



**POLITECNICO
DI TORINO**

POLITECNICO DI TORINO

Corso di Laurea in Ingegneria per l'Ambiente ed il Territorio

Tesi di Laurea Magistrale

**Modellazione stocastica della
dinamica del contenuto di inquinanti
in atmosfera**

Relatori

prof. Francesco Laio
prof. Luca Ridolfi

Candidato

Andrea De Nunzio

Marzo 2019

A Lorenzo
affinchè nella vita non abbia nessun timore di fallire

*“E’ impossibile vivere senza fallire in qualcosa.
A meno che non viviate in modo così prudente
da non vivere del tutto. In quel caso avrete fallito in partenza”*
J.K. Rowling

Indice

Elenco della simbologia	VI
Introduzione	3
1 Inquinanti di riferimento: caratteristiche e comportamento	5
1.1 PM10	5
1.2 Ossidi totali di azoto	7
1.3 Deposizione secca	8
1.3.1 Deposizione secca per un gas	9
1.3.2 Deposizione secca per particolato atmosferico	10
1.4 Deposizione umida	12
1.4.1 Deposizione umida per un gas	12
1.4.2 Deposizione umida per particolato	14
2 Modello Box	17
2.1 Principi Generali	17
2.2 Formulazione matematica	18
2.3 Il modello Box in letteratura	20
3 Fondamenti fisici e fenomenologici del PBL	23
3.1 Caratteristiche generali	23
3.2 Temperatura potenziale	24
3.3 Il PBL convettivo	27
3.4 Il PBL stabile	30
3.5 Dinamica del PBLH	31
3.6 Il limite superiore nei modelli box	34
4 Dati sperimentali PBL	37
4.1 Andamenti tipici	37
4.2 Andamenti tipici delle concentrazioni in funzione del PBLH	40
4.3 Emissioni nella città di Torino	41
4.4 Caso studio relazione PBLH-concentrazioni: città di Torino	42

5	I processi stocastici e i diversi tipi di rumore dal punto di vista ambientale	47
5.1	Principi generali	47
5.2	Caratterizzazione e classificazione processi stocastici	48
5.3	Introduzione ai diversi tipi di rumore in scienze ambientali	51
5.4	Rumore dicotomico	52
5.5	White Shot Noise	54
5.6	White Gaussian Noise	58
6	Modellazione stocastica della dinamica di PM_{10} ed NO_x	61
6.1	Idea di base	61
6.2	L'andamento delle concentrazioni come un processo stocastico	63
6.3	Soluzione analitica	66
6.4	Stima dei parametri	67
6.4.1	Immissione	67
6.4.2	Uscita	69
6.4.3	Media dell'altezza dei salti (α)	70
6.4.4	Stima della media dei tempi di interrivo e del suo reciproco (λ)	72
6.5	Simulazione numerica	73
7	Risultati e considerazioni critiche	77
7.1	Confronto serie storica con pdf analitica WSN	77
7.2	Interpretazione mediante <i>distribuzione Beta</i>	79
7.3	Confronto serie storica con pdf analitica WGN	83
8	Conclusioni	87
	Bibliografia	91

Elenco della simbologia

C	Costante matematica generica	[-]
C_{eq}	Concentrazione gas all'equilibrio	[kg m ⁻³]
C_i	Concentrazione inquinante generico 'i'	[kg m ⁻³]
C_i^0	Concentrazione inquinante generico 'i' sottovento	[kg m ⁻³]
C_i^A	Concentrazione inquinante generico 'i' sopra il box	[kg m ⁻³]
C_g	Concentrazione gas	[kg m ⁻³]
D_p	Diametro particella	[m]
$f(\phi)$	Funzione deterministica generica	[-]
F_g	Forza di gravità	[kg m/s ²]
F_d	Flusso di deposizione secca	[kg m ² s ⁻¹]
F_{drag}	Forza di resistenza	[kg m s ⁻²]
g	Costante di accelerazione gravitazionale	[m s ⁻²]
$g(\phi)$	Funzione algebrica generica	[-]
h	Altezza di caduta pioggia	[m]
h_μ	Radiazione solare ad alta energia	[-]
H	Altezza box	[m]
H_e	Costante di Henry	[mol L atm ⁻¹]
I	Immissione generico inquinante	[kg d ⁻¹]
k_1, k_1	Coefficienti di transizione rumore dicotomico	[-]
K_c	Costante cinetica	[s ⁻¹]
M	Massa generico inquinante	[kg]
p	Pressione	[atm]
$p(\phi)$	Funzione densità di probabilità variabile (ϕ)	[-]
p_m	Pressione del volume d'aria di riferimento	[atm]
p_0	Pressione di riferimento	[atm]
q_i	Emissione per unità di area in atmosfera inquinante 'i'	[kg h ⁻¹ m ⁻²]
Q_i	Emissione in atmosfera inquinante 'i'	[kg h ¹]
r_a	Resistenza aerodinamica	[s m ⁻¹]
r_b	Resistenza laminare	[s m ⁻¹]
r_c	Resistenza superficiale	[s m ⁻¹]
R	Costante universale dei gas	[L atm (mol K) ⁻¹]
R_i	Tasso netto trasformazione chimica inquinante 'i'	[kg m ⁻³ h ⁻¹]
s_{gn}	Parametro caratteristico rumore bianco gaussiano	[d]
s_i	Tasso per unità di area di deposizione inquinante 'i'	[kg m ⁻³ h ⁻¹]
s_m	Entropia della massa d'aria di riferimento	[J K ⁻¹]
S_i	Tasso di deposizione inquinante 'i'	[kg m ⁻³ h ⁻¹]
T	Temperatura	[K]

u	Termine di uscita generico inquinante	$[d^{-1}]$
u_1	Velocità vento nella direzione x_1	$[m s^{-1}]$
u_2	Velocità vento nella direzione x_2	$[m s^{-1}]$
U	Velocità vento	$[m s^{-1}]$
V	Volume goccia	$[m^3]$
V_d	Velocità di deposizione secca	$[m s^{-1}]$
V_{sFIN}	Velocità finale di deposizione secca	$[m s^{-1}]$
$W(z, t)$	Flusso deposizione umida	$[kg m^2 s^{-1}]$
$Z(t)$	Processo omogeneo di Poisson	$[-]$

Lettere greche

α	Salto provocato da WSN	$[-]$
α', β	Parametri distribuzione beta	$[-]$
γ	Coefficiente di dilatazione adiabatico	$[-]$
ΔC_p	Massa gas trasportata al suolo	$[kg]$
Δ_m	Massa gas trasportata al suolo	$[kg]$
Δh	Innalzamento PBL	$[m]$
Δx	Lunghezza box	$[m]$
Δy	Larghezza box	$[m]$
δ	Differenza tra massa d'aria di riferimento e circostante	$[-]$
Θ	Temperatura potenziale	$[K]$
λ	Frequenza media tempi interarrivo WSN	$[d^{-1}]$
Λ	Scaveng coefficient	$[h^{-1}]$
$\xi(t)$	Rumore generico ambientale	$[-]$
ξ_{dn}	Rumore dicotomico	$[-]$
ξ_{gn}	Rumore gaussiano bianco	$[-]$
ξ_{wn}	<i>White Shoot Noise</i>	$[-]$
ν_a	Viscosità dinamica dell'aria	$[kg m^{-1} s^{-1}]$
ρ_a	Densità aria	$[kg m^{-3}]$
ρ_p	Densità particella	$[kg m^{-3}]$
τ_i	Media dei tempi di interarrivo WSN	$[d]$
τ_n	Tempo caratteristico dovuto a forzanti stocastiche	$[-]$
τ_s	Tempo caratteristico sistema dinamico	$[-]$

Composti chimici

N_2	Azoto molecolare
NO	Monossido di azoto
N_2O	Ossido di diazoto
NO_2	Biossido di azoto
NO_x	Ossidi totali di azoto
$O'(D)$	Atomo di ossigeno sotto forma eccitata
PM_{10}	Particulate matter, $D_p < 10 \mu m$
R_x	Sostanza generica che partecipa alle reazioni

Introduzione

L'atmosfera terrestre è definita come l'insieme di sostanze aeriformi che rivestono il pianeta Terra. Tali gas sono trattenuti grazie all'effetto combinato della forza di gravità e della rotazione terrestre. L'atmosfera possiede una struttura piuttosto complessa e viene suddivisa in più livelli. Considerando l'inversione termica del gradiente verticale si distinguono: troposfera, stratosfera, mesosfera, termosfera, ionosfera ed esosfera.

La troposfera è lo strato più vicino alla superficie terrestre. In essa è presente la quasi totalità del vapore acqueo atmosferico e contiene circa il 75% dei gas presenti nell'intera atmosfera. All'interno di questo strato avvengono i cambiamenti che danno luogo alle formazioni meteorologiche su scala planetaria.

La troposfera, insieme alla litosfera e all'idrosfera, costituisce la biosfera. Quest'ultima è definita come l'insieme delle zone della Terra dove avviene lo sviluppo della vita grazie alle favorevoli condizioni ambientali. Negli ultimi secoli la composizione chimica della troposfera ha subito dei cambiamenti soprattutto a causa di gas prodotti dall'attività antropica, i quali hanno provocato squilibri termici e problemi di inquinamento atmosferico a livello planetario, modificando dunque lo stato della biosfera.

Il D.Lgs.n.152, 2006 definisce l'inquinamento atmosferico come *“ogni modificazione dell'aria atmosferica, dovuta all'introduzione nella stessa di una o di più sostanze in quantità e con caratteristiche tali da ledere o da costituire un pericolo per la salute umana o per la qualità dell'ambiente oppure tali da ledere i beni materiali o compromettere gli usi legittimi dell'ambiente”*.

Tra i principali inquinanti atmosferici vi sono il particolato atmosferico¹ e gli ossidi di azoto. Il PM è causato dalla presenza di particelle di aerosol sospese nell'atmosfera, aventi un diametro compreso tra pochi nanometri e 100 μm . La sigla PM_{10} identifica la frazione di particolato il cui diametro aerodinamico risulta uguale o inferiore a 10 μm . Esso può avere due origini: naturale e antropica. Il PM_{10} di origine naturale è emesso principalmente da eruzioni vulcaniche e dispersione di pollini, mentre, quello di origine antropica è emesso principalmente dal traffico veicolare presente in aree urbane e dalla combustione di biomasse legnose. Diversi studi, come quello condotto da Sarno et al. (2012), evidenziano la relazione tra esposizione acuta al particolato atmosferico e l'alterazione della funzionalità respiratoria.

Gli ossidi totali di azoto (NO_x) si formano come sottoprodotto di una combustione che avviene in presenza di aria. La principale fonte antropica di produzione di NO_x è data dall'utilizzo di motori a combustione interna. L'esposizione cronica a tale inquinante provoca

¹Particulate Matter, PM

alterazioni delle funzioni polmonari, bronchiti croniche, asma ed enfisema polmonare.

Risulta quindi evidente come la comprensione dei fondamenti fisici, riguardo la dispersione degli inquinanti in atmosfera, sia di particolare importanza al fine di prevenire la presenza massiva degli stessi.

Come evidenziato da Stull (1989), la dispersione verticale degli inquinanti è dovuta ad una porzione particolare della stratosfera detta strato di rimescolamento². Il PBL consiste nella formazione, fino ad una quota variabile dal suolo, di vortici di origine termodinamica che producono una sorta di limite impermeabile. Quest'ultimo costituisce una barriera difficilmente penetrabile da parte di ogni sostanza emessa da attività antropiche. L'altezza del PBL³ risulta determinante sulla dinamica e sulle concentrazioni degli inquinanti. Il verificarsi di forte irraggiamento solare provoca la formazione di vortici che possono raggiungere altezze elevate, determinando una notevole capacità diluente del PBL stesso. Al contrario, in presenza di situazioni notturne, l'altezza limitata dello strato di rimescolamento facilita la concentrazione e il potenziale ristagno in aria di sostanze pericolose. In accordo con quanto riportato in letteratura (Guiqian et al. 2016), il PBLH rappresenta un fattore fondamentale per la determinazione delle concentrazioni in atmosfera di sostanze inquinanti.

La modellazione delle concentrazioni di inquinanti in atmosfera risulta avere una crescente importanza nel tempo. A tal proposito, si riporta il *Modello Box* che viene descritto in maniera esaustiva da Jorquera (2002). Tale modello prevede la realizzazione di un volume di controllo al di sopra di un ambiente urbano avente forma parallelepipedica. In particolare, lunghezza e larghezza del "box" sono le stesse del centro urbano preso in considerazione, mentre il limite superiore è dato dall'altezza dello strato di rimescolamento.

Compresi i principali fattori che regolano la dinamica degli inquinanti nella bassa troposfera, si è avuto lo spunto per la realizzazione della prima parte del presente lavoro. Lo scopo è quello di esaminare la dinamica del PBLH e in particolare la sua evoluzione giornaliera, stagionale e il rapporto che questo ha con l'andamento delle concentrazioni. Sono stati analizzati i dati riferiti a PM_{10} e NO_x relativi alla città di Torino, in un periodo compreso tra il 2010 e il 2015.

Nella seconda parte della tesi è stato sviluppato un modello minimalista stocastico, avente lo scopo di descrivere l'andamento delle concentrazioni in atmosfera di PM_{10} e NO_x . Alla base di tale modello vi è un legame tra una componente deterministica e una componente stocastica. La componente deterministica ha la finalità di descrivere l'aumento delle concentrazioni di inquinanti in atmosfera, a seguito delle immissioni rilasciate da attività antropiche. Queste incrementano fino ad arrivare ad un valore di saturazione in cui immissione e uscite (causate in questo caso principalmente da processi di deposizione secca) si eguagliano.

La componente stocastica crea, invece, dei bruschi salti di concentrazione legati a processi di deposizione umida e alle cosiddette *wind day*, ovvero giornate caratterizzate dalla presenza di forti venti. Considerando una scala temporale giornaliera, si è cercato di verificare se un processo stocastico guidato da un rumore di tipo *White Shoot Noise (WSN)*

²Planetary Boundary Layer, PBL

³Planetary Boundary Layer Height, PBLH

potesse descrivere in maniera adeguata la situazione reale. A tale scopo è necessario verificare che la funzione densità di probabilità, ricavata analiticamente a partire dall'equazione principale che governa il processo stocastico, interpoli bene la funzione densità di probabilità, ricavata a partire dai dati sperimentali delle concentrazioni.

Tuttavia, non è nota la soluzione analitica della funzione densità di probabilità di un processo stocastico avente due variabili che risultano in funzione del tempo (altezza dello strato di rimescolamento e andamento delle concentrazioni). Si è deciso pertanto di prendere in considerazione la massa dell'inquinante, calcolata moltiplicando la concentrazione dell'inquinante generico per la superficie della città di Torino per l'altezza del PBL. Analizzando l'andamento nel tempo della massa, infatti, si vede come questo sia molto meno condizionato da un andamento stagionale rispetto alle concentrazioni.

Per ricavare la soluzione analitica del processo stocastico è necessario stimare quattro parametri: due di questi risultano di tipo deterministico (termine di ingresso ed uscita) mentre due di tipo stocastico dovuti al WSN (media dei tempi di interarrivo e "salto provocato"). In particolar modo, si cerca di stimare i parametri aleatori in due modi differenti: a partire dai dati sperimentali della massa e considerando la relazione che quest'ultima ha con le piogge o con le giornate caratterizzate da forte vento.

La presente tesi si suddivide in sette capitoli.

Nel *primo capitolo* sono riportate le caratteristiche principali del particolato atmosferico e degli ossidi totali di azoto. Inoltre, viene posta particolare attenzione a due processi che provocano l'impoverimento della concentrazione degli inquinanti in atmosfera: la deposizione secca e umida.

Nel *secondo capitolo* si è ritenuto opportuno descrivere, anche dal punto di vista analitico, il modello *Box* riportando sia le ipotesi che vi sono alla base sia gli utilizzi presenti in letteratura fino a questo momento.

Il *terzo capitolo* richiama i fondamenti fisici e fenomenologici dello strato di rimescolamento. In particolare, si vede la notevole importanza assunta dalla temperatura potenziale nella determinazione del PBLH. Inoltre viene esaminata la dinamica del *Planetary Boundary Layer* e si analizzano i diversi comportamenti dello stesso a seconda della presenza o meno di situazioni convettive.

Nel *quarto capitolo* si esamina l'andamento nel tempo del PBLH a Torino in un periodo compreso tra il 2010 e il 2015 e si confronta con l'evoluzione delle concentrazioni.

Il *quinto capitolo* riporta la teoria fondamentale dei processi stocastici e le caratteristiche più importanti dei diversi rumori che si possono riscontrare dal punto di vista ambientale, ponendo particolare attenzione al *White Shoot Noise*.

Nel *sesto capitolo* si descrive l'intero modello stocastico minimalista che si è voluto creare: dalle ipotesi alla stima dei parametri. In particolare, la valutazione di quest'ultimi, risulta il passaggio fondamentale per garantire al modello, nel caso di successo, una validità scientifica.

Il *settimo capitolo* riporta il confronto tra le funzioni densità di probabilità analitiche, ricavate mediante i parametri stimati nel sesto capitolo, e le funzioni densità di probabilità, ricavate a partire dalla serie storica.

Capitolo 1

Inquinanti di riferimento: caratteristiche e comportamento

1.1 PM10

Il particolato atmosferico, (*particulate matter* - PM), è definito come un insieme di particelle solide e/o liquide che rimane in sospensione nell'aria. Viene emesso da una grande varietà di sorgenti che ne influenzano le proprietà chimiche e fisiche e la distribuzione dimensionale (Perrino 2010). In figura 1.1 sono rappresentati quattro esempi di particelle emesse da diverse fonti ed aventi, dunque, diversa morfologia. Per quantificare le dimensioni del

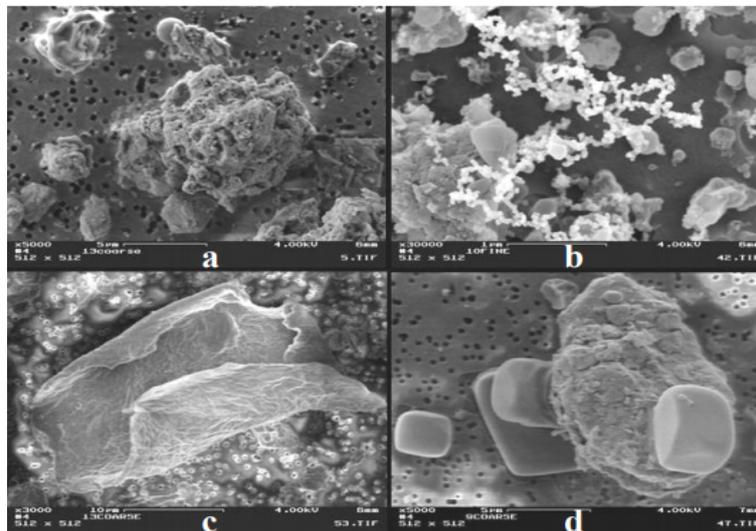


Figura 1.1: Immagini al microscopio di quattro diverse particelle: "a" ruvida particella crostale, "b" lunghe catene ramificate di nanoparticelle emesse da scarichi Diesel, "c" frammento di pelle, "d" cristallo cloruro di sodio.

particolato occorre quindi introdurre il diametro aerodinamico equivalente.

Questo è definito dal *Center for Chemical Process Safety* come “il diametro di una sfera di densità unitaria (1000 kg/m^3) che ha la stessa velocità di sedimentazione (dovuta alla gravità) della particella di interesse avente qualsiasi forma e densità”.

Nel seguito della trattazione si intenderà con *diametro* il *diámetro aerodinamico equivalente*.

Il particolato atmosferico comprende particelle avente diametri che variano da pochi nanometri a diverse centinaia di micrometri (Seinfeld J.H 2006). E' bene considerare, comunque, che la distribuzione di particolato risulta essere fortemente sistospecifica. In figura 1.2 sono rappresentate due tipi di distribuzioni:

- una distribuzione in numero, dove risulta evidente che l'apporto fondamentale è dato dalle particelle avente diametro minore a $0.1 \mu\text{m}$. Tale distribuzione è caratterizzata dalla presenza di due mode: la moda di nucleazione (*nucleation mode*), costituita da particelle create in situ dalla nucleazione della fase gas, e la moda di Aitken (*Aitken mode*), formata invece da particelle primarie sulle quali si possono condensare altri inquinanti presenti in atmosfera;
- una distribuzione in volume che risulta essere considerata equivalente ad una distribuzione in massa. Anche tale distribuzione è caratterizzata dalla presenza di due mode: la moda grossolana (*coarse mode*), generalmente prodotta da processi di tipo meccanico come vento ed erosione, la moda di accumulazione (*accumulation mode*), legata invece alle emissioni primarie.

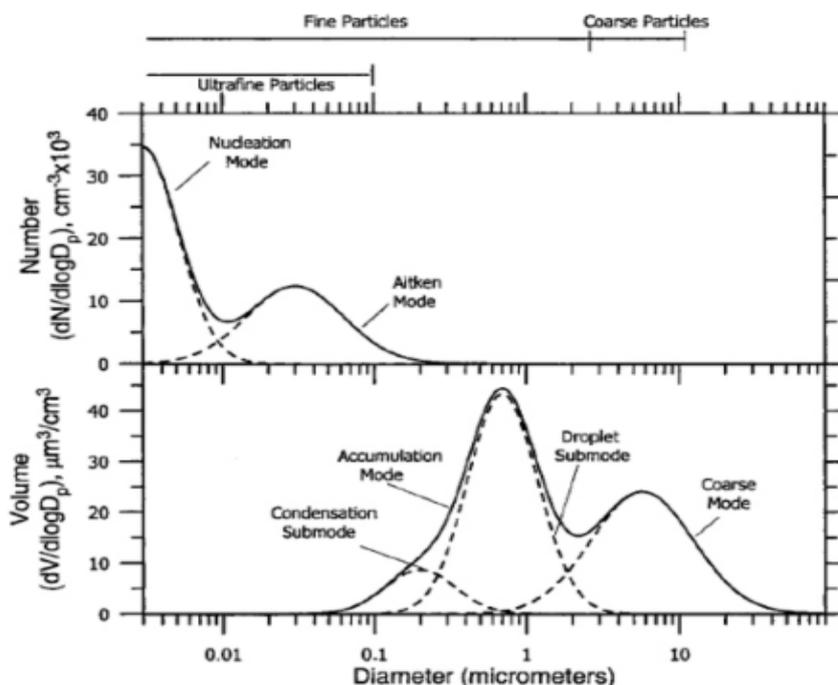


Figura 1.2: Distribuzione tipica del PM in numero e volume (Seinfeld J.H 2006).

