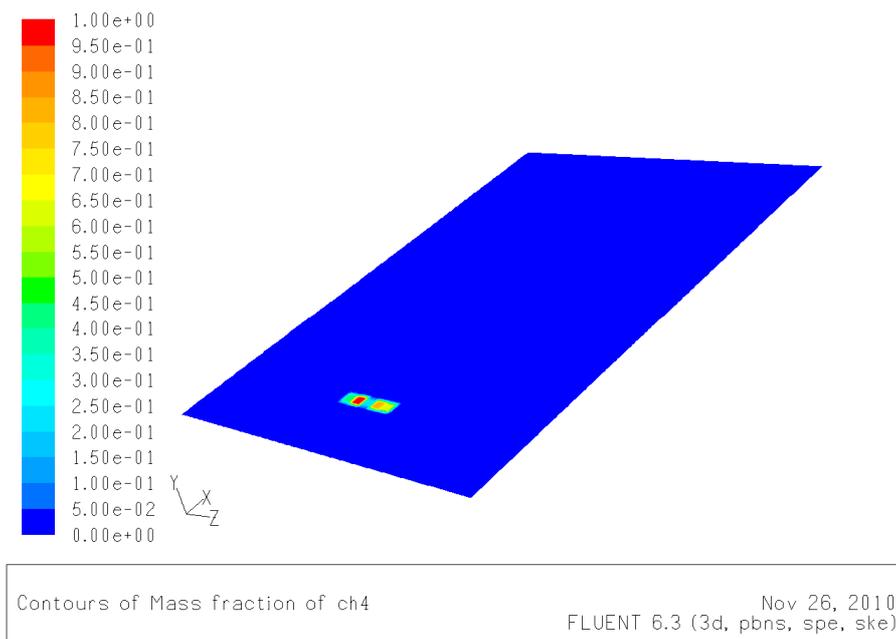


Fig.5. 31: Contorni della frazione in massa di inquinante al suolo, si riconoscono le 5 sorgenti disomogenee L'analisi dei risultati è stata fatta riproducendo il sistema di misura dell'UAV_TDLAS. È stato calcolato il valore della concentrazione lungo la verticale a varie distanze dalle sorgenti misurando i valori crosswind ogni metro (0).

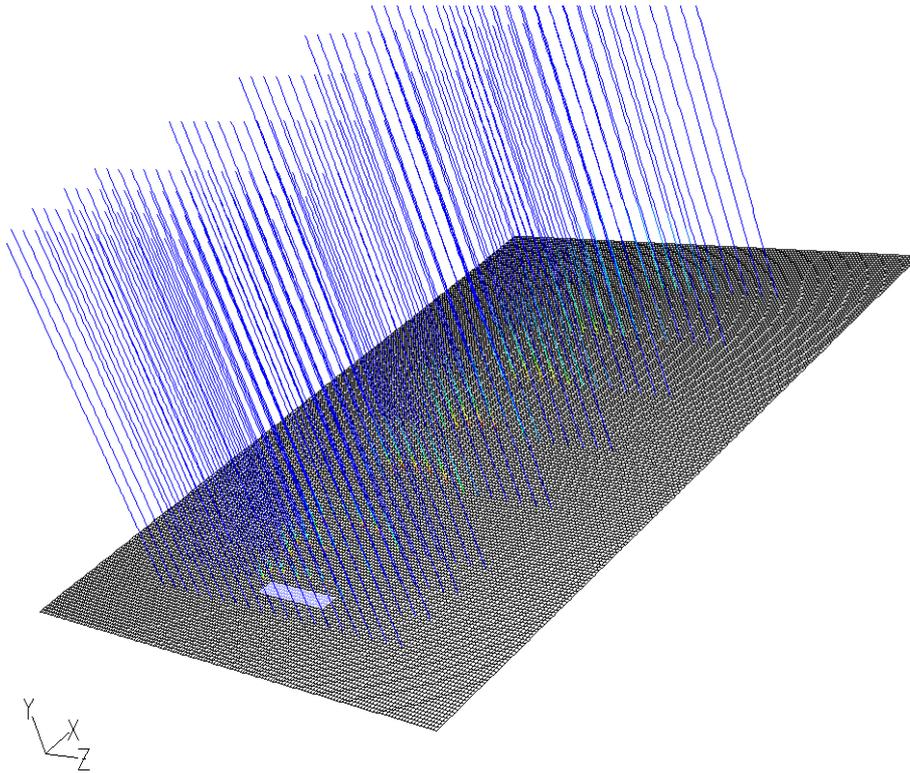


Fig.5. 32: Immagine dei campionamenti "ipotetici" riprodotti con la CFD

In Fig.5.33 è riportato il risultato dell'integrale della concentrazione lungo l'asse z (verticale) in funzione della coordinata y (crosswind). Le varie curve fanno riferimento a differenti distanze sottovento dalle sorgenti di emissione. Si osserva che, in prossimità del rilascio (valori di $x < 15$ m), è ancora presente un effetto significativo delle singole sorgenti. A maggiore distanza le curve sembrano presentare un andamento gaussiano, non vi è "memoria" delle disomogeneità delle sorgenti.

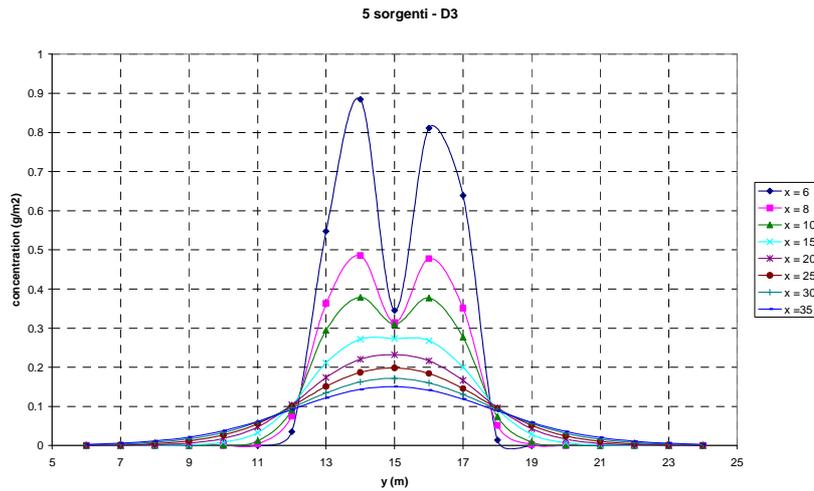


Fig.5. 33: Andamento della concentrazione lungo la verticale in funzione della distanza crosswind

È possibile valutare quantitativamente se le curve raffiguranti l'integrale della concentrazione lungo z in funzione di y (**Errore. L'origine riferimento non è stata trovata.** Fig. 5.34) presentano effettivamente un andamento di tipo gaussiano. La funzione gaussiana infatti ha la forma:

$$y = a \cdot \exp(-\alpha \cdot x^2) \tag{5.22}$$

Calcolando il logaritmo di entrambi i membri si ottiene:

$$\ln y = \ln a - \alpha \cdot x^2 \tag{5.23}$$

Dall'equazione 5.22 si osserva che, ponendo su un grafico il logaritmo di y in funzione di x^2 si ottiene una retta. Pertanto se si pone su un grafico (vedere 0) il logaritmo della concentrazione integrata lungo z (conc_z) in funzione della coordinata crosswind al quadrato (y^2) si osserva che, per distanze abbastanza grandi (ad esempio x = 35 m, retta grigia), il comportamento descritto è approssimabile a una funzione gaussiana, in quanto l'andamento della curva è prossimo a una retta.

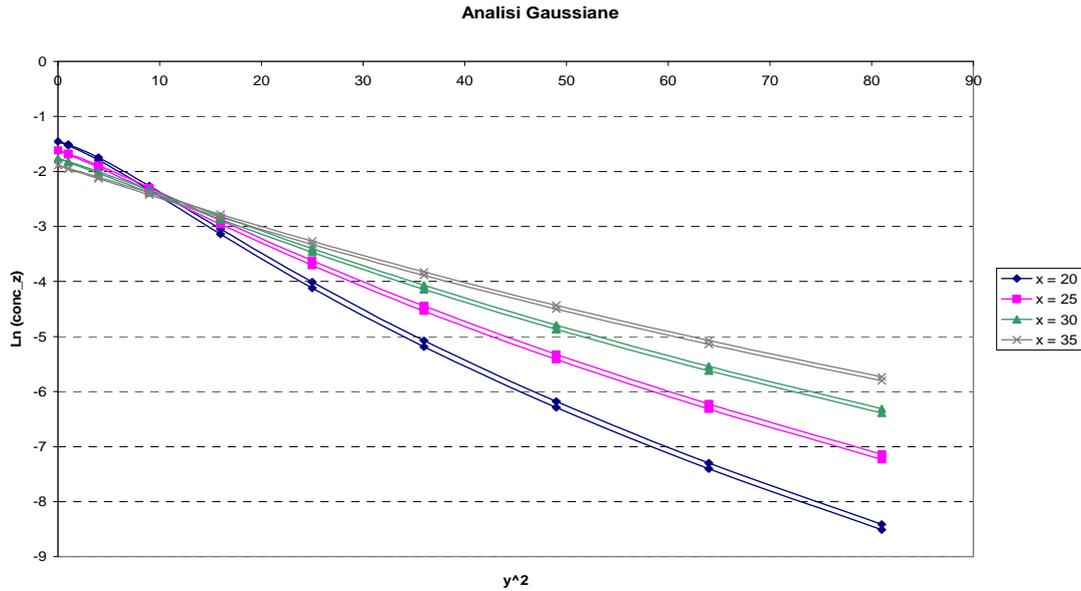


Fig.5. 34: Verifica del comportamento gaussiano della concentrazione a distanza dall'emissione

Infine si è disegnato le mappe di concentrazione (integrate lungo z, come avviene utilizzando il TDLAS: per questa ragione l'unità di misura è g/m^2) utilizzando i risultati della CFD e interpolandoli attraverso un software per l'interpolazione dei dati. Il risultato è mostrato in 0. Dall'immagine si osserva che, disponendo di una griglia di campionamento fitta, è possibile identificare chiaramente, da un punto di vista qualitativo, le sorgenti di inquinante.

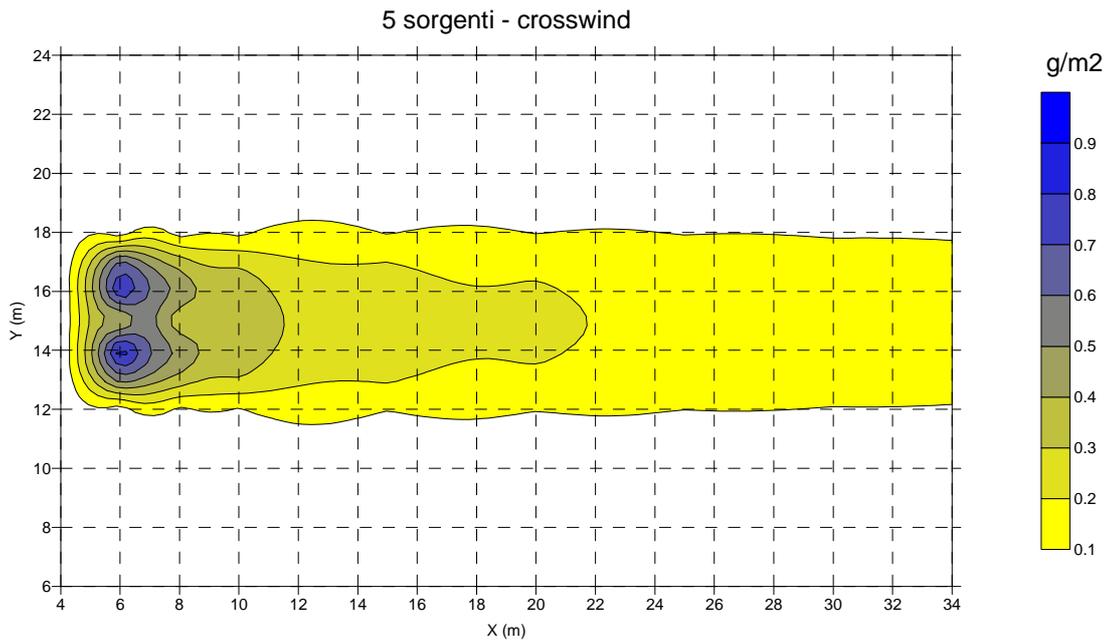


Fig.5. 35: Mappa di concentrazione (integrate lungo z), 5 sorgenti crosswind disomogenee

Come ultimo test si è aggiunto al caso sopra descritto altre 5 sorgenti emissive disomogenee sottovento alle prime (la rappresentazione schematica è mostrata in 0) per valutare la sovrapposizione degli effetti.

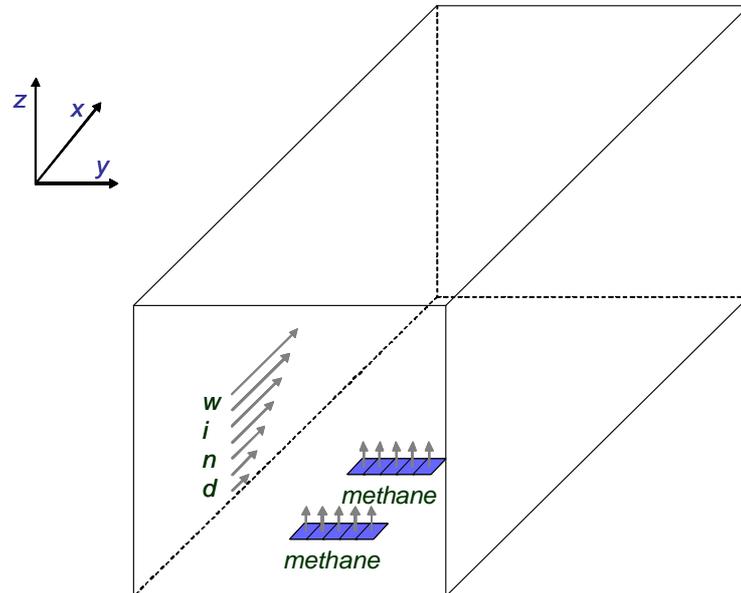


Fig.5. 36: Rappresentazione schematica dello scenario con 5 sorgenti crosswind sottovento a altre 5 sorgenti crosswind

In 0 si riporta la mappa di concentrazione (integrata lungo z) ottenuta. Si osserva che, anche in questo caso, sono identificabili le aree da cui viene emesso l'inquinante.

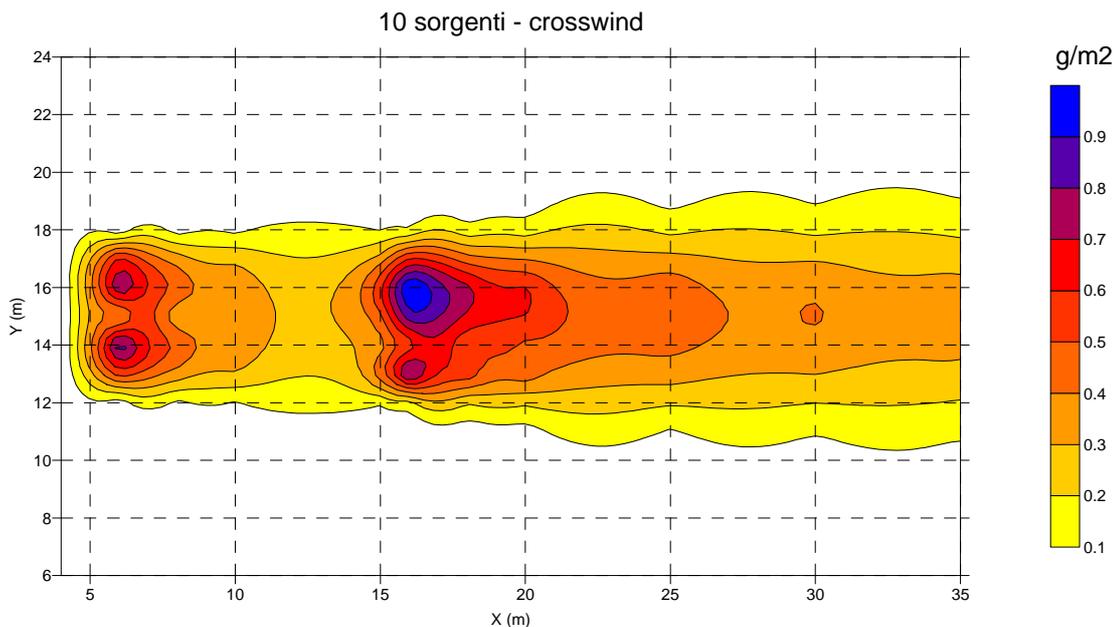


Fig.5. 37: Mappa di concentrazione (integrate lungo z), 5 sorgenti crosswind sottovento a altre 5 sorgenti crosswind disomogenee

6. Verifica della funzionalità del laser RMLD in laboratorio

In questo capitolo si descrive la verifica di funzionalità del laser RMLD con i test effettuati in laboratorio. E' diviso in due parti: una prima parte con i test condotti nel 2010 e una seconda parte con i test condotti nel 2012 e 2013.

6.1 TEST 2010

Strumentazione

Per condurre i test in laboratorio si è utilizzata la seguente strumentazione.

6.1.1. Laser RMLD

Il laser RMLD utilizzato è un particolare tipo di laser a “cammino aperto” che rileva la presenza di un gas aerodisperso misurando l'assorbanza della sostanza ad una determinata lunghezza d'onda e lungo un cammino ottico di alcune decine di metri. Particolarità di questo strumento, rispetto agli altri sistemi a cammino aperto comunemente utilizzati, è la possibilità di sfruttare come superficie riflettente una qualsiasi superficie che diffonde la radiazione in tutte le direzioni. La piccola porzione di radiazione che raggiunge il detector è sufficiente a compiere la misura.

6.1.2 Cella

La cella di contenimento della miscela gassosa da analizzare con il laser TDLAS ha forma cilindrica, spessore di 100 mm e diametro di 500 mm, con raccordi a vite. È fornita di finestre in vetro, trasparenti alla luce del laser, con uno spessore di 6 mm ciascuna, saldate a una struttura cilindrica in acciaio inossidabile. È sorretta da un supporto di altezza di circa 1 m, in ferro, munita di ruote per poter movimentare la cella. Consta di un'entrata e di un'uscita per il flusso del gas in analisi rispettivamente sulla base e sulla sua sommità, connesse ai flussimetri mediante due raccordi; alloggia un manometro e un termometro.



Fig.6. 1: Cella di contenimento della miscela

6.1.3 Metodo

Per ricostruire le miscele N_2/CH_4 all'interno della cella di contenimento del gas, sono stati impiegati due flussimetri: uno per la regolazione del flusso di metano ed uno per la regolazione del flusso di azoto. Entrambi misurano la portata di massa di gas in nl/min e sono muniti di display per la visualizzazione dei valori di flusso. Il valore massimo in Ampere impostato è di 0.02 sia per il canale del metano che per quello dell'azoto, corrispondenti rispettivamente a 0.77 nl/min e 37 nl/min . I due flussimetri sono stati collegati a una bombola di N_2 dal volume di 50 litri

contenente N₂ al 99.99% a 200 bar di pressione e a una bombola di CH₄ del volume di 50 litri contenente CH₄ del volume di 50 litri al 99.99% a 200 bar di pressione.

6.1.4 Test dei flussimetri

Sul software collegato ai flussimetri sono stati impostati i valori in Ampere corrispondenti ai valori di flusso in litri/minuto, riportati sul display del flussimetro stesso. Il display riporta valori approssimati alla seconda cifra decimale e non discrimina valori di flusso molto vicini tra loro. Pertanto, per una ricostruzione accurata dei valori, sono fondamentali le rette di calibrazione sulla base dei valori in Ampere massimo e minimo impostati e i relativi dati di flusso.
Retta di calibrazione per il Metano:

$$\frac{\text{nlitri}}{\text{min}} = 0.04373 \cdot \text{mA} - 0.1757 \quad 6.1$$

Retta di calibrazione per l'Azoto:

$$\frac{\text{nl}}{\text{min}} = 3.0996 \cdot \text{mA} - 12.3984 \quad 6.2$$

La corrispondenza tra i valori letti sul display e quelli attesi secondo le rette di calibrazione è indice di un corretto funzionamento dello strumento. Di seguito si inseriscono i grafici che illustrano la conformità dei valori misurati con quelli calcolati.

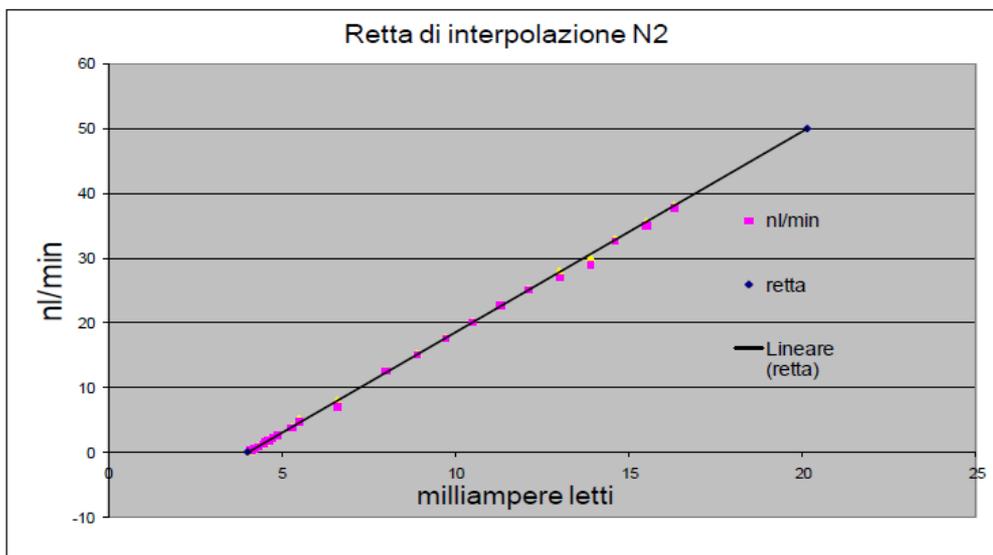


Grafico 6.1 : Valori di flusso di N₂ verso i milliamperes impostati

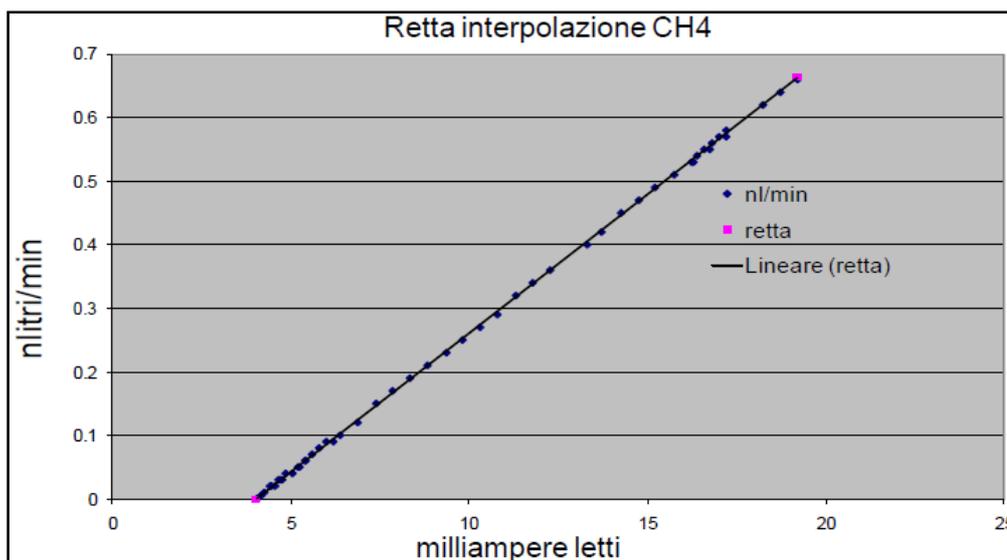


Grafico 6. 2 : Valori di flusso di CH₄ verso i milliampere impostati

6.1.5 Calibrazione del laser

Il dispositivo è posizionato nella sua custodia, provvista al suo interno di una cella con concentrazione nota di metano collocata ad una distanza prestabilita dalla sorgente laser. È una sistemazione che permette di captare il campione nella cella in modo ottimale. Per far ciò si avvia il programma **WMS rmldtune v1.1** , impostato per costruire la curva di calibrazione: la sovrapposizione della curva con dei punti di definite coordinate assicura il corretto funzionamento dello strumento.