In questa tesi si fa riferimento principalmente ai PM_{10} , ovvero al particolato atmosferico avente diametro inferiore ai $10 \mu m$, che costituisce un serio pericolo per la salute umana. In generale, l'inquinamento causato dalle sostanze nocive negli ambienti aperti viene definito esterno (o outdoor), mentre l'inquinamento nei luoghi confinati, come gli edifici, viene indicato come inquinamento interno (o indoor). Il particolato atmosferico è presente sia outdoor che indoor, per questo l'esposizione a tale inquinante avviene praticamente di continuo (BO 2011). Inoltre, come si evince dalla figura 1.2, il PM_{10} è trascurabile se si considera la distribuzione in numero ma importantissimo se si considera quella in volume.

Diversi studi epidemiologici, come quello condotto da Sarno et al. (2012), hanno evidenziato la relazione tra esposizione acuta al particolato atmosferico e le alterazioni della funzionalità respiratoria. Inoltre, anche l'esposizione a basse dosi può provocare patologie respiratorie come asma e bronchiti croniche. Come dimostrato invece dall'*International Agency for Research on Cancer*, l'esposizione costante è associata all'aumento della possibilità di contrarre un tumore riguardante le vie respiratorie (*Outdoor air pollution* 2015).

Infine, vi sono dei pazienti maggiormente a rischio: come dimostrato da Lagorio et al. (2003), pazienti affetti da broncopneumopatia cronica ostruttiva (BPCO), patologia ischemica del miocardio (IM) o asma risultano essere fortemente più sensibili anche a piccoli aumenti di concentrazione di particolato atmosferico.

1.2 Ossidi totali di azoto

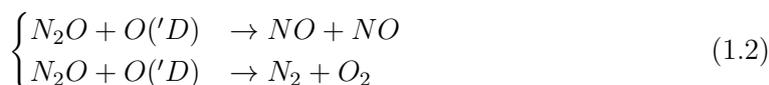
Di questa categoria fanno parte NO , N_2O , NO_2 . Tutti questi gas sono generati dai processi di combustione, qualunque sia il combustibile utilizzato. Gli ossidi totali di azoto si possono ritenere tra gli inquinanti atmosferici più pericolosi, sia per la sua natura irritante sia perché in condizioni di forte irraggiamento solare provoca reazioni fotochimiche secondarie che creano altre sostanze inquinanti (smog fotochimico). Le concentrazioni misurate risultano ancora più critiche durante la stagione invernale sia perché aumentano le sorgenti di emissioni, come gli impianti di riscaldamento, sia perché diminuisce la capacità dell'atmosfera di disperdere gli inquinanti. Si generano così episodi di ristagno atmosferico e conseguente accumulo dell'inquinante, con valori di concentrazione che superano il limite di legge. Gli NO_x sono dei gas tossici irritanti per le mucose e responsabili di specifiche patologie a carico dell'apparato respiratorio (bronchiti, allergie, irritazioni). Tra gli effetti ambientali è da annotare il contributo degli ossidi di azoto sia alla formazione del particolato secondario sia al fenomeno delle piogge acide che sono causa di possibile alterazione degli equilibri ecologici ambientali.

Nel presente lavoro si prende in considerazione la parte dell'atmosfera a diretto contatto con le attività antropiche, come si vedrà meglio nel capitolo 3. A tal proposito, è bene considerare il ciclo di catalizzazione che porta alla formazione di NO_x , a partire da N_2O .

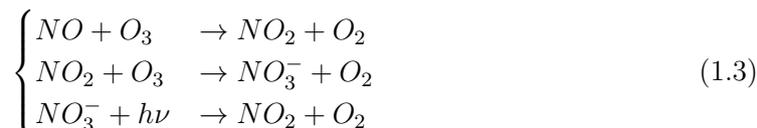
Il 90% dell'ossido di diazoto presente in atmosfera è soggetto alla reazione :



dove $O(^1D)$ risulta essere un singolo atomo di ossigeno sotto forma eccitata ed $h\nu$ la radiazione solare ad alta energia. Il restante 10%, invece:

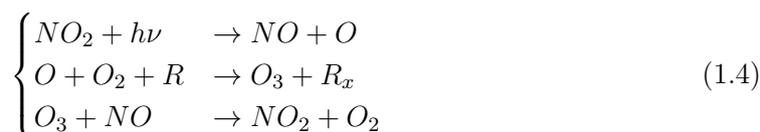


Come risulta dalle reazioni precedenti, quindi, solo una piccola percentuale di N_2O alla fine arriverà a trasformarsi in NO_x . Nella bassa troposfera, il ciclo continua seguendo le reazioni



Come risulta, inoltre, dal sistema di reazioni 1.3, NO , NO_2 , NO_3^- si formano e si distruggono con la stessa frequenza ma, alla fine di ogni ciclo, due molecole di ozono vengono scisse in tre di ossigeno molecolare.

Come riportato dal Tutela del Territorio e del Mare (n.d.), in presenza di atmosfere non inquinate, comunque, il ciclo fotostazionario del diossido di azoto risulta essere



dove con R_x si intende una sostanza generica che partecipa alla reazione ma di relativo interesse, almeno in questa trattazione.

Il bilancio globale risulta dunque in equilibrio anche se la concentrazione di una singola sostanza può cambiare a seconda dell'istante e del luogo in cui si effettua la misurazione. Ad esempio, in assenza di radiazione solare ad alta energia $h\nu$, la prima reazione nel sistema 1.4 risulta inibita provocando una diminuzione di concentrazione di NO . Di sera, quindi, si avrà una maggiore concentrazione di diossido di azoto piuttosto che di ossido di azoto. Per questo motivo, in questo lavoro, si è preferito tenere in considerazione gli ossidi totali di azoto e non una sostanza specifica.

1.3 Deposizione secca

Gli inquinanti emessi dall'attività antropica dapprima si disperdono nell'aria ma, dopo un certo tempo, dipendente fortemente dal tipo di inquinante e dalle condizioni atmosferiche, tendono a depositarsi al suolo. La deposizione degli inquinanti è la principale forma di autodepurazione dell'atmosfera in quanto produce un flusso verticale negativo (verso il basso) di inquinante in corrispondenza dell'interfaccia aria-suolo causando un impoverimento della concentrazione di inquinante stesso in aria (Sozzi 2013).

In assenza di precipitazioni, il processo di impoverimento dell'atmosfera viene chiamato deposizione secca. Questo processo è molto complicato e cambia radicalmente a seconda che siano coinvolti inquinanti gassosi o particolato atmosferico. In generale, tuttavia, i fattori che governano il processo di deposizione secca sono:

- il livello di turbolenza presente nella bassa stratosfera: tanto più vi è turbolenza, tanto più ci sono probabilità che l'inquinante venga trasportato verso l'interfaccia aria-suolo;
- le proprietà fisico-chimiche dell'inquinante: forma e dimensione per quanto riguarda il particolato solido;
- la natura della superficie: superfici lisce possono causare il rimbalzo delle particelle solide mentre la presenza di vegetazione aumenta le probabilità di intercettamento di un gas.

1.3.1 Deposizione secca per un gas

Come descritto da Seinfeld J.H (2006), nell'ipotesi che ci si trovi in stato stazionario, la descrizione del processo di deposizione secca di un inquinante gassoso si può effettuare tramite un'analogia elettrica come mostrato in figura 1.3 in cui:

- la corrente elettrica è equiparata al flusso di deposizione del gas;
- i livelli di tensione sono equiparati alle varie concentrazioni;
- le tre resistenze in serie rappresentano:

r_a la resistenza aerodinamica, ovvero quella che si ha in atmosfera: questa è tanto minore quanto maggiore è la turbolenza;

r_b la resistenza laminare, ovvero quella esercitata nel *quasi-laminar sublayer*;

r_c la resistenza superficiale, ovvero il reciproco della capacità di assorbimento con la quale la superficie riesce ad intrappolare il gas.

Per l'analogia elettrica appena descritta si ha dunque

$$|F_d| = \frac{C_3 - C_2}{r_a} = \frac{C_2 - C_1}{r_b} = \frac{C_1 - C_0}{r_c} = \frac{C_1 - C_0}{r_c} = \frac{C_1}{r_c} \quad (1.5)$$

in cui si assume C_0 uguale a zero in quanto si considera il gas sequestrato dalla superficie e, dunque, non più presente in atmosfera.

Dall'equazione precedente si ottiene

$$C_3 = -(r_a + r_b + r_c)F_d \quad (1.6)$$

dove il segno meno esplicita il flusso diretto verso il basso.

Ponendo

$$v_d = (r_a + r_b + r_c)^{-1} \quad (1.7)$$

l'equazione 1.6 può essere riscritta come

$$F_d = -v_d C_3 \quad (1.8)$$

dove v_d prende il nome di *velocità di deposizione secca*. Questo valore dipende da una serie di fattori come temperatura, umidità, vegetazione presente e reattività del gas. Per gli ossidi di azoto, si può considerare comunque tale velocità sempre molto bassa ed in ogni caso inferiore a pochi millimetri al secondo (Hanson e Lindberg 1991).

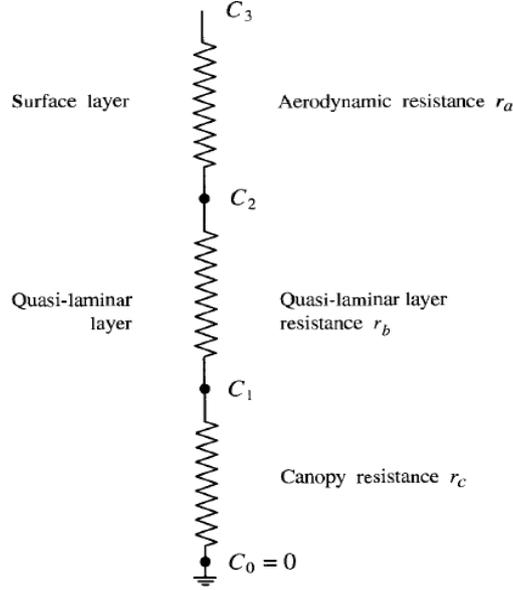


Figura 1.3: Analogia elettrica per la deposizione secca di un gas (Seinfeld J.H 2006).

1.3.2 Deposizione secca per particolato atmosferico

Ciò che influenza in misura maggiore la deposizione secca per il PM è il diametro delle particelle. La forza di gravità può essere scritta mediante la legge di *Stokes*

$$F_g = \frac{1}{6} \Pi D_P^3 (\rho_p - \rho_a) g \quad (1.9)$$

in cui $1/6 \Pi D_P^3$ rappresenta il volume della particella, $(\rho_p - \rho_a)$ la differenza di densità tra particella ed aria mentre g la costante di accelerazione gravitazionale.

La forza di resistenza a cui è soggetta la particella durante la sedimentazione può essere scritta mediante l'equazione

$$F_{drag} = \frac{3 \Pi D_P \nu_a V_{SFIN}}{C_c} \quad (1.10)$$

in cui ν_a risulta essere la viscosità dinamica dell'aria, V_{SFIN} la velocità finale di sedimentazione e C_c un fattore correttivo che tiene in considerazione il fatto che si sta lavorando con particelle microscopiche. Quest'ultimo fattore, infatti, risulta molto grande per particelle molto piccole.

Uguagliando l'equazione 1.9 con la 1.10 si ottiene la velocità di sedimentazione finale di una particella

$$V_{SFIN} = \frac{D_P^2 (\rho_p - \rho_a) g C_c}{18 \nu_a} \quad (1.11)$$

Dunque, il tempo necessario ad una particella per sedimentare da un'altezza pari a mille metri risulta essere:

- un anno, se ha un diametro di $1 \mu m$;

- trentasei giorni, se ha un diametro di $10 \mu m$;
- un' ora, se ha un diametro di $100 \mu m$.

Anche la deposizione secca nel caso di particolato atmosferico può essere descritta adottando una similitudine elettrica molto simile a quella vista nel sottoparagrafo 1.3.1 eccetto che per due differenze: $r_c = 0$, ciò significa che le particelle, una volta raggiunto il suolo, rimangono attaccate e quindi $C_1 = C_0 = 0$, e l'introduzione di V_{SFIN} ricavata nell'equazione 1.11. In definitiva si avrà

$$v_d = (r_a + r_b + r_a r_b v_s)^{-1} + v_s \quad (1.12)$$

In cui il termine $r_a r_b v_s$ rappresenta una resistenza virtuale, legata ad un artificio matematico e non ad un'effettiva resistenza fisica (Seinfeld J.H 2006).

Come si può vedere in figura 1.4, la velocità di sedimentazione possiede un minimo per diametri che vanno dai 0.1 ad $1 \mu m$. Le particelle aventi diametro più piccolo di $0.1 \mu m$ posseggono una velocità di sedimentazione maggiore a causa del moto browniano mentre, le particelle aventi diametro maggiore ad $1 \mu m$, posseggono una elevata velocità di sedimentazione semplicemente a causa della forza di gravità (Seinfeld J.H 2006).

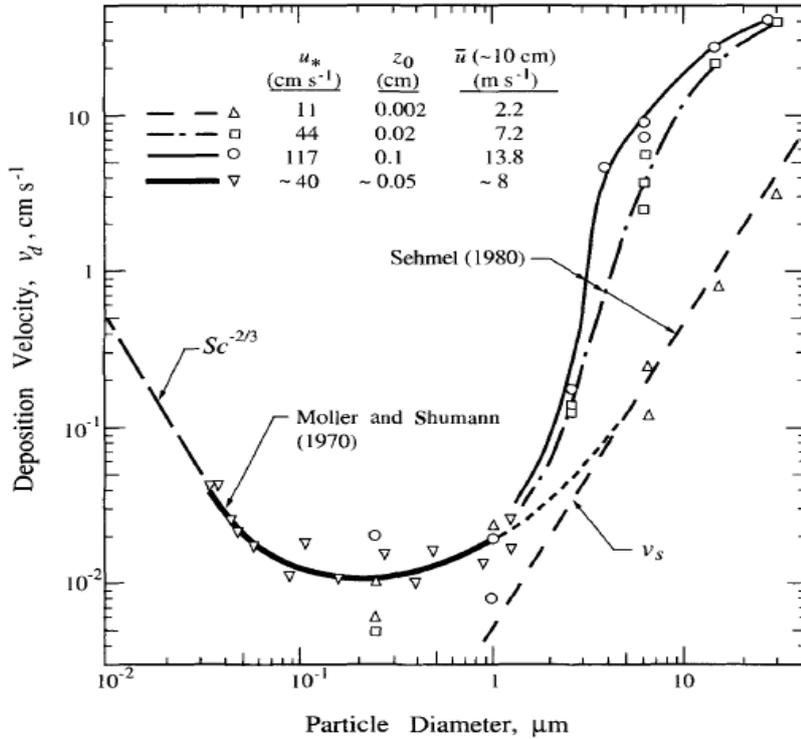


Figura 1.4: Velocità di sedimentazione per particolato (Seinfeld J.H 2006).

1.4 Deposizione umida

Per deposizione umida si intendono tutti i processi di impoverimento di inquinanti in atmosfera causati dall'interazione tra l'acqua (in fase liquida o solida) e gli inquinanti stessi. Tra questi processi, il più importante è dato dalle precipitazioni. La deposizione umida può essere vista come l'insieme di due fenomeni principali:

rainout rappresenta il dilavamento degli inquinanti che, una volta emessi dalle sorgenti, sono direttamente catturati dalle nuvole;

washout rappresenta il dilavamento dell'atmosfera al di sotto delle nuvole dovuto, quindi, alle precipitazioni (pioggia, neve, etc).

Anche in questo caso, il processo di deposizione umida è stato ampiamente descritto da Seinfeld J.H (2006). Nei successivi sottoparagrafi verranno riportate le nozioni principali di tale processo.

1.4.1 Deposizione umida per un gas

Affinché avvenga la deposizione umida, innanzitutto gas e pioggia devono venire a contatto. Successivamente il gas si deve sciogliere all'interno della goccia e viene dunque trasportato a terra. Considerando solo il fenomeno del *washout*, il discioglimento e il trasporto verso la superficie di un inquinante gassoso può essere trattato come un problema di tipo cinetico.

$$W(z, t) = K_c [C_g(z, t) - C_{eq}(z, t)] \quad (1.13)$$

in cui $W(z, t)$ risulta essere il flusso di inquinante verso la superficie in funzione dell'altezza e del tempo, K_c una costante cinetica che indica la velocità con la quale il gas si scioglie nella goccia mentre $[C_g(z, t) - C_{eq}(z, t)]$ rappresenta la differenza tra la concentrazione del gas in atmosfera e quella che si ha all'interno della goccia all'equilibrio.

L'equazione precedente può essere riscritta considerando la costante di Henry, costante che governa la solubilità di un gas nel liquido

$$W(z, t) = K_c [C_g(z, t) - \frac{H_e}{RT} C_{eq}(z, t)] \quad (1.14)$$

infine, se si considera il discioglimento del gas irreversibile

$$W(z, t) = K_c [C_g(z, t)] \quad (1.15)$$

La trattazione appena esaminata risulta funzionare molto bene se si considerano sostanze solubili e alte concentrazioni di inquinante.

Il quantitativo di gas trasportato dall'atmosfera al suolo può essere calcolato mediante l'approccio *falling-drop*.

Assumendo che:

- il diametro della goccia rimanga costante durante la caduta (anche nel caso in cui intercetti il gas);
- l'atmosfera risulti avere una composizione omogenea;

- la concentrazione del gas è costante con la lunghezza;
- la concentrazione iniziale nella goccia risulta essere C_{0eq} ed aumenta all'aumentare del gas disciolto;

si può scrivere dunque:

$$\frac{1}{6}\Pi D_d^3 \frac{dc}{dt} = \Pi D_d^2 W \quad (1.16)$$

in cui D_d risulta il diametro della goccia e w il flusso esplicitato nell'equazione 1.15. Semplificando si ottiene

$$\frac{dc}{dt} = \frac{6K_c C_g}{D_d} \quad (1.17)$$

il primo termine dell'equazione 1.17 può essere scritto come

$$\frac{dc}{dz} \frac{dz}{dt}$$

in cui dz/dt rappresenta la velocità di caduta della goccia u_d .

Si ottiene dunque

$$\frac{dc}{dz} = \frac{6K_c C_g}{D_d u_d} z \quad (1.18)$$

infine, integrando si ottiene

$$C = C_0 + \frac{6K_c C_g}{D_d u_d} z \quad (1.19)$$

Chiamando con Δm la massa di gas trasportato al suolo, si ha che

$$\Delta m = V \Delta C = \left(\frac{1}{6}\Pi D_d^3\right)(C - C_0) = \frac{\Pi D_d^2 K_c C_g}{u_d} h \quad (1.20)$$

dove con C_g si intende la concentrazione nel gas mentre con h l'altezza di caduta della goccia.

In seguito ad un evento meteorico, il parametro più importante da considerare risulta il tasso di rimozione della pioggia $\Delta_{C,p}$. Questo può essere facilmente calcolato moltiplicando il secondo membro dell'equazione 1.19 per l'intensità di pioggia p_0 . Considerando una concentrazione iniziale nella goccia pari a zero ed una quota di caduta h si ottiene dunque:

$$\Delta_{C,p} = \frac{\Pi D_d^2 K_c C_g p_0}{u_d} z \quad (1.21)$$

Il tasso di rimozione della pioggia, dunque, è direttamente proporzionale all'intensità di pioggia ed inversamente proporzionale alle dimensioni della goccia. Ciò si può vedere anche in figura 1.5. Considerando un'altezza e un'intensità di pioggia costante, la deposizione al suolo del gas è fortemente influenzata dal diametro della goccia ed in particolare aumenta al diminuire del diametro. Fisicamente tale fenomeno è spiegato dal fatto che, per un'intensità di pioggia costante, al diminuire del diametro aumentano il numero di gocce di pioggia, aumentando dunque la probabilità che queste intercettino il gas.

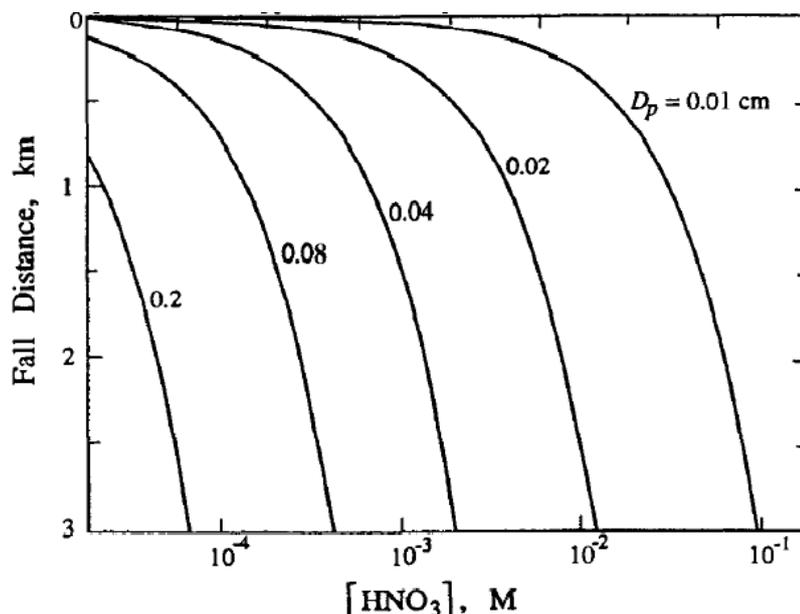


Figura 1.5: Concentrazione di HNO_3 dissolto in funzione dell'altezza di caduta e del diametro della goccia. (Levine e Schwartz 1982)

1.4.2 Deposizione umida per particolato

Il particolato atmosferico, a differenza dei gas, presenta una massa discreta. Una goccia di pioggia, lungo il suo percorso, crea un cilindro di caduta di diametro $\Pi D_d^2/4$ ed un'altezza che varia in funzione del tempo di caduta $U_d t$. Una particella solida viene intercettata se si trova interamente all'interno di un cilindro più grosso di quello formato dalla caduta della goccia e, in particolare, maggiorato di una grandezza corrispondente al diametro della particella. Dunque la particella viene intercettata se si trova in una condizione per cui

$$\frac{\Pi(D_d + D_p)^2}{4} (u_d(D_d) - v_d(D_p))$$

in cui $u_d(D_d)$ risulta essere la velocità di caduta della goccia, che è funzione del diametro stesso della goccia, mentre $v_d(D_p)$ è la velocità di deposizione secca della particella, funzione anch'essa del diametro della particella. Naturalmente, se v_d risulta maggiore di u_d ci si trova nel caso di deposizione secca, anche con l'eventuale presenza di pioggia.

Tuttavia, il discorso risulta essere più complesso di quanto appena descritto. La goccia di pioggia, cadendo, crea una scia che fa in modo che le particelle leggere *by-passino* la goccia stessa. Le particelle sono dunque intercettate o se sono abbastanza pesanti da non risentire della scia oppure se si trovano perfettamente sulla traiettoria di caduta della goccia (figura 1.6). Descrivere in maniera minuziosa questo fenomeno risulta essere troppo difficile, appunto per questo si introduce un coefficiente il cui valore varia tra 0 ed 1 detto coefficiente di collisione E . Nelle equazioni si inserisce un coefficiente detto (*scavenging coefficient*) Λ che considera il trasporto fase solida-liquida come se fosse una cinetica di primo ordine, definito da

$$\Lambda(D_p) = \frac{3 E(D_d, D_p)}{2} \frac{p_0}{D_d} \quad (1.22)$$

ed avente dunque dimensione di un tempo alla meno uno.

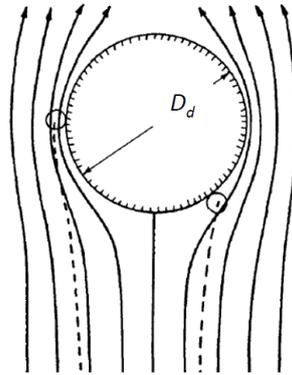


Figura 1.6: Traiettoria di caduta di una goccia di pioggia

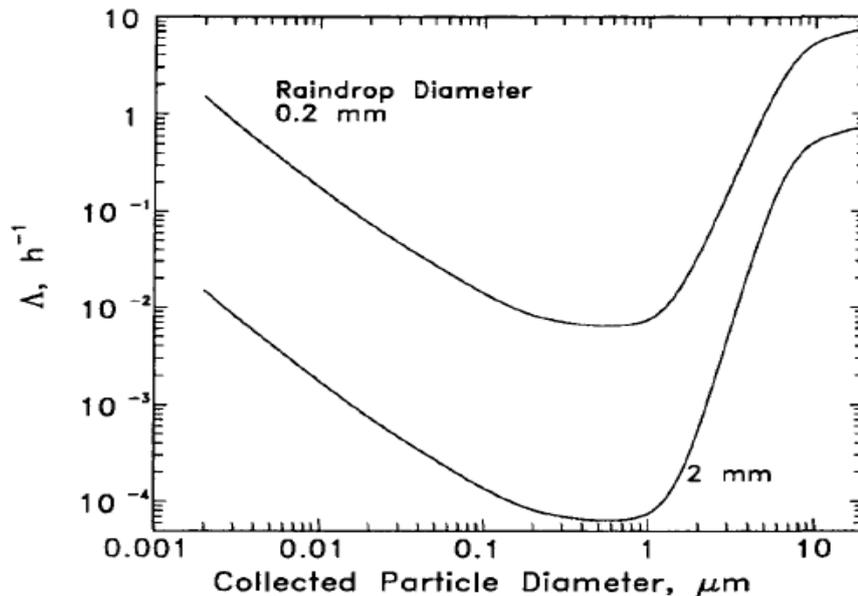


Figura 1.7: Andamento di Λ per particolato aerodisperso considerando un'intensità di pioggia costante pari a 1mmh^{-1} (Seinfeld J.H 2006)

La capacità di intercettazione ha un minimo di efficienza poco prima di particelle aventi diametro di $1\ \mu\text{m}$ (figura 1.7) fino a circa $10\ \mu\text{m}$. Tale comportamento è dovuto al fatto che particelle inferiori ad un $1\ \mu\text{m}$ sono soggette a nucleazione mentre particelle maggiori di $10\ \mu\text{m}$ posseggono un diametro abbastanza grande e avere quindi buone possibilità di essere intercettate. Considerando invece un'intensità di pioggia costante, all'aumentare del diametro delle gocce diminuisce l'efficienza di intercettazione.

In definitiva, alla luce di quanto visto fino a questo momento, si può affermare che:

- la deposizione secca per gas può essere considerata trascurabile in quanto la velocità di deposizione risulta molto bassa;

- la deposizione secca per particolato può essere considerata trascurabile nel prosieguo della tesi in quanto, seppur la velocità di deposizione non è bassa, tale fenomeno avviene con una scala temporale molto maggiore di quella oraria che si prende in considerazione nella trattazione;
- la deposizione umida per un gas è il principale meccanismo di rimozione di quest'ultimo dall'atmosfera;
- la deposizione umida per il particolato è di più difficile trattazione in quanto dipende anche dal diametro della particella solida ma, in ogni caso, deve essere tenuta in considerazione.

Capitolo 2

Modello Box

2.1 Principi Generali

L'avvento dell'urbanizzazione e dell'industrializzazione risulta esser stato sicuramente uno dei passaggi fondamentali avvenuti nella storia dell'uomo. Questo ha portato con sé aspetti positivi, come ad esempio un incremento dei commerci e l'introduzione di macchine industriali, ed aspetti negativi, il più importante di questi ultimi è indubbiamente l'inquinamento atmosferico.

Dall'inizio del XX secolo l'inquinamento atmosferico si è intensificato progressivamente all'interno delle città amplificando gli aspetti negativi su scala regionale e globale (*buco dell'ozono, effetto serra, etc.*). I danni provocati iniziano dunque a ritorcersi sulla salute umana tanto da spingere le nazioni più industrializzate alla firma del *Protocollo di Kyoto* nel 1997.

Conseguentemente all'immissione di agenti inquinanti si è venuta a creare l'esigenza di rappresentare e prevedere l'andamento della concentrazione di un inquinante generico all'interno del comparto urbano. L'approccio usato è stato quello dell'implementazione di un modello capace, con opportune semplificazioni, di descrivere la realtà. Esistono due tipi di modelli matematici

- deterministici: si basano su relazioni fisiche di tipo causa-effetto ed hanno lo scopo di ricostruire in maniera quantitativa l'evoluzione di inquinanti in atmosfera. Al loro interno si trovano sia i modelli di tipo *euleriani* sia modelli di tipo *lagrangiani*. I primi, fanno riferimento ad un sistema di coordinate fisse mentre i secondi fanno riferimento ad un sistema di coordinate mobile che segue gli spostamenti della massa d'aria che si vuole tenere in considerazione;
- stocastici: si basano sull'elaborazione di misure pregresse in punti stabiliti e per i quali è poi possibile prevedere il valore futuro. Questi, al contrario dei modelli deterministici, tengono in considerazione le variazioni (causali e non) delle variabili di input e quindi i risultati che si ottengono risultano essere sotto forma di probabilità.

Un particolare modello deterministico Euleriano, nato dall'esigenza di quantificare la concentrazione di un generico inquinante all'interno dell'ambiente urbano, risulta essere il *modello box*.

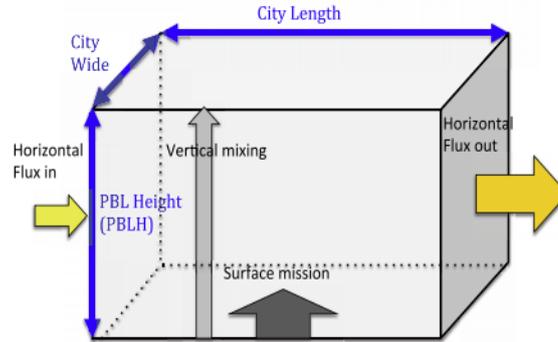


Figura 2.1: Esempio modello box

Tale modello presenta due ipotesi fondamentali:

- l'inquinante generico di riferimento risulta essere perfettamente miscelato all'interno del box;
- tutte le immissioni sono viste come una immissione unica.

Il box può essere rappresentato come in figura 2.1. Risulta dunque un parallelepipedo in cui larghezza e lunghezza corrispondono a quelle della città presa in considerazione mentre, per l'altezza, si dovrà tenere in considerazione il paragrafo 3.6. Per il momento è bene considerare la superficie superiore come un limite perfettamente impermeabile. In altre parole, si può considerare il box come un sistema chiuso in cui

- il limite inferiore è dato dalla superficie terrestre;
- i limiti laterali sono dati dai bordi della "scatola";
- il limite superiore è dato da una superficie uguale a quella della base ma posta ad una certa altezza da essa.

2.2 Formulazione matematica

Come già esplicitato nel paragrafo 2.1 il modello box risulta essere un modello matematico di tipo deterministico e di approccio euleriano. Il box racchiude una regione di atmosfera data dall'altezza $H(t)$, di lunghezza Δ_x e larghezza Δ_y . Il modello è basato sulla conservazione della massa all'interno del box che si è creato. Il bilancio di massa per la concentrazione C_i riferita al generico inquinante i -esimo è data da Jorquera (2002)

$$\frac{d}{dt}(C_i \Delta_x \Delta_y H) = Q_i + R_i \Delta_x \Delta_y H - S_i + u H \Delta_y (C_i^0 - C_i) \quad (2.1)$$

dove Q_i rappresenta l'emissione in atmosfera di i nel volume di riferimento ($kg h^{-1}$), R_i è il tasso netto di trasformazione chimica dell'inquinante i -esimo ($kg m^{-3} h^{-1}$), S_i è il tasso di rimozione di i ($kg h^{-1}$) dovuto ai meccanismi di deposizione secca ed umida, u la velocità

del vento che si assume avere una direzione fissa mentre C_i^0 rappresenta la concentrazione dell'inquinante i nel vento entrante attraverso il volume di riferimento. L'equazione 2.1 può essere semplificata considerando Δ_x e Δ_y costanti

$$\frac{d}{dt}(C_i H) = q_i + R_i H - s_i + \frac{uH}{\Delta_x}(C_i^0 - C_i) \quad (2.2)$$

dove q_i ed s_i sono rispettivamente il tasso netto di trasformazione chimica e di rimozione dovuto ai meccanismi di deposizione secca ed umida riferiti all'inquinante i per unità di area ($kg\ m^{-2}\ h^{-1}$).

Partendo, quindi, dalla relazione 2.2 dividendo per H ed effettuando la derivata del prodotto presente nel primo membro si arriva dunque ad affermare che

$$\frac{d}{dt}(C_i) = \frac{q_i}{H} + R_i - \frac{s_i}{H} + \frac{u}{\Delta_x}(C_i^0 - C_i) + \frac{(C_i^A - C_i)}{H} \frac{dH}{dt} \quad (2.3)$$

dove C_i^A risulta essere la concentrazione dell'inquinante i al di sopra del box.

In definitiva, i primi tre termini nel secondo membro dell'equazione 2.3 risultano essere rispettivamente riferiti all'immissione di inquinante nel volume di riferimento, alle trasformazioni chimiche che esso subisce, al meccanismo di deposizione secca ed umida. In particolare, analizzando i termini singolarmente, si ha che:

- $\frac{d}{dt}(C_i)$ rappresenta la variazione nel tempo della concentrazione dell'inquinante i . Se il secondo membro dell'equazione risulta maggiore di zero, la concentrazione ovviamente aumenta;
- q_i/H è sempre maggiore o uguale a zero, in quanto si riferisce alle immissioni orarie per unità di area di un certo inquinante;
- R_i risulta essere un termine che può essere sia maggiore che minore di zero, dipende dalla sostanza di riferimento. Ad esempio, se l'inquinante che si considera è un inquinante secondario (ovvero si forma in atmosfera tramite delle reazioni chimiche tra varie sostanze presenti) sicuramente R_i risulta essere sempre maggiore di zero. Se invece si considera ad esempio il radicale OH, che risulta essere molto reattivo, il termine R_i risulterà essere circa uguale ad $(q_i)/(H)$ in quanto questo ha tempi brevissimi di permanenza in atmosfera;
- $(s_i)/(H)$ è sempre positivo in quanto rappresenta il flusso di inquinante verso il basso dovuto a fenomeni di deposizione secca ed umida. Il segno meno davanti è ovviamente a significare che questo risulta essere sempre un termine sottrattivo, ovvero che diminuisce la concentrazione della sostanza in atmosfera;
- $u(C_i^0 - C_i)/\Delta_x$ è un termine il cui segno è determinato da $(C_i^0 - C_i)$, ovvero dalla concentrazione dell'inquinante i nel vento entrante nel box meno quella presente nel box stesso. Se questa differenza è positiva, vale a dire la concentrazione in ingresso è maggiore di quella all'interno del box, il termine è positivo e ciò porta ad un aumento di concentrazione. In caso contrario, cioè se la concentrazione nel vento è minore di quella all'interno del box, il termine è negativo e la concentrazione tenderà a diminuire.

Per quest'ultimo termine è necessario un discorso specifico che verrà trattato successivamente nel capitolo 3. Per proseguire la trattazione, per il momento, è sufficiente notare che vi è un fattore di diluizione causato dal cambiamento nel tempo dell'altezza del volume di riferimento. Ciò è dovuto al fatto che solitamente $(C_i^A - C_i)$ risulta essere minore di zero, ovvero la concentrazione al di sopra del box è maggiore di quella all'interno di esso, il che significa che con l'aumentare dell'altezza della *scatola* in genere la concentrazione diminuisce.

Risulta evidente, quindi, che i vari termini dell'equazione 2.3 cambiano a seconda dell'inquinante di riferimento. Come già riportato nei capitoli 1.1 e 1.2, si è scelto di tenere in considerazione fondamentalmente due sostanze: PM_{10} ed NO_x .

Alla luce di tale scelta, il termine che tiene conto delle trasformazioni chimiche R_i può essere considerato trascurabile in quanto:

- il PM_{10} presente in aree urbane è dovuto principalmente a carbonio elementare e carbonio organico (Molinari e Masiol 2006). Il carbonio elementare, detto anche fuliggine, risulta essere inerte in atmosfera mentre il carbonio organico (che si presenta sotto forma di idrocarburi) ha un tempo di vita medio molto maggiore di quello che si considera come scala temporale all'interno di questo lavoro (figura 2.2);
- gli ossidi totali di azoto seguono il ciclo di reazioni 1.4. Quindi, considerando gli NO_x in generale e non un singolo ossido, si possono tralasciare le trasformazioni chimiche che avvengono tra gli ossidi stessi.

Il termine s_i , invece, risulta fondamentale in quanto i fenomeni di deposizione secca ed umida sono molto importanti (come visto nei paragrafi 1.3 e 1.4) poichè costituiscono una delle principali forme di auto-pulizia dell'atmosfera. In particolare la deposizione umida avviene in maniera discontinua ma, se presente, è molto più efficace di quella secca. Inoltre la deposizione umida è fondamentale nel caso di inquinante gassoso. Ciò è dovuto al fatto che la deposizione secca per gas risulta essere molto più lenta e complicata rispetto a quella del PM. Infine, si noti come la deposizione secca del particolato e degli ossidi di azoto avviene in scale temporali maggiori rispetto a quella considerata nel presente lavoro (figura 2.2).

2.3 Il modello Box in letteratura

Come già visto nel paragrafo 2.1, il modello box può essere schematizzato in maniera molto semplice come una sistema chiuso avente come volume di riferimento una "scatola" di dimensioni variabili. In generale, quindi, qualunque processo che si intende studiare, avente come contorno un volume assimilabile ad un box, può essere schematizzato mediante tale modello. In letteratura vi sono diversi utilizzi.

Uno studio effettuato da Marconi (2004) dimostra come il modello box può essere utilizzato per stimare quale sia il flusso di particelle aerodisperse che si depositano al di sopra dei monumenti in una città storica come Firenze, problema che in un luogo famoso per le sue bellezze architettoniche può risultare di fondamentale importanza. A tale scopo si utilizza un software denominato *Aerbox* implementato da *Enviroware* che simula l'intero ciclo di vita degli aerosol. *Aerbox* tiene in considerazione tutti i processi chimici e fisici

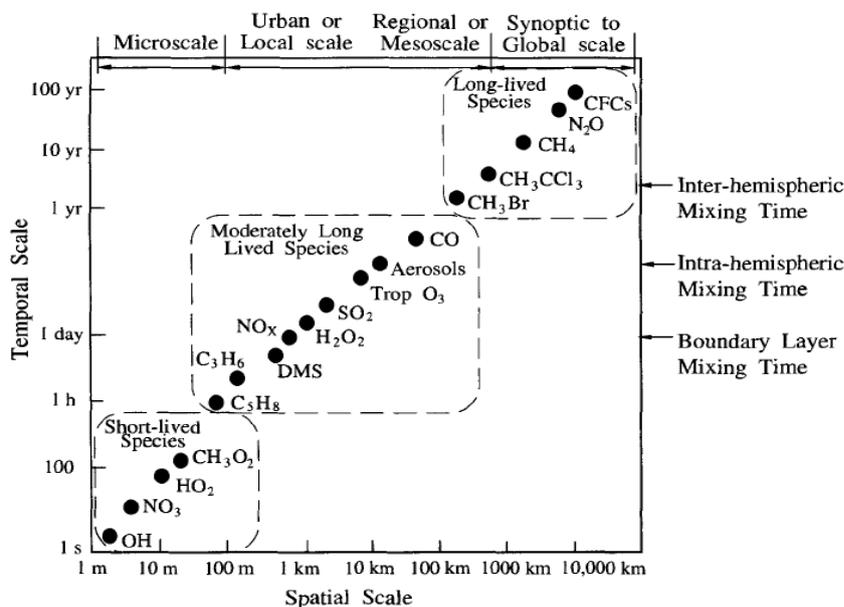


Figura 2.2: Scala spaziale e temporale per diversi costituenti atmosferici (Seinfeld J.H 2006)

coinvolti: emissione, reazioni chimiche, deposizione, trascinamento, condensazione e nucleazione. Le concentrazioni sono stimate su base oraria per un totale di cinquantadue specie inquinanti. I risultati ottenuti tramite il modello *Aerbox* convergono con i flussi reali di deposizione degli inquinanti nell'area di Firenze in tipiche situazioni meteorologiche invernali. Per limare le differenze tra i risultati ricavati mediante *Aerbox* e i flussi reali di deposizione l'autore auspica una maggiore conoscenza riguardo il dettaglio delle emissioni, principalmente quelle prodotte da combustione non industriale e da industria manifatturiera.

Un altro studio effettuato da Bao (2013) analizza lo sviluppo di una modellazione *multi-source* e *multi-box* basato su GIS (modello GMSMB) per predire la concentrazione spaziale la distribuzioni di inquinanti atmosferici su scala locale e regionale. Per questo metodo si creano diversi box in cui ogni "scatola" abbia caratteristiche circa omogenee riguardo la quantità di emissioni provenienti dalla superficie terrestre e l'orografia del terreno (figura 2.3). In ogni box si inseriscono i dati relativi alle emissioni attraverso il software *GIS*. Usando tale software, infatti, una grande quantità di dati tra i quali le stesse fonti di emissione, il monitoraggio della qualità dell'aria, i dati meteorologici ed altri parametri necessari per la modellazione della qualità dell'aria sono introdotti in un unico ambiente di modellazione.

L'approccio modellistico *multi-box* sviluppato, attraverso un ambiente di simulazione integrato, consente indagini più dettagliate delle variazioni spaziali delle fonti di emissione, delle condizioni meteorologiche e dell'orografia del terreno. Così facendo, dunque, si migliora la stima della concentrazione di un generico inquinante che si può ricavare all'interno del box stesso.

In un ultimo caso si riporta l'analisi effettuata da Jie et al. (2015) in cui l'autore, attraverso l'utilizzo del modello Box, cerca di individuare nel sud della Cina delle zone in

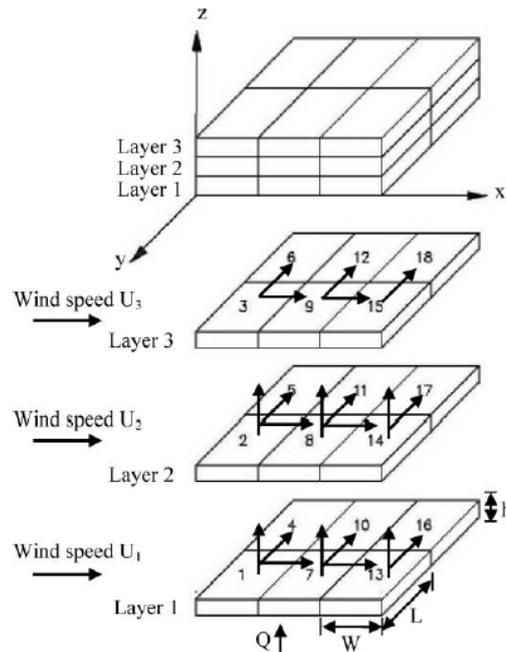


Figura 2.3: Esempio di modellazione multi-box (Bao 2013)

cui risultano esservi degli *internal sink* di nitrati, ovvero le zone in cui la concentrazione osservata si riscontra inferiore di quella stimata. Ciò è stato reso necessario in quanto il nitrato, ed il suo precursore $HNO_{3(g)}$ in Cina risultano generalmente sovrastimati dai modelli di trasporto chimico in confronto alle osservazioni in situ. Attraverso l'utilizzo del modello Box, considerando un volume di riferimento posto in un sito rurale situato in *Pearl River* in un periodo compreso tra il 28 e il 31/10/2008, si è compresa la ragione per cui i modelli di trasporto chimico sovrastimavano le osservazioni in situ. Tale differenza è dovuta al fatto che la fuliggine presente in atmosfera inibisce parzialmente la formazione di nitrati.

Capitolo 3

Fondamenti fisici e fenomenologici del PBL

3.1 Caratteristiche generali

Lo Strato Limite Planetario o Planetary Boundary Layer (PBL) è definito come la porzione di Troposfera a diretto contatto con la superficie terrestre maggiormente interessata dall'inquinamento atmosferico. Secondo la definizione di Stull (1989), il PBL risulta essere *“la porzione di Troposfera, direttamente influenzata dalla superficie terrestre, che risponde all'immissione di energia proveniente dalla superficie terrestre stessa con scale temporali dell'ordine dell'ora.”* Il PBL è in continua interazione con la superficie terrestre.

Basti considerare l'attrito subito dalle masse d'aria in movimento, il trasferimento di calore dal suolo verso l'aria, l'emissione di inquinanti dovuti a natura antropica o da fenomeni naturali (ad esempio eruzioni vulcaniche).