6.1.6 Preparazione miscela e riempimento cella

Il flusso per il riempimento della cella è stato regolato tramite i due flussimetri. Sul software associato venivano impostati i valori in Ampere corrispondenti ai valori di flusso in n litri/min.

Esempio: preparazione miscela da 150 ppm*m;

Flusso di CH₄ : 0.045 nl/min;

Flusso di N₂: 30 nl/min;

Ampere di CH₄ impostati : 0.00504;

Ampere di N₂ impostati: 0.01368;

Concentrazione attesa: 1500 ppm

Moltiplicando il valore di concentrazione per la lunghezza del cammino ottico (0.1 m), corrispondente allo spessore della cella, si ottiene la misura in ppm*m. Quindi si attende il tempo necessario affinché la cella si riempisse per poter procedere con le misurazioni.

6.1.7 Esecuzione dei test

Prima di procedere con i test , il laser è stato posizionato in linea con la cella e il muro retro riflettore , tramite una livella ottica. Il laser è stato inserito ad una distanza dalla cella circa 2 metri e la cella era a 3 metri di distanza dal muro retro riflettore. La sede di lavoro è prima di qualsiasi interferenza che potesse alterare il cammino ottico del raggio laser. Il sensore, in quanto strumento portatile, veniva acceso tramite il collegamento ad una batteria ricaricabile prima dell'esecuzione di ciascun test. Per ricercare la corretta sistemazione , in cui il raggio laser centrava la cella di misura, ovvero quella che consentisse di rilevare la concentrazione massima, un operatore muoveva il laser, mentre un altro osservatore osservava i valori di concentrazione che restituiva il programma di misurazione. Una volta definita la posizione relativa laser – cella, corrispondente al valore più alto, questa restava inalterata per i test successivi. I dati sono stati acquisiti per circa 1-2 minuti. Per il test successivo si modificava la miscela iniettata in cella, ovvero i valori di flusso impostati. Si attendeva il tempo necessario perché la miscela alla nuova concentrazione sostituisse il gas esausto all'interno della cella, per poi procedere con le misurazioni.

6.1.8 Acquisizione e rielaborazione dati

Durante il funzionamento del laser il software **WMS 15v1.2** riportava i dati di concentrazione in un grafico che presenta in ascissa il numero di acquisizioni e in ordinata i valori di concentrazione in ppm*m che ricadono in un range prestabilito. Il seguente programma permetteva di salvare i dati ottenuti o visualizzare semplicemente l'andamento dei valori senza acquisirli. Una volta salvato il file, i dati

sono stati rielaborati in formato Excel, per poi calcolare la concentrazione media e la deviazione standard dei valori ricavati da ogni test.

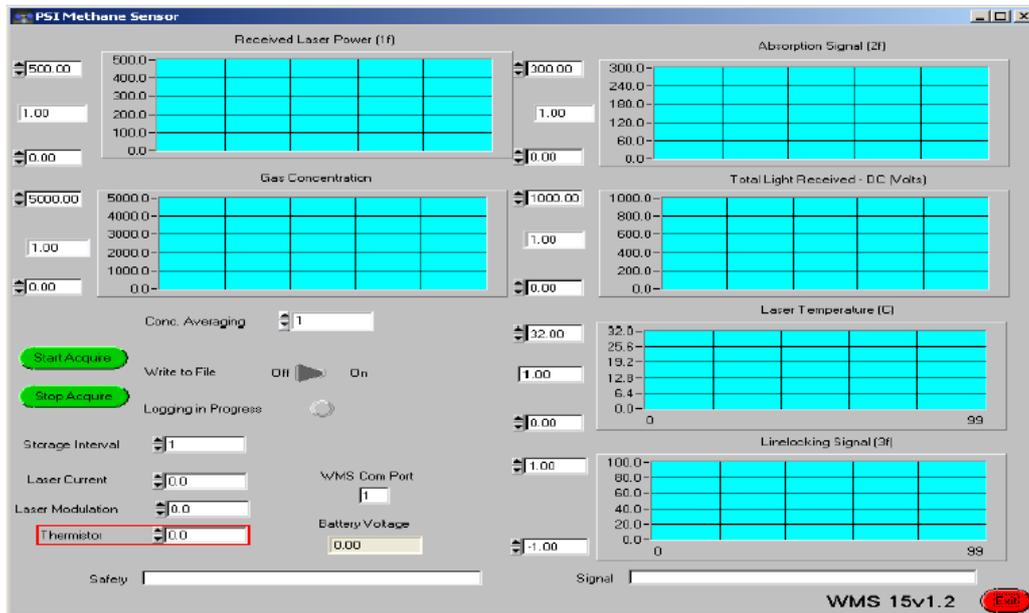


Fig.6. 2: Interfaccia del programma WMS 15v1.2 per le misurazioni di metano

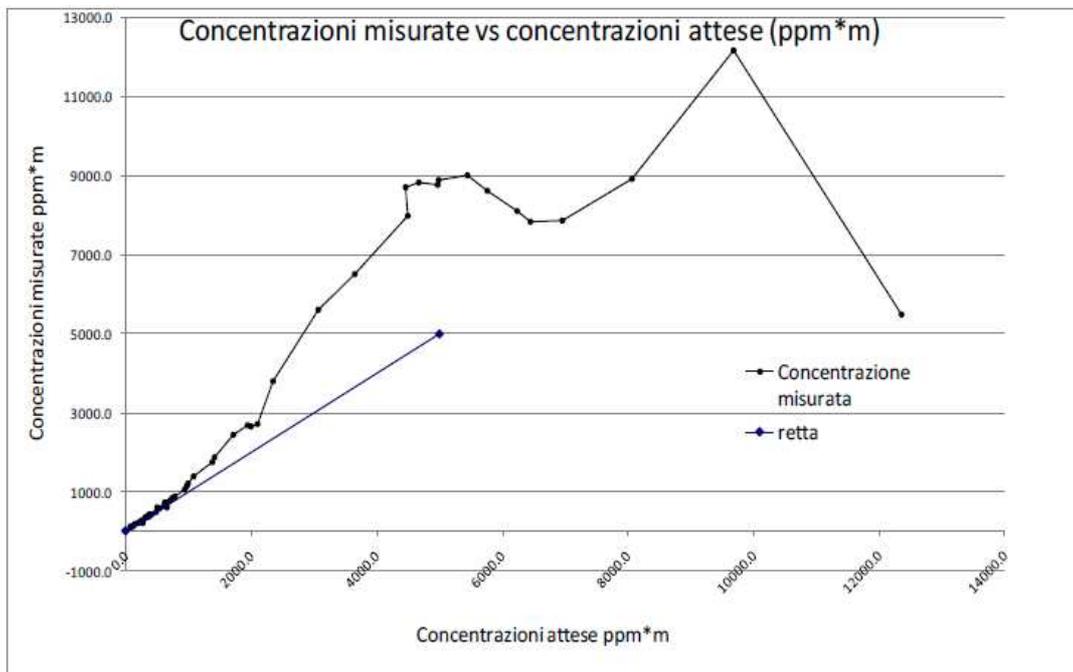


Grafico 6. 3: Concentrazioni misurate verso concentrazioni attese

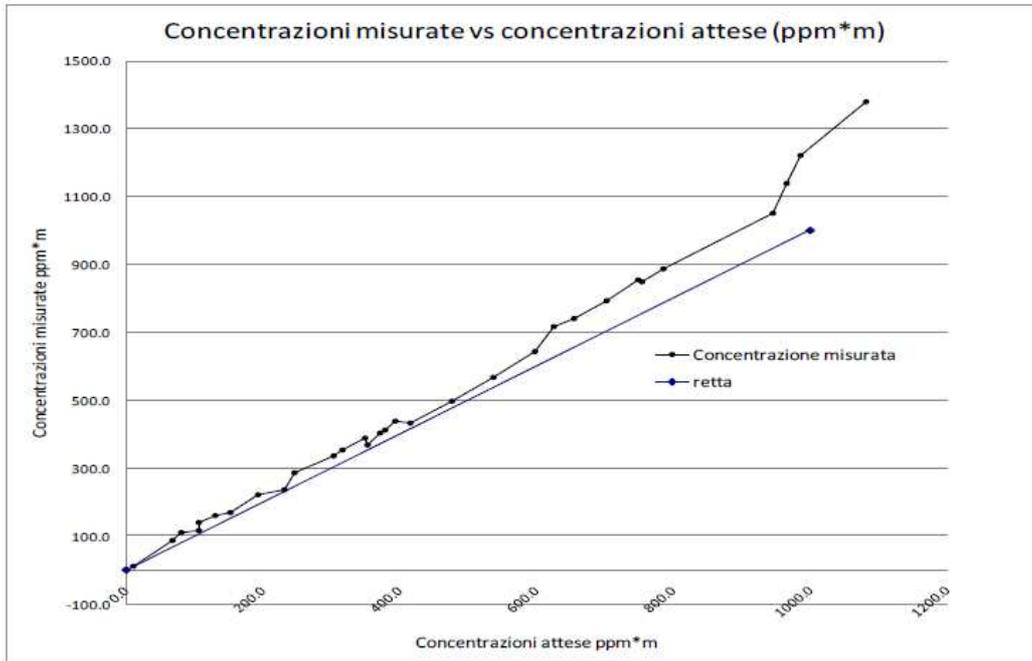


Grafico 6. 4: Concentrazioni misurate verso concentrazioni attese tra 0 e 1000 ppm*m

Il Grafico 6.3 e il Grafico 6.4 riproducono il rapporto tra le concentrazioni misurate e quelle attese ed evidenziano come i dati di concentrazione tra gli 0 e i 1000 ppm*m approssimano l'andamento ideale, sebbene tutti i valori misurati eccedano il valore reale. L'errore percentuale medio sulle concentrazioni misurate al di sotto dei 1000 ppm*m è del **12.5%**. Al di sopra dei 1000 ppm*m le misure tendono a discostarsi progressivamente dalla retta e al di sopra dei 4000 ppm*m i valori sono del tutto aleatori. La causa del rilevamento errato ad alte concentrazioni non è ancora nota. Durante i test è stato assicurato il funzionamento dei flussimetri, la posizione relativa cella – laser ed è stata esclusa qualsiasi interferenza con il cammino ottico. Detto ciò, è stato possibile procedere con i test in campo, il cui coinvolgimento richiedeva basse concentrazioni di metano in aria (< 1000 ppm*m).

6.2 TEST 2012- 2013

Si è sviluppato un sistema di calibrazione trasferibile in campo che tiene conto delle condizioni ambientali, della tipologia di superficie riflettente, della temperatura ambiente e anche dell'irraggiamento. Sono tutti fattori fondamentali da inserire successivamente nel calcolo della portata letta dal laser TDLAS.

6.2.1 CELLA

La nuova cella per la calibrazione dello strumento è trasparente, aperta sia alla base perché si considera questa volta il terreno (argilla per le discariche e asfalto per i test di laboratorio) come superficie riflettente, e aperto anche in cima perché si vuole considerare l'Irraggiamento, la temperatura ambiente e la tipologia del suolo. La cella dalla quale fuoriesce la miscela gassosa da analizzare con il laser TDLAS è un tubo cilindrico in plexiglas con diametro interno di 170 mm e spessore di 5 mm, di altezza 1 m e con collare regolabile per l'inserimento del TDLAS. Alla base vi è un tubo inox dal quale si inserisce la miscela di gas e viene distribuito uniformemente lungo la base della cella.

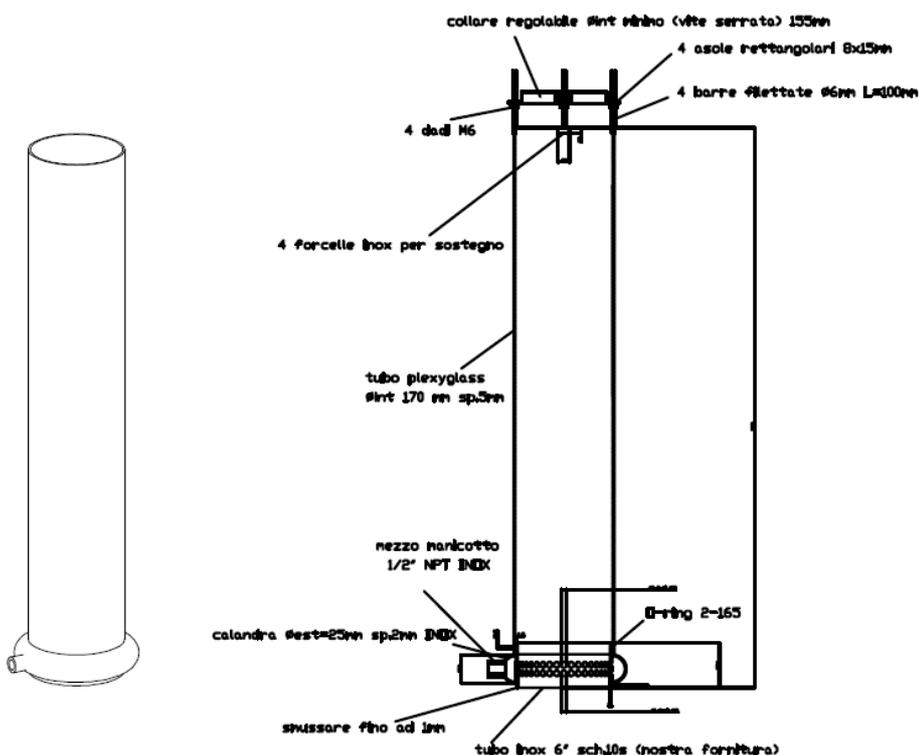


Fig.6. 3 : Biogas TDLAS monitoring



Fig.6. 4: Base della cella

Mentre nei test svolti nel 2012 si è voluto capire come il laser risponde alla nuova cella di calibrazione, in quelli del 2013 invece si è voluto vedere come varia la misura e di conseguenza la potenza del laser a diverse altezze.

I test di dispersione del metano sono stati svolti all'esterno della struttura (Fig. 6.5) per non incorrere rischi per la sicurezza dovute ai limiti di infiammabilità della sostanza pericolosa all'interno di un edificio (limiti di infiammabilità a 20 °C e 1 bar in aria 5 %vol - 15 %vol).



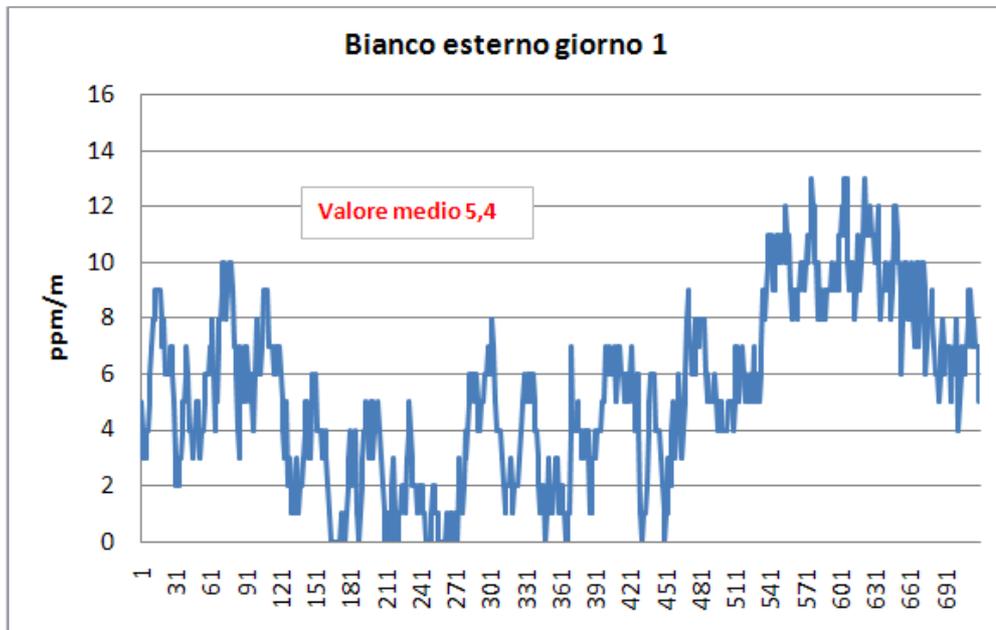
Fig.6. 5 : Ambiente esterno alla struttura dei laboratori di TEA SISTEMI ove sono stati condotti i test

6.2.2 Metodo e Dati

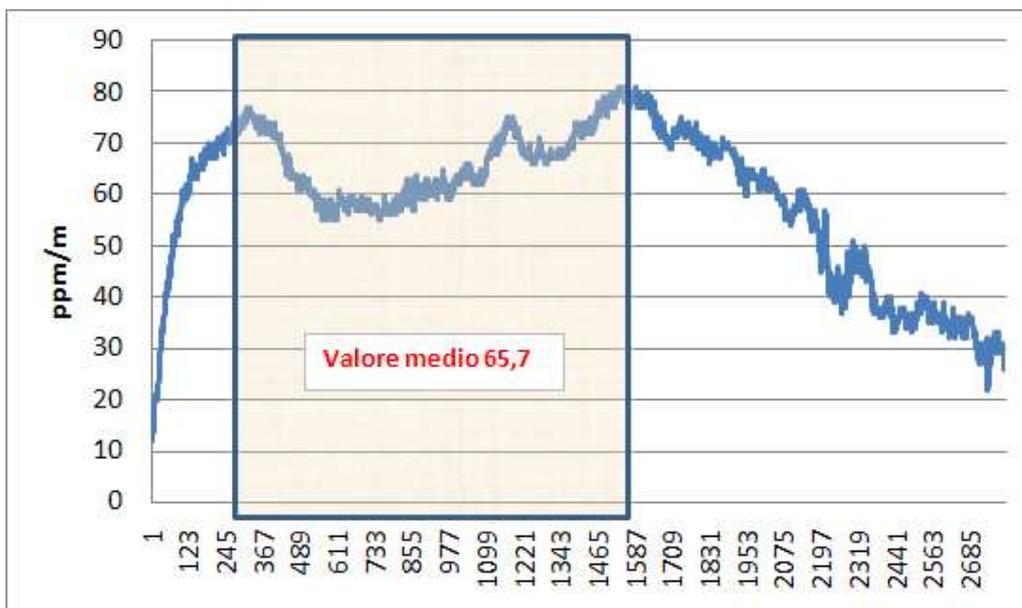
▪ Attività del 2012

Si inseriscono i grafici di una sola giornata per poter evidenziare il metodo per la calibrazione dello strumento. Al termine, vi è inserito il grafico sulle rette di calibrazione effettuate in tre giornate differenti.

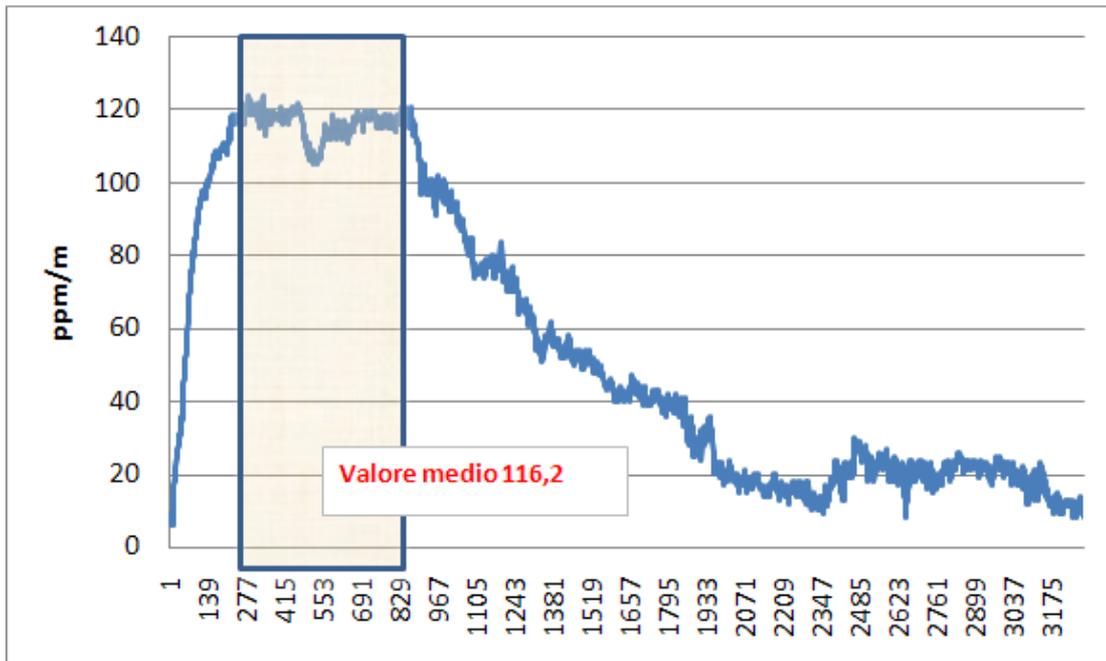
Bianco esterno



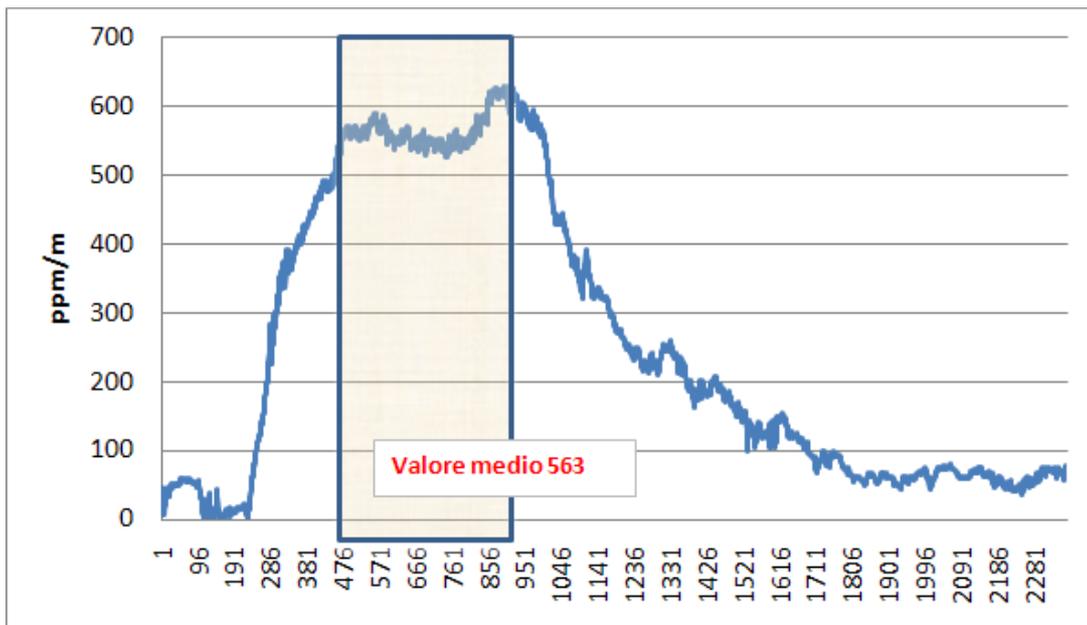
50 ppm [48.8 ppm]



100 ppm [99.19 ppm]



500 ppm [496.04 ppm]



Rette di calibrazione

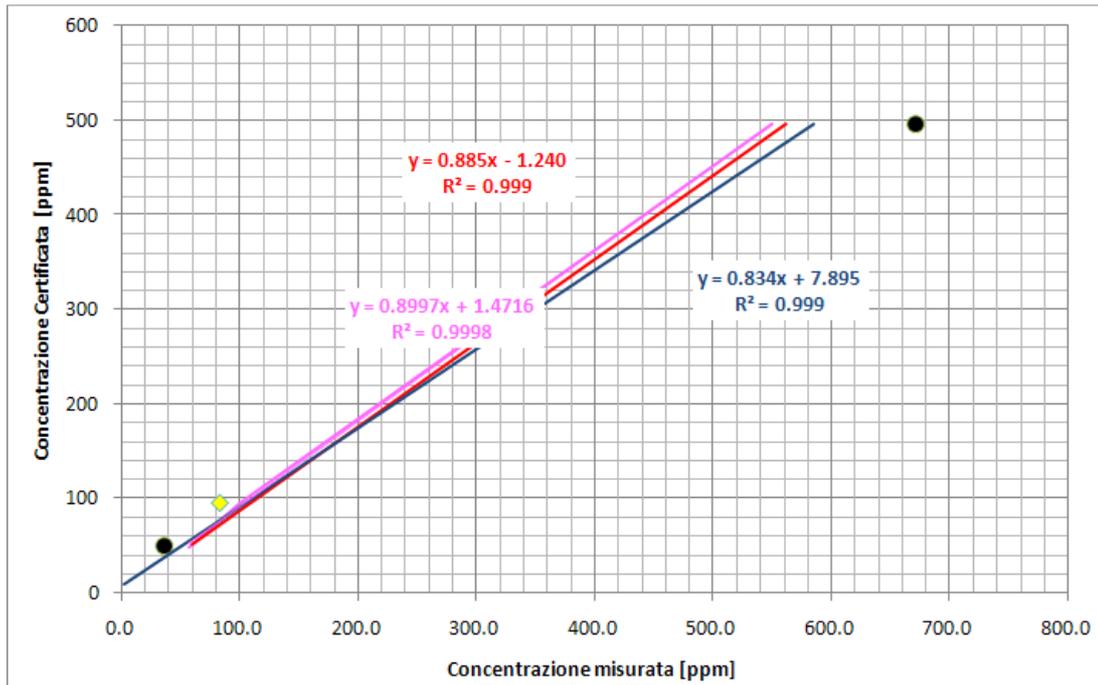


Grafico 6. 5 : Rette di calibrazione con condizioni atmosferiche e superficiali differenti

Queste rette di calibrazione sono state costruite in condizioni atmosferiche differenti, perché la retta rossa è stata realizzata con temperatura intorno a 25 °C su asfalto all'esterno del capannone, giornata leggermente nuvolosa. La retta rosa è stata creata su asfalto quando la temperatura sfiorava i 29 °C e la giornata era fortemente soleggiata. Nella stessa giornata, si è condotto il test in terreno (puntini nero). La retta blu è frutto di test condotti alcuni giorni dopo della retta rossa sia su asfalto sia su terreno (rombo giallo). Inoltre, dal Grafico 6.5 si evidenzia che le rette sono pressoché simili con R^2 prossimo all'unità.

A fine anno, a temperature intorno ai 15 °C, in assenza di precipitazioni e cielo leggermente coperto, sono stati condotti dei test per la verifica del funzionamento del laser per queste condizioni meteorologiche.

Laser a 1 m di altezza		
	misurate (meno il bianco)	certificate
asfalto	7.01	5.09
	52.2	48.8
	100.1	99.19
	604.5	496.04

A queste condizioni si ottiene una retta di calibrazione così fatta:

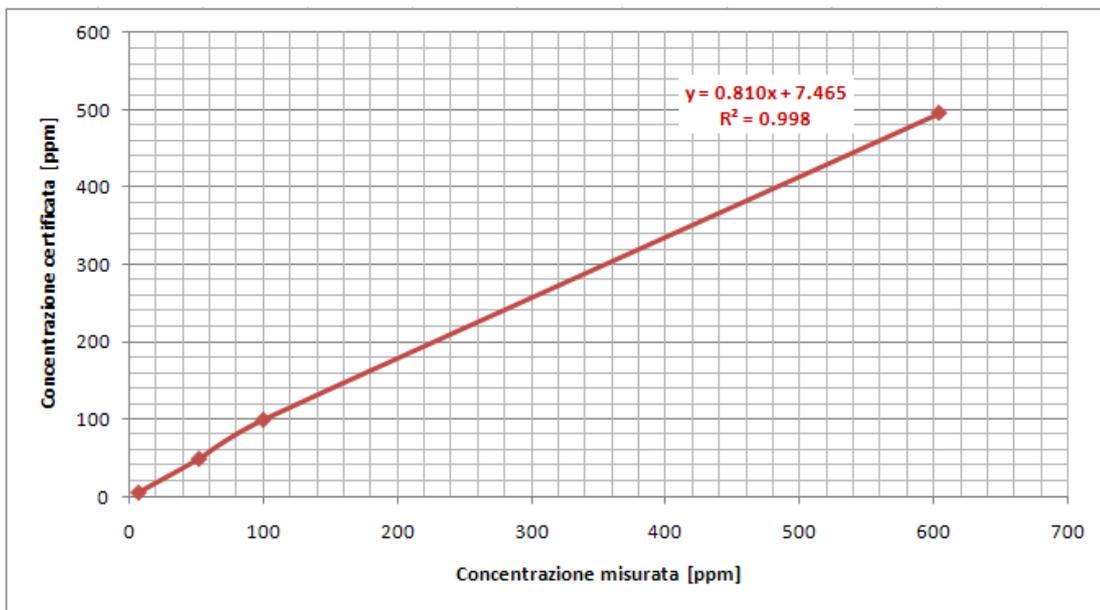


Grafico 6. 6: Retta di calibrazione novembre 2012

L'equazione della retta di taratura è :

$$y = 0.810x + 7.465$$

▪ Attività del 2013

Scopo dell'attività sperimentale è quella di verificare l'accuratezza della misura a differenti distanze di una sostanza fuggitiva.

Applico una ventilazione forzata al fine di evacuare il gas dalla testa della cella in modo che a differenti altezze si misuri lo stesso volume di gas. L'intensità del vento misurata è stata di 3.8 m/sec.



Fig.6. 6: Attrezzature utilizzate in laboratorio per effettuare i test. Il muletto (a destra) usato per sostenere il TDLAS e regolarlo a varie altezze, una bombola con la miscela CH_4/O_2 a concentrazione nota, un pc portatile con il programma WMS 15v1.2 per le misurazioni del metano, un cronometro, un puntatore laser per individuare la posizione più consona alla cella di plexiglas rispetto al percorso del laser. Inoltre un ventilatore per simulare l'intensità e la direzione del vento asportando il flusso di metano dall'imbocco del cilindro ove sia stato necessario

Valore medio del bianco esterno al capannone , misurato ad 1 m di altezza con velocità del vento di 3.8 m/sec	14.60 ppm
---	------------------

Si è utilizzato un flussimetro da 140 lt/min , ma la portata imposta per tutti i test di laboratorio alle varie concentrazioni (5, 50, 100 e 500 ppm)è stata di 100 lt/min. Il tempo per ogni simulazione è stato di circa 1 min, necessario al riempimento della cella. Dopo il riempimento della cella, si è visto quanto tempo è stato sufficiente per

la dispersione della miscela metano/ossigeno nella ambiente attraverso l'utilizzo di un ventilatore con direzione sud per tutte le simulazioni.

I primi test sono stati condotti con la miscela CH₄/O₂ da 500 ppm a varie altezze 1 m, 2 m, 3 m e 4 m. Dopo si sono utilizzate bombole di miscela CH₄/O₂ da 100 ppm, 50 ppm e 5 ppm.

Il laser TDLAS è stato inserito tra le forche di carrello elevatore ad altezza nota.

500 ppm

[CH₄ : 496.12 ppm e O₂ :19.96%]

Altezza laser	Valore medio (ppm/m)
1 m	569.6
2 m	462.98
3 m	459.82
4 m	489.55

Nei grafici seguenti, in ordinata abbiamo i ppm/m acquisiti dal laser e in ascissa il numero di acquisizioni. Ad ogni secondo corrisponde una sola acquisizione dati.