Se si considera il profilo verticale di temperatura il limite superiore del PBL è individuato dall'inversione termica posta a poco più di seicento metri presente in figura 3.1, mentre quello inferiore è determinato naturalmente dalla superficie terrestre.

Attraverso il PBL si verificano rapidi scambi di elementi chimici, di calore, e di umidità, naturali e antropogenici tra l'atmosfera libera e il suolo, la vegetazione, l'acqua, il ghiaccio e la neve. Una variabile fondamentale del PBL risulta essere la sua massima altezza (PBLH) la quale determina molti processi troposferici critici per l'inquinamento atmosferico, come la distribuzione di aerosol e la formazione di nebbia. L'estremo superiore del PBL, infatti, si può considerare come un limite impermeabile e tutte le sostanze rilasciate dalla superficie terrestre si possono disperdere soltanto al di sotto di esso. Pertanto, il PBLH viene utilizzato come parametro fondamentale per i modelli di qualità dell'aria e per la determinazione della diffusione verticale, del trasporto convettivo, del trascinamento di aerosol e per la determinazione della deposizione di inquinanti atmosferici (Shuyan e Xin-Zhong 2010).

Il PBLH è il risultato di diversi fattori, tra i più importanti si ricordano:

- radiazione solare;
- velocità del vento;

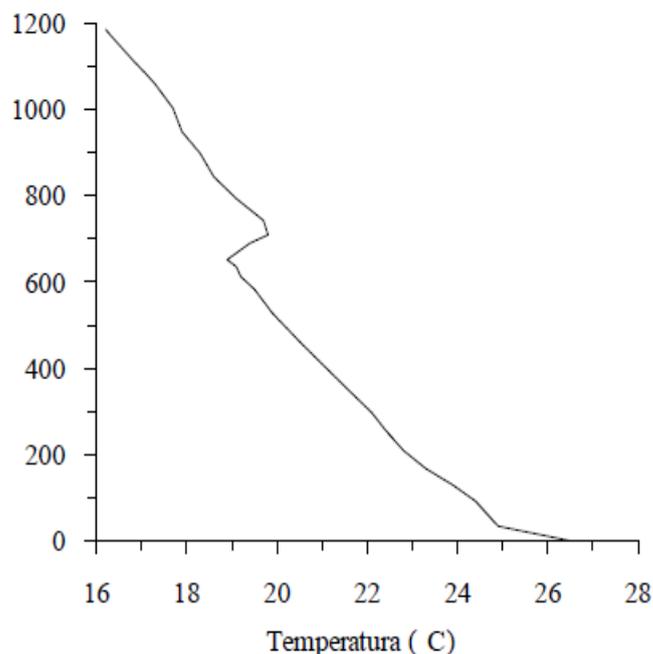


Figura 3.1: Profilo verticale di temperatura (28/7/2000, 12GMT, Milano Linate)(Sozzi 2013).

- umidità relativa dell'aria.

Per questo motivo, l'altezza del PBL è fortemente sitospecifica e, inoltre, varia fortemente sia a seconda della stagione sia a seconda dell'ora della giornata.

3.2 Temperatura potenziale

Si consideri una massa di aria di volume finito inizialmente alla quota x_2 e successivamente spostata alla quota $x_2 + h$. In condizioni statiche, una massa circoscritta di fluido è soggetta a due forze: forza peso e spinta di Archimede. La prima, è semplicemente data dal peso stesso del volume di aria mentre la seconda è la risultante delle forze di pressione applicate lungo la superficie della massa stessa. Se la massa di riferimento che viene spostata verso l'alto avrà una densità inferiore dell'aria che la circonda, la spinta di Archimede sarà più importante della forza peso riportando il volume di aria verso il basso. Se, invece, la massa che viene spostata verso l'alto avrà una densità minore continuerà a salire ulteriormente manifestando in questo caso una situazione di instabilità. Risulta quindi fondamentale capire da cosa derivi la differenza di densità tra le due masse di aria e cosa ciò comporti. Si assumano due ipotesi fondamentali:

- la massa d'aria di riferimento, una volta spostata, si porta istantaneamente alla stessa pressione dell'aria che la circonda;
- situazione adiabatica, ovvero lo scambio di energia termica tra la massa di gas di riferimento e l'aria circostante può esser ritenuto debole e, quindi, trascurabile.

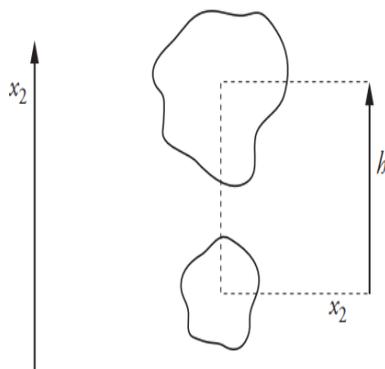


Figura 3.2: Spostamento di una massa di aria da una quota x_2 ad una $x_2 + h$

Per la prima ipotesi si può scrivere dunque che

$$p_m(x_2 + h) = p(x_2 + h) \quad (3.1)$$

in cui con il pedice m si fa riferimento alle proprietà della massa che viene spostata, mentre le funzioni senza pedice, come ad esempio $p(x_2 + h)$, sono riferite alle proprietà termodinamiche dell'atmosfera.

La variazione di entropia del volume spostato sarà dunque data dalla variazione di energia termica scambiata e dalla dissipazione termica di energia meccanica. Avendo supposto condizione adiabatiche, il primo termine risulterà uguale a zero. Inoltre, considerando che la massa d'aria durante il suo spostamento non arriva a velocità elevate, anche il termine dissipativo può essere trascurato. Ne deriva che l'entropia può essere considerata costante, per cui si avrà che

$$s_m(x_2 + h) = s_m(x_2) = \text{cost} \quad (3.2)$$

A questo punto è possibile introdurre un parametro molto importante nella caratterizzazione del PBL, che risulta essere la temperatura potenziale Θ . Essa è definita come: “La temperatura che assume il volume di aria secca dopo essere stata spostato adiabaticamente da una quota cui corrisponde una pressione p , ad una quota di riferimento a cui corrisponde una pressione di 1000hPa” (*Compendium of Chemical Terminology, 2nd ed. (the "Gold Book"). n.d.*).

Essa può essere scritta dunque secondo la relazione

$$\Theta = T \left(\frac{p_0}{p} \right)^{\frac{\gamma-1}{\gamma}} \quad (3.3)$$

in cui p_0 risulta essere la pressione arbitraria di riferimento e γ il coefficiente di dilatazione adiabatico c_p/c_v . Mettendo a sistema l'equazione di stato dei gas perfetti e la definizione di temperatura potenziale appena vista, differenziando logicamente entrambe le equazioni e considerando la pressione costante si può scrivere (Cancelli, Boffadossi e Salizzoni 2006):

$$\frac{\delta \rho}{\rho} = -\frac{\delta T}{T} = -\frac{\delta \Theta}{\Theta} \quad (3.4)$$

In cui

$$\begin{cases} \delta\rho = \rho_m - \rho \\ \delta T = T_m - T \\ \delta\Theta = \Theta_m - \Theta \end{cases} \quad (3.5)$$

Inoltre, ricordando l'equazione 3.2, si può affermare che

$$\Theta_m(x_2 + h) = \Theta_m(x_2) = \text{cost} \quad (3.6)$$

A questo punto, la stabilità o instabilità dell'equilibrio statico può essere determinata a seconda della stratificazione in atmosfera della temperatura potenziale. Ricordando le 3.5, in particolare si avrà che:

- se $d\Theta/dx_2 > 0$ l'atmosfera si trova in una situazione di equilibrio stabile in quanto:
 - se si sposta un piccolo volume di aria posta ad una certa quota al di sopra di essa questa avrà una densità maggiore dell'aria circostante. Sarà quindi più pesante e tenderà a scendere fin quando non raggiunge la posizione di partenza;
 - se si sposta al di sotto di essa, avrà una densità minore. Sarà, dunque, più leggera e tenderà a risalire fino a quando non raggiunge la posizione di partenza.
- Se $d\Theta/dx_2 = 0$, l'atmosfera in questo caso si trova in una condizione di equilibrio neutro;
- se $d\Theta/dx_2 < 0$ l'atmosfera si trova in una situazione di equilibrio instabile in quanto:
 - se si sposta un piccolo volume di aria posta ad una certa quota al di sopra di essa questa avrà una temperatura maggiore dell'aria circostante. Avrà quindi una densità minore e tenderà ad avere una velocità ascensionale sempre maggiore;
 - se si sposta al di sotto, avrà una temperatura minore dell'aria circostante e conseguentemente densità maggiore. Sarà, dunque, più pesante e avrà una velocità di discesa sempre maggiore.

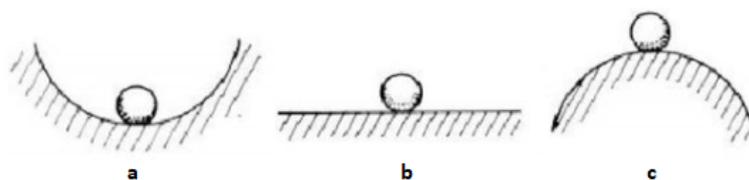


Figura 3.3: Diversi tipi di equilibrio: "a" equilibrio stabile, "b" indifferente, "c" instabile

Può essere interessante calcolare il gradiente di temperatura per cui l'atmosfera risulta essere neutra. Tale condizione risulta soddisfatta nel momento in cui la forza di Archimede e la forza peso si eguagliano. In termini di temperatura potenziale, tale condizione è soddisfatta nel momento in cui la massa d'aria di riferimento, una volta spostata, non tende ne a ritornare alla posizione di equilibrio ne' ad allontanarsi, ovvero

$$\Theta(x_2) = \text{cost}$$

A seguito di alcune considerazioni matematiche che posso essere viste in dettaglio in Cancelli, Boffadossi e Salizzoni (2006), si arriva dunque all'equazione:

$$\frac{dT}{dx_2} = \frac{-g}{c_p} \quad (3.7)$$

Ricordando che il calore specifico a pressione costante dell'aria risulta esser circa pari ad $10^3 m^2 s^{-2} K^{-1}$, il gradiente espresso nell'equazione precedente risulta pari a $0.0098 Km^{-1}$, ovvero circa a $10^{-2} Km^{-1}$ (linea 'a' figura 3.4). Tale gradiente prende il nome di *gradiente adiabatico dell'aria secca*. In condizioni di umidità relativa pari al 100% (linea 'b' figura 3.4), tale gradiente risulta pari a 0.0054. Ciò significa che in condizioni di aria umida l'atmosfera è maggiormente instabile. Ciò è dovuto principalmente alla vibrazione delle particelle di vapor acqueo nel momento in cui rilasciano calore latente all'atmosfera stessa. Inoltre, a seconda della zona (figura 3.4) in cui rientra il profilo di temperatura potenziale reale dell'atmosfera, si avranno diversi casi:

- 1: l'atmosfera risulta essere instabile indipendentemente dall'umidità presente nell'aria;
- 2: l'atmosfera risulta essere condizionatamente stabile, ovvero bisogna valutare l'umidità presente;
- 3: l'atmosfera risulta essere sempre stabile indipendentemente dall'umidità presente nell'aria.

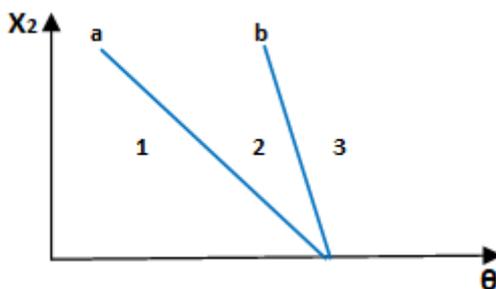


Figura 3.4: Gradiente adiabatico dell'aria secca 'a' e gradiente adiabatico dell'aria umida 'b'

3.3 Il PBL convettivo

In situazioni convettive, ovvero quelle caratterizzate dalla presenza di radiazione solare, è possibile stabilire all'interfaccia suolo-atmosfera due tipi di turbolenza completamente differenti. La prima risulta di tipo meccanico ed è comune a tutti i fluidi viscosi in moto in una superficie rugosa. Questa dà luogo a vortici di dimensioni limitate. La seconda, molto più importante, produce vortici decisamente maggiori detti *thermals*. Quest'ultimi hanno origine termica e su di essi agisce la forza di Archimede dovuta alla differenza di densità

dell'aria contenuta nei vortici rispetto alla densità dell'aria circostante (Oke 1987). Tale differenza di densità ($\rho_m - \rho$) può essere prodotta sia da una differenza di temperatura ma anche da una maggior o minor contenuto di vapore acqueo (l'aria umida risulta più leggera di quella secca in quanto la massa molecolare del vapore è pari a 18 mentre quella dell'aria secca pari a circa 29).

La sequenza in alto nella figura 3.6 illustra lo sviluppo temporale di un thermal nel caso in cui non ci sia vento orizzontale. Questi iniziano a formarsi come una zona di aria particolarmente calda in superficie. I siti preferiti che fungono da sorgenti per le termiche sono aree relativamente aride (suolo nudo, roccia, asfalto o sabbia) con pendii rivolti verso il sole. L'aria calda forma una bolla appiattita fino a quando non possiede energia sufficiente da staccarsi da terra. A quel punto si contrae, diventa più sferica e si solleva. La dimensione del thermal dipende dalle dimensioni dell'area di origine e, naturalmente, dal quantitativo di radiazione solare incidente. Una volta staccata da terra inizialmente la velocità tenderà ad aumentare in quanto la differenza di densità tra il thermal e l'aria circostante sarà elevata. Successivamente, a causa della miscelazione con aria più fredda, la differenza di densità tenderà a diminuire e di conseguenza diminuisce anche la velocità ascensionale. Il thermal si fermerà definitivamente nel momento in cui la temperatura potenziale della massa ascendente Θ_m intercetterà il profilo di temperatura Θ dell'aria circostante (figura 3.5).

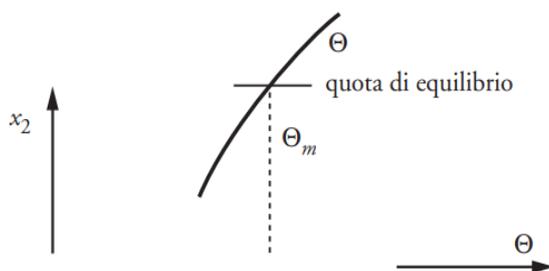


Figura 3.5: Quota di equilibrio di una corrente ascendente di origine termica (Cancelli, Boffadossi e Salizzoni 2006)

Se i venti superficiali sono moderati, una collinetta può agire da innesco per i thermals attraverso la metodologia mostrata nella figura 3.6 in basso. Questa può generare una serie di thermals che si spostano a valle e possono diventare visibili come una linea di nubi cumuliformi (le così dette nuvole del bel tempo).

Se si considerano configurazioni di moto su larga scala, le masse d'aria ascendenti creano un moto di ricircolo richiamando verso il basso un quantitativo equivalente di aria più fredda. Le correnti ascendenti, inoltre, risultano più veloci di quelle fredde e dunque risultano essere più strettamente localizzate (figura 3.7).

Alla luce di quanto analizzato si può capire come la formazione dei thermals risulta essere fortemente sitospecifica e, conseguentemente, lo sarà anche l'andamento di temperatura potenziale. In figura 3.8 è riportato un esempio di profilo verticale di temperatura potenziale in situazione convettiva. Si possono identificare chiaramente tre zone:

- una zona in prossimità del suolo ($d\Theta/dz$ negativo, atmosfera instabile), chiamato

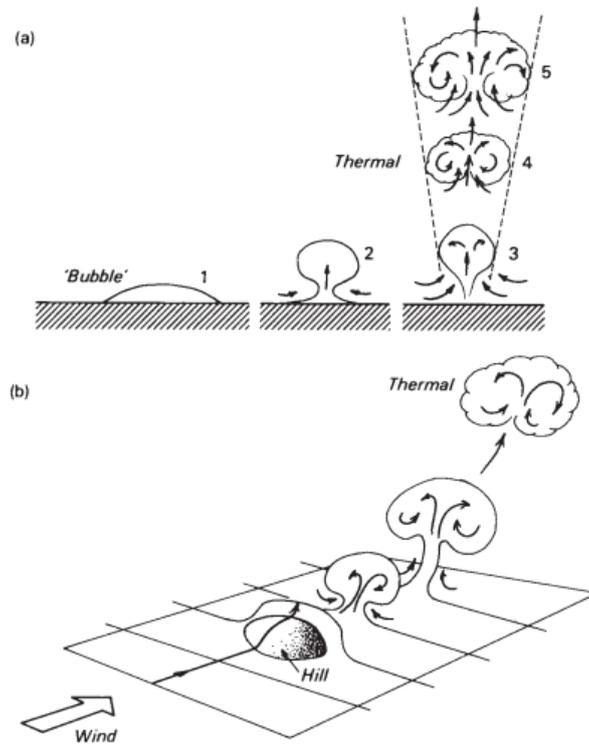


Figura 3.6: Strutture convettive, (a) stadi nello sviluppo temporale di un thermals, (b) formazione di un thermals da una collina (Oke 1987)

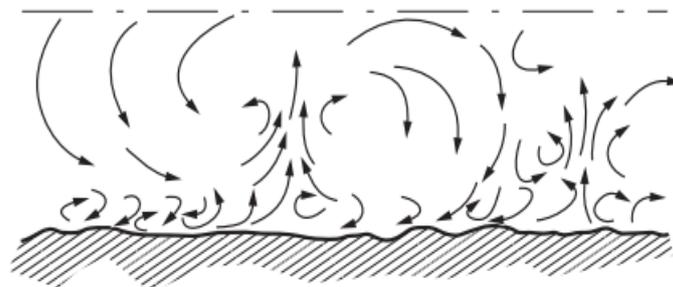


Figura 3.7: Struttura correnti termiche nello strato limite terrestre (Cancelli, Boffadossi e Salizzoni 2006)

Strato Superficiale, SL. Questo strato rappresenta una specie di catapulta per il flusso verso l'alto di particelle di aria e quindi di calore, di umidità e di inquinamento;

- una zona intermedia ($d\Theta/dz$ circa nullo, atmosfera neutra), chiamato *Strato Rimescolato, ML.* In questo strato le particelle che arrivano dal SL non incontrano resistenze, tranne quella aerodinamica, al moto ascensionale;

- una zona a quote più alte ($d\Theta/dz$ positivo, atmosfera stabile), chiamato *Strato di Intrattenimento*, *EL*. In questo strato una particella partita dal SL e che ha attraversato il ML, si troverà in uno stato di stabilità statica che ne frenerà il moto fin quando non viene arrestata. Successivamente, la particella verrà inglobata in un vortice discendente fin quando non raggiungerà il suolo per poi, nuovamente, essere inglobata in nuovo flusso ascendente. Ciò continuerà a verificarsi finché sarà presente energia solare.

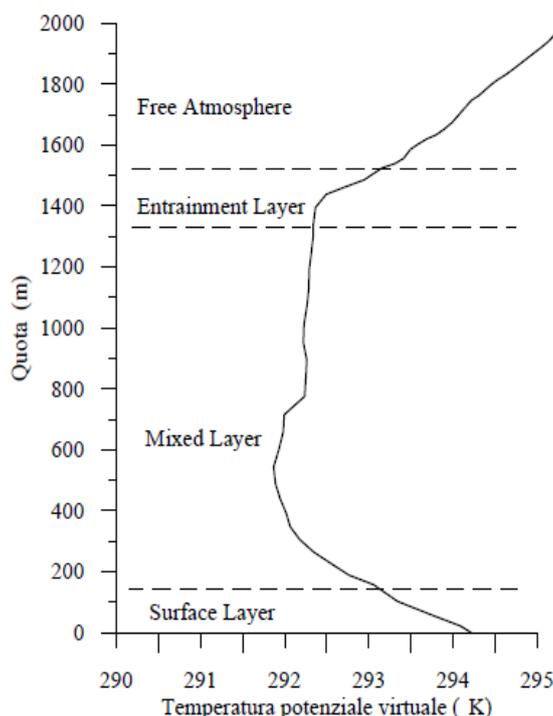


Figura 3.8: Profilo verticale diurno di temperatura potenziale virtuale (Città del Messico 20/5/1992, 12LT) (Sozzi 2013).

In situazioni convettive, dunque, per PBL si intende la somma dei tre strati: superficiale, di rimescolamento e di intrattenimento.

3.4 Il PBL stabile

In assenza di radiazione solare, ovvero in situazioni notturne, la situazione risulta essere chiaramente differente. Come si può vedere in figura 3.9, il profilo di temperatura potenziale più vicino al suolo è sede di un andamento avente gradiente termico positivo. In questo caso, quindi, l'atmosfera risulta essere stabile e la miscelazione degli inquinanti avverrà più in orizzontale che in verticale. Questo strato prende il nome di *strato stabile*, *SBL* che, in situazioni non convettive, coincide con l'altezza del PBL. La ridotta estensione verticale del SBL può portare alla formazione di una situazione pericolosa. Se, ad esempio, un

pennacchio emette all'interno di esso la dispersione verticale sarà data solo da processi di diffusione molecolare provocando un forte inquinamento in una zona verticalmente molto ridotta. Alla luce di quanto esaminato, risulta chiaro perché il PBL sia il luogo in cui si può considerare confinato l'inquinamento atmosferico e quindi risulta evidente come, per studiare l'inquinamento atmosferico, sia necessario almeno comprendere le caratteristiche di base del PBL stesso.

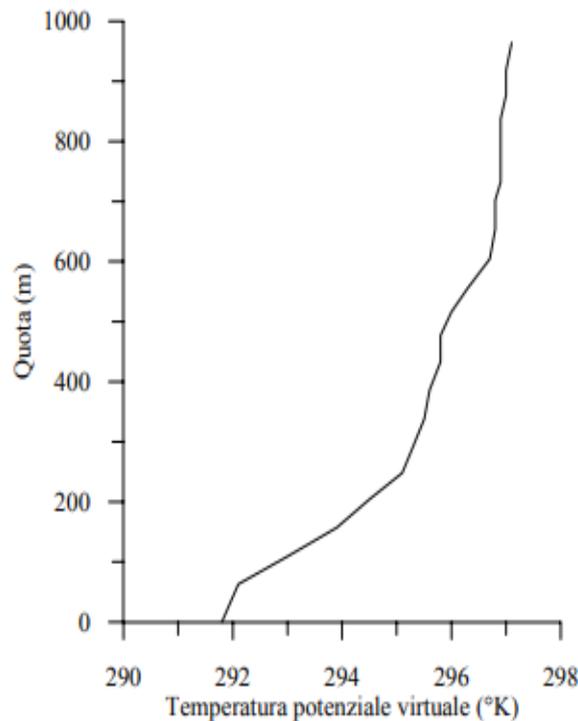


Figura 3.9: Profilo notturno di temperatura potenziale (alba del 29/06/1999, Milano Linate) (Sozzi 2013).