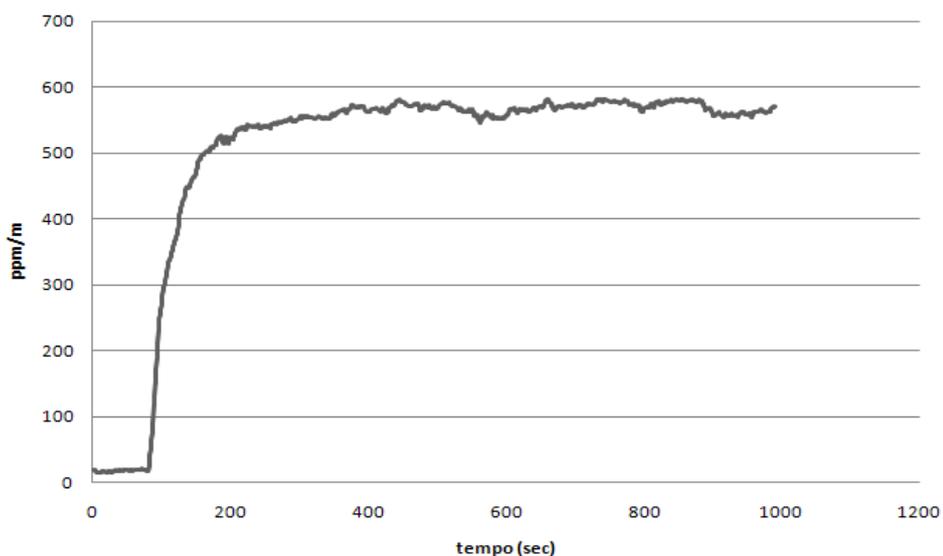


Grafico 6. 7: Test a 500 ppm con altezza laser a 1 m

Capitolo 6 – Verifica della funzionalità del laser RMLD in laboratorio

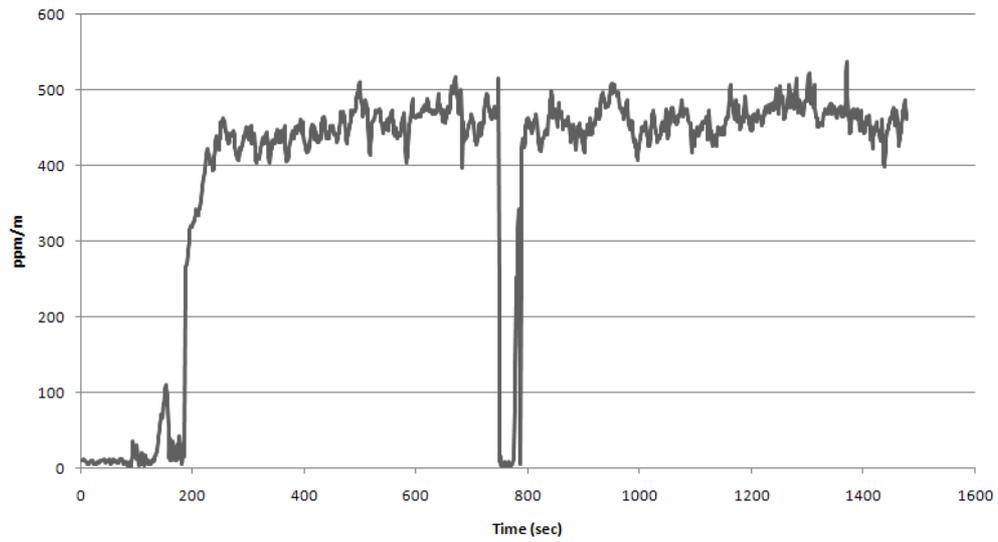


Grafico 6. 8: Test a 500 ppm e con altezza laser a 2 m

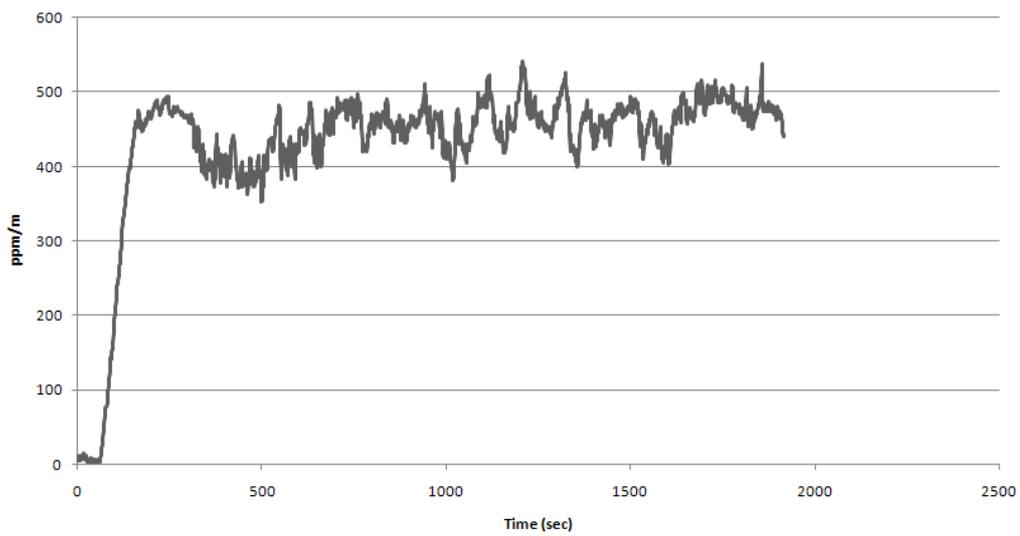


Grafico 6. 9: Test a 500 ppm e con altezza laser di 3 m

Capitolo 6 – Verifica della funzionalità del laser RMLD in laboratorio

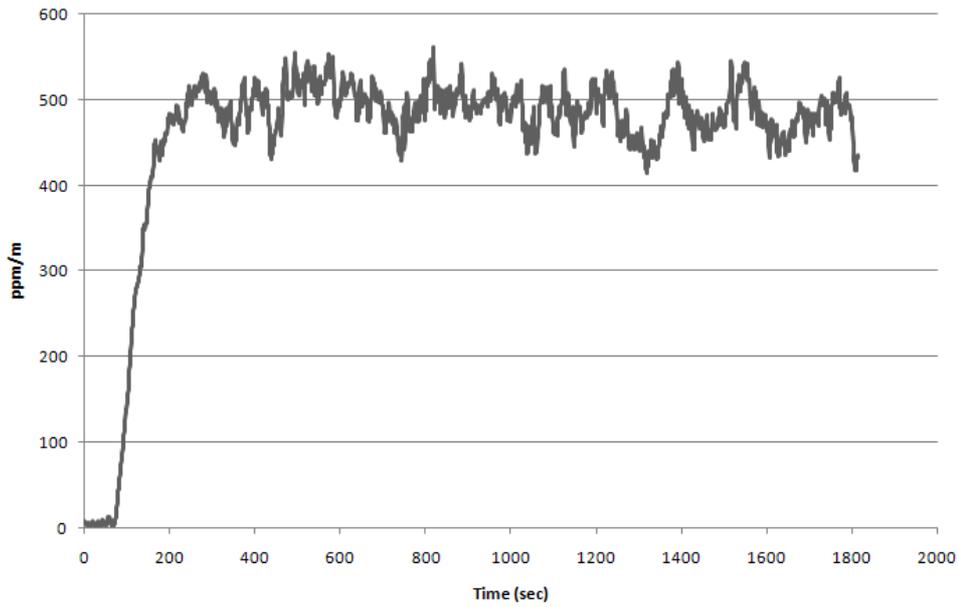


Grafico 6. 10: Test a 500 ppm con altezza laser a 4 m circa

100 ppm

CH₄ : 98.58 ppm e O₂ :20.01%

Altezza laser	Valore medio (ppm/m)
1 m	132.64
2 m	131.81
3 m	94.90
4 m	95.60

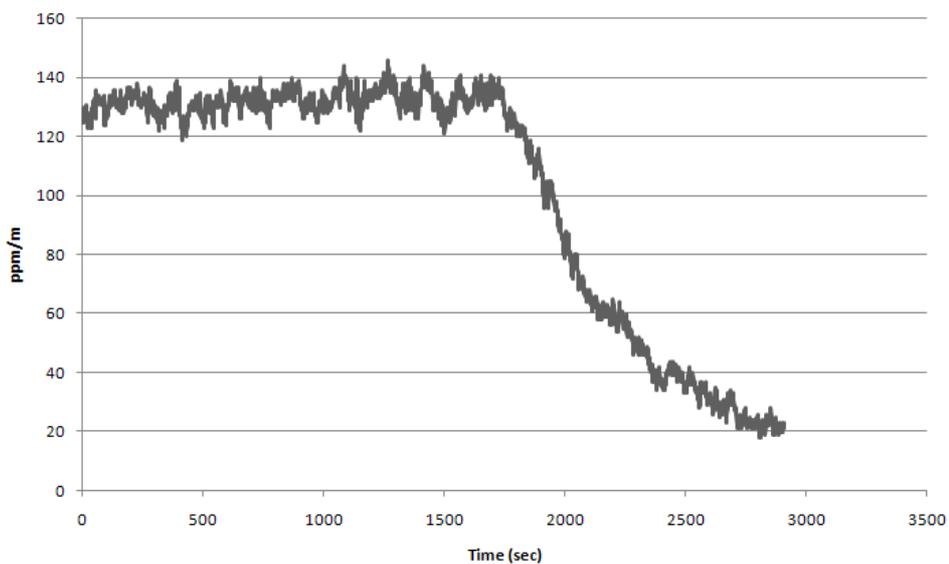


Grafico 6. 11: Test a 100 ppm con altezza laser a 1 m

Capitolo 6 – Verifica della funzionalità del laser RMLD in laboratorio

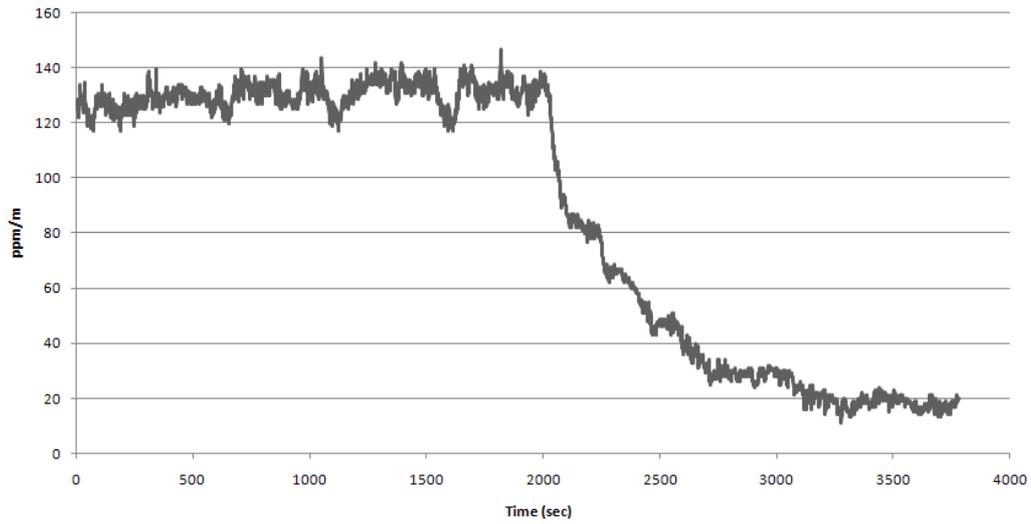


Grafico 6. 12: Test a 100 ppm con altezza laser a 2 m

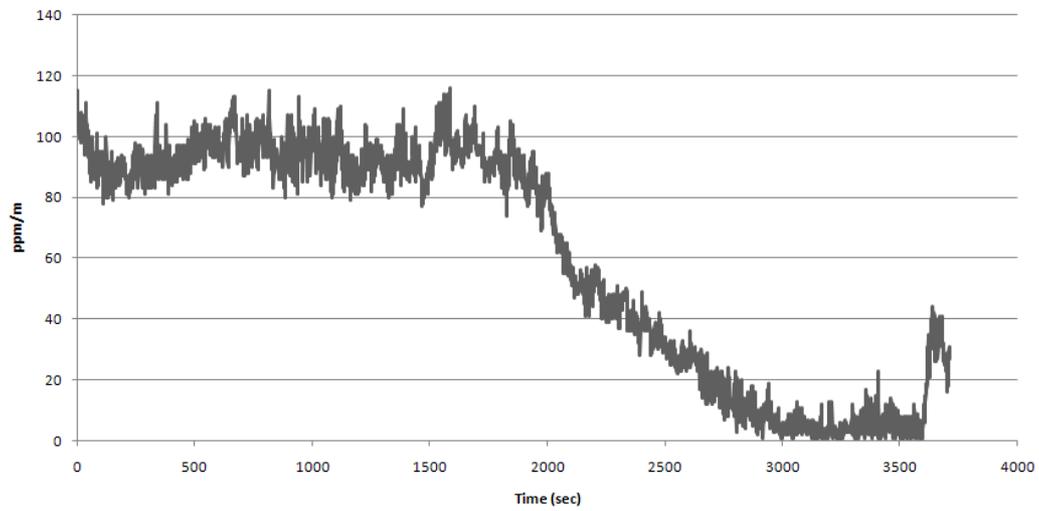


Grafico 6. 13: Test a 100 ppm con altezza laser a 3 m

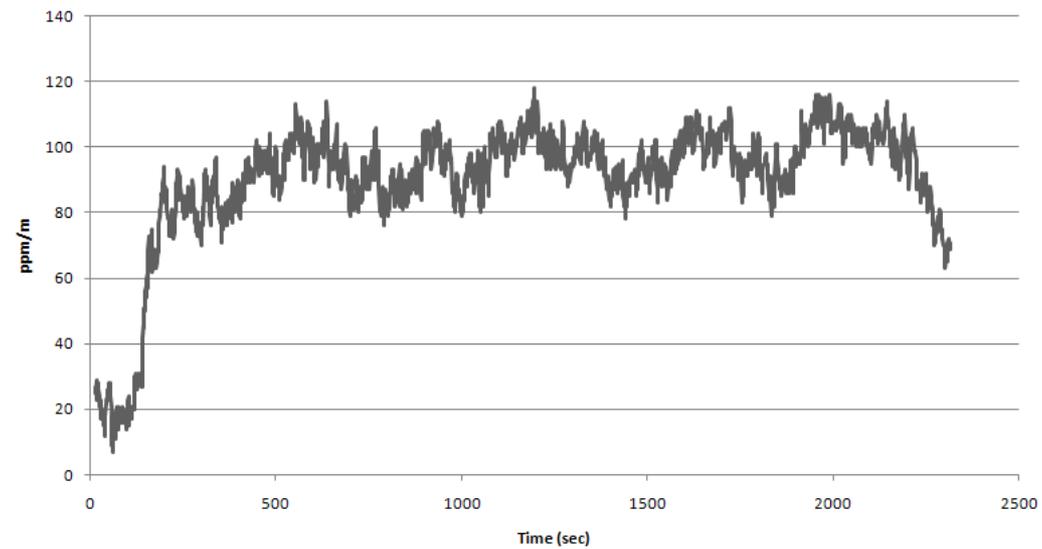


Grafico 6. 14: Test a 100 ppm con altezza laser a 4 m

50 ppm

CH₄ : 49.58 ppm e O₂ : 19.99 %

Altezza laser	Valore medio (ppm/m)
1 m	74.73
2 m	63.96
3 m	48.02
4 m	57.91

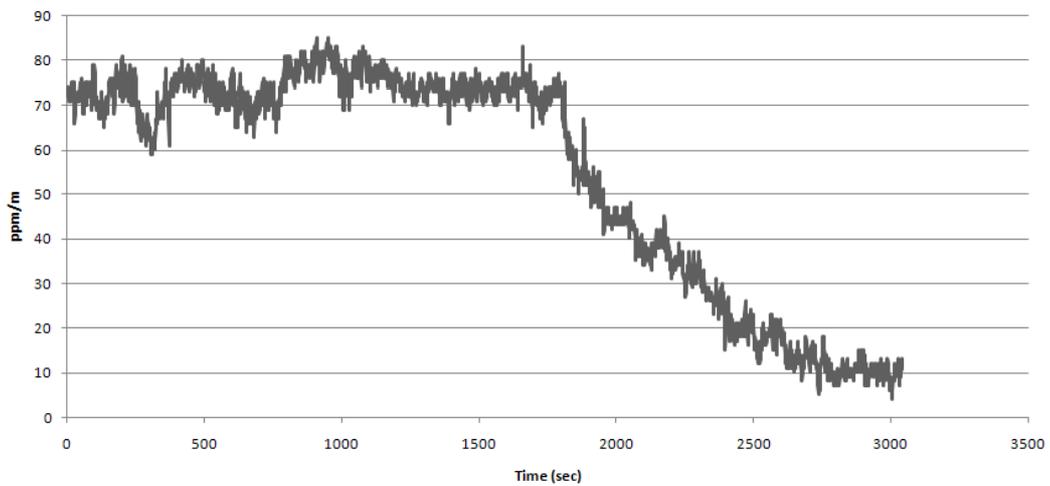


Grafico 6. 15: Test a 50 ppm con altezza laser a 1 m

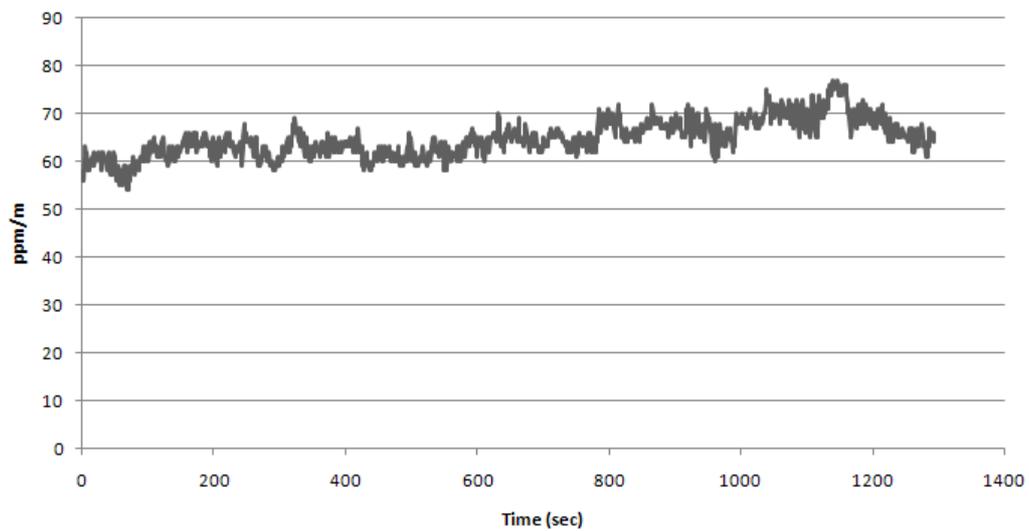


Grafico 6. 16 : Test a 50 ppm con altezza laser a 2 m

Capitolo 6 – Verifica della funzionalità del laser RMLD in laboratorio

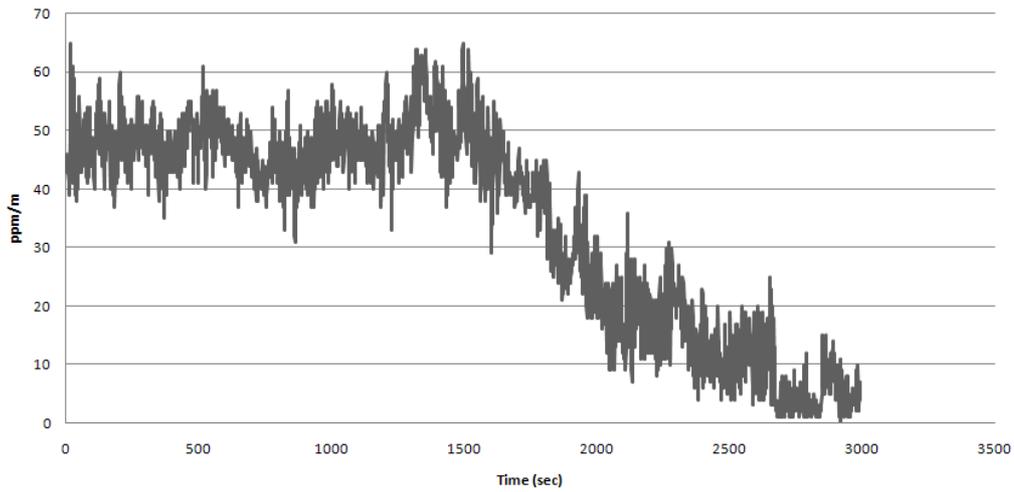


Grafico 6. 17: Test a 50 ppm con altezza laser a 3 m

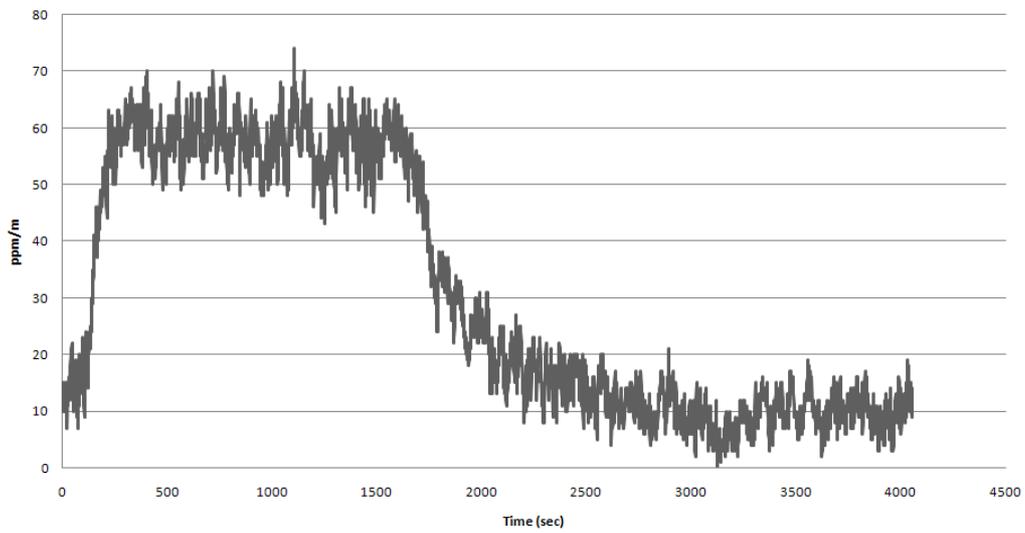


Grafico 6. 18: Test a 50 ppm con altezza laser a 4 m

5 ppm

CH4 :5.02 ppm e O2 :19.99 %

Altezza laser	Valore medio (ppm/m)
1 m	9.20
2 m	14.12
3 m	5.30
4 m	15.17

Capitolo 6 – Verifica della funzionalità del laser RMLD in laboratorio

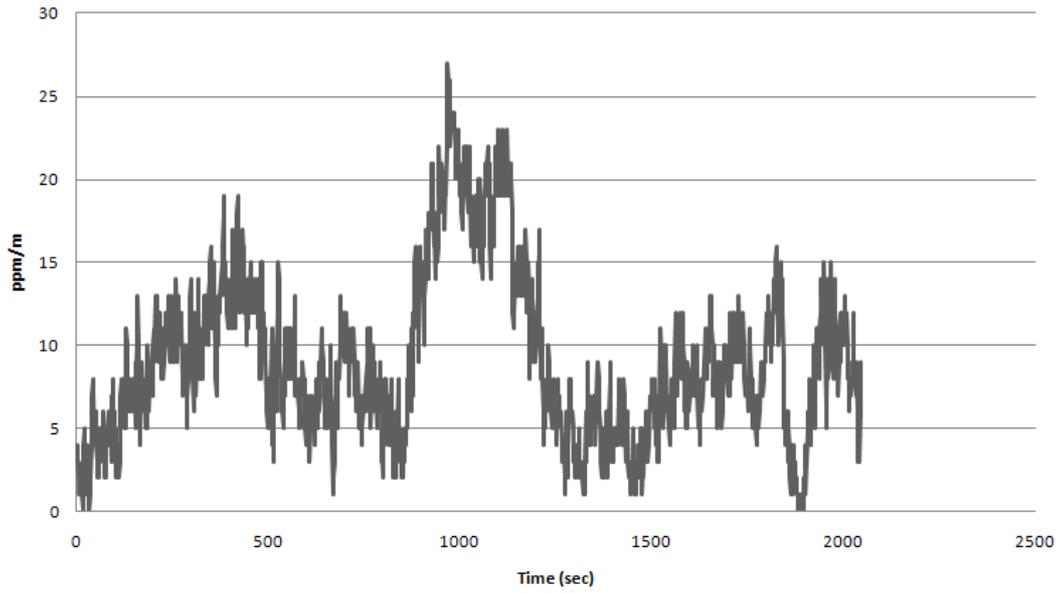


Grafico 6. 19: Test a 5 ppm con altezza laser a 1 m

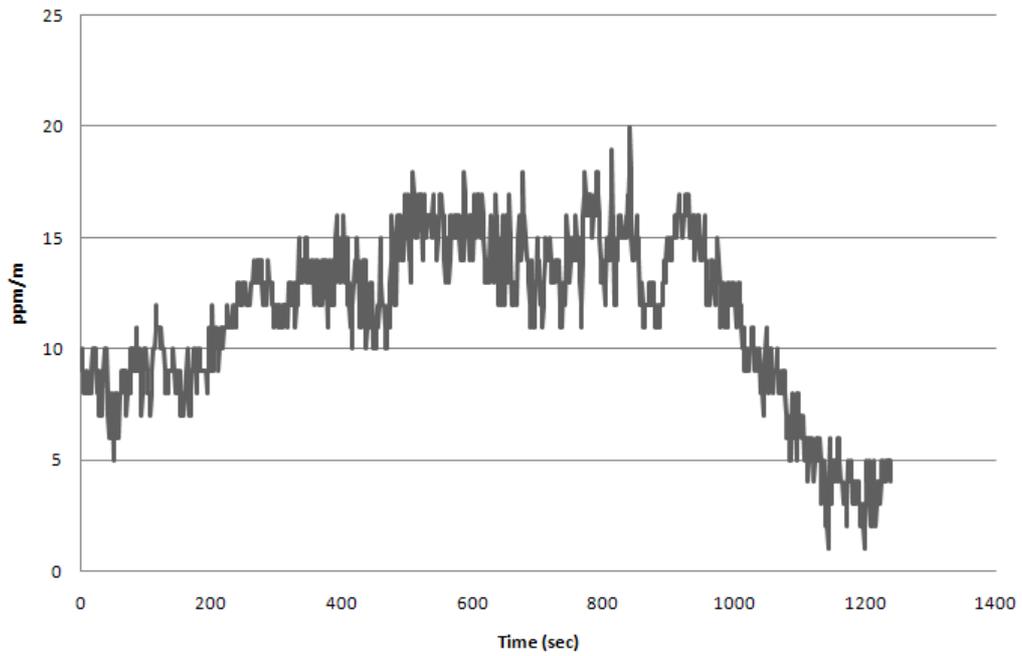


Grafico 6. 20: Test a 5 ppm con altezza laser a 2 m

Capitolo 6 – Verifica della funzionalità del laser RMLD in laboratorio

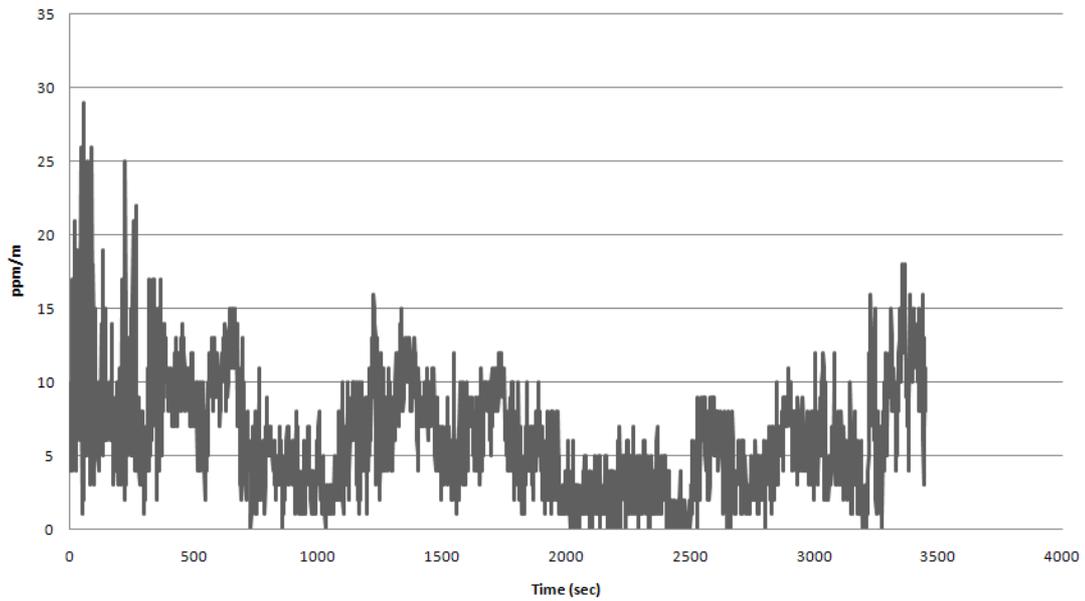


Grafico 6. 21: Test a 5 ppm con altezza laser di 3 m

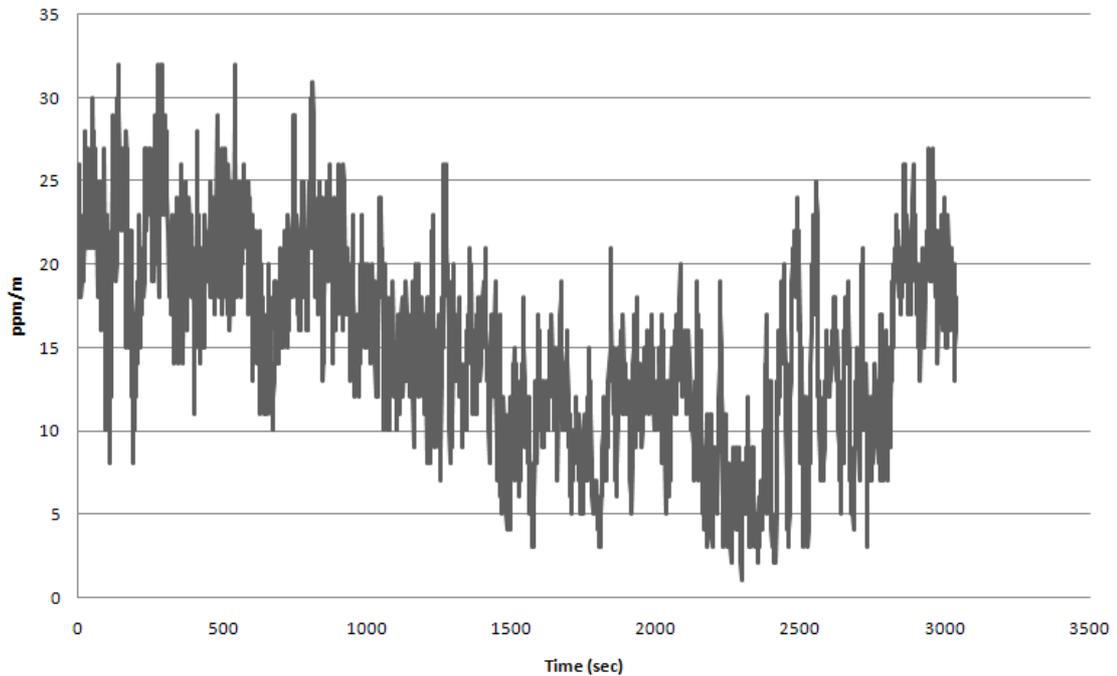


Grafico 6. 22: Test a 5 ppm con altezza laser a 4 m

Il “valore misurato (ppm)” presente nelle 4 tabelle precedenti, significa che il valore medio misurato dal TDLAS (ppm/m) viene moltiplicato per l’altezza della cella. Questi valori sono fondamentali per ottenere la curva di calibrazione dello strumento. Il grafico 6.21 mostra la retta di calibrazione.

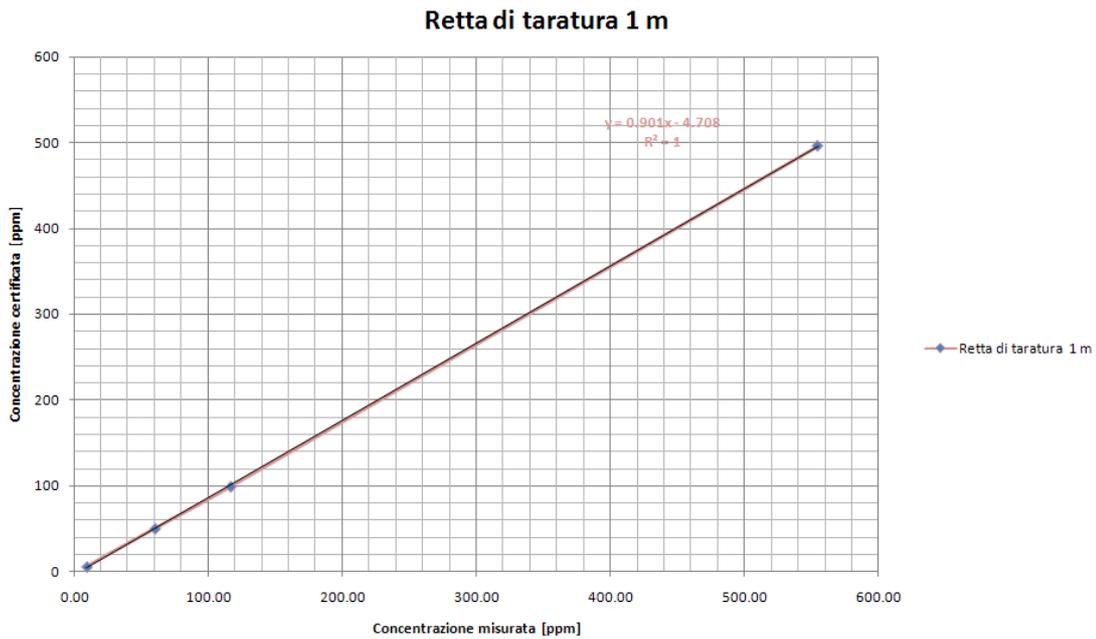


Grafico 6. 23: Rette di calibrazione per il metano a 1 m, 2 m, 3 m, 4 m.

Dal grafico 6.21 conosciamo la retta di taratura dello strumento:

$$y = 0.901 \cdot x - 4.708$$

Per stabilire fino a che punto l'equazione di regressione calcolata con il metodo dei minimi quadrati può essere usata al fine di trovare un valore di x conoscendo quello di y, si calcola un particolare parametro, chiamato coefficiente di determinazione R^2 . R^2 può assumere valori compresi tra 0 ed 1. Se R^2 è uguale a 1, esiste una perfetta relazione lineare fra x ed y, per cui ad un determinato valore di x corrisponde uno ed un solo valore di y. Inoltre esiste anche un altro parametro che convalidi il metodo usato : la sensibilità. La sensibilità di un metodo indica quanto esso sia sensibile alle variazioni di concentrazione di un analita. Può essere individuata attraverso la pendenza (b) della retta. Le rette di calibrazione presenti nel grafico mostrano quasi tutte un coefficiente di determinazione pari a uno.

Dai test svolti in diversi periodi dell'anno si evidenzia che le rette di calibrazione sono affidabili perché il coefficiente di determinazione varia da 0.997 a 1. Quindi si desume che la lettura delle concentrazioni della sostanza pericolosa (metano in questo caso) da parte del laser si avvicina a quella certificata presente sul listino identificativo delle bombole utilizzate in laboratorio.

6.2.3 Risultati

La tab.6.1 mostra i valori di concentrazione misurati dal laser TDLAS per ogni altezza desiderata regolando le forche di un muletto che conteneva lo strumento. Nella quarta e quinta colonna sono riportati i valori di concentrazione attesi e le deviazioni standard associate.

Altezza laser [m]	Concentrazione misurata [ppm/m]	Concentrazione media misurata [ppm*m]	Concentrazione teorica [ppm*m]	Deviazione Standard
1	9.2	3.58	5.02	1.02
2	14.12	12.80	5.02	5.50
3	5.3	3.41	5.02	1.14
4	15.17	7.68	5.02	1.88
1	569.6	508.50	496.12	8.76
1	132.64	114.80	98.58	11.47
1	74.73	62.62	49.58	9.22
2	463.98	491.05	496.12	3.59
2	131.81	121.67	98.58	16.33
2	63.96	46.22	49.58	2.37
3	459.82	495.65	496.12	0.33
3	94.9	100.45	98.58	1.32
3	48.02	49.67	49.58	0.07
4	489.55	518.11	496.12	15.55
4	95.6	94.22	98.58	3.08
4	57.91	53.67	49.58	2.89

Tab.6. 1: Concentrazione media misurata dal laser TDLAS per ogni altezza impostata

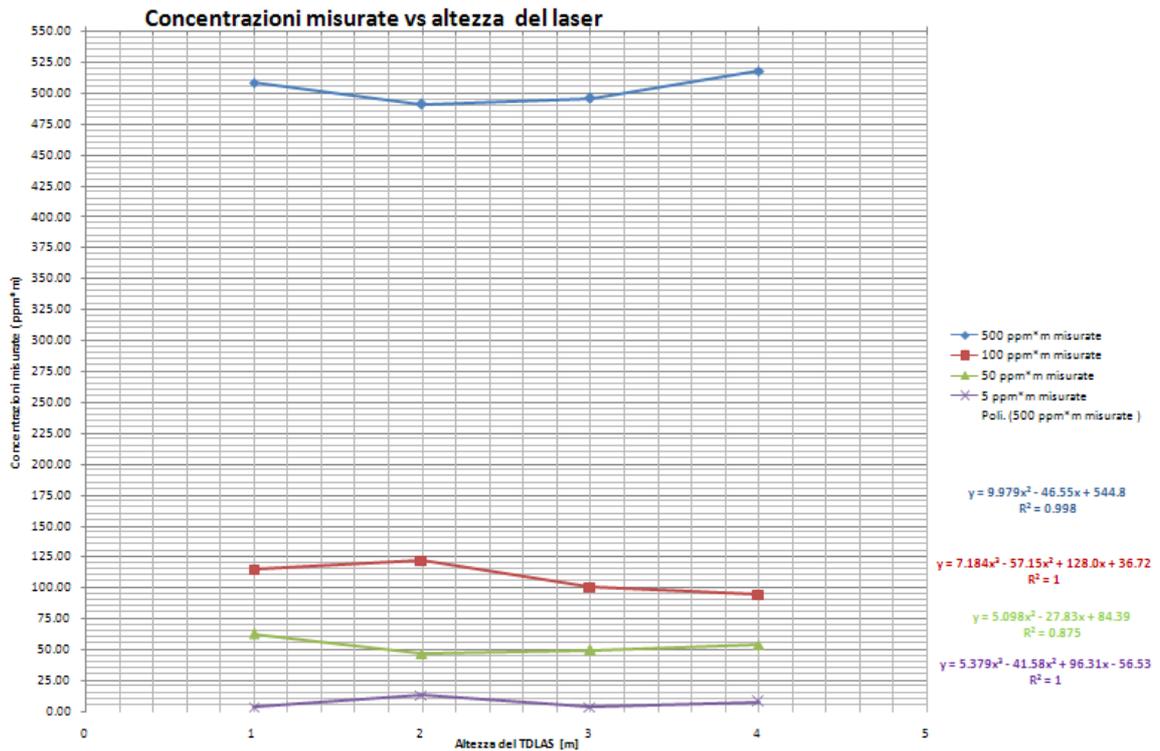


Grafico 6. 24 : Concentrazioni misurate dal TDLAS (ppm*m) verso l'altezza dello strumento

Il Grafico 6.24 mostra la concentrazione della miscela di metano misurata dal TDLAS rispetto all'altezza dello strumento. Lo scopo del grafico è quella di evidenziare la piccola divergenza tra la concentrazione certificata dalla bombola della miscela CH₄/O₂ presente nella cella rispetto alla concentrazione di metano misurata a varie altezze dello strumento. Come si nota, i dati di concentrazione tra 5 ppm e 500 ppm-m approssimano l'andamento ideale anche quando sono presenti delle piccole deviazioni standard che si aggirano a valori inferiori al 15 %. La piccola digressione tra la concentrazione misurata e la concentrazione attesa è dovuta essenzialmente alla presenza del vento che è la causa di trasporto del gas lungo il percorso del laser. Inoltre lo strumento somma le concentrazioni che trova lungo il suo cammino aperto.

A questo punto, si vuole rimarcare la differenza tra la concentrazione misurata dal TDLAS e quella certificata per ogni altezza effettuata; per mostrare la deviazione standard si inseriscono i seguenti grafici.

concentrazioni misurate vs concentrazioni attese (ppm*m) a 4 m

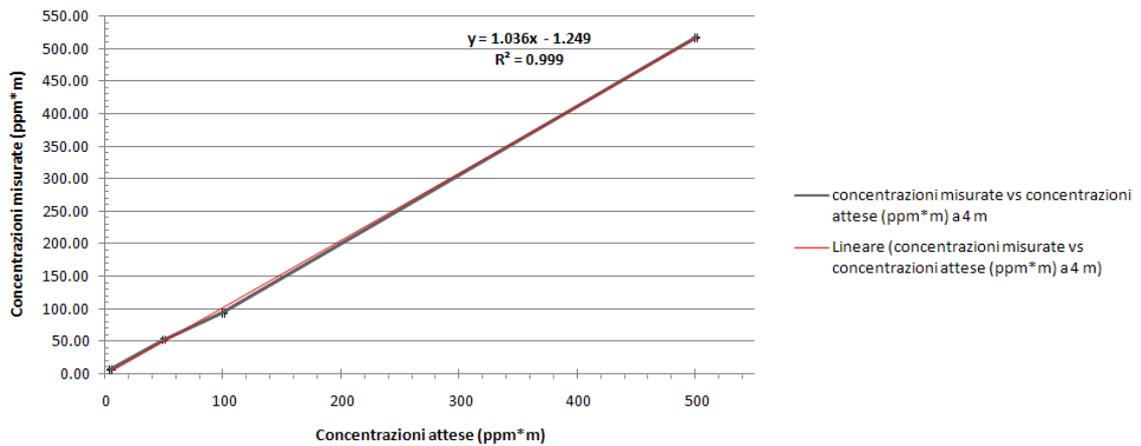


Grafico 6. 25: Concentrazioni misurate in confronto alle concentrazioni attese ad un'altezza del laser di 4 m. Si ricava un coefficiente di determinazioni R^2 pari a 0.999

Concentrazioni misurate vs concentrazioni attese (ppm*m) a 3 m

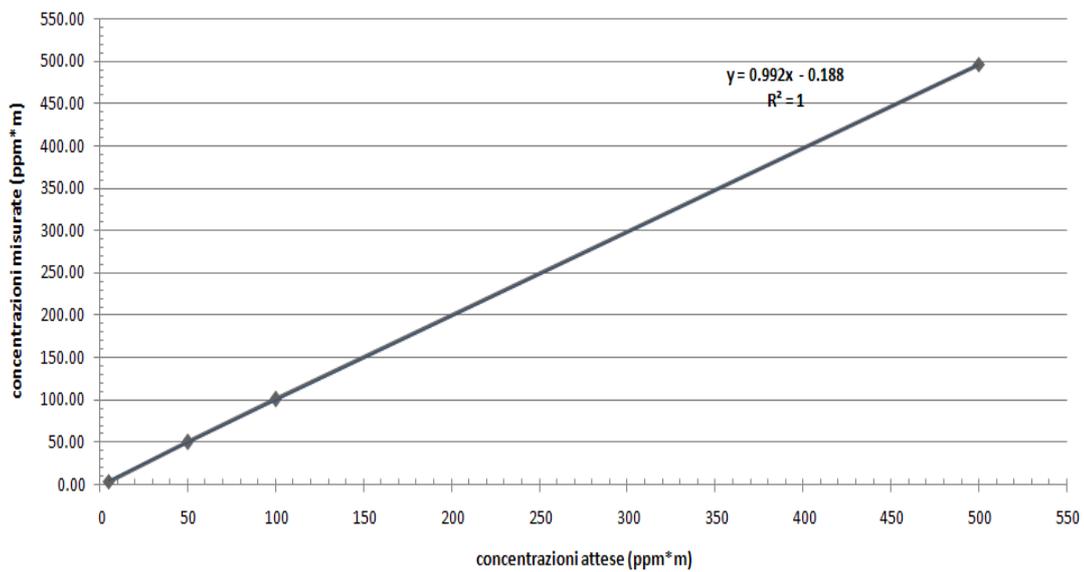


Grafico 6. 26: Concentrazioni misurate verso concentrazioni attese ad un'altezza del laser di 3 m e un coefficiente di ripartizione R^2 pari all'unità.

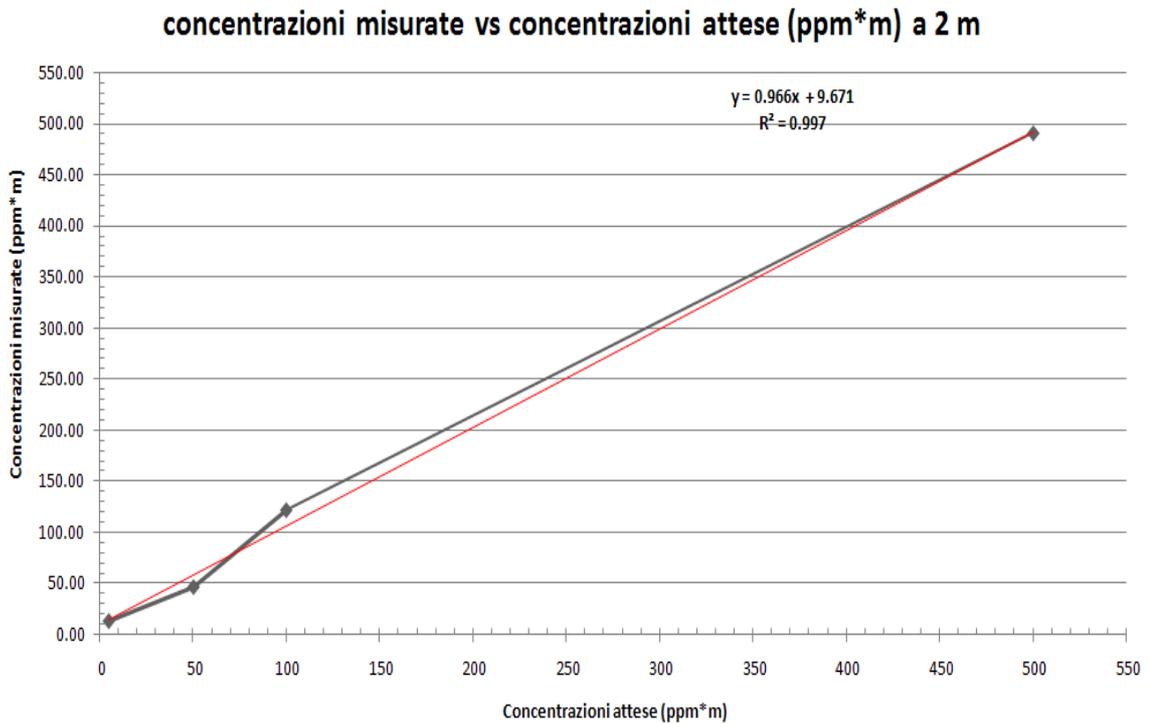


Grafico 6. 27: Concentrazioni misurate verso concentrazioni attese ad un'altezza del laser di 2 m e con coefficiente di ripartizione R^2 pari a 0.997.

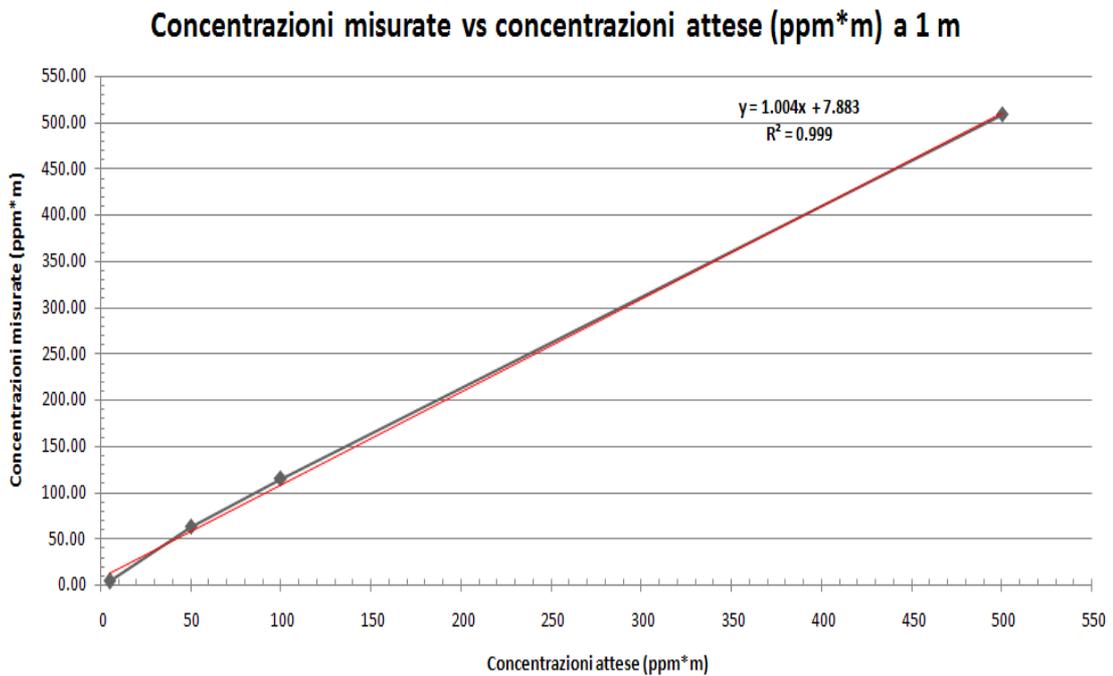


Grafico 6. 28: Concentrazioni misurate verso concentrazioni attese ad un'altezza del laser pari a quella della cella. Il coefficiente di ripartizione è R^2 uguale a 0.999.

Grazie ai risultati ottenuti dalle prove di calibrazione dello strumento è stato possibile procedere con i test in campo.

7. TEST IN CAMPO

Lo scopo dei test in campo è stato quello di simulare un'emissione di metano con portata nota e con l'obiettivo di verificare la veridicità dei dati misurati dal laser TDLAS. Stabilito che la misura della concentrazione di metano aerodisperso ha un errore inferiore al 10 %, si è proceduto allo sviluppo di un metodo di misura verticale di gas fuggitivo in campo che simulasse una discarica.

Le discariche soffrono però di un'emissione incostante ed eterogenea e sono costruite spesso su terreni acclivi. Pertanto, al fine di provare la funzionalità dello strumento, si è ritenuto necessario alcuni test in condizioni sperimentali controllate. Il sensore, come già ben illustrato nei capitoli precedenti, è in grado di rilevare un plume di metano lungo un cammino ottico definito dalla distanza tra la sorgente laser e una misura retroriflettente; nel caso dei test in campo si utilizza come retro riflettore il terreno stesso della discarica e la misura è sulla verticale dell'emissione di gas vista dall'alto. I dati che si ottengono rappresentano così la concentrazione al suolo di metano integrata lungo l'altezza.

La sorgente laser è stata supportata su un UAV che è stato pilotato dall'operatore fino ad altezze massime di 10 m dal suolo.

I test hanno avuto come obiettivi specifici:

- Verificare che il mezzo aeromobile senza pilota è in grado di supportare il laser in determinate condizioni meteo;
- Verificare la capacità del laser TDLAS di misurare le concentrazioni di metano aerodisperso da una sorgente areale;
- Verificare il sistema di acquisizione e georeferenziale delle misure di concentrazione;
- Confrontare i risultati ottenuti dalle misurazioni del laser con quelli ottenuti dal metodo brevettato dalla TEA SISTEMI S.p.A.

I test sono stati condotti in un'area pianeggiante, coltivata a prato, adibita a campo di volo per piccoli aerei turistici, all'interno dell'Aviosuperficie di Peccioli (Pi)



Fig.7. 1: Aviosuperficie di Peccioli (Pi) – coordinate sorgente : 32T 641923.26m E 4823635.37m N

7.1 Strumentazione

La fase più complessa della sperimentazione in campo dello strumento è quello di mantenere l'UAV e il laser ad altezza voluta resistendo a condizioni meteo come vento e temperatura ambiente. La seguente immagine mostra il sistema creato appositamente per il trasporto in volo del sensore, formato appunto da un veicolo telecomandato dal Dott. Picciaia.



Fig.7. 2 : UAV con sensore TDLAS

Simulazione per l'erogazione del metano:

- 2 bombole di metano (10 Nmc);
- Riduttore di pressione che mi permette di passare da 130 bar a 5÷8 bar;
- Flussimetro per la misura del flusso di metano;
- Tubazione in polietilene;
- Raccordi e rubinetti;
- Base in plexiglass di altezza 1 m con base forata per la simulazione di uscita metano.



Fig.7. 4 : Parte della componentistica prevista per le prove

Attrezzatura per l'acquisizione dei dati :

- Velivolo aereo senza equipaggio;
- Laser TDLAS munito di scheda;
- Laser ottico per il puntamento;
- GPS per la posizione del volo;
- Timer che consente la registrazione del tempo di volo;
- Computer portatile;
- Stazione meteorologica portatile;
- Luximetro per misura dell'irraggiamento totale.



Fig.7. 3: Componenti del TDLAS

L'equazione per convertire il lux in watt/cm² è :

$$lux [lx] = 0.0929030400000839 \frac{watt}{cm^2}$$

Stazione meteo

La stazione meteo mobile è provvista da un rilevatore di temperatura e di un anemometro per misurare velocità e intensità del vento (Fig. 7.6).



Fig.7. 5 : Anemometro

L'anemometro è posizionato a circa 7 metri di distanza dalla cella e comunica i dati via radio al display tattile correlato, posizionato insieme al PC portatile con installato il software di acquisizione dati. La stazione base consente di memorizzare nella memoria interna fino a 4080 dati meteorologici con tempo e data.

Con il computer possono essere configurati gli intervalli di misurazione che possono essere regolati a partire dai cinque minuti fino a 250 minuti. Per il test in campo si è scelto quello di 5 minuti. I dati sull' irraggiamento sono invece prelevati tramite un Luxmetro (Fig.7.7).



Fig.7. 6 : Luxmetro

Software di acquisizione dati

Il software di acquisizione dati consente di visualizzare la mappa della zona e di individuare la posizione del sensore. Le coordinate del GPS permettono di definire il corretto posizionamento del laser durante l'esecuzione del test, ovviando al problema di un eccessivo scostamento dell'UAV dalla direzione definita. Il software è in grado di acquisire circa cinque valori di concentrazione al secondo. I dati di concentrazione e le coordinate rilevate dal GPS vengono caricati e salvati in formato Excel.

L'interfaccia del programma di acquisizione dati è costituito:

1. Colonna in cui sono rappresentati i dati di concentrazione acquisiti;
2. Tasto di avviamento dell'acquisizione dati;
3. " Add Layer": consente di caricare le mappe;
4. Coordinate GPS.

7.2 Campo sperimentale

I test sono condotti in un'area pianeggiante coltivata a prato in comune di Peccioli (Pisa).



Fig.7. 7 : Area di volo

L'area per la dispersione del metano è 56 x 18 m. Di seguito, si inseriscono le caratteristiche del campo:

Coordinate	43°33.26 N / 10°45.14 E
Posizione rispetto al centro abitato	1.5 NM a E/NE di Peccioli
Comune	Peccioli
Località	Pratello Libbiano
Numero Piste :1	Orientamento 1:13/13
Dimensione 1	lung. m1000 largh m30
Lunghezza disponibile:	m1015
Fondo 1	erba
Circuito 1	standard

Tab.7. 1: Caratteristiche del campo di volo di Pratello

Mentre, le caratteristiche meteo dell'area soggetta ai test:

LOCALITA'	PRATELLO
DATA	19/04/2013
T _{MEDIA} (° C)	15
T _{MIN} (° C)	8
T _{MAX} (° C)	20
PUNTO DI RUGIADA (°C)	11
UMIDITA' (%)	81
VISIBILITA' (Km)	11
VENTO MEDIA (Km/h)	19
PRESSIONE S.L.M. (mbar)	1016
PIOGGIE	0

Tab.7. 2 : Condizioni meteorologiche Pratello del 19/04/2013

7.3 Scelta della portata

La scelta della portata di metano per il quale effettuare i test è stata fatta in relazione alle concentrazioni che possono essere captate alla quota di volo dell'UAV su cui è alloggiato il laser e tenendo conto dei valori riportati in letteratura riguardanti misure di flusso di metano in scarica [20].

In letteratura si riscontrano valori di flusso minimi dell'ordine di $10^{-5} \frac{g}{sec \cdot m^2}$ e massimi di $1.8 \cdot 10^{-3} \frac{g}{sec \cdot m^2}$ che, assumendo un dominio di 56 m x 18 m , corrispondono rispettivamente a 0.028 g/sec e 4.3 g/sec. Pertanto, è stata calcolata la concentrazione integrata lungo l'altezza alla quale vola lo strumento, interpolando i valori di concentrazione misurati a più altezze (fino a 10 m per il test a Pratello) e calcolando l'area sottesa alla curva (si calcola come la somma delle aree dei rettangoli che approssimano la curva, aventi ciascuno per base un metro e per altezza il valore di concentrazione intermedio tra due dati di concentrazione consecutivi).

7.4 Conduzione del test in campo e quantitativi di gas erogato

Andando in campo, si è voluto effettuare la calibrazione dello strumento per verificare che i dati ottenuti in laboratorio corrispondessero con quelli fatti in campo. Infatti, si è seguito il metodo di calibrazione sviluppato nel 2012.