3.5 Dinamica del PBLH

In precedenza si è potuto capire come l'altezza del PBL risulti fortemente correlata con l'energia termica proveniente dalla radiazione solare. In questo paragrafo si cercherà di capire la situazione in maniera leggermente più dettagliata, considerando i molteplici fattori che intercorrono nel fenomeno stesso. Per un maggior dettaglio si può far riferimento a Cancelli, Boffadossi e Salizzoni (2006). Innanzitutto è bene specificare che l'altezza h dello strato limite atmosferico in un'atmosfera stabile o neutrale può essere calcolata in base alla condizione meteorologica in un certo istante. In un ambiente instabile, invece, a causa delle forzanti termiche l'altezza dello strato limite dipende sia dalle condizioni meteorologiche al tempo al quale si calcola l'altezza, sia da quello dei tempi precedenti. Per cercare di comprendere tale affermazione a titolo di esempio si può considerare l'evoluzione del PBLH durante la giornata (figura 3.10).

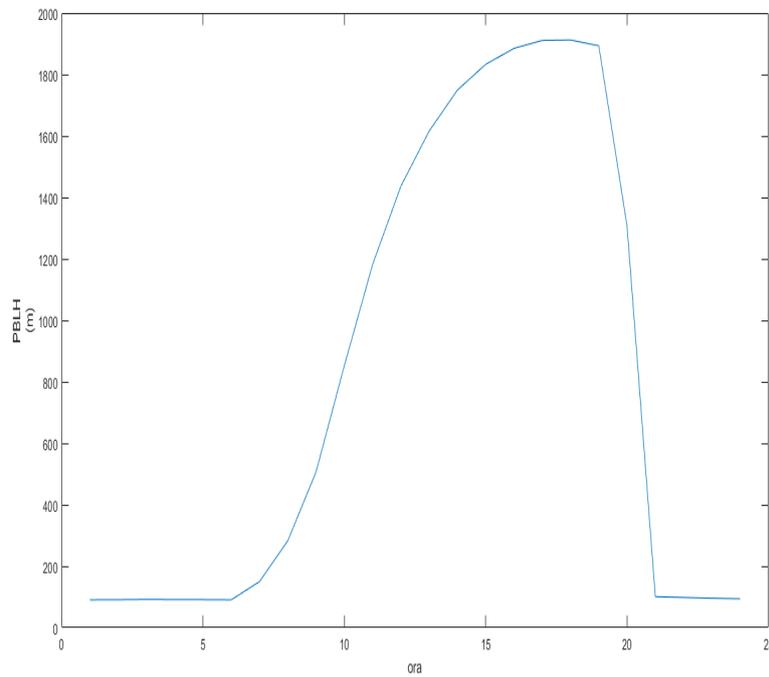


Figura 3.10: Altezza media estiva del PBLH a Torino negli anni 2010-2015

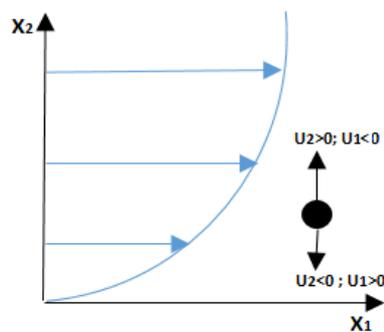


Figura 3.11: Significato fisico tensioni di Reynolds

Come si può notare, l'altezza massima del PBLH risulta essere circa intorno alle 18 nonostante la radiazione solare massima risulta essere approssimativamente intorno alle 13. Da ciò si può capire come ci sia una sorta di sfasamento temporale tra radiazione solare e PBLH e come, ci sia una sorta di memoria di processo finché sussistono situazioni convettive.

I termini fondamentali per comprendere l'evoluzione del PBLH risultano essere principalmente due:

- un termine di produzione di energia di origine termica, la cui potenza può essere scritta mediante l'espressione

$$P_t \approx \frac{\rho_m}{T_m} \langle u_2 \delta T \rangle g$$

in cui $\langle u_2 \delta T \rangle$ risulta essere la correlazione tra la velocità del vento lungo la direzione x_2 e la variazione di temperatura tra massa spostata e quella che si trova alla stessa quota (equazione 3.5). Naturalmente questo termine è presente soltanto in situazioni diurne;

- un termine di produzione di energia di origine meccanica, la cui potenza può essere scritta come

$$P_m \approx -\rho_m \langle u_1 u_2 \rangle \frac{d(U_1)}{d(x_2)}$$

in cui $d(U_1)/d(x_2)$ rappresenta la variazione della velocità del vento nella direzione x_1 lungo l'asse x_2 mentre si la correlazione tra u_1 ed u_2 risulta essere sempre negativa in quanto una particella che si trova in un campo di moto come quello descritto in figura 3.11 se viene spostata verso l'alto si ha che $u_2 > 0$ ma tende a rallentare il moto rispetto al valor medio ($u_1 < 0$). Ciò significa che P_m risulta sempre positivo.

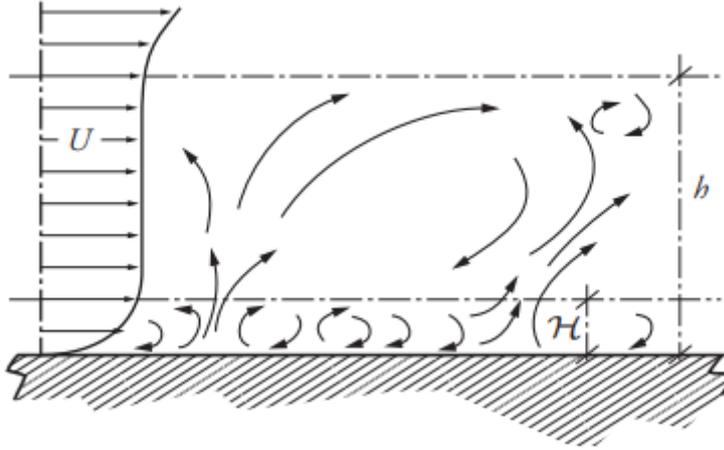


Figura 3.12: Strato limite di altezza h diviso in due regioni dall'altezza di Monin-Obukov H

L'analisi dei relativi ordini di grandezza rivela come in prossimità del suolo è molto più importante P_m rispetto a P_t . Tuttavia, l'importanza di P_m diminuisce molto velocemente con la quota mentre quella di P_t risulta in prima approssimazione costante. Ciò significa che vi sarà una quota H in cui tali grandezze si equivalgono, tale quota prende il nome di *altezza di Monin-Obukov* (figura 3.12). In situazioni convettive, il segno di P_t risulta essere positivo. Ciò significa che vi sarà un flusso termico rivolto verso l'alto per cui si avrà che

$$P_m + P_t - D_f > 0$$

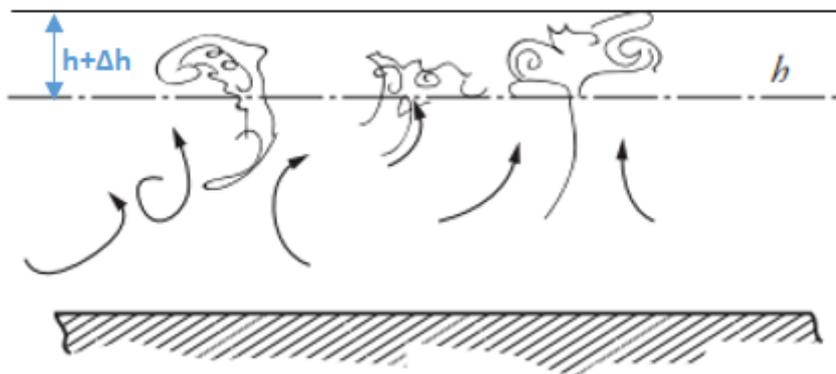


Figura 3.13: Innalzamento bordo strato limite (Cancelli, Boffadossi e Salizzoni 2006)

in cui D_f rappresenta un termine che esprime la rapidità con la quale la viscosità dissipa energia. In situazioni caratterizzate dalla presenza di forte radiazione solare, quindi, vi sarà un innalzamento piccolo ma continuo di un Δh del bordo dello strato limite terrestre per effetto delle correnti termiche. Infatti, l'aria calda penetra al di sopra di h e lo strato limite viene alzato solo per il fatto che si crea turbolenza in uno strato in cui precedentemente non c'era (fig 3.13).

Con il calare del sole le correnti termiche ascensionali iniziano a diminuire, ciò significa che i thermals arriveranno progressivamente ad una quota $h - \Delta h$. Così come la fase di crescita è dovuta all'aria turbolenta che raggiunge quote leggermente maggiori di esso, creando turbolenza in una zona in cui precedentemente non c'era, in questo caso il processo è simile ma al contrario. Ovvero, nella zona Δh la fluttuazione turbolenta è spenta dalle resistenze viscosi e ciò provoca una diminuzione costante dell'altezza dello strato limite.

In situazioni notturne il termine P_t può essere considerato nullo. Ciò significa che la fluttuazione turbolenta vicino al suolo è data solo da P_m che si crea grazie al gradiente della velocità media U . Con il progressivo raffreddamento del terreno, tuttavia, vi sarà una stratificazione termica in cui in prossimità del suolo vi saranno gli strati più freddi. Ciò significa che il termine P_t risulta negativo e, insieme alle dissipazioni viscosi, riduce notevolmente l'altezza dello strato limite che in qualche situazione non arriva ad altezze maggiori degli ostacoli presenti sul suolo.

3.6 Il limite superiore nei modelli box

Come visto nell'equazione 2.3, un termine 'particolare' risulta essere

$$\frac{(C_i^A - C_i) dH}{H dt} \quad (3.8)$$

in cui, si ricorda, C_i^A rappresenta la concentrazione al di sopra del box, C_i la concentrazione all'interno del box mentre H l'altezza del box stesso, ovvero l'altezza dello strato limite. Come si è visto in dettaglio in questo capitolo, l'altezza del box risulta essere tanto importante quanto di difficile modellazione. Per questo motivo, da quanto emerge dalla

letteratura, si cerca di separare il problema riguardante la definizione dell'altezza del *PBL* con l'applicazione del modello box. A tal proposito, il termine 3.8 può essere:

- considerato uguale a zero, imponendo un'altezza del box costante a seconda delle stagioni (Cheng 2007);
- considerato variabile ma imponendo che segua un comportamento assimilabile a delle funzioni elementari.

Una trattazione importante in quest'ultimo caso è data da Jorquera (2002). L'autore considera l'altezza del PBL variabile introducendo un termine rappresentabile secondo l'espressione

$$S_j = \sin\left(\frac{(j - 0.5)\Pi}{12}\right) \quad (3.9)$$

in cui j risulta essere l'indice del mese di riferimento (ad esempio uno per Gennaio e dodici per Dicembre). Il termine S_j viene poi moltiplicato per il termine emissivo dell'inquinante preso in considerazione. Ricordando che si fa riferimento ad una situazione, quella cilena, riferita all'emisfero australe in cui, dunque, primavera ed inverno risultano essere invertite in confronto all'emisfero boreale, in questo modo si ha che il termine S_j :

- avrà un valore maggiore nei mesi centrali (Giugno, Luglio, Agosto), ciò significa che l'altezza del PBL risulta minore e si avrà un maggiore inquinamento
- avrà un valore minore nei restanti mesi, avendo un minimo a Gennaio e Dicembre. In questi mesi l'altezza dello strato di rimescolamento può esser dunque considerata maggiore e ciò porta ad un minor inquinamento atmosferico.

Capitolo 4

Dati sperimentali PBL

4.1 Andamenti tipici

Come si è analizzato nel capitolo precedente, l'altezza del PBL varia principalmente a seconda della radiazione solare incidente sul suolo. Questo fa capire come l'evoluzione dello stesso PBL vari notevolmente sia nel corso delle ventiquattro ore ma anche a seconda delle stagioni meteorologiche. L'equatore terrestre è inclinato rispetto al piano dell'eclittica di un angolo circa pari a 23° . Tale inclinazione è la causa delle variazioni che avvengono, mese per mese, nella quantità di energia solare che raggiunge ciascuna parte della Terra, è inoltre causa della variazione nella durata del periodo di luce diurna nel corso dell'anno alle varie latitudini ed è quindi causa dell'andamento stagionale del tempo. In particolare, per regioni che si trovano tra i 30° e 60° di latitudine nord (com'è il caso dell'Italia), le stagioni meteorologiche risultano essere quattro, in ordine crescente di radiazione solare media al suolo: inverno, autunno, primavera ed estate.

Ci si aspetta, dunque, un andamento medio giornaliero dell'altezza del PBL che vari a seconda delle stagioni e, in particolare, che risulti più alto nei mesi centrali dell'anno. Come si può vedere in figura 4.1, considerando un intervallo temporale che parte dal 01/01/2010 ed arriva fino al 31/12/2015 dei dati orari sul PBLH a Torino forniti da *ARPA Piemonte*, la situazione risulta essere esattamente come si prevedeva.

Nei mesi invernali, l'altezza media giornaliera del PBLH risulta essere nettamente più bassa dei mesi estivi, si passa dunque dai circa 200 metri che si registrano a Gennaio e Dicembre ai circa 1000 metri tra Luglio ed Agosto. Ciò significa che nei mesi estivi l'altezza media giornaliera del PBL può essere ben cinque volte superiore ai mesi invernali. In particolare si possono distinguere quattro zone in cui l'altezza media giornaliera dello strato limite risulta essere:

- compresa tra i 120 ed i 300 metri, corrispondenti ai mesi tipicamente invernali;
- crescente partendo dai 300 metri ed arrivando circa ai 750, corrispondenti ai mesi primaverili;
- compresa tra i 750 ed i 1000 metri, corrispondenti ai mesi tipicamente estivi;
- decrescente tra i 1000 ed i 300 metri, corrispondenti ai mesi autunnali.

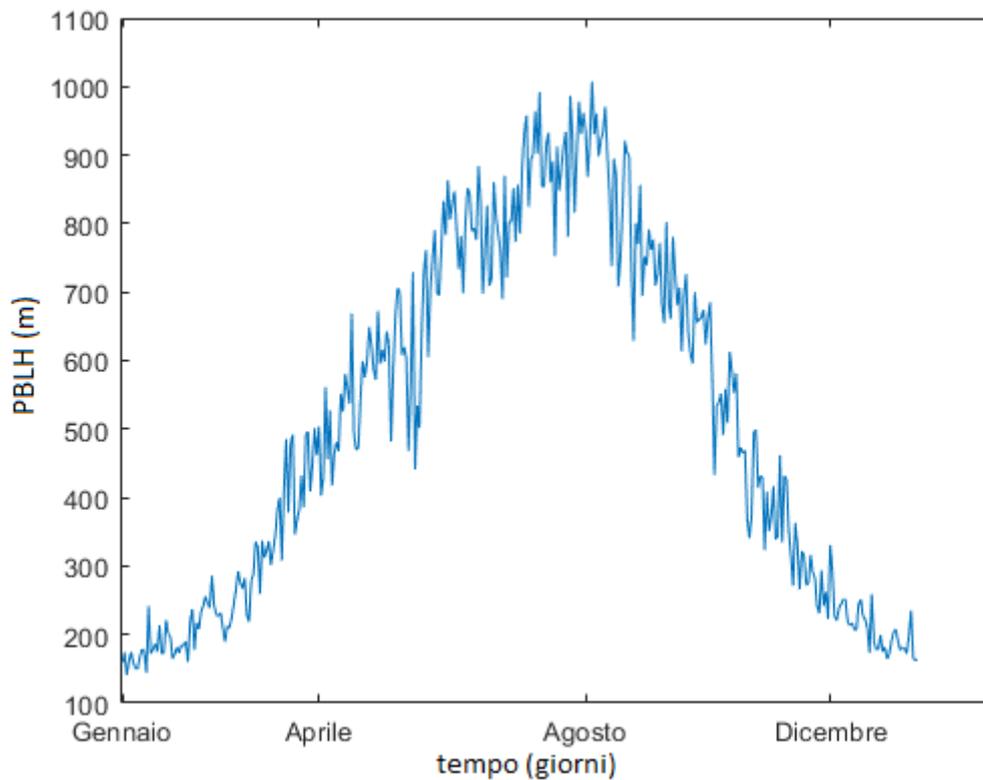


Figura 4.1: Andamento dell'altezza media giornaliera del PBL a Torino tra il 2010 ed il 2015

Anche l'andamento medio orario durante la giornata risulta fortemente influenzato dalla stagionalità. Come si può vedere in figura 4.2 in assenza di radiazione solare, ovvero dalle ore 22 alle ore 6 circa, l'altezza dello strato limite è costante indipendentemente dal periodo dell'anno ad una quota approssimativamente di 85 metri, perfettamente in accordo con quanto detto nel paragrafo 3.5. Dalle 6:00 in poi, invece, l'andamento risulta fortemente stagionale.

In inverno l'andamento giornaliero del PBLH è simile addirittura ad un andamento gaussiano, con un picco massimo intorno alle 16 ad una quota di di circa 800 metri. Si può notare la gradualità della fase di crescita e di quella di decrescita. Ciò è dovuto alla limitata radiazione solare presente che fa sì che il processo di crescita e di decrescita dei vortici di origine termica risulti essere progressivo. La situazione opposta, invece, si ha in estate. Mentre la crescita è graduale raggiungendo un massimo intorno alle 18:00 di quasi 1920 metri, la decrescita risulta brusca e repentina. Ciò è dovuto al fatto che in situazioni non convettive l'altezza dello strato limite è sempre data solo dalla turbolenza di origine meccanica e, partendo quindi da un'altezza maggiore, la decrescita deve essere maggiore. Fisicamente tale decrescita repentina risulta dal fatto che la viscosità dinamica dell'aria aumenta con l'aumentare della temperatura (in inverno risulta essere leggermente inferiore che in estate) e, inoltre, i thermals per arrivare a quote così alte hanno bisogno di una forte

radiazione solare che, in estate, si interrompe quasi bruscamente.

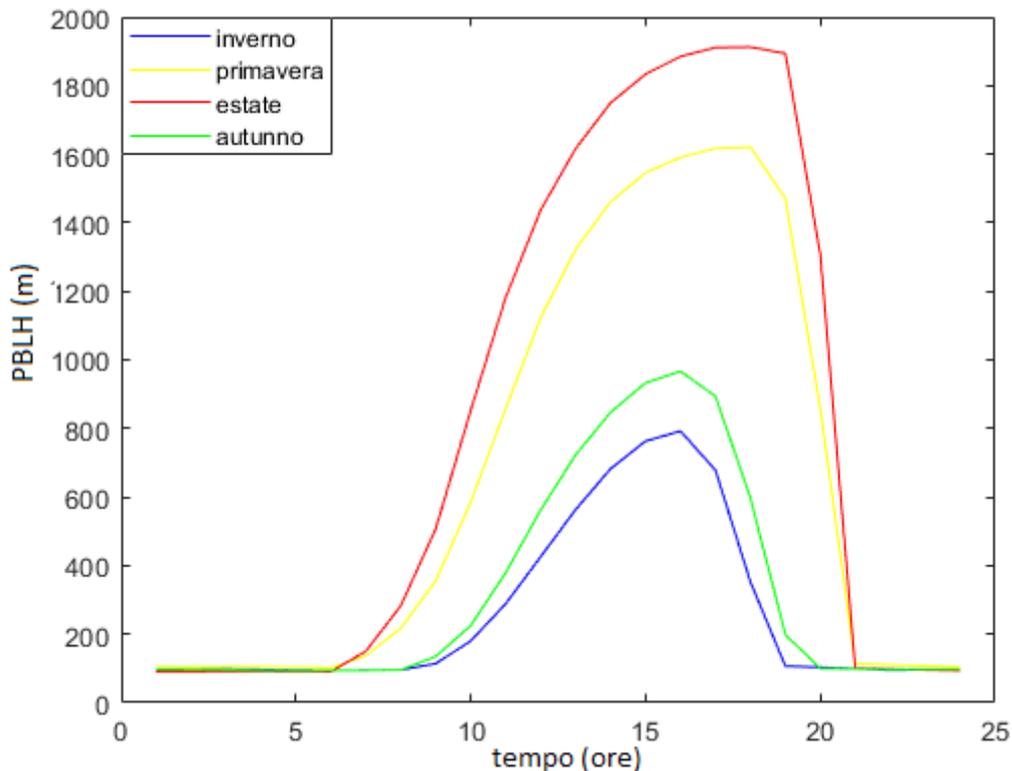


Figura 4.2: Andamento medio orario, a seconda delle stagioni, dell'altezza del PBL a Torino

L'andamento durante l'arco della giornata, inoltre, non dipende solo dalla stagione alla quale ci si trova, ma anche dalle condizioni meteo presenti. In figura 4.3 sono diverse evoluzioni del PBLH considerando due giornate estive e due invernali in diverse situazioni meteorologiche. A Torino, in una situazione invernale caratterizzata dalla presenza di forte foschia (01/01/2010), l'altezza dello strato limite risulta essere quasi costante crescendo durante l'arco della giornata di soli 115 metri (da 85 a 200 circa). Considerando invece una situazione invernale ma di cielo sereno(04/04/2011) l'evoluzione del PBLH cambia notevolmente. Si passa infatti da un'altezza durante le ore notturne pari a circa 85 metri ad un'altezza massima di 811 metri.

Naturalmente, anche in estate vi è differenza a seconda se ci trovi o meno in presenza di bel tempo. In una giornata caratterizzata dalla presenza di forti nubi e precipitazioni sparse (13/08/2010) l'altezza massima del PBL risulta essere circa 600 metri, inferiore rispetto ad una giornata caratterizzata da cielo sereno (06/08/2010).

Si è visto, dunque, come l'evoluzione giornaliera dell'altezza dello strato limite risulta fortemente influenzata non solo dalla stagionalità, ma anche dalle situazioni meteorologiche giornaliere presenti.