Prova di calibrazione: fondo scala

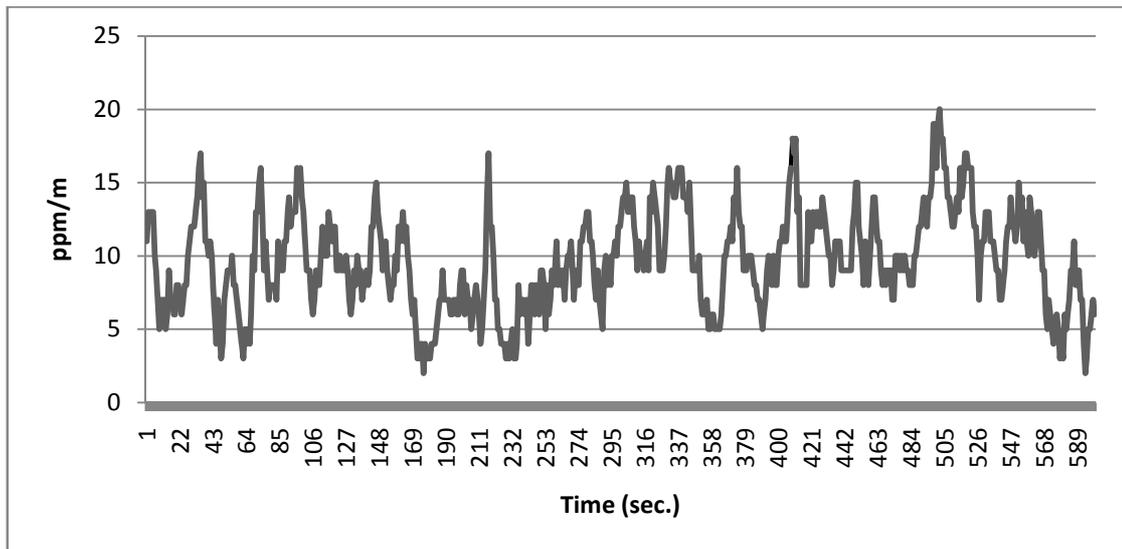


Fig.7. 8: Calibrazione apparecchiatura con registrazione del fondo scala

Valore medio	(ppm/m)	9,635
Valore misurato	(ppm)	9,42303

5 ppm

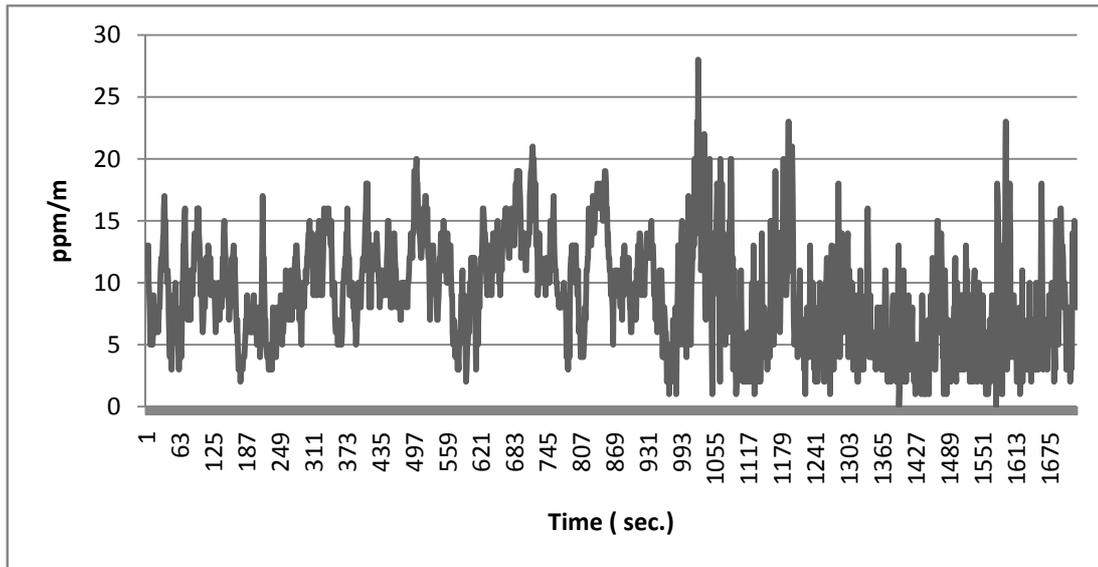


Fig.7. 9: Calibrazione a 5 ppm con valori inferiori a quelli presenti sul fondo scala

Valore medio	(ppm/m)	9,055652
Valore misurato	(ppm)	8,856428

50 ppm

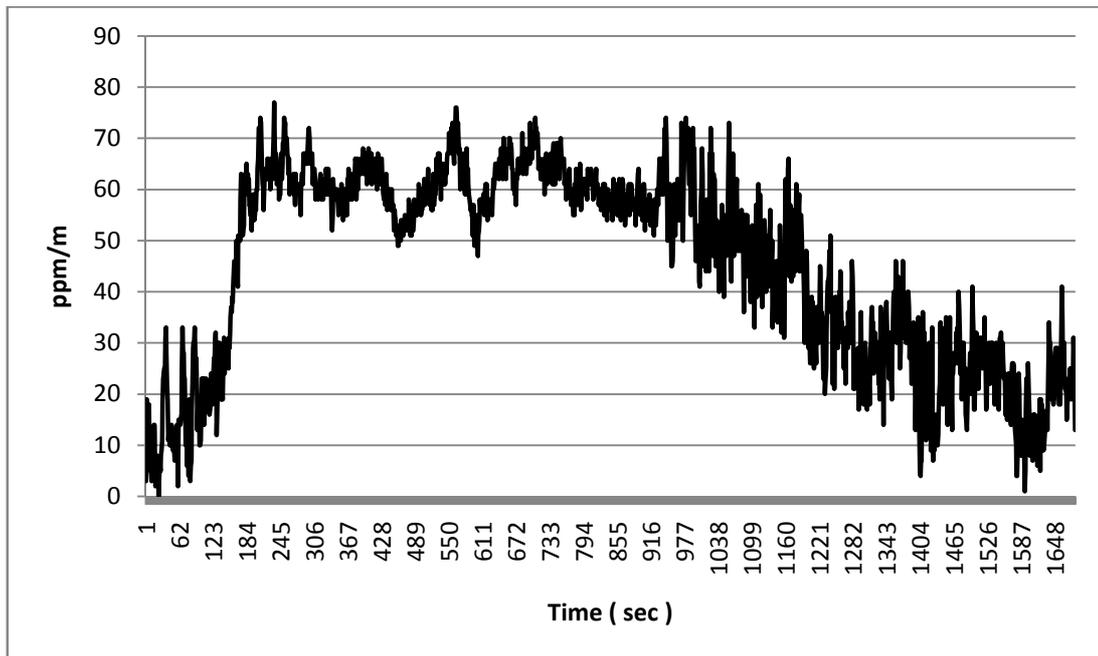


Fig.7. 10: Calibrazione della miscela di metano a 50 ppm

100 ppm

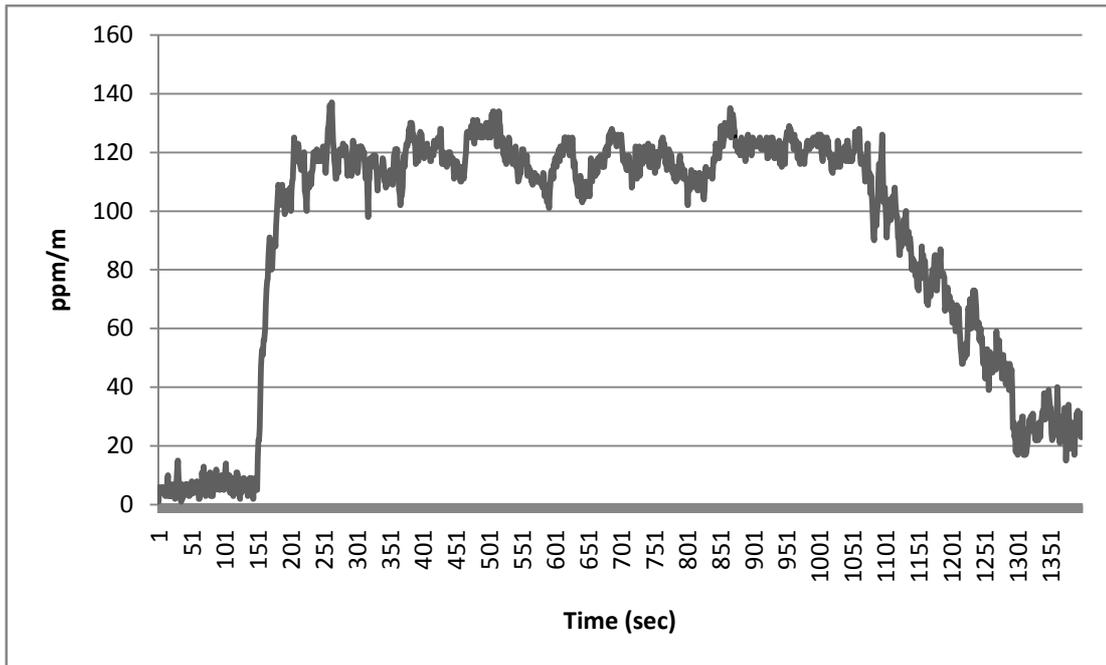


Fig.7. 11: Calibrazione miscela a 100 ppm

Valore medio	(ppm/m)	117,8186
Valore misurato	(ppm)	115,2266

500 ppm

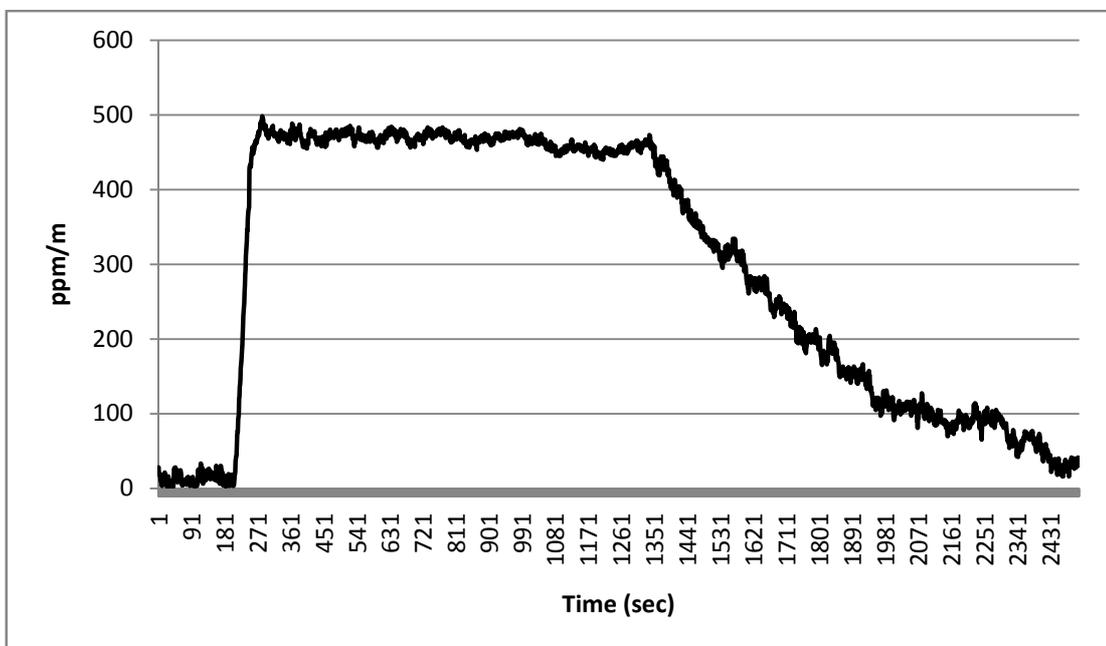


Fig.7. 12: Calibrazione miscela a 500 ppm

Valore medio	(ppm/m)	446,4254
Valore misurato	(ppm)	456,1641

In base ai dati ottenuti, si è calcolata la retta di calibrazione da inserire nel metodo del Brevetto TEA.

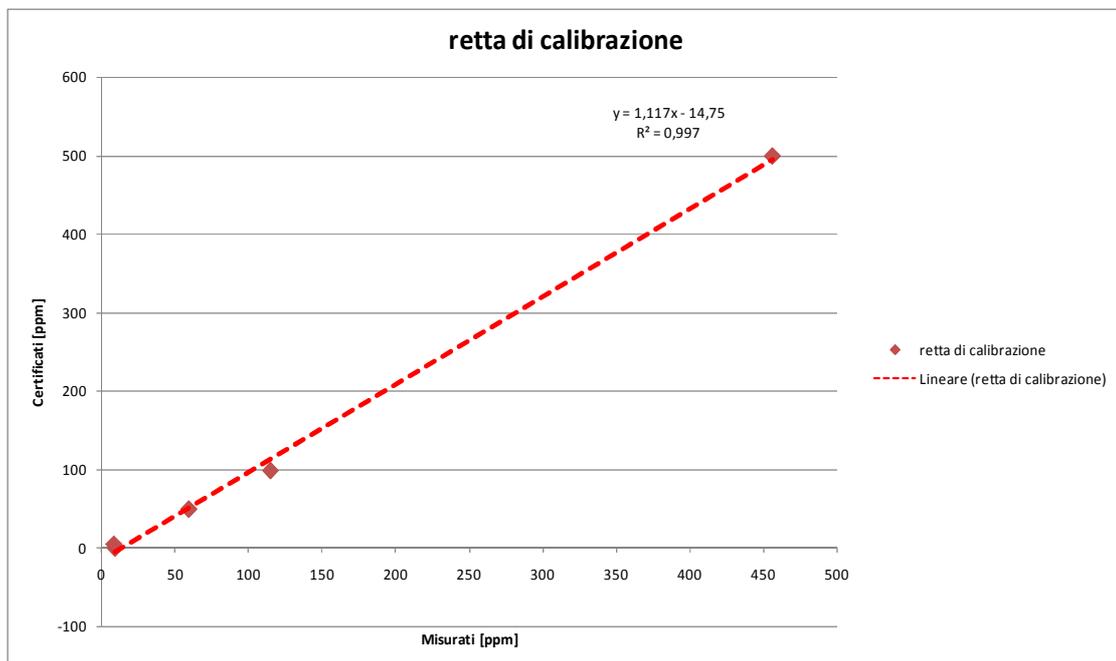


Fig.7. 13 : Retta di calibrazione

La retta di calibrazione è : $y = 1,117x - 14,75$.

7.5 Definizione del quadro meteorologico di riferimento

Il fattore principale per la scelta dei dati da utilizzare ai fini dell'analisi modellistica diffusionale per il calcolo della portata è stato la necessità di utilizzare un modello in modalità climatologica.

I parametri a disposizione per l'analisi dei risultati sono: temperatura, velocità del vento, direzione del vento prevalente e radiazione globale. Per il calcolo di parametri necessari allo studio diffusionale, quali la classe di stabilità e l'altezza di mescolamento, risulta necessario avere anche dati relativi a radiazione netta e pressione.

7.5.1 La classi di stabilità

La classe di stabilità è un indicatore qualitativo dell'intensità della turbolenza atmosferica che influenza notevolmente la capacità di dispersione degli inquinanti del mezzo atmosferico. La classificazione più usata e studiata a Ingegneria Chimica è quella di Pasquill – Gifford, considera sei condizioni possibili[23]:

- **Classe A** o fortemente instabile;
- **Classe B** o moderatamente instabile;
- **Classe C** o debolmente instabile;
- **Classe D** o neutra;
- **Classe E** o debolmente stabile;
- **Classe F** o moderatamente stabile.

Un primo metodo per l'attribuzione della classe di stabilità deriva dall'analisi del gradiente di temperatura.

Classe di stabilità	Gradiente di temperatura [°C/m]
A	< -0,019
B	-0,019 ÷ -0,017
C	-0,017 ÷ -0,015
D	-0,015 ÷ -0,005
E	-0,005 ÷ 0,015
F	> 0,015

Tab.7. 2: Stima della stabilità mediante il gradiente di temperatura

Altri metodi, più o meno empirici, utilizzano il parametro detto “ lunghezza di Monin – Obukhov”, L dipendente dalle caratteristiche meccaniche e convettive (termiche) della turbolenza atmosferica come mostrato dalla seguente tabella.

Classe di stabilità	L [m^{-1}]
A, B	< -10^{-2}
C	$-10^{-2} \div -10^{-5}$
D	$-10^{-5} \div 10^{-5}$
E	$10^{-5} \div 10^{-1}$
F	> 10^{-1}

Tab.7. 3 : Stima della stabilità mediante L

Per stabilire la stabilità con il metodo di “Monin – Obukhov”, si fa riferimento al diagramma riportato di seguito:

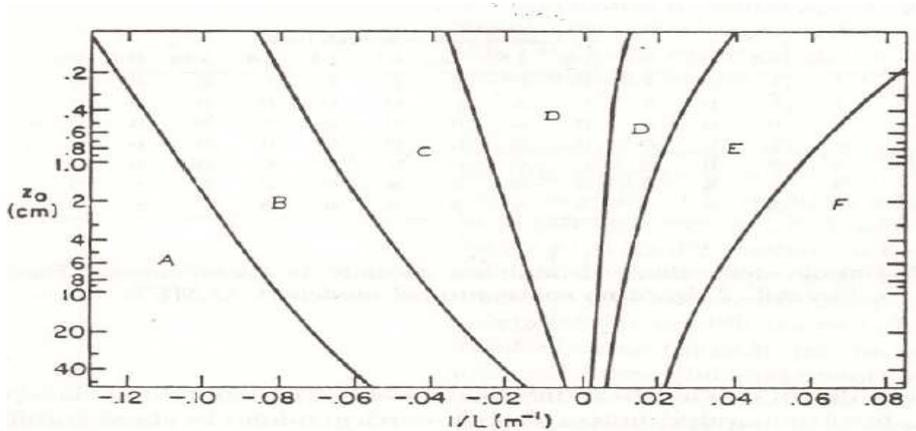


Fig.7. 14: Diagramma per la stima della stabilità

Altri algoritmi prevedono la stima della classe di stabilità sulla base dell'intensità del vento, della radiazione solare e della copertura nuvolosa. Questo è il modello CALMET.

			Copertura nuvolosa e altezza delle nuvole						
			0 ÷ 5	6 ÷ 9			10		
Giorno	Incl. sole [°]	< 15	4	4	4	4	3	4	4
		15 ÷ 30	5	4	4	5	3	4	4
		30 ÷ 60	6	4	5	6	3	4	5
		> 60	7	5	6	7	3	5	6
Notte			0 ÷ 4	5 ÷ 9			10		
			1	2			Basse	Medie	Alte
						3		2	

Tab.7. 4: Determinazione dell'indice di insolazione secondo il metodo usato da CALMET

		Classi di velocità del vento [nodi]											
		0÷1	1÷2	2÷3	3÷4	4÷5	5÷6	6÷7	7÷8	8÷9	9÷10	10÷11	>11
Indice di insol.	1	F	F	F	F	F	F	E	E	E	E	D	D
	2	F	F	F	E	E	E	D	D	D	D	D	D
	3	D	D	D	D	D	D	D	D	D	D	D	D
	4	C	C	C	D	D	D	D	D	D	D	D	D
	5	B	B	B	C	C	C	C	C	C	D	D	D
	6	A	B	B	B	B	B	B	C	C	C	C	D
	7	A	A	A	A	A	B	B	B	B	C	C	C

Tab.7. 5: Determinazione della classe di stabilità secondo il metodo usato da CALMET

Il metodo precedente è un'evoluzione di quello classico di Pasquill - Turner; di seguito nelle nostre analisi si usa questo metodo perché è quello insegnato nel corso di Tecniche di Sicurezza Ambientale (Prof. Ing. P. Andreussi, Prof. Ing. G. Landucci).

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

Tab.7. 6: Determinazione delle classi di stabilità secondo il metodo di Pasquill – Turner

L’approccio utilizzato dall’ARPAT per il calcolo della classe di stabilità è simile ai precedenti.

radiazione (W/m ²)		velocità del vento, VVP (m/s)					
RT globale, RN netta		V<2	2≤V<3	3≤V<4	4≤V<5	5≤V<6	V≥6
GIORNO	RT≥700	A	A	B	B	C	C
	540≤RT<700	A	B	B	B	C	C
	400≤RT<540	B	B	B	C	C	D
	270≤RT<400	B	B	C	C	C	D
	140≤RT<270	C	C	C	D	D	D
	RT<140	D	D	D	D	D	D
NOTTE	RN≥-20	D	D	D	D	D	D
	-40≤RN<-20	F	E	D	D	D	D
	RN<-40	F	F	E	E	D	D

Tab.7. 7: Metodo utilizzato da ARPAT per il calcolo della classe di stabilità

In base ai dati disponibili, si è optato per l’utilizzo di quest’ultimo metodo.

7.5.2 Calcolo delle JFF

Una volta stimata la classe di stabilità per ogni registrazione, è norma ricavare le Joint Frequency Functions (JFF) per le applicazioni del modello in modalità climatologica. È necessario suddividere i dati in varie classi, considerando, oltre alle sei classi di stabilità, delle classi di velocità del vento e delle classi di direzione prevalente del vento, assegnando ad ogni classe una frequenza di accadimento, in modo da ricavare una relazione tra le concentrazioni calcolate e le frequenze con cui queste si verificano durante il periodo dell’anno e confrontarle con quelle durante il periodo delle prove [22].

7.6 Determinazione della portata emessa

Il presente lavoro si inserisce nell'ambito dell'ex progetto AGaMon (Aerial Gas Monitoring), un progetto che continua a richiedere interesse per la TEA SISTEMI , portandolo avanti in una tesi magistrale in Ingegneria Chimica, ed è nella ricerca del metodo di calcolo per la determinazione del flusso di massa di gas dispersi da sorgente areale a partire da dati di concentrazione misurati da TDLAS.

Per poter calcolare la portata emessa dalla sorgente areale a partire dalle misure dell'UAV (che forniscono una concentrazione media lungo la verticale $\langle c \rangle$) è necessario riuscire a capire quanto l'integrale di $c \cdot v$ si discosta dalla portata emessa e quanto l'integrale di $\langle c \rangle \cdot v$ si discosta dall'integrale di $c \cdot v$. Con questo si potrebbe utilizzare il modello di dispersione CALPUFF.

Una ricerca effettuata nell'ambito della letteratura tecnica ha permesso di fare delle previsioni di portate tipiche realizzate durante i test simili a quelle presenti in discarica; i flussi emissivi tipici delle discariche sono $Q_{CH_4} = 1 \div 2,5 \frac{g}{sec \cdot m^2}$.

In base alla previsione meteo su Peccioli, si sono inizialmente individuate le possibili classi di stabilità derivanti dalla direzione e intensità del vento (m/sec) e dalla radiazione totale presente in un metro quadro di suolo. Difatti, a ore diverse si presentavano le seguenti classi di stabilità e si sono ricavati i vari fattori correttivi che si potessero inserire nel modello di calcolo della portata emissiva di metano. Si ricorda inoltre che i test si sarebbero effettuati nella migliore classe di stabilità a nostra disposizione, ossia la C. Da evitare assolutamente la classe di stabilità A , tempo in cui è stato dedicato per le prove di funzionamento del volo dell'UAV.

Capitolo 7 – Test in campo

Orario prev.	Classe di stabilità	a*b	<u> (m/s)	Cielo	Vento
8.00.00	A	0,86	0,3	Sereno	WW
9.00.00	A-B	0,89	3,2	Sereno	NW
10.00.00	C	0,69	6	Sereno	W
11.00.00	C	0,63	8	Sereno	W
11.30.00	A	0,86	0,3	Sereno	W
12.00.00	A-B	0,89	3,2	Sereno	W
13.00.00	C	0,69	6	Sereno	W
14.00.00	C	0,63	8	Sereno	W
15.00.00	A	0,86	0,3	Sereno	SW
16.00.00	A-B	0,89	3,2	Sereno	W
17.00.00	C	0,69	6	Sereno	NW
18.00.00	C	0,63	8	Sereno	W

Tab.7. 8: Previsioni delle varie classi di stabilità a diverse ore della giornata

Le altezze previste per i test sono 5, 10, 15 m con le concentrazioni 3, 5, 6 g/ m³.

Con flussimetro a disposizione della TEA , la portata massima erogabile dalle bombole di metano è di 140 l/min.