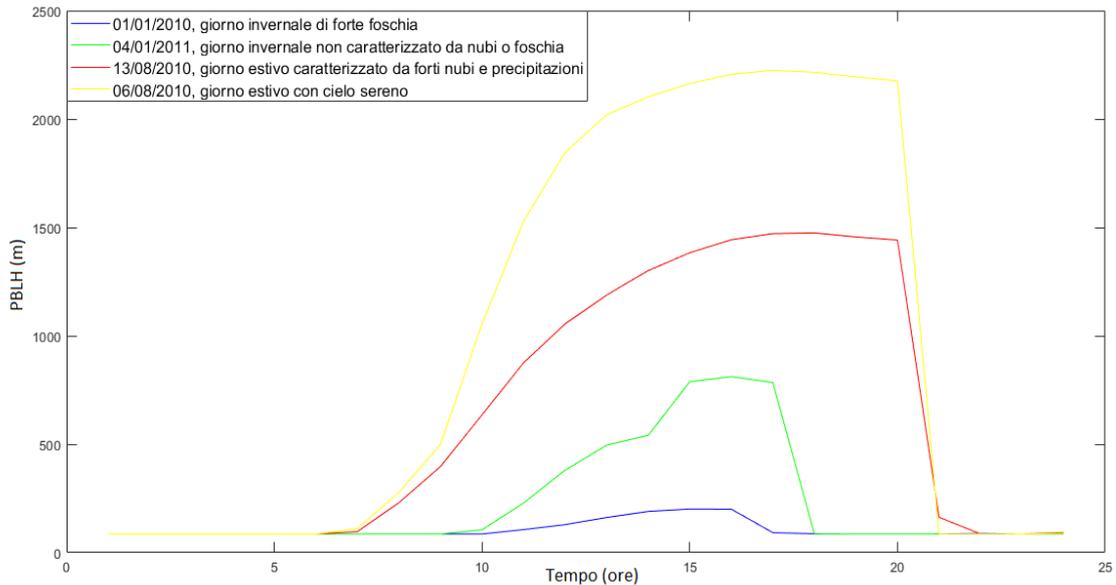


Figura 4.3: Evoluzione del PBL a Torino in quattro diverse giornate

4.2 Andamenti tipici delle concentrazioni in funzione del PBLH

Come già trattato nel capitolo riguardante il modello Box, l'altezza dello strato limite planetario risulta essere un parametro fondamentale per la stima delle concentrazioni di un inquinante in atmosfera. In particolare con l'equazione 2.3 si è visto come vi sia una relazione tra concentrazione ed altezza del PBL ed in particolar modo si è dimostrato come all'aumentare del PBLH diminuisce la concentrazione di inquinante. Effettivamente, sia in letteratura sia analizzando i dati forniti da ARPA riguardo la città di Torino, si nota che tale relazione esiste e risulta anche molto forte.

Come evidenziato da **Xuexi**, l'altezza dello strato limite a Pechino risulta negativamente correlata nel periodo analizzato che va dal 21 Ottobre 2013 fino al 31 Ottobre dello stesso anno (indice di correlazione $R = -0.86$) con la concentrazione di $PM_{2,5}$. Invece, tra $PM_{2,5}$ e la velocità del vento (*Wind Speed*), risulta un R pari a -0.81 (figura 4.4). Si può definire inoltre un altro parametro dato dal prodotto tra il PBLH e WS : in questo caso R risulta uguale a -0.78 .

Altri autori dimostrano come l'andamento stagionale del PBLH influenzi in maniera significativa l'andamento delle concentrazioni durante l'anno Pal et al. (2014) e come, anche a seconda di una stagione di riferimento come l'inverno, l'altezza del PBL vari a seconda delle condizioni meteorologiche esistenti (Yan et al. 2019). In quest'ultimo articolo, in particolare, si vede come preso un certo periodo di riferimento (14 Dicembre - 3 Gennaio) il PBLH è diminuito progressivamente passando in tre anni da 0.63 a 0.50 metri. Ciò ha portato un aumento della concentrazione di inquinante e conseguentemente un aumento delle volte in cui viene superato il limite di legge, provocando una riduzione dell'indice di qualità dell'aria AQI (*Air Quality Index*).

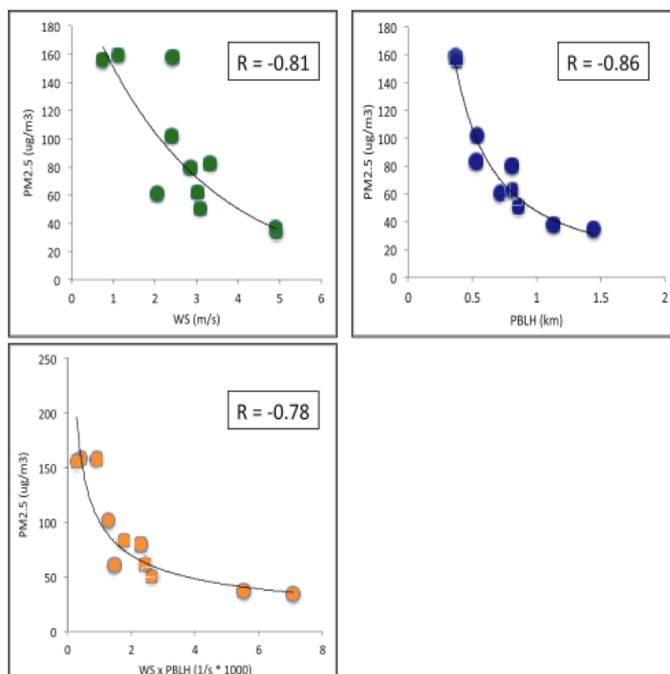


Figura 4.4: Indice di correlazione tra $PM_{2,5}$ ed PBLH, WS, PBLH*WS (**Xuexi**)

Vi è da considerare anche, come riportato da Barlow (2011), la miscelazione lungo la verticale avviene in tempi diversi durante la giornata (un inquinante generico rilasciato in superficie arriva ad un'altezza di 190 metri in 10 minuti durante situazioni convettive mentre in situazione notturne tale tempo si può allungare dalle due alle cinque volte), inoltre una giornata invernale nuvolosa può provocare l'inizio di un feedback negativo. Infatti, il PBLH di una giornata nuvolosa risulta essere più basso di quello di una giornata limpida (come si è potuto vedere anche in figura 4.3). Ciò porta ad una maggiore concentrazione di aerosol in atmosfera con conseguente produzione di foschia che, durante la notte, tenderà ad aumentare. Il giorno successivo, dunque, vi sarà una minore radiazione solare incidente con conseguente altezza del PBL ancora inferiore. Questo circolo vizioso viene interrotto a seguito di una precipitazione o di una *wind day*.

4.3 Emissioni nella città di Torino

Torino, città metropolitana della Regione Piemonte, ha circa 900 mila abitanti. Presenta un'industrializzazione piuttosto elevata tanto da causare, insieme all'elevato traffico presente, giornate caratterizzate da forte inquinamento. Tali problemi si riscontrano per lo più in inverno a causa soprattutto della minore altezza dello strato di rimescolamento ed anche per le emissioni causate da impianti civili per il riscaldamento delle abitazioni.

In tabella 4.1 e 4.2 si trova una elaborazione di dati forniti da IREA (Inventario Regionale Emissioni in Atmosfera) riguardanti l'anno 2013 sulle emissioni di NO_x e PM_{10} . Come si può osservare, la maggior parte delle emissioni sono date dai trasporti su strada (49,5 % per NO_x mentre 64,5 % per PM_{10}). Al contrario, la combustione industriale e

Tabella 4.1: Emissioni NO_x anno 2013, dati forniti da IREA

Fonte emissione	NO_x $ton/(anno * km^2)$	$\%NO_x$
Combustione nell'industria	1059.05	0.203
Combustione non industriale, uso civile	748.23	0.144
Produzione energia e trasformazione combustibili	100.07	0.019
Trasporto su strada	2578.35	0.495
Trattamento e smaltimento rifiuti	576.09	0.110
Altro	143.07	0.029

Tabella 4.2: Emissioni PM_{10} anno 2013, dati forniti da IREA

Fonte emissione	PM_{10} $ton/(anno * km^2)$	$\%PM_{10}$
Combustione nell'industria	9.895	0.017
Combustione non industriale, uso civile	43.30	0.074
Trasporto su strada	376.43	0.645
Trattamento e smaltimento rifiuti	6.80	0.011
Uso di solventi	78.68	0.135
Altro	68.34	0.118

la combustione per uso civile risultano relativamente meno importanti. Quest'ultimo fattore risulta quindi trascurabile rispetto alle emissioni annuali e certamente da solo non giustifica il netto andamento in controfase tra altezza dello strato limite e concentrazione di inquinante che si vedrà nel paragrafo successivo.

4.4 Caso studio relazione PBLH-concentrazioni: città di Torino

Una volta capito l'andamento giornaliero e stagionale del PBLH e una volta comprese quale risultano essere le fonti principali di emissione per i due inquinanti di riferimento, si può cercare di capire quale relazione vi sia tra l'evoluzione dell'altezza dello strato limite e l'andamento delle concentrazioni.

Come si può vedere in figura 4.5, la concentrazione espressa in $\mu g m^{-3}$ di NO_x risulta essere chiaramente in controfase rispetto all'altezza del PBL. In particolare, la concentrazione varia dai 37 ai 115 $\mu g m^{-3}$ in periodi estivi contro picchi di concentrazione che possono arrivare anche fino a 517 $\mu g m^{-3}$ nei periodi invernali. Per quanto riguarda i PM_{10} la situazione risulta analoga (figura 4.6). La concentrazione varia tra i 5 ed i 38 $\mu g m^{-3}$ in estate mentre in inverno può raggiungere anche i 215 $\mu g m^{-3}$. Nell'immagine, inoltre, si

può notare la linea verde tratteggiata orizzontale. Questa rappresenta la soglia definita dal D.Lgs.155/2010 di $50 \mu\text{g m}^{-3}$ e risulta dunque essere il valore limite sulle ventiquattro ore per la protezione della salute umana che può essere superato al massimo 35 volte durante l'anno. Analizzando invece i dati forniti dall'ARPA, si è visto come questa soglia risulta superata di media circa 104 volte l'anno, con la quasi totalità dei superamenti che avviene durante l'autunno-inverno e mai in periodo estivo. Questo può rappresentare un serio

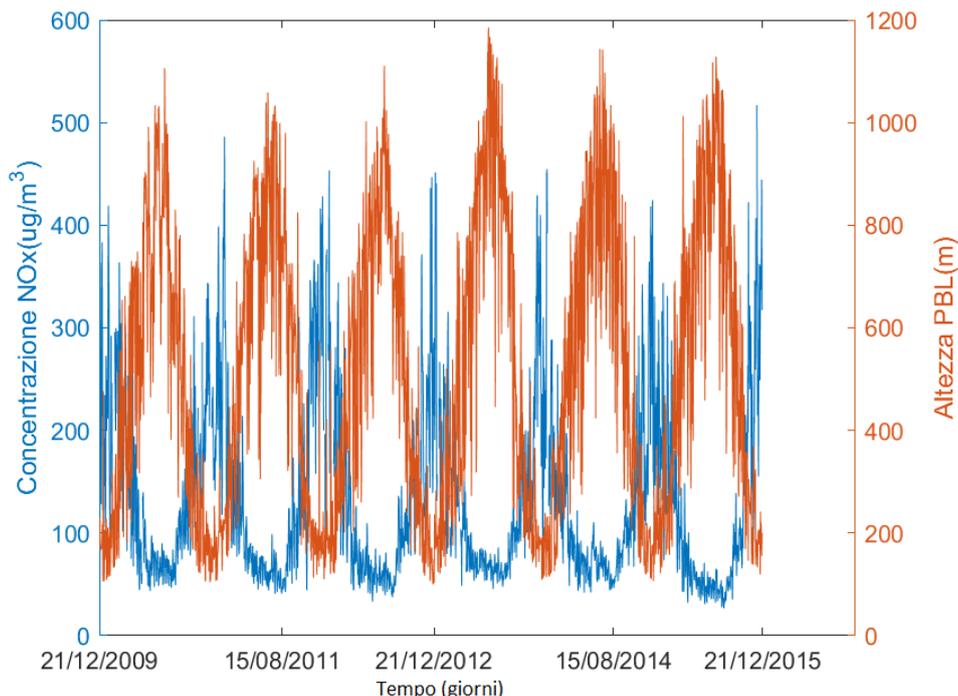


Figura 4.5: Andamento delle concentrazioni nel tempo di NO_x (in blu) e del PBLH (in rosso)

problema per la salute umana in quanto, come si è già visto nel paragrafo 1.1, il particolato risulta essere sia cancerogeno (aumentando la probabilità di contrarre un tumore alle vie respiratorie) sia tossico.

La stagione nella quale ci si trova, dunque, risulta un fattore discriminante per la determinazione della concentrazione di un inquinante nella bassa troposfera. In particolare, come si vede in tabella 4.3, sembra esista una forma di proporzionalità inversa tra PBLH e concentrazione di inquinanti. In estate, ad esempio, il PBLH è maggiore di circa tre volte rispetto all'inverno così come la concentrazione di inquinanti risulta essere circa tre volte inferiore.

Anche l'andamento della concentrazione durante la giornata sembra fortemente influenzato dall'altezza del PBL. Con riferimento alla concentrazione di NO_x , in figura 4.7 si può vedere come anche in questo caso, anche se in maniera meno evidente, PBLH e concentrazione risultano essere in controfase. Anche se con valori differenti, si nota come in inverno e in estate si hanno due picchi di concentrazione in orari leggermente differenti. Ciò è

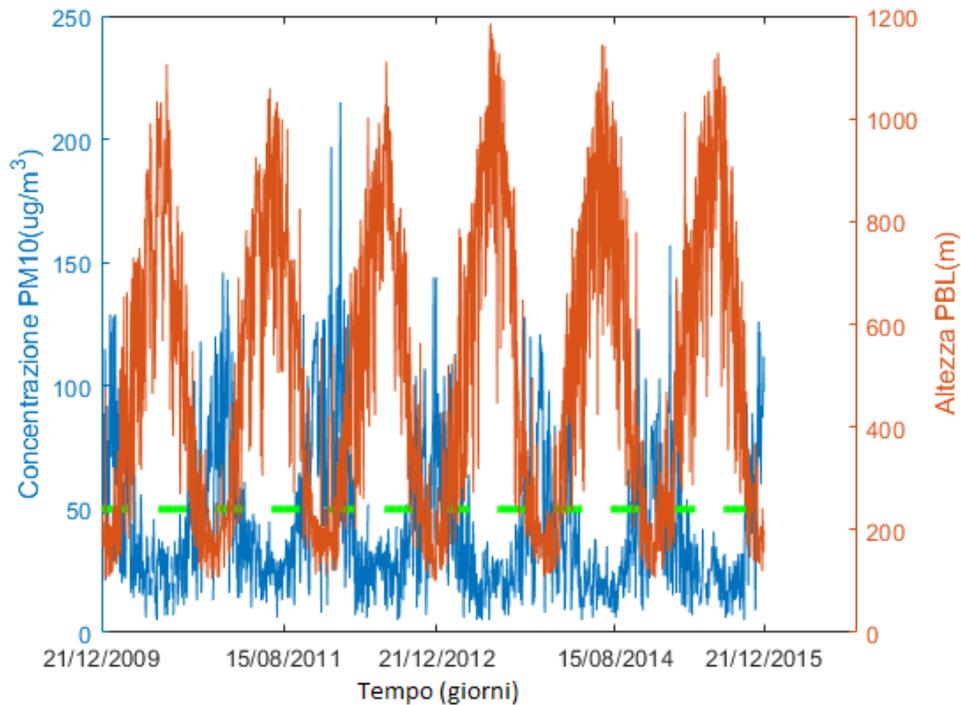


Figura 4.6: Andamento delle concentrazioni nel tempo di PM_{10} (in blu), del PBLH (in rosso) e raffigurazione del limite normativo in vigore (linea tratteggiata in verde)

Tabella 4.3: Medie stagionali di concentrazioni e PBLH

Stagione	PBLH <i>m</i>	Conc. media PM_{10} $\mu g m^{-3}$	Conc. media NO_x $\mu g m^{-3}$
Inverno	258.50	66.34	207.47
Primavera	659.25	27.84	83.51
Estate	810.61	23.12	63.97
Autunno	321.50	52.72	170.87

dovuto alla concomitanza di due fenomeni: variazione del PBLH e andamento del traffico. In particolare si ha che:

- in inverno (figura a 4.7) si ha un picco di concentrazione alle ore 09:00 ed alle ore 20:00, orari in cui l'altezza dello strato limite risulta essere bassa (stesse intorno ai 100 metri). Inoltre, come si può vedere in figura 4.8, intorno a quelle ore si ha un picco di traffico veicolare nei giorni feriali. L'insieme di questi due fenomeni produce quindi concentrazioni elevate;
- in estate (figura 'b' 4.7) si ha un picco intorno alle ore 08:00 ed alle ore 20:00. Il picco

delle 08:00 è anticipato di un ora in confronto a quello simile che avviene in inverno in quanto il PBLH estivo cresce prima ed anche più rapidamente di quello invernale. Intorno alle 20:00, invece, si ha un abbassamento del PBLH con conseguente aumento della concentrazione di NO_x dovuta al traffico veicolare.

E' bene comunque considerare che, anche se i due andamenti siano simili, le concentrazioni risultano essere notevolmente differenti. Ciò è naturalmente dovuto alla differente altezza media del PBLH tra mesi estivi ed invernali (tabella 4.3).

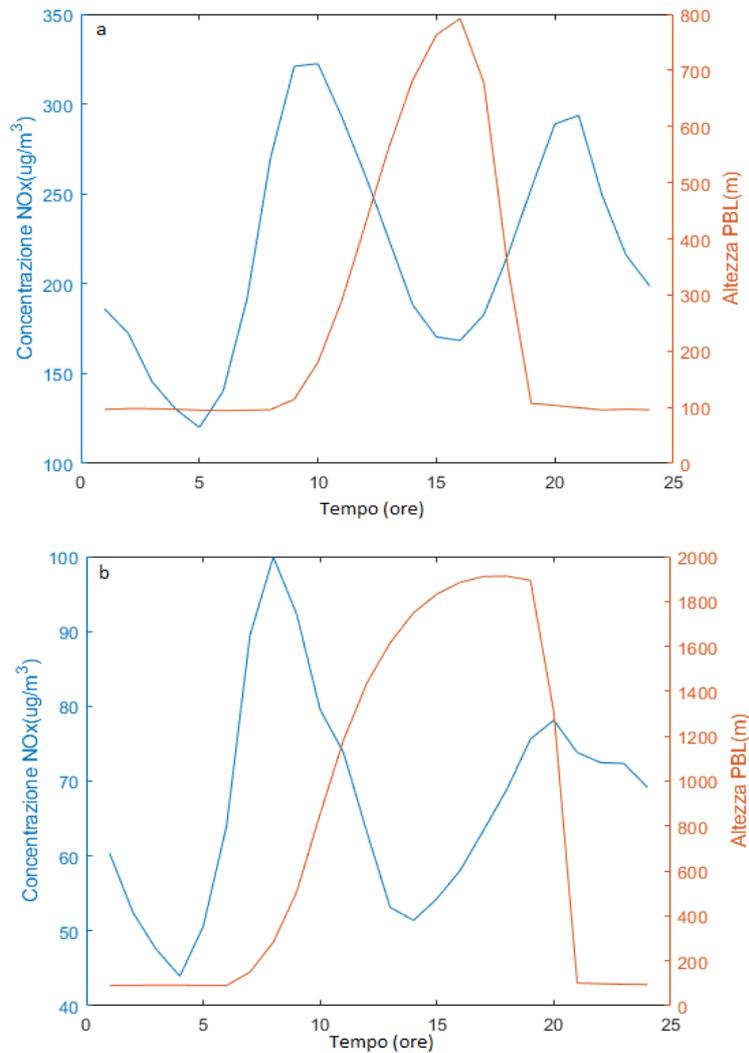


Figura 4.7: Andamento medio concentrazione giornaliera di NO_x in blu e del PBLH in rosso: figura 'a' caso invernale, 'b' estivo

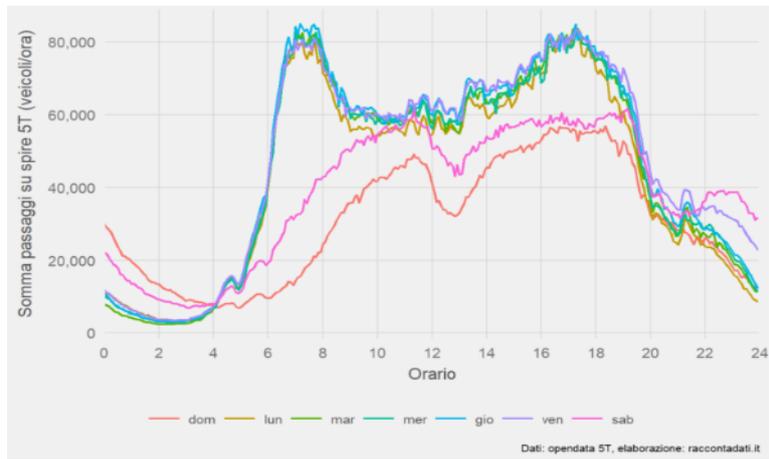


Figura 4.8: Andamento medio del flusso veicolare a Torino, fonte: "raccontadati.it"

Capitolo 5

I processi stocastici e i diversi tipi di rumore dal punto di vista ambientale

5.1 Principi generali

Nella teoria delle probabilità un processo stocastico (o processo aleatorio o casuale) è la versione probabilistica del concetto di sistema dinamico. La teoria dei processi stocastici è stata inizialmente sviluppata per cercare di comprendere meglio le fluttuazioni e i rumori nei sistemi fisici. Successivamente si è visto come i processi casuali forniscono modelli utili a diverse discipline: dalle telecomunicazioni alle scienze ambientali.

Come riportato da Hsu (2014), il processo aleatorio può essere definito come una famiglia di variabili casuali $\{X(t), t \in T\}$ definita in un dato spazio di probabilità, indicizzata dal parametro t , dove t varia in un insieme di indici T .

Nel processo aleatorio $\{X(t), t \in T\}$ l'insieme di indici T rappresenta i valori assunti dal parametro del processo mentre i valori assunti da $X(t)$ vengono detti *stati*.