Q _{CH4} (lit/min)	Q _{CH4} (g/sec)	ΔY (m)	v (m/sec)	Classe di stabilità	α*β	H ₁ (m)	H ₂	H ₃	<C>1 (g/m3)	<C>2 (g/m3)	<C>3 (g/m3)
140	1,5358	0,2	0,3	A	0,86	5	10	15	0,5357	1,0715	1,6072
140	1,5358	0,2	3,2	A-B	0,89	5	10	15	5,5220	11,0440	16,5659
140	1,5358	0,2	6	C	0,69	5	10	15	13,3548	26,7096	40,0643
140	1,5358	0,2	8	C	0,63	5	10	15	19,5022	39,0044	58,5067
100	1,097	0,2	0,3	A	0,86	5	10	15	0,3827	0,7653	1,1480
100	1,097	0,2	3,2	A-B	0,89	5	10	15	3,9443	7,8885	11,8328
100	1,097	0,2	6	C	0,69	5	10	15	9,5391	19,0783	28,6174
100	1,097	0,2	8	C	0,63	5	10	15	13,9302	27,8603	41,7905
90	0,9873	0,2	0,3	A	0,86	5	10	15	0,3444	0,6888	1,0332
90	0,9873	0,2	3,2	A-B	0,89	5	10	15	3,5498	7,0997	10,6495
90	0,9873	0,2	6	C	0,69	5	10	15	8,5852	17,1704	25,7557
90	0,9873	0,2	8	C	0,63	5	10	15	12,5371	25,0743	37,6114
70	0,7679	0,2	0,3	A	0,86	5	10	15	0,2679	0,5357	0,8036
70	0,7679	0,2	3,2	A-B	0,89	5	10	15	2,7610	5,5220	8,2830
70	0,7679	0,2	6	C	0,69	5	10	15	6,6774	13,3548	20,0322
70	0,7679	0,2	8	C	0,63	5	10	15	9,7511	19,5022	29,2533
45	0,49365	0,2	0,3	A	0,86	5	10	15	0,1722	0,3444	0,5166
45	0,49365	0,2	3,2	A-B	0,89	5	10	15	1,7749	3,5498	5,3248
45	0,49365	0,2	6	C	0,69	5	10	15	4,2926	8,5852	12,8778
45	0,49365	0,2	8	C	0,63	5	10	15	6,2686	12,5371	18,8057

Tab.7. 9: Calcolo delle concentrazioni previste in base alle portate erogate dal flussimetro

7.6.1 Condizioni al contorno

- Le simulazioni fatte necessitano di alcune condizioni al contorno:
- Condizioni ambientali (classe di stabilità e Irraggiamento termico);
- Downwash : da studi CFD fatti ad un'altezza di 5 – 8 m con eliche da 10'' con passo di $\frac{1}{4}$ di pollice non si interferisce con le misure;
- Peso e limite delle batterie dell'UAV;
- Altezza dei test ;
- Direzione del volo preferibilmente perpendicolare alla direzione del vento



Fig.7. 15 : UAV con TDLAS

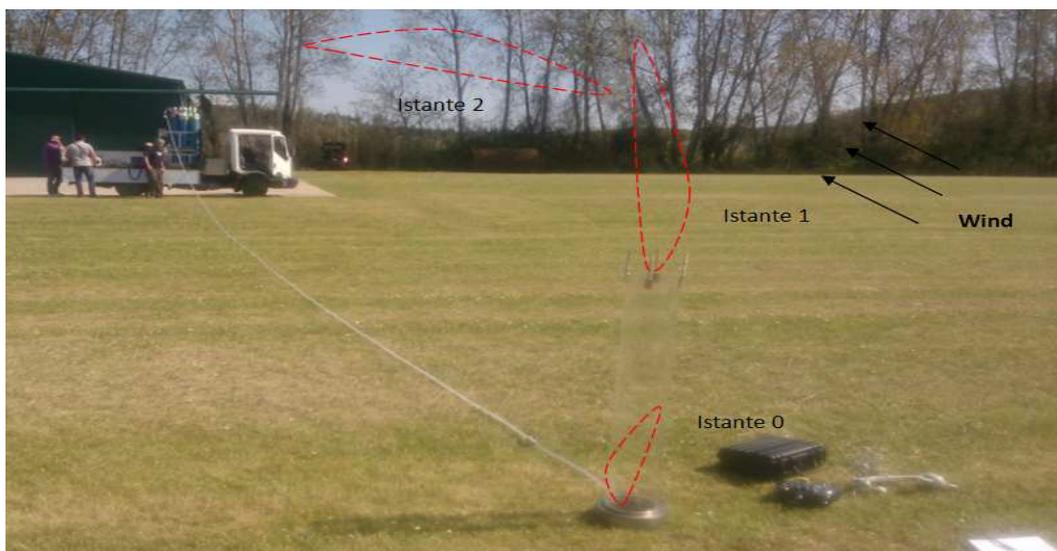


Fig.7. 16: Andamento della concentrazione di metano nei vari istanti in base alla direzione e intensità del vento

7.6.2 Determinazione della portata emessa dai dati del TDLAS

Tutte le emissioni sono a 1 m dal suolo e i test svolti sono stati sei. I punti fondamentali della prova sono stati quelli di imporre una portata fissa di metano mediante la misura con flussimetro, calcolare l'intensità e la direzione del vento e individuare il range di operabilità in base alla radiazione totale. Sono stati analizzati tre voli.

Il primo volo (*Tab.7.11*) ad una portata di 140 lt/ min con intensità del vento di 6,86 m/sec e direzione prevalente W, radiazione totale intorno a 600 W/m² e classe di stabilità C o debolmente instabile.

Il secondo volo (*Tab.7.12*) ad una portata di 90 lt/min con intensità del vento di 5 m/sec e direzione prevalente W, radiazione totale intorno a 590 W/m² e classe di stabilità C.

Il terzo volo (*Tab. 7.13*) ad una portata di 90 lt/min con intensità del vento di 3,2 m/sec e direzione prevalente W, radiazione totale intorno a 600 W/ m² e classe di stabilità B o moderatamente instabile.



Fig.7. 17 : Percorsi di volo nel campo di Pratello

Capitolo 7 – Test in campo

Volo 1

Y (m)	H (m)	PPM/m	ΔY	PPM	C (mg/m ³)	<C> (mg/m ³)	X (m)	ΔX
4823633.015	5	35	0.155483	180.725	127.59	180.03	641943.9328	0.0925257
4823632.86	5.5	56	0.176425	329.286	232.48	267.17	641943.8403	0.0645886
4823632.684	5.5	72	0.108044	427.582	301.87	384.68	641943.7757	0.0734822
4823632.575	6	101	0.109777	662.152	467.48	659.11	641943.7022	0.0983768
4823632.466	6	182	0.191643	1205.014	850.74	909.89	641943.6039	0.1250608
4823632.274	6	207	0.140804	1372.564	969.03	1049.47	641943.4788	0.0562614
4823632.133	6	241	0.122025	1600.432	1129.90	1163.03	641943.4225	0.1093135
4823632.011	6	255	0.122108	1694.26	1196.15	1238.73	641943.3132	0.1093877
4823631.889	6.5	252	0.109970	1814.896	1281.32	1181.95	641943.2038	0.0985141
4823631.779	6	231	0.134499	1533.412	1082.59	1004.52	641943.1053	0.12049
4823631.645	6	198	0.134603	1312.246	926.45	860.20	641942.9848	0.1205808
4823631.51	6	170	0.166972	1124.59	793.96	614.16	641942.8643	0.1029714
4823631.343	6	94	0.146969	615.238	434.36	363.38	641942.7613	0.1316397
4823631.196	6	64	0.120209	414.178	292.41	245.09	641942.6296	0.0843803
4823631.076	5.5	48	0.085810	280.138	197.78	163.08	641942.5453	0.0768535

$\Delta Y/\Delta X$	Ang rad	Ang rad wind	Ang deg	Ang wind	sen α	$\Delta Y * \text{sen}\alpha$	v (m/sec)	$\alpha * \beta$	Qi (g/sec)	Qi (lit/min)
1.68	1.034	0.394	59.244	14.244	0.384	0.060	3.2	0.75	0.025789799	2.350938834
2.73	1.220	0.208	69.893	24.893	0.207	0.036	3.2	0.75	0.023376883	2.130982942
1.47	0.974	0.454	55.780	10.780	0.439	0.047	3.2	0.75	0.043786923	3.99151532
1.12	0.840	0.588	48.135	3.135	0.555	0.061	3.2	0.75	0.09630795	8.779211441
1.53	0.993	0.435	56.873	11.873	0.422	0.081	3.2	0.75	0.176503037	16.08961141
2.50	1.191	0.237	68.220	23.220	0.235	0.033	3.2	0.75	0.083383147	7.601016123
1.12	0.840	0.588	48.145	3.145	0.554	0.068	3.2	0.75	0.188848875	17.21502961
1.12	0.840	0.588	48.145	3.145	0.554	0.068	3.2	0.75	0.201278577	18.3480927
1.12	0.840	0.588	48.145	3.145	0.554	0.061	3.2	0.75	0.172961543	15.76677696
1.12	0.840	0.588	48.145	3.145	0.554	0.075	3.2	0.75	0.179787047	16.38897424
1.12	0.840	0.588	48.145	3.145	0.554	0.075	3.2	0.75	0.154074406	14.0450689
1.62	1.018	0.410	58.338	13.338	0.398	0.067	3.2	0.75	0.098059862	8.938911777
1.12	0.840	0.588	48.149	3.149	0.554	0.081	3.2	0.75	0.07105922	6.477595301
1.42	0.959	0.469	54.933	9.933	0.452	0.054	3.2	0.75	0.031975073	2.914774214
1.12	0.840	0.588	48.152	3.152	0.554	0.048	3.2	0.75	0.018618239	1.697195864

142.7356956

Tab.7. 10: Portata calcolata mediante brevetto TEA per il volo 1

Questo volo rappresenta il miglior risultato a disposizione con fattori correttivi intorno a 0.75. La portata erogata dal flussimetro è di 140 lt/min e la correzione del flusso è data dall'inserimento di $\Delta Y * \text{sen}\alpha$ perché la traiettoria del velivolo non è stato perfettamente perpendicolare alla direzione del vento proveniente da ovest.

Capitolo 7 – Test in campo

Volo 2

Y(m)	H(m)	PPM/m	ΔY	PPM	C(mg/m ²)	<C> (mg/m ²)	X(m)	ΔX
4823631.818	8	28	0.2504723	235.458	166.233	241.939	641948.3856	0.2402091
4823631.568	8	52	0.2227622	449.922	317.645	368.904	641948.1454	0.2136343
4823631.345	6	91	0.3060725	595.132	420.163	531.356	641947.9317	0.2371269
4823631.039	6	138	0.1964994	910.126	642.549	713.523	641947.6946	0.3577994
4823630.843	6	168	0.4466641	1111.186	784.497	822.350	641947.3368	0.4284217
4823630.396	6	184	0.2514494	1218.418	860.203	779.766	641946.9084	0.2411776
4823630.144	5	180	0.3322337	990.55	699.328	697.357	641946.6672	0.0926582
4823629.812	5	179	0.3064379	984.965	695.385	678.430	641946.5745	0.2374139
4823629.506	6	142	0.1474206	936.934	661.475	590.501	641946.3371	0.5938969
4823629.358	6	112	-0.1046465	735.874	519.527	420.163	641945.7432	0.3544832
4823629.463	6	70	0.1201531	454.39	320.799	209.606	641945.3887	0.5726773
4823629.343	6	23	-0.1051622	139.396	98.414	70.024	641944.8161	0.3587138
4823629.448	6	11	0.1029871	58.972	41.634	41.634	641944.4574	0.3037164

$\Delta Y/\Delta X$	Ang rad	Ang rad wind	Ang deg	Ang wind	sen α	$\Delta Y \cdot \text{sen}\alpha$	v (m/sec)	$\alpha \cdot \beta$	Qi(g/sec)	Qi(lit/min)
1.042726107	0.806311333	0.258635329	46.19823636	1.198236362	0.25576151	0.064061	5	0.68	0.052696278	4.80367161
1.042726754	0.806311643	0.258635019	46.19825412	1.198254118	0.25576121	0.056974	5	0.68	0.071460908	6.514212198
1.290754021	0.91164812	0.153298542	52.23358968	7.233589676	0.15269882	0.046737	5	0.68	0.084435397	7.696936808
0.549188735	0.502220145	0.562726517	28.77509471	-16.22490529	0.53349428	0.104831	5	0.68	0.254318509	23.18309109
1.042580477	0.806241558	0.258705104	46.19423854	1.194238540	0.25582896	0.11427	5	0.68	0.319496779	29.12459241
1.042590189	0.806246212	0.258700451	46.19450517	1.194505170	0.25582446	0.064327	5	0.68	0.170543716	15.54637341
3.585583361	1.298812913	-0.23386625	74.41649827	29.41649827	-0.2317402	-0.07699	5	0.68	-0.182548851	-16.64073395
1.290732767	0.911640148	0.153306514	52.23313292	7.233132918	0.1527067	0.046795	5	0.68	0.107940578	9.83961514
0.248225913	0.243308238	0.821638424	13.94053517	-31.05946483	0.73226262	0.107951	5	0.68	0.216732857	19.75686939
-0.295208631	-0.28705527	1.352001929	-16.44705529	-61.44705529	0.97615984	-0.10215	5	0.68	-0.145929322	-13.30258177
0.209809434	0.20680967	0.858136992	11.84932127	-33.15067873	0.75662575	0.090911	5	0.68	0.064788761	5.905994639
-0.293164636	-0.28517408	1.350120743	-16.33927126	-61.33927126	0.97574979	-0.10261	5	0.68	-0.024429995	-2.226982186
0.339089692	0.326922299	0.738024363	18.73126799	-26.26873201	0.67282765	0.069293	5	0.68	0.009808806	0.894148205
										91.09520698

Tab.7. 11: Portata del volo 2 calcolata mediante il metodo di misura brevettato dalla TEA SISTEMI

Capitolo 7 – Test in campo

Volo 3

Y (m)	H (m)	PPM/m	ΔY	PPM	C (mg/m ³)	<C> (mg/m ³)	X (m)	ΔX
4823631.818	8	28	0.2504723	235.458	166.233	241.939	641948.3856	0.2402091
4823631.568	8	52	0.2227622	449.922	317.645	368.904	641948.1454	0.2136343
4823631.345	6	91	0.3060725	595.132	420.163	531.356	641947.9317	0.2371269
4823631.039	6	138	0.1964994	910.126	642.549	713.523	641947.6946	0.3577994
4823630.843	6	168	0.4466641	1111.186	784.497	822.350	641947.3368	0.4284217
4823630.396	6	184	0.2514494	1218.418	860.203	779.766	641946.9084	0.2411776
4823630.144	5	180	0.3322337	990.55	699.328	697.357	641946.6672	0.0926582
4823629.812	5	179	0.3064379	984.965	695.385	678.430	641946.5745	0.2374139
4823629.506	6	142	0.1474206	936.934	661.475	590.501	641946.3371	0.5938969
4823629.358	6	112	-0.1046465	735.874	519.527	420.163	641945.7432	0.3544832
4823629.463	6	70	0.1201531	454.39	320.799	209.606	641945.3887	0.5726773
4823629.343	6	23	-0.1051622	139.396	98.414	70.024	641944.8161	0.3587138
4823629.448	6	11	0.1029871	58.972	41.634	41.634	641944.4574	0.3037164

$\Delta Y/\Delta X$	Ang rad	Ang rad wind	Ang deg	Ang wind	sen α	$\Delta Y^*sen\alpha$	v (m/sec)	$\alpha^*\beta$	Qi (g/sec)	Qi (lit/min)
1.042726107	0.806311333	0.258635329	46.19823636	1.198236362	0.25576151	0.064061	5	0.68	0.052696278	4.80367161
1.042726754	0.806311643	0.258635019	46.19825412	1.198254118	0.25576121	0.056974	5	0.68	0.071460908	6.514212198
1.290754021	0.91164812	0.153298542	52.23358968	7.233589676	0.15269882	0.046737	5	0.68	0.084435397	7.696936808
0.549188735	0.502220145	0.562726517	28.77509471	-16.22490529	0.53349428	0.104831	5	0.68	0.254318509	23.18309109
1.042580477	0.806241558	0.258705104	46.19423854	1.19423854	0.25582896	0.11427	5	0.68	0.319496779	29.12459241
1.042590189	0.806246212	0.258700451	46.19450517	1.19450517	0.25582446	0.064327	5	0.68	0.170543716	15.54637341
3.585583361	1.298812913	-0.23386625	74.41649827	29.41649827	-0.2317402	-0.07699	5	0.68	-0.182548851	-16.64073395
1.290732767	0.911640148	0.153306514	52.23313292	7.233132918	0.1527067	0.046795	5	0.68	0.107940578	9.83961514
0.248225913	0.243308238	0.821638424	13.94053517	-31.05946483	0.73226262	0.107951	5	0.68	0.216732857	19.75686939
-0.295208631	-0.28705527	1.352001929	-16.44705529	-61.44705529	0.97615984	-0.10215	5	0.68	-0.145929322	-13.30258177
0.209809434	0.20680967	0.858136992	11.84932127	-33.15067873	0.75662575	0.090911	5	0.68	0.064788761	5.905994639
-0.293164636	-0.28517408	1.350120743	-16.33927126	-61.33927126	0.97574979	-0.10261	5	0.68	-0.024429995	-2.226982186
0.339089692	0.326922299	0.738024363	18.73126799	-26.26873201	0.67282765	0.069293	5	0.68	0.009808806	0.894148205
										91.09520698

Tab.7. 12: Portata del volo 3 calcolata mediante il metodo di misura brevettato dalla TEA SISTEMI

7.7 Risultati

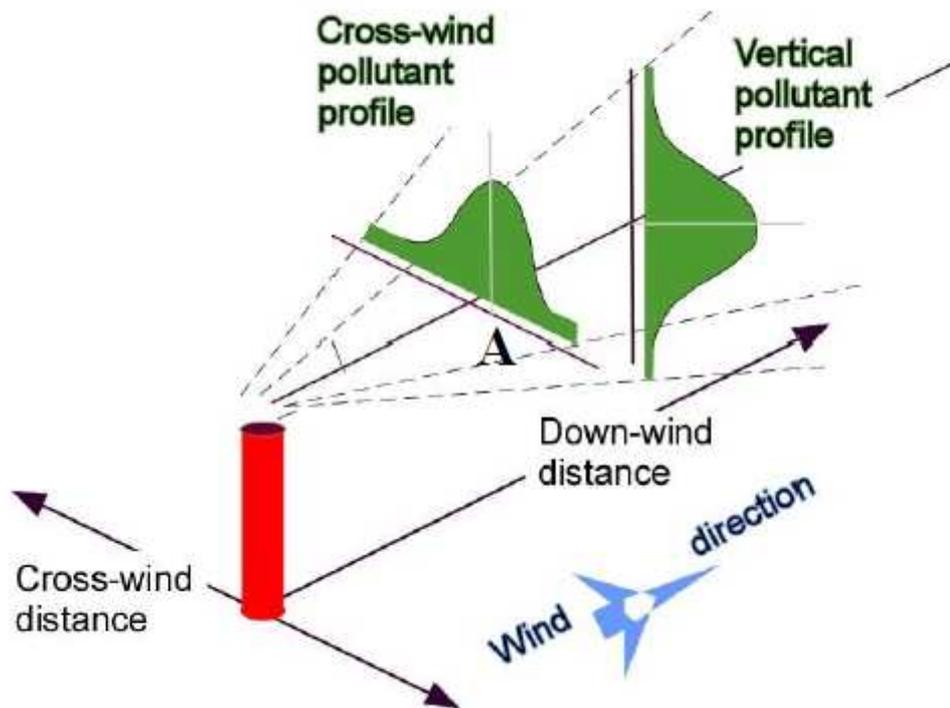


Fig.7. 18 : Immagine rappresentativa del plume di dispersione dopo un rilascio di gas; il gas viene trasportato sottovento e nel contempo si disperde sia lateralmente che verticalmente

Se si considera il fenomeno di dispersione di un gas da una sorgente puntuale, l'andamento ideale della concentrazione rilevata lungo la linea A (Fig. 7.16), perpendicolare alla direzione del flusso ed orizzontale rispetto al suolo, è rappresentabile da una funzione il cui massimo coincide con il baricentro del plume. Le concentrazioni diminuiscono rapidamente e simmetricamente all'allontanarsi del pennacchio stesso, senza però arrivare ad annullarsi. Tramite la scansione con il sensore TDLAS lungo un percorso rettilineo che taglia il plume di dispersione del metano ortogonalmente alla direzione del vento, si è cercato di intercettare il plume nella sua interezza.

Di seguito si riportano i grafici in cui le ordinate rappresentano le concentrazioni in ppm-m restituite dal sensore TDLAS e le ascisse rappresentano la distanza percorsa in metri.

Volo n.1

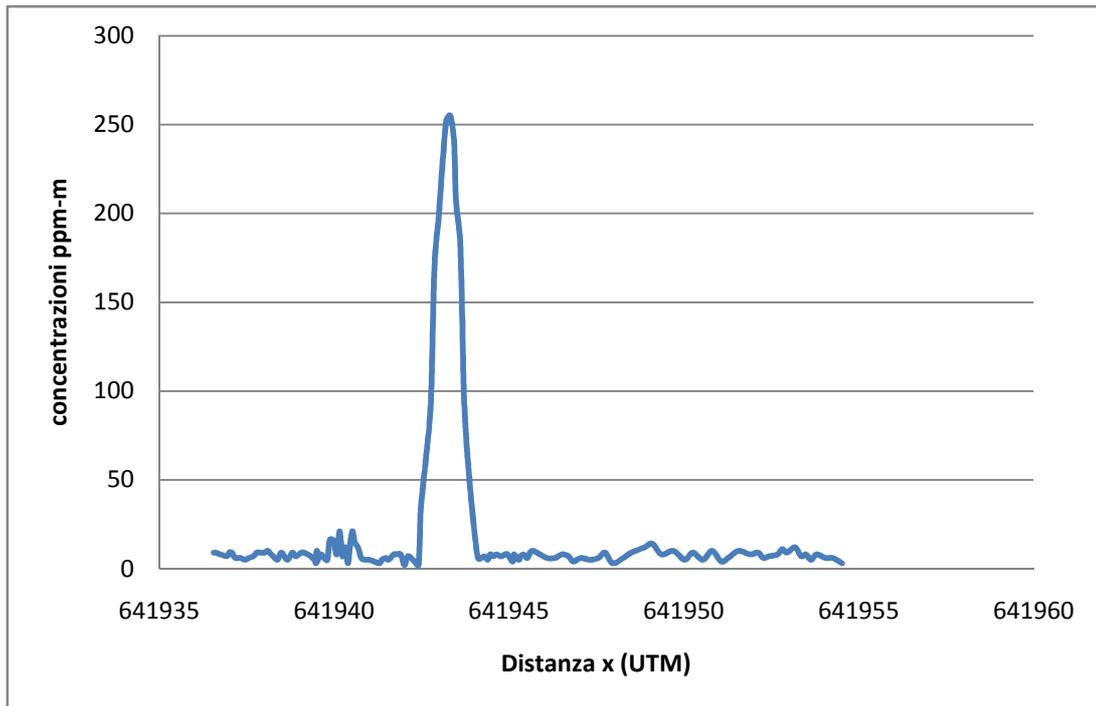
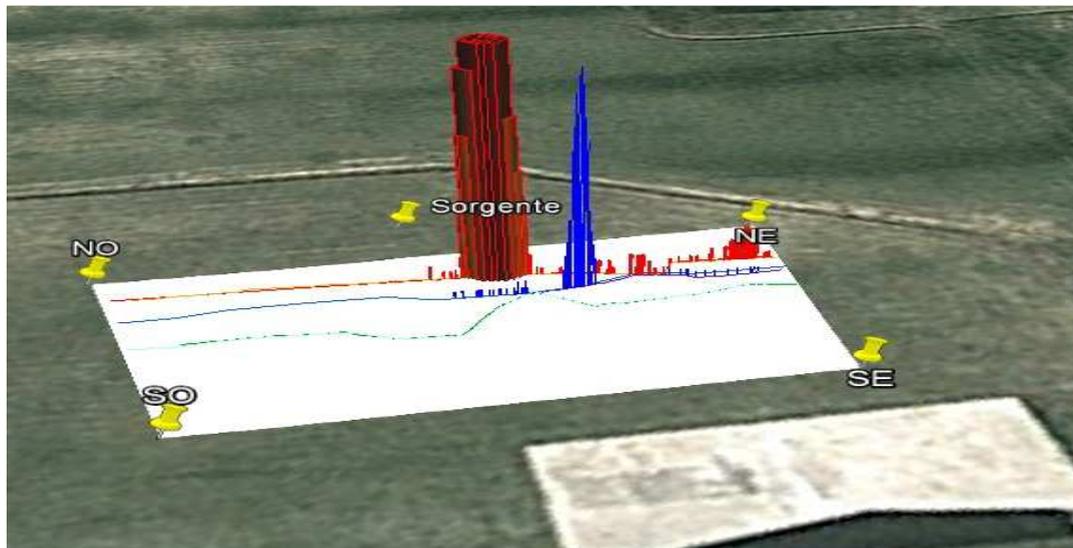


Fig.7. 19: Profilo di concentrazione lungo il percorso del volo 1



Il test è stato eseguito con una portata di emissione di 140 lt/min e il valore di concentrazione massimo in aria non raggiunge oltre i 255 ppm-m. Qui la coda sinistra della curva vede concentrazioni leggermente più alte rispetto al valore di fondo.