Da un punto di vista pratico, il processo stocastico risulta essere una possibile forma di rappresentazione di una grandezza che varia nel tempo in maniera casuale come ad esempio il numero di persone che entrano in un negozio oppure il numero di auto che attraversano un incrocio. In quest'ultimo caso ipotizzando di contare, ad esempio, il numero di autovetture transanti in un minuto, non si avrà mai lo stesso valore. Ci saranno delle fluttuazioni che saranno date sia dall'ora che si sta considerando (naturalmente il traffico nelle centrali della giornata è maggiore di quello nelle ore notturne), ma anche dalla casualità. In altre parole si può dire che facendo delle prove (o osservazioni) ripetute dello stesso processo, in un intervallo di tempo considerato si otterranno diversi andamenti (realizzazioni del processo) ed osservando le diverse realizzazioni del processo ad un certo tempo t si ottiene la variabile aleatoria $X(t)$ che contiene i diversi valori che il processo può assumere al tempo considerato. Se l'indice T risulta essere sempre un valore discreto, si dice che il processo risulta essere a *parametro discreto*. In questo caso il processo viene anche detto a *sequenza casuale* e viene indicato con $\{X_n, n = 1, 2, 3 \dots\}$. Se T invece risulta continuo, si dice che il processo è a *parametro continuo*.

Una tipologia di processo discreto è il processo di Bernoulli. Una sequenza campionaria di tale processo può essere ottenuta con il lancio di una moneta. Se, ad esempio, si assegna 0 all'evento 'testa' ed 1 a 'croce' lo spazio degli stati, ovvero il valore che la variabile può assumere, è $E = 0,1$ e l'insieme degli indici T risulta $T = \{1,2,3\dots\}$ ovvero il numero dei lanci. Si immagini ora di complicare leggermente l'esempio precedente e di introdurre quindi la *passeggiata casuale semplice*. In questo caso il valore che assume x_n aumenta di uno se esce croce e, al contrario, diminuisce di una unità se esce testa (tabella 5.1 e figura 5.1).

Tabella 5.1: Esempio di *passeggiata casuale semplice*

n	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Lancio della moneta		T	T	C	T	C	C	C	T	C
x_n	0	-1	-2	-1	-2	-1	0	1	0	1

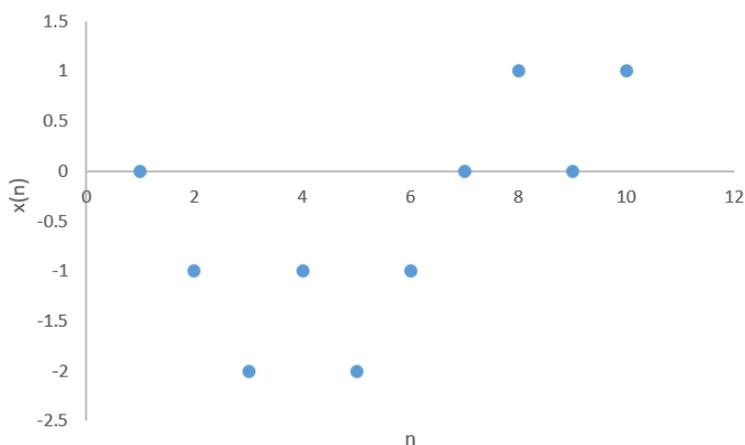


Figura 5.1: Funzione campionaria di una passeggiata casuale

5.2 Caratterizzazione e classificazione processi stocastici

Come nel caso delle variabili casuali, anche i processi stocastici possono essere descritti utilizzando dei valori sintetici. La *media* di $X(t)$ è definita come

$$\mu_X(T) = E[X(t)]$$

in cui $X(t)$ viene trattata come variabile casuale per un certo valore di t mentre $E[X(t)]$ risulta lo spazio degli stati che la variabile può assumere. In generale la media è una funzione del tempo e per questo viene chiamata *media spaziale*.

Si introduce ora uno strumento matematico, utilizzato frequentemente nella teoria dei segnali, che ha lo scopo di definire il grado di dipendenza tra i valori assunti da una funzione. Tale strumento risulta essere la *correlazione* e, nel caso si guardi come varia la stessa variabile dopo un certo periodo di tempo, *autocorrelazione*. In quest'ultimo caso, il segnale all'istante t viene confrontato con un altro valore di se stesso ritardato di un certo tempo Δ_t senza il quale naturalmente si avrebbe lo stesso valore.

Una misura delle dipendenze tra le variabili casuali di $X(t)$ viene fornita dunque dalla *funzione di autocorrelazione* definita da

$$R_x(t, s) = E[X(t)X(t + \Delta_t)]$$

A partire dall'autocorrelazione è poi possibile tracciare l'*autocorrelogramma* che al variare di Δ_t esplicita come varia l'autocorrelazione. Naturalmente per $\Delta_t = 0$ questo parte da un valore uno fino ad arrivare dopo un certo periodo di tempo a zero. Dato che la curva tende a zero, è possibile calcolarne l'integrale che prende il nome di scala integrale. Maggiore sarà il valore della scala integrale e maggiore sarà la memoria che il sistema avrà.

In figura 5.2 è riportato un esempio di autocorrelogramma ricavato considerando l'andamento della velocità del vento lungo la direzione x di un sistema cartesiano presso Davos (Svizzera). Quando l'autocorrelogramma raggiunge il valore zero si dice *spento* ed i

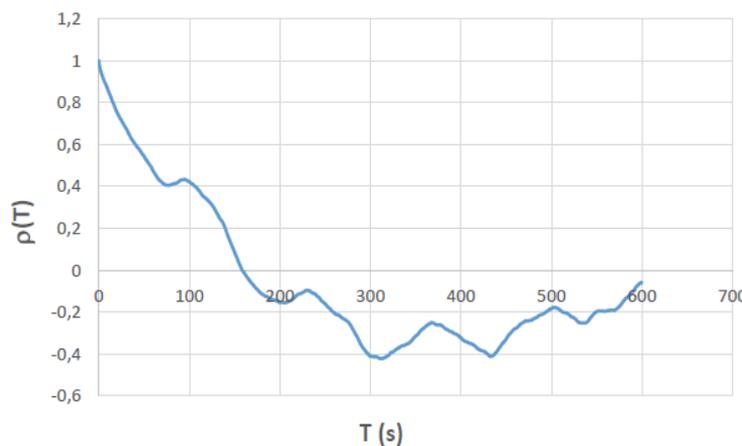


Figura 5.2: Esempio di autocorrelogramma ricavata tramite la misurazione della del velocità del vento lungo l'asse x a Davos

successivi valori negativi non hanno alcun significato fisico.

I processi stocastici possono essere classificati in

- stazionari;
- stazionari in senso lato;
- indipendenti;
- a incrementi indipendenti stazionari;
- normali;

- ergodici.

Un processo è detto *stazionario* quando la sua distribuzione non sarà influenzata dallo spostamento dell'origine dei tempi e, in generale, $X(t)$ ed $X(t + \Delta_t)$ avranno la stessa distribuzione per qualunque Δ_t si scelga. Un processo è detto, invece, *stazionario in senso lato* quando la condizione di stazionarietà non risulta valida per tutti i valori del processo. In particolare, se $X(t)$ è stazionaria all'ordine due (ovvero $n=2$), si dice che questa è stazionaria in senso lato o anche *debole*.

Un processo stocastico si dice *indipendente* quando il verificarsi di un primo evento non modifica la probabilità del verificarsi di quello successivo. In questo caso il classico esempio è quello della moneta. Il fatto che al primo tentativo esca, ad esempio, testa non influisce sul verificarsi del secondo tentativo. Dall'unione del processo stazionario con quello indipendente si forma il processo stocastico *a incrementi indipendenti stazionari* che si ha nel momento in cui solo due eventi consecutivi risultano essere sia indipendenti che stazionari.

Un processo stocastico è detto *normale (o gaussiano)* se prendendo un qualsiasi numero finito di variabili aleatorie esse hanno una distribuzione di probabilità congiunta gaussiana.

Infine, un processo è detto *ergodico* se esso possiede la proprietà per cui le medie temporali delle funzioni campionarie del processo coincidono con le rispettive medie spaziali. L'argomento comunque risulta essere notevolmente complicato. Per cercarne di capire il senso si può tenere in considerazione la definizione di autocorrelogramma vista precedentemente. Se si considera una media temporale lunga molto più di quando la memoria del sistema è spenta (l'autocorrelogramma assume quindi il valore zero, circa 150 secondi per l'esempio riportato in figura 5.2), questa avrà lo stesso valore della media spaziale.

Un particolare tipo di processo risulta essere il processo di *Poisson*. Questo tipo di processo simula il manifestarsi di eventi che risultano tra loro indipendenti ma accadono continuamente nel tempo. Il processo di *Poisson* è uno tra i più importanti esempi di *processo contatore* (ovvero un processo aleatorio che controlla il numero totale di eventi che si verificano all'interno di un certo periodo) e viene definito come

Definizione 1 (Processo di Poisson). Un processo contatore con intensità $\lambda > 0$ se si verifica che

- $N(0)=0$;
- il processo ha incrementi indipendenti
- il numeri di eventi in un certo periodo $t \rightarrow t + s$ risulta essere una distribuzione di Poisson avete media λt per ogni $s, t > 0$ cioè

$$P[N(t + s) - N(s) = n] = \exp -\lambda t \frac{(\lambda t)^n}{n!}.$$

La prima condizione afferma semplicemente che il conteggio degli eventi avviene nell'istante $t = 0$, la seconda viene direttamente verificata dalla conoscenza del processo mentre la terza spiega il perchè λ rappresenta l'intensità del processo.

5.3 Introduzione ai diversi tipi di rumore in scienze ambientali

Nei diversi tipi di processi ambientali (come ad esempio l'andamento della temperatura in un luogo o l'andamento della portata di un fiume in un certo punto) vi sono oscillazioni che modificano il segnale che altrimenti avrebbe un andamento circa continuo. Queste prendono il nome di casualità ambientali. Se si considera il processo come un modello stocastico le casualità ambientali prendono il nome di *rumore*. I diversi tipi di rumore sono descritti bene da Ridolfi, D'Odorico e Laio (2011). L'insorgenza del rumore provoca un cambiamento, che può esser repentino o meno, dell'andamento del segnale. Il rumore in un sistema dinamico induce la coerenza nella variabilità spaziale e temporale delle variabili di stato, tra le quali l'emergere di oscillazioni periodiche e la possibile formazione di modelli spaziali.

Per descrivere il processo si devono dunque investigare quattro componenti fondamentali: sistema dinamico, ambiente esterno, forzanti stocastiche e possibili correlazioni tra stato del sistema ed i possibili fattori ambientali. In altre parole per cercare di descrivere l'andamento della funzione densità di probabilità delle concentrazioni di un generico inquinante in atmosfera, è opportuno conoscere:

- quali sono le caratteristiche di base del sistema e come questo possa cambiare modificando i parametri di ingresso ed uscita;
- a cosa sono dovute le immissioni in atmosfera e come è possibile quantificare le uscite;
- come varia l'andamento delle concentrazioni in funzione dell'altezza del PBL;
- cercare di capire se vi è una correlazione tra l'abbattimento delle concentrazioni e la presenza di fenomeni meteorici, ovvero considerando i fenomeni di deposizione umida già descritti nel paragrafo 1.4.

Il primo aspetto fondamentale risulta dunque la determinazione del il sistema dinamico di interesse. Questo risulta essere differente dall'individuazione delle variazioni che può provocare l'ambiente esterno che è di più difficile stima. Si consideri un sistema dinamico semplice, ovvero che può esser descritto solo attraverso l'uso di una variabile

$$\frac{d\phi}{dt} = f(\phi) \quad (5.1)$$

in cui $\phi(t)$ rappresenta una variabile di stato, t il tempo mentre $f(\phi)$ una funzione deterministica della variabile di stato che può essere descritta attraverso, ad esempio, una funzione algebrica. Si immagini ora di proiettare l'equazione 5.1 in un sistema più grande denominato ambiente esterno. Tale ambiente risulta essere troppo grande e complesso per poter essere trattato da un punto di vista deterministico e le condizioni ambientali devono dunque esser descritte attraverso una relazione di tipo stocastico

$$\frac{d\phi}{dt} = f(\phi) + g(\phi) \cdot \xi(t) \quad (5.2)$$

in cui $\xi(t)$ è un rumore mentre $g(\phi)$ è una funzione algebrica.

Si considerino ora due tempi caratteristici: τ_s il tempo caratteristico del sistema dinamico mentre τ_n il tempo caratteristico dovuto alle forzanti stocastiche. La componente stocastica può essere modellata a seconda del rapporto che vi è tra τ_s e τ_n . In particolare si possono avere tre possibili casi

- $\frac{\tau_s}{\tau_n} > 1$ la dinamica del sistema è molto più lenta di quella del rumore. Quindi il sistema è come non si accorgesse dei disturbi e quest'ultimo può essere dunque modellizzato come *white noise*. In altre parole l'autocorrelogramma del rumore risulta essere uguale a zero ovvero il rumore non è correlato ovvero non ha memoria di ciò che è successo precedentemente;
- $\frac{\tau_s}{\tau_n} \simeq 1$ la dinamica del processo ha la stessa scala temporale del rumore. In questo caso la componente del rumore dipende dal processo attraverso l'autocorrelazione;
- $\frac{\tau_s}{\tau_n} < 1$ in questo caso la dinamica del sistema risponde molto velocemente alla forzatura del rumore e quindi si può affermare che la componente deterministica dipende unicamente dal rumore.

Infine, se il rumore è caratterizzato da assenza di periodicità nel tempo, questo viene chiamato rumore bianco (*white noise*). In altre parole può essere espresso come un processo stocastico costituito da una successione di variabili aleatorie non correlate.

5.4 Rumore dicotomico

Il processo dicotomico di Markov è un processo stocastico descritto da una variabile $\xi_{dn}(t)$ che può assumere solo due valori: Δ_1 e Δ_2 , con un coefficiente di transizione k_1 per il passaggio da Δ_1 a Δ_2 ed uno k_2 da Δ_2 a Δ_1 . Il percorso del rumore dicotomico può

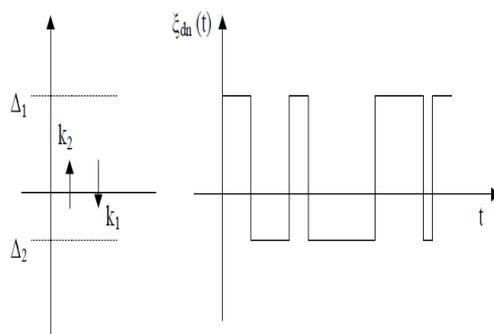


Figura 5.3: Parametri del rumore dicotomico e rappresentazione tipica (Ridolfi, D'Odorico e Laio 2011)

esser descritto dunque come una funzione a step che istantaneamente passa da Δ_1 a Δ_2 (o viceversa) e vi rimane per un certo tempo t . Il principale tempo di permanete nei due stati è dato da

$$\langle t_1 \rangle = \tau_1 = \frac{1}{k_1}$$

$$\langle t_2 \rangle = \tau_2 = \frac{1}{k_2}$$

Inoltre, se Δ_1 è uguale al valore assoluto di Δ_2 , il rumore è chiamato simmetrico. Viceversa è detto antisimmetrico.

La probabilità $P_1(t)$ che il processo nello stato Δ_1 al tempo t rispetti l'equazione cinetica è dato da

$$\frac{dP_1(t)}{dt} = k_2 P_2(t) - k_1 P_1(t) \quad (5.3)$$

in cui vi è un termine di guadagno dato da $k_2 P_2(t)$ (che rappresenta la probabilità di essere ad $\xi_{dn}=\Delta_2$ ed il salto $\xi_{dn}=\Delta_1$ ed un termine sottrattivo pari a $-k_1 P_1(t)$ che risulta essere la probabilità di fuga dallo stato $\xi_{dn}=\Delta_1$. Rispettivamente, si può ottenere dunque

$$\frac{dP_2(t)}{dt} = k_1 P_1(t) - k_2 P_2(t) \quad (5.4)$$

Le soluzioni stazionarie si possono ottenere trascurando le derivate temporali. Si avrà quindi

$$P_1 = \frac{k_2}{k_1 + k_2}$$

$$P_2 = \frac{k_1}{k_1 + k_2}$$

Poichè il rumore dicotomico di Markov è usato come termine di rumore nell'equazione 5.2, può esser utile considerare inizialmente un processo a media zero

$$\langle \xi_{dn} \rangle = \frac{k_2 \Delta_1 + k_1 \Delta_2}{k_1 + k_2}$$

con $\langle \xi_{dn} \rangle$ che risulta essere la media del processo. In definitiva si ottiene dunque

$$k_2 \Delta_1 + k_1 \Delta_2 = \frac{\Delta_1}{\tau_2} + \frac{\Delta_2}{\tau_1} = 0$$

Il rumore dicotomico può esser riscontrato in un'ampia varietà di modelli fisici e matematici anche con interesse dal punto di vista ambientale per due motivi principali: è una forma semplice ed analiticamente tracciabile di rumore correlato ed in condizioni stazionarie è possibile ottenere soluzioni analitiche esatte. Per questo motivo può essere usato come strumento per rappresentare convenzionalmente una forzante casuale ambientale. Esistono molti esempi in cui l'autocorrelazione è una delle caratteristiche chiave della forzatura esterna. Basti pensare all'andamento della temperatura durante la giornata o la portata di un fiume. Il rumore dicotomico può esser utilizzato inoltre per modellare un'ampia classe di sistemi che commutano casualmente tra due stati dinamici.

Un possibile uso di tale rumore si ha quando un processo può essere caratterizzato da tre componenti: sistema dinamico (espresso mediante l'uso di una variabile di stato ϕ), una forzante casuale $q(t)$ ed un valore soglia Θ_{dn} che sancisce le condizioni favorevoli o sfavorevoli per il miglioramento o il peggioramento di ϕ . Un possibile esempio da un punto di vista ambientale si può ottenere considerando ϕ come la biomassa vegetativa in un ambiente semi-arido (D'Odorico, Laio e Ridolfi 2005), conseguentemente q rappresenta le

fluttuazioni causate dalle precipitazioni che determinano la crescita di biomassa. Pertanto, la forzante stocastica può esser descritta da

$$\frac{d\phi}{dt} = f_1(\phi) \text{ se } q(t) \geq 0$$

$$\frac{d\phi}{dt} = f_2(\phi) \text{ se } q(t) < 0$$

Ciò significa che, considerando q come soglia, se questa risulta essere maggiore di zero il sistema è in condizioni favorevoli altrimenti il sistema è sottoposto a condizioni di stress.

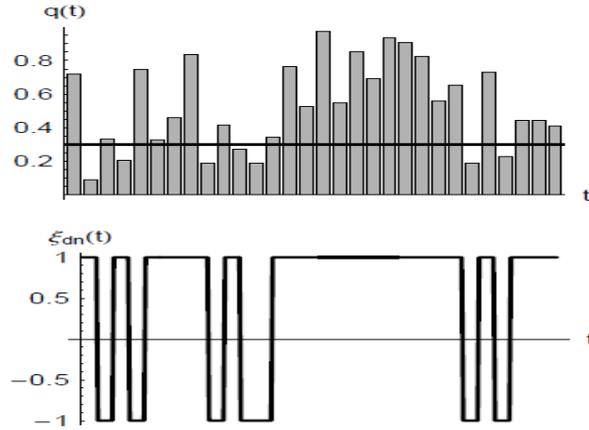


Figura 5.4: In alto: comportamento di una variabile non correlata intorno alla soglia q , in basso: andamento del rumore dicotomico in base alla soglia q (Ridolfi, D’Odorico e Laio 2011)

5.5 White Shot Noise

Il *white shoot noise*, anche detto rumore di *Poisson*, è un processo stocastico descritto da una variabile di stato $\xi_{sn}(t)$ definita da una sequenza di pulsazioni che si verificano ad un tempo casuale τ_i . Ogni pulsazione presenta una durata infinitesima ma un’altezza casuale finita $h_i\delta(\cdot)$ con $\delta(\cdot)$ che risulta essere la funzione di *Diraq*. I tempi casuali τ_i implicano una distribuzione di probabilità dei tempi di interarrivo $t_i = \tau_i - \tau_{i-1}$ che risulta essere di tipo esponenziale e, in particolare, $p(T) = \lambda e^{-\lambda T}$. Il valore atteso della distribuzione sarà dunque pari ad $1/\lambda$ ovvero la media dei tempi di interarrivo. La distribuzione di probabilità dei salti sarà anch’essa esponenziale con media α , pari a $p_H(h) = \frac{1}{\alpha} e^{-\frac{h}{\alpha}}$.

La formulazione matematica del processo si può dunque scrivere come

$$\xi_{sn}(t) = \sum_i h_i \delta(t - \tau_i) \quad (5.5)$$

Il WSN può essere espresso considerandolo come la derivata formale del processo omogeneo composto di Poisson

$$Z(t) = \int_0^t \xi_{sn}(t') dt' = \sum_i h_i \Theta(t - \tau_i) \quad (5.6)$$

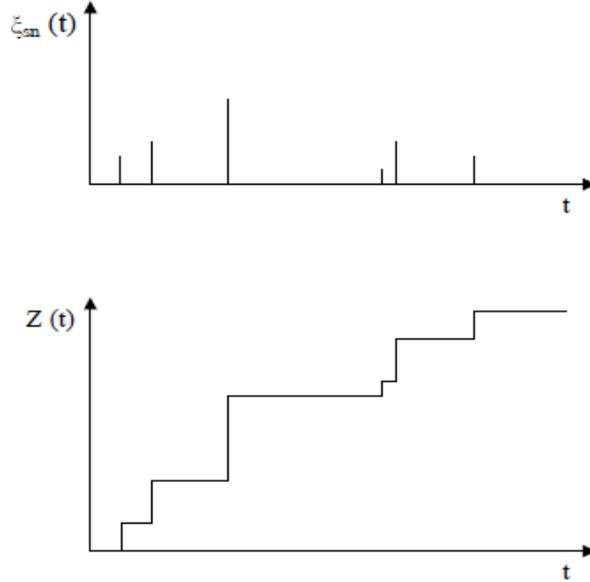


Figura 5.5: Esempio di realizzazione di WSN (in alto) e processo omogeneo di Poisson $Z(t)$ (in basso) (Ridolfi, D’Odorico e Laio 2011)

dove $\Theta(\cdot)$ risulta essere la funzione step unitaria.

Il rumore a colpo bianco può essere ottenuto come caso limite del rumore dicotomico imponendo

$$\Delta_1 = \alpha K_1 \quad \Delta_2 = 0 \quad K_1 \rightarrow \infty \quad K_2 = \lambda$$

Per cercare di capire se questa tipologia di rumore è adatta per la modellizzazione di un processo si dovrebbe guardare il rapporto tra la durata di un singolo evento casuale e il tempo tipico della scala temporale con cui si presenta un evento. Se questo rapporto è molto basso, la struttura temporale della forzatura non ha nessuna influenza sulle dinamiche complessive. Naturalmente è opportuno considerare lo “zoom” con cui si vuole guardare la scala temporale. Ad esempio, se si considera la pioggia caduta in un arco temporale di ventiquattro ore questa avrà un certo andamento. Se si considera come arco temporale un anno, la pioggia caduta in quel giorno può essere rappresentata come uno “spike” con altezza uguale alla somma delle precipitazioni avvenute nel corso del giorno stesso (figura 5.6).