Volo n.2

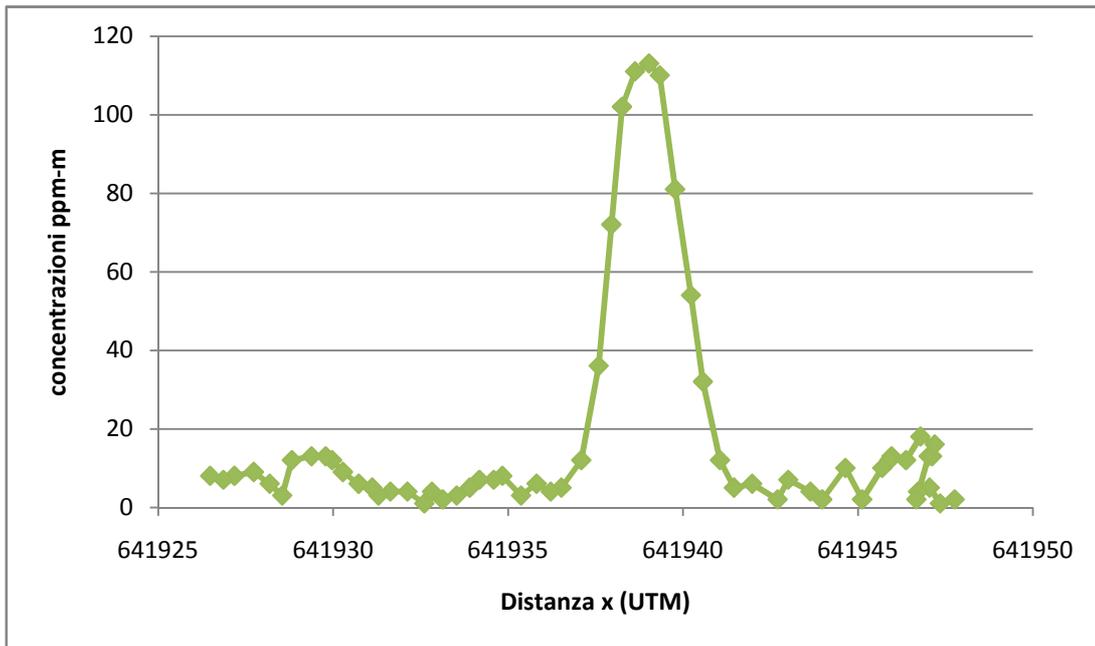
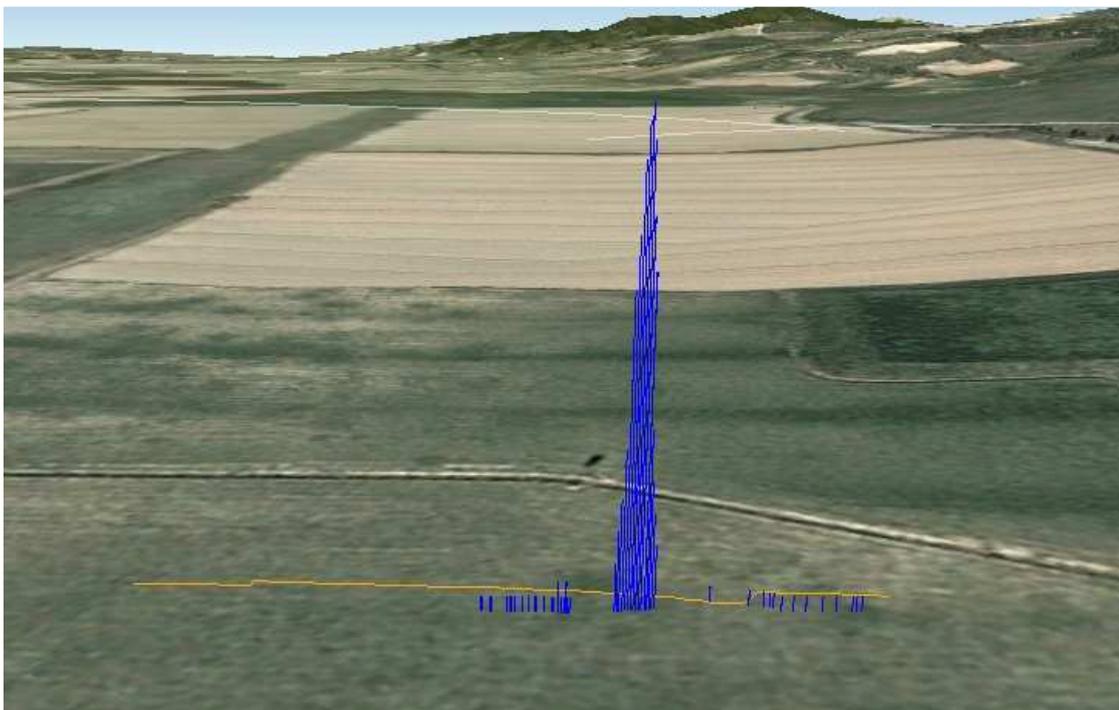


Fig.7. 20: Profilo di concentrazione lungo il percorso del volo 2



Il percorso è stato scansionato quando la portata emissiva era di 90 lt/min con direzione del vento NO e quindi la coda destra ha dei piccoli picchi di concentrazione. Il valore massimo di concentrazione approssima i 184 ppm-m .

Volo n.3

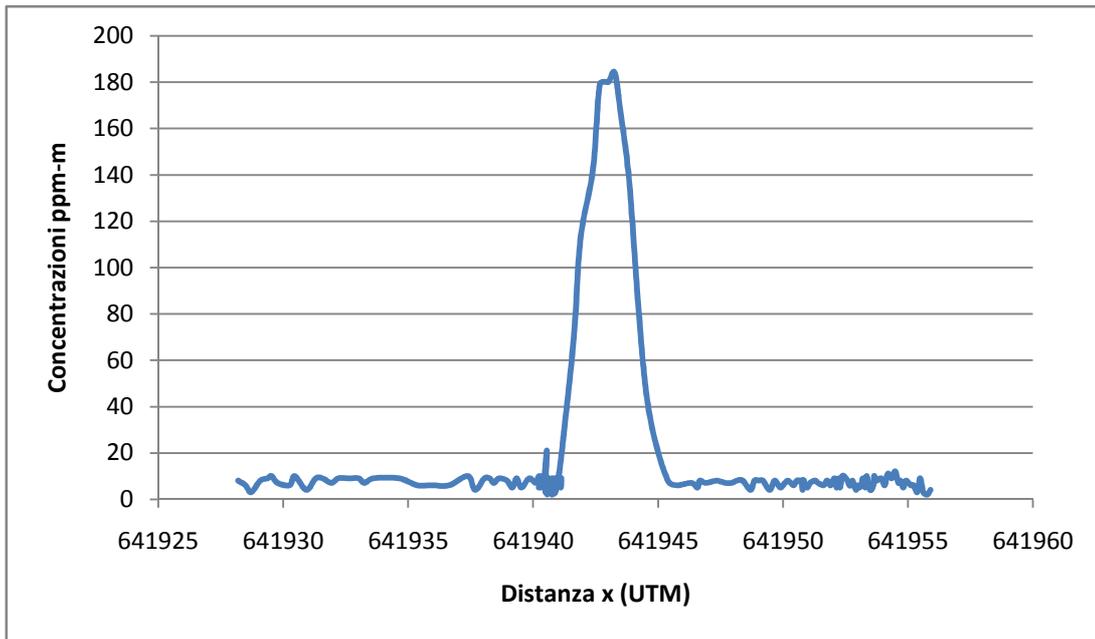
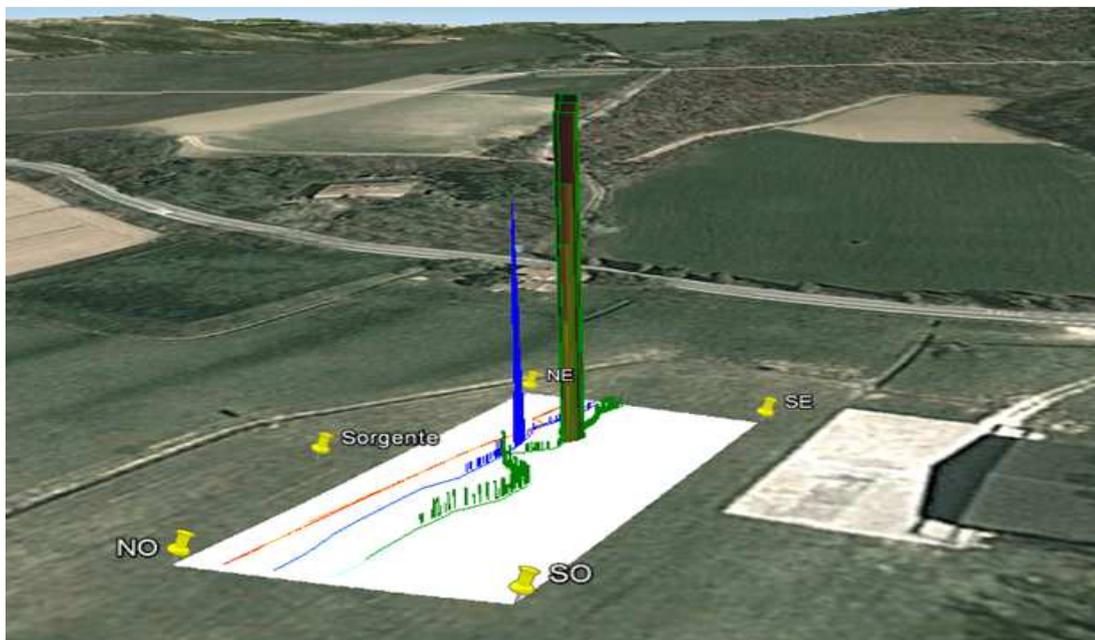


Fig.7. 21: Profilo di concentrazione lungo il percorso del volo 3



Il picco della curva raggiunge una concentrazione di 113 ppm-m. I valori del margine destro che sinistro sono decrescenti come ci si aspetterebbe. Il plume è intercettato nella direzione del vento.

Ricostruendo i profili di concentrazione lungo i vari tratti, si osserva un tipico andamento gaussiano. Un andamento riscontrabile si ha quando la direzione del vento è normale al percorso di scansione e qualora il vento non abbia intensità tale da trascinare con sé il plume. Queste condizioni non sono facilmente riproducibili durante la sessione di misura perché come si nota dalla Fig.7.16 le direzioni del percorso di rilevamento non sono perfettamente rettilinee e il vento ha una variabilità nel tempo. Il monitoraggio è stato effettuato in condizioni di vento abbastanza variabili ossia da 3 m/s a circa 7 m/s durante la giornata. Tuttavia il picco più alto si ha per il volo 1 con portata emessa di 140 lt/min mentre quello più basso è del volo 3 con portata emessa di 90 lt/min. Infatti:

Percorso	Picco
Volo 1	255 ppm-m
Volo 2	184 ppm-m
Volo 3	113 ppm-m

Il picco del percorso del volo 1 corrisponde al punto più vicino alla sorgente in cui avviene il rilascio e ciò conferma il regolare funzionamento del laser. Allontanandosi dal punto di emissione in direzione Sud – Est , il picco di concentrazione risulta più attenuato e le concentrazioni risultano più elevate in tutti i tre percorsi lungo la direzione del vento.

Dai grafici visti precedentemente, si nota che il centro della curva vede concentrazioni più elevate rispetto alle code e quindi rappresenterebbe il centro del plume. Invece, i valori di concentrazione ai margini della curva dovrebbero approssimare il valore di fondo.

In tabella 7.14 si illustrano in modo riassuntivo i valori calcolati durante i tre voli effettuati a Pratello, evidenziando in tal modo che il metodo è corretto.

Volo	Portata Flussata [l/min]	Classe di stabilità	Vento [m/sec]	Portata calcolata [l/min]
1	140	C	6.86	142.7
2	90	C	5	91.1
3	90	B	3.2	91.0

Tab.7. 13 : Tabella riassuntiva che evidenzia la portata calcolata con il metodo brevettato in base ai valori letti dal TDLAS in campo.

7.8 Osservazioni sui test in campo

Dai dati ottenuti dai calcoli della portata letta dal TDLAS si evidenziano alcuni punti critici:

- **Variazione della direzione e intensità del vento**

Calcolare i valori di intensità della velocità del vento dall'inizio alla fine della prova e in particolare la direzione del vento. Infatti, si è notato che durante le prove il vento cambiava leggermente la sua direzione (sempre nell'intorno della direzione ovest); infatti nei calcoli della portata si è inserito il seno.

- **Controllo della ΔY** in modo da non trovare in alcuni punti una negatività;

- **Radiazione totale**

Un calcolo preciso della Radiazione totale dall'inizio alla fine del test, in modo che la classe di stabilità sia corretta in quel range. Di conseguenza, anche il fattore correttivo sia preso quello più opportuno in quella classe;

- **Direzione di volo**

Si consiglia di sorvolare con UAV in modo perpendicolare alla direzione del vento, linearmente senza ottenere dei profili non lineari. Per ogni test, sarebbe possibile far sorvolare il TDLAS per almeno tre volte nella stessa direzione per varie altezze (es. : 5 m, 10m, 15 m).

Dal punto di vista tecnico:

- **Utilizzare un maggior numero di batterie**

Le batterie sono al Litio costituite da tre celle collegate in serie con potenza totale di 11,1 Volt ma con capacità di 4000 mA /h. La durata di una batteria è variabile e dipende fortemente dall'intensità del vento; si è notato che in presenza di calma ($u_{wind} < 0,5$ m/sec), la batteria duri 15 min massimo. L'obbiettivo per i test successivi sarà quello di fare tre cambi con capacità di 5000 mA/h messi due in parallelo con voltaggio di 11,1 Volt, con la conseguenza di un leggero appesantimento dell'UAV ma anche di un consumo maggiore.

- **Prevedere un tempo per la ricarica e cambio batterie durante il monitoraggio**
- **Possibilità di rinforzo delle gambe** che sono soggette a rottura durante l'atterraggio;

Gli appoggi dell'UAV sono in profilato di Alluminio ad U e saranno sostituiti con un profilato quadro. Si inserirà una scatola in materiale composito al Carbonio o al massimo in PVC , la quale conterrà tutte le parti del TDLAS.

- **Stabilità del veicolo**

Si prevede di sostituire il quadricotore con un esarotore con lo scopo di avere più stabilità durante i voli e di consumare meno batterie.

8. CONCLUSIONI

Il laser TDLAS si è rilevato uno strumento affidabile e versatile per la determinazione del metano aerodisperso. Il funzionamento del sensore è stato verificato sia tramite vari test di laboratorio sia sul campo.

Dai test in laboratorio si è potuto sviluppare un sistema di calibrazione del laser in situ, che tenga conto delle condizioni climatiche e ambientali in termini di temperatura, irraggiamento e riflessione del suolo. Inoltre è stato possibile constatare la linearità di rilevamento a diverse altezze del laser dal suolo, confermando quindi l'utilizzo su sistemi UAV per la determinazione di flussi di metano dal suolo attraverso la misura in quota.

Sono quindi stati successivamente condotti test in campo per verificare l'accuratezza della misura e l'utilizzo di un UAV. Dai dati ottenuti si evince come il laser sia in grado di misurare con buona accuratezza le concentrazioni del gas utilizzando superfici riflettenti come asfalto e terreni argillosi simili a quelli presenti in discarica. In particolare, i test in campo hanno evidenziato che in condizioni meteo idonee (Classi di stabilità, irraggiamento, temperatura, velocità del vento) e un'altezza della misura del drone intorno ai 5 m, l'errore di misura rispetto ai flussi noti è stato ben inferiore al 5 %.

I test in campo hanno però evidenziato alcune limitazioni quali:

- Il mezzo aeromobile (nel nostro caso un velivolo senza equipaggio) è risultato stabile in molti test, ma ha sofferto nei momenti di decollo e di atterraggio rispettivamente dovuto all'intensità del vento e all'esaurimento delle batterie.
- La capacità di rilevamento del plume di metano da parte del sensore laser è strettamente dipendente dalla direzione del vento e le misurazioni possono essere effettuate solamente in determinate condizioni di vento e di radiazione totale.

Tuttavia, la relativa semplicità di utilizzo del laser TDLAS secondo quanto è stato illustrato da M.B. Frish controbilancia le difficoltà che si riscontrano nella realizzazione dei test in campo. Come è stato descritto nel capitolo 3, la misura viene resa possibile quando la riflettanza della superficie bersaglio permette un segnale di ritorno di sufficiente intensità al telescopio ricevente. Di conseguenza il sensore laser non necessita della messa in situ di un retro riflettore, impiegando la radiazione riflessa dal suolo o da una superficie generica. Tale peculiarità ha permesso lo sviluppo di versioni portatili, molto adatte all'uso in situazioni non agevoli come in luoghi non raggiungibili da veicoli o pericolosi. Inoltre, la possibilità di collocarlo tramite un mezzo aeromobile a una certa distanza dal suolo, lo rendono uno strumento ideale per il monitoraggio di un'area dall'alto. Il sensore laser permette, infatti, sia il rilevamento immediato delle perdite da impianti, linee di trasporto, serbatoi, sia il monitoraggio e la determinazione dei rilasci di gas metano da fonti di emissioni areali (diffuse) come la discarica.

La tecnologia proposta, inoltre, ha un impatto importante sulla tutela dell'ambiente, poiché:

- Permette di localizzare e quantificare con tempi e costi contenuti le perdite di un gas serra come il metano, permettendo l'adozione di interventi correttivi mirati e immediati volti all'eliminazione o alla diminuzione del rilascio, con la conseguente riduzione delle pressioni ambientali;
- Può essere utilizzata come strumento di monitoraggio del territorio oltre a quelli possibili in discarica per ottenere i dati che permettono di individuare migliori strategie per combattere le emissioni di gas serra. Contribuisce quindi a implementare e pianificare interventi per la riduzione delle emissioni in atmosfera.

BIBLIOGRAFIA

[1] F. De Risio, F.Gentile, A.Delli Paoli, Linee Guida per il monitoraggio delle emissioni gassose e della qualità dell'aria nelle discariche ai sensi del D.l.vo 36/2003, 2012, ARTA.

[2] F.Frondini, L.Peruzzi, Produzione di Biogas di rifiuti solidi urbani: metodi di misura, 2013, Rifiuti.

[3] Report Tecnico, Tecnologie per la riduzione della pressione sull'ambiente , DOCUP Ob.2Anni 2000-2006 – PRAA 2004-2007 Misura 1.7, Marzo 2005, Regione Toscana.

[4] Progetto ERMAS, Progetto finalizzato al miglioramento del monitoraggio ed alla riduzione delle emissioni gassose rilasciate in atmosfera dalle discariche per RSU (Rifiuti Solidi Urbani), 2007, Regione Toscana.

[5] G.P.Beretta, R.Pellegrini, Linee Guida per il controllo e il monitoraggio di interventi di bonifica in situ, 2004, Provincia di Milano.

[6] E.D. Thoma, R.B. Green, G.R.Hater, C.D. Goldsmith, N.D.Swan, M.J.Chase. R.A.Hashmonay, Development of EPA OTM 10 for Landfill Applications, 2006, EPA

[7] ARCADIS G&M, Evaluation of Fugitive Emissions Using Ground – Based Optical Remote Sensing Technology, February 2007, U.S.Environmental Protection Agency.

[8] V.Venturini, Elementi di meteorologia e climatologia dell'inquinamento atmosferico, 2009, Ingegneria, Milano.

[9] Hanna, G.A. Briggs, R.P.Hosker Jr, Handbook on Atmospheric Diffusion. Technical Information Center.U.S., 1982, Dpt of Energy

[10] G.Rufo, Modelli di Dispersione, parte V, 2011, Milano

[11] D.Manca, Modelli di Dispersione di sostanze pericolose, 2010, Dip. Di Chimica Materiali e Ingegneria Chimica, Politecnico di Milano.

- [12] G. Antonacci , Modelli matematici per la simulazione di processi di formazione, trasporto e dispersione di inquinanti in atmosfera, 2011, CISMA srl, Bolzano.
- [13] M.B.Frish, High – Altitude, Aerial Natural Gas Leak Detection System,December 2004, U.S. Department of Energy.
- [14] J.Jacobs, H.Scharff, A.Hensen, A.Kraai,C.Scjeutz, J.Samuelsson, Testing a Simple and low Cost methane emission measurement method, 2006, Cjalmers University, Sweden.
- [15] M.Frish, RMLD (Remote Methane Leak Detector) Advanced Prototype to commercial development, Physical Sciences Inc., 2007, Andover , USA.
- [16] M.B. Frish, M.A.White, M.G.Allen, Handheld laser-based sensor for remote detection of toxic and hazardous gases, 2009, Andover, USA.
- [17] M.B.Frish, R.T. Wainner, J.S.Evans,B.D.Green,M.G.Allen,S.Chancey,J.Rutherford, G.Midgley, P.Wehnert, Standoff Sensing of Natural Gas Leaks: Evolution of the Remote Methane Leak Detector (RMLD), 2004, Optical Society of America.
- [18] G.Belloni, M.Feroli, A.Ficola, S.Pagnetelli, P.Valigi, A Mini UAV for security environmental monitoring and surveillance: telemetry data analysis, 2008, University of Perugia, Italy.
- [19] M. Bonuccelli, Relazione tecnica , Aerial Gas Monitoring, Ottobre 2011, TEA SISTEMI, Pisa.
- [20] P. Andreussi, Metodo per quantificare un flusso di gas fuggitivo mediante misure verticali di concentrazione, Domanda di Brevetto, Ottobre 2010, Firenze.
- [21] ENAC, Regolamento per mezzi aerei a pilotaggio remoto, Marzo 2013, Roma.
- [22] Centro per lo studio dei Sistemi Complessi, Capitolo IV: Definizione del quadro meteorologico di riferimento rappresentativo per la caratterizzazione metereologica dell'area,2009, Università degli Studi di Siena, Siena.
- [23] P. Andreussi, G. Landucci, Tecniche di Sicurezza Ambientale, 2011, Dispensa, Ingegneria, UNIPI.