Evidentemente, nello studio di un processo guidato da una forzante casuale di tipo WSN la scala temporale del processo determinerà anche la scala temporale che deve essere usata per modellare il rumore. Ad esempio, se si vuol studiare il processo di inondazione di un bacino relativamente piccolo si deve tenere conto dell’ora e della struttura di precipitazione oraria. Se invece si considerano le dinamiche stagionali di vegetazione, la scala giornaliera sarà sufficiente e le precipitazioni possono essere modellate come rumore di tipo WSN.

Il processo stocastico guidato da WSN può essere descritto dall’equazione

$$\frac{d(\phi)}{dt} = f(\phi) + g(\phi) \cdot \xi'_{sn} \quad (5.7)$$

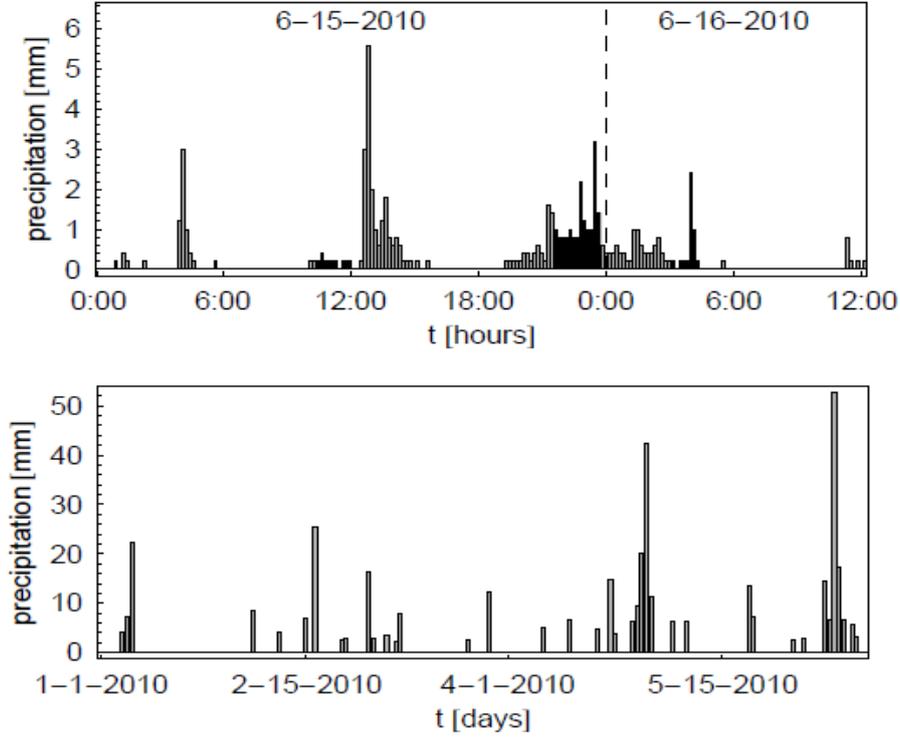


Figura 5.6: Sequenze di pioggia registrate ogni 10 minuti a Torino (in alto) e giornaliere (in basso) (Ridolfi, D’Odorico e Laio 2011)

in cui $f(\phi)$ risulta essere la componente deterministica del sistema, $g(\phi) \cdot \xi'_{sn}$ la componente stocastica mentre $\xi'_{sn} = \xi_{sn} - \lambda\alpha$ in quanto la media di ξ_{sn} risulta pari ad $\lambda\alpha$ e pertanto ξ' presenta media zero. Così facendo si può trovare la soluzione analitica, in condizioni stazionarie, della funzione densità di probabilità (pdf ¹) di un processo stocastico governato da un rumore di tipo WSN. La pdf è l’analogo della funzione di probabilità di una variabile nel caso in cui la variabile casuale stessa risulti continua. Questa esprime dunque la probabilità che una variabile casuale X appartenga ad un intervallo $[a, b]$ attraverso la relazione

$$p(a < X < b) = \int_a^b f(X) dx$$

Risulta naturale che l’area sottesa dalla pdf abbia valore unitario che corrisponde al 100% di probabilità. La soluzione analitica della pdf di un processo modellabile come l’equazione 5.7 risulta dunque

$$p(\phi) = C \cdot \frac{1}{f(\phi) - \lambda\alpha g(\phi)} \exp \left[\int_{\phi} \frac{f(\phi')}{(f(\phi') - \lambda\alpha g(\phi')) \alpha g(\phi')} \right] \quad (5.8)$$

¹Per il prosieguo della trattazione con l’acronimo ‘pdf’ si intende la funzione densità di probabilità, in inglese *probability density function*.

in cui: C risulta essere una costante tale per cui la pdf assume un valore di area unitario, α la media dei salti infine λ il reciproco del tempo medio di interarrivo.

Esempi dimostrativi

Per cercare di comprendere meglio l'evoluzione di un processo stocastico guidato da un rumore di tipo *white shoot noise* si può far riferimento a due diversi esempi:

Esempio 1

Si consideri una variabile $x(t)$ che decresce linearmente mentre il rumore risulta di tipo additivo

Tale processo può esser scritto nella forma

$$\frac{dx}{dt} = -x + \xi_{sn} \quad (5.9)$$

Considerando la 5.8, la soluzione analitica del processo è data da

$$p(x) = \frac{C}{-x} \exp\left(-\frac{x}{\alpha} - \lambda \log(x)\right) \quad (5.10)$$

in cui α risulta essere la media del salto, λ la frequenza dei tempi di interarrivo e C la costante che fa sì che l'area sottesa alla curva abbia valore unitario.

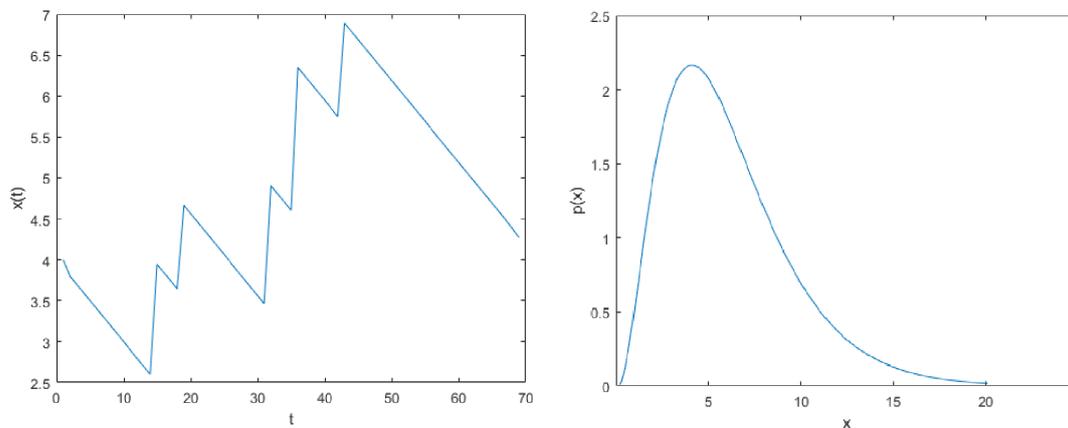


Figura 5.7: Breve esempio di traiettorie del processo 5.9 estratta dalla simulazione numerica (a sinistra) con annessa pdf analitica (a destra)

Esempio 2

Si consideri adesso un caso simile al precedente in cui la variabile $x(t)$ cresce linearmente mentre il rumore risulta essere sempre sottrattivo e, in questo esempio, moltiplicato per la variabile x .

Tale processo può esser rappresentato mediante l'equazione

$$\frac{dx}{dt} = x - x \xi_{sn} \quad (5.11)$$

In questo caso, ricordando l'equazione 5.8, la pdf a seguito di alcune semplificazioni può esser scritta come

$$p(x) = \frac{C}{x} x^{\frac{1}{\alpha}-\lambda} = Cx^{\frac{1}{\alpha}-\lambda-1} \quad (5.12)$$

in cui, come l'esempio precedente, α risulta essere la media del salto, λ la frequenza dei tempi di interarrivo e C la costante che fa sì che l'area sottesa alla curva abbia valore unitario.

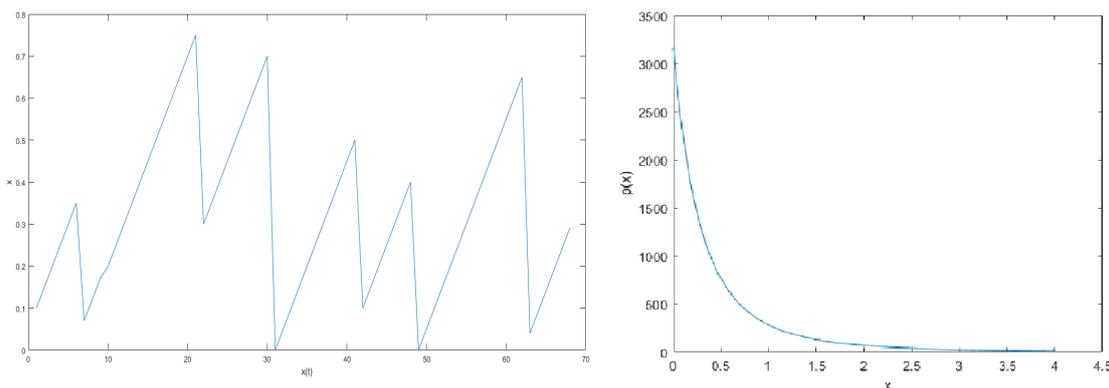


Figura 5.8: Breve esempio di traiettorie del processo 5.11 estratta dalla simulazione numerica(a sinistra) con annessa pdf analitica(a destra)

5.6 White Gaussian Noise

Il rumore bianco gaussian ξ_{gn} è un processo stocastico caratterizzato da:

- media nulla, ovvero $\langle \xi_{gn}(t) \rangle = 0$;
- autocorrelazione avente un picco molto accentuato in zero;
- tutti i momenti di ordine superiore al secondo risultano nulli.

Le prime due proprietà sono valide per qualunque rumore bianco (ovvero che non abbia memoria) mentre il terzo è tipico del rumore bianco gaussiano. Il WGN risulta comunemente trattato come derivata formale del processo di Wiener, per cui

$$W(t) = \int_0^t \xi_{gn}(t') dt' \quad (5.13)$$

Un esempio tipico di traiettorie del processo di Wiener è rappresentato in figura 5.9. Il WGN può essere ottenuto come caso limite del rumore dicotomico considerando

$$\Delta_1 = -\Delta_2 \rightarrow \infty \quad k_1 = k_2 = \frac{\Delta_1^2}{2s_{gn}}$$

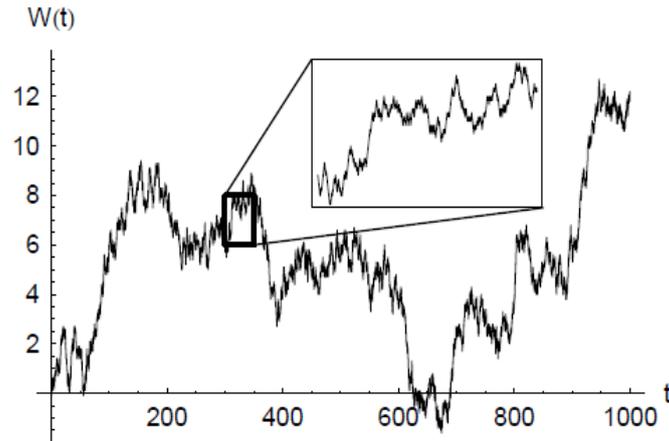


Figura 5.9: Esempio tipico di traiettorie del processo di Wiener (Ridolfi, D’Odorico e Laio 2011)

oppure a partire dal WSN considerando la frequenza dei ‘colpi’ che tende ad infinito e quindi la media delle intensità che tende a zero. Per un processo WSN a media zero quindi si può considerare

$$\lambda \rightarrow \infty \quad \alpha = \sqrt{s_{gn}\lambda}$$

Nelle scienze ambientali vi sono tantissimi processi che possono essere modellati come WGN: un esempio può essere ottenuto considerando l’andamento delle piogge con una scala temporale annuale. Si è già visto come considerando le piogge diurne il segnale può essere ben approssimato da WSN. Se invece si considera una forbice temporale molto lunga (ad esempio 100 anni) e si misurano le piogge con una scala temporale annua, l’andamento sarà simile a quello mostrato in figura 5.9.

L’equazione di un processo stocastico regolato da un rumore bianco gaussiano risulta

$$\frac{d(\phi)}{dt} = f(\phi) + g(\phi) \cdot \xi'_{gn} \quad (5.14)$$

La soluzione analitica della pdf di un processo modellabile come l’equazione 5.14 risulta dunque

$$p(\phi) = \frac{C}{g(\phi)} \exp \left[\int_{\phi} \frac{f(\phi')}{s_{gn}g(\phi')^2} d\phi' \right] \quad (5.15)$$

Capitolo 6

Modellazione stocastica della dinamica di PM_{10} ed NO_x

6.1 Idea di base

Una delle distinzioni più attuali dei modelli matematici utilizzati nei diversi ambiti delle Scienze prevede l'inquadramento in due tipologie principali: modelli deterministici e modelli stocastici. I modelli deterministici sono i più semplici in quanto le variabili di *input* assumono valori fissi. L'ideale deterministico parte quindi dal presupposto che i fenomeni naturali possano essere ricollegati direttamente alla causa che li provoca. Considerando tale principio, formalizzato inizialmente da *Laplace* (1749-1827), una volta noto lo stato iniziale di un sistema e le forze agenti su di esso sarebbe possibile descrivere con precisione assoluta l'evolversi del sistema. Tuttavia, la dinamica con la quale si svolge la quasi totalità dei processi ambientali, non può essere descritta attraverso un modello interamente deterministico. Per questo si introducono i modelli stocastici, ovvero i modelli che tengono in considerazione le variazioni, casuali e non, delle variabili di *input*. Questi forniscono, dunque, risultati in termini di "probabilità". I modelli stocastici risultano quindi più complessi di quelli deterministici ma anche più affidabili in quanto, solitamente, conferiscono al modello una maggiore corrispondenza alla realtà.

Dall'unione di una componente deterministica e di una componente stocastica nasce l'idea alla base del modello minimalista che si vuole descrivere. Tale modello ha l'obiettivo di appurare se un processo stocastico guidato da un rumore di tipo *White Shoot Noise* (*WSN*) possa descrivere in maniera adeguata l'andamento delle concentrazioni in atmosfera in termini di "probabilità". A tale scopo è necessario verificare che la funzione densità di probabilità, ricavata analiticamente a partire dall'equazione che governa il processo stocastico, interpoli bene la funzione densità di probabilità ricavata a partire dai dati sperimentali delle concentrazioni.

Come già visto nel paragrafo 5.5, il *white shoot noise* (anche detto rumore di *Poisson*), risulta essere un processo stocastico descrivibile attraverso una variabile di stato $\xi_{sn}(t)$ definita da una sequenza di pulsazioni casuali al tempo τ_i aventi altezza $h_i\sigma(0)$ con $\sigma(0)$ che risulta essere la funzione di Dirac. Inoltre, grazie all'equazione 5.8 è possibile calcolare

la pdf associata a quel determinato processo assegnati i valori α e τ , rispettivamente relativi all' altezza media e al tempo medio di interarrivo dei "salti " avuti.

Nel modello che si ha intenzione di rappresentare si è deciso di far riferimento ad una scala temporale giornaliera in quanto:

- una scala temporale oraria avrebbe dovuto tener in considerazione l'evoluzione, durante le ventiquattro ore, dell'altezza dello strato di rimescolamento e dell'andamento del traffico veicolare a Torino. Quest'ultimo, infatti, risulta essere la fonte di emissione principale per PM_{10} e NO_x (tabelle 4.1, 4.2);
- una scala temporale più lunga di quella giornaliera non risulterebbe significativa per la descrizione del processo.

La componente deterministica risulta quindi descrivibile attraverso l'utilizzo di due termini: un termine di ingresso, dato dalle immissioni rilasciate dalla superficie terrestre a seguito di attività antropiche, ed un termine di uscita, indotto principalmente da processi di deposizione secca descritti nel paragrafo 1.3. Considerando in primo luogo solamente la componente deterministica si avrebbe che, a seguito delle emissioni, la concentrazione di inquinante in atmosfera tenderebbe a crescere in maniera esponenziale fino ad arrivare ad un valore di saturazione in cui il termine di immissione e il termine di uscita si eguagliano.

La componente stocastica può esser descritta attraverso l'utilizzo di due parametri α e λ : il primo, come già detto, rappresenta la media delle bruschi abbattimenti di concentrazioni. Questi sono provocati dal verificarsi di eventi pluviometrico che inducono processi di deposizione umida (descritti nel paragrafo 1.4) o dalla presenza delle cosiddette *wind day*, ovvero giornate caratterizzate da forti venti. Il parametro λ , invece, rappresenta il reciproco della media dei tempi di interarrivo con i quali si verificano gli abbattimenti.

In figura 6.1 si può notare la realizzazione grafica del modello che si vuol cercare di esaminare. La concentrazione di un inquinante nel tempo tende a crescere fino ad arrivare ad un valore asintotico. Con t_1 e t_2 sono chiamati i due tempi di interarrivo del rumore stocastico mentre con h_1, h_2 ed h_3 i salti negativi che la concentrazione compie a seguito del rumore. In questo caso, i parametri stocastici α e λ risulterebbero pari a:

$$\alpha = \frac{h_1 + h_2 + h_3}{3}$$

$$\lambda = \frac{2}{t_1 + t_2}$$

E' bene considerare che, per chiarezza di immagine, la concentrazione raggiunge sempre un valore asintotico prima di essere abbattuta, ma nella realtà si presuppone che non sia assolutamente così. Nella maggior parte dei casi, infatti, la concentrazione subirà un salto negativo prima che questa raggiunga il valore massimo.

Lo scopo della seconda parte del presente lavoro di tesi, dunque, non è quello di determinare quale sarà la concentrazione puntuale di un agente inquinante nel tempo (anche perchè impossibile) ma, piuttosto, cercare di capire se la funzione densità di probabilità della concentrazione trattata sotto forma di un processo stocastico caratterizzato dal WSN si avvicina alla realtà. In altre parole, si vuol capire se il processo reale può essere analizzato come un processo dinamico in cui l'andamento della concentrazione nel tempo cresce in maniera deterministica per poi essere, in maniera del tutto casuale, abbattuta da un evento pluviometrico o da una *wind day*.

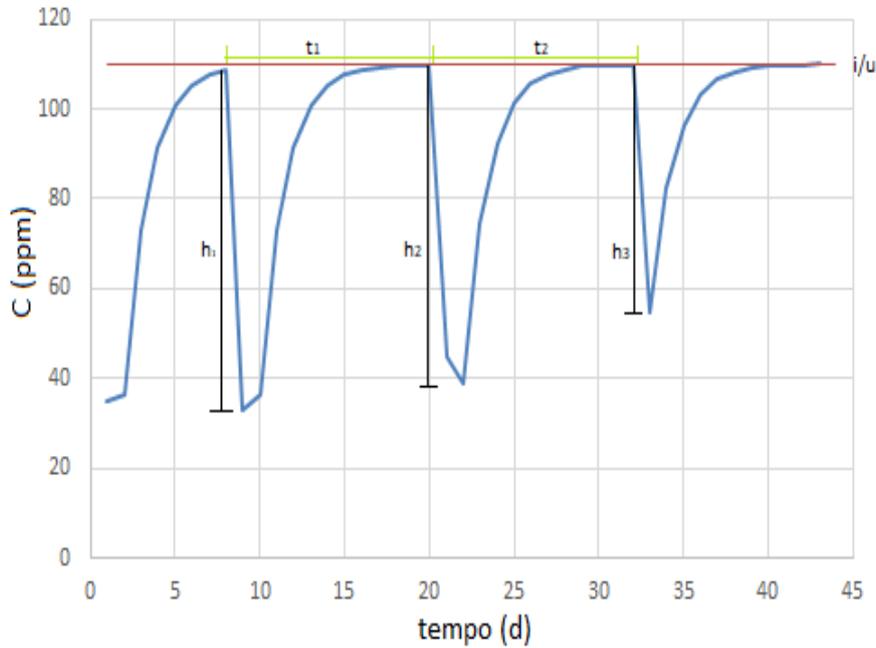


Figura 6.1: Realizzazione grafica del processo stocastico di interesse

6.2 L'andamento delle concentrazioni come un processo stocastico

Una volta compresi i meccanismi di un processo stocastico si vuol cercare di capire se risulta possibile descrivere l'andamento delle concentrazioni nel tempo attraverso un processo stocastico governato da un rumore di tipo WSN.

Come già descritto nel capitolo 3, l'andamento dell'altezza del PBL risulta essere chiaramente in controfase rispetto all'andamento delle concentrazioni dei due agenti inquinanti considerati. Prendendo in considerazione anche il modello Box descritto nel capitolo 2, risulta evidente che, considerando un termine di immissione ed un termine di uscita costanti all'interno del box stesso, al variare del volume della *scatola* varia la concentrazione dell'inquinante. Naturalmente, se il volume del box aumenta la concentrazione diminuisce mentre se il volume diminuisce la concentrazione aumenta.

Inoltre, l'andamento del PBL risulta essere fortemente influenzato dal tempo in quanto varia sia a seconda delle stagioni e sia a seconda dell'ora della giornata (figura 4.2) e, di conseguenza, sarebbe sbagliato non considerare l'evoluzione nel tempo dello stesso. Pertanto si può definire un'equazione del tipo

$$\frac{dC}{dt} = I - Cu - \frac{C}{H} \frac{dH}{dt} \quad (6.1)$$

in cui C risulta essere la concentrazione del generico inquinante, u il termine di uscita ed H l'altezza del PBL.

Tuttavia non è noto risolvere analiticamente un'equazione differenziale stocastica considerando due variabili in funzione nel tempo. Pertanto si è deciso di prendere in considerazione la massa di inquinante all'interno del box. Quest'ultima è stata calcolata come il prodotto tra la concentrazione media giornaliera di PM_{10} ed NO_x misurata nella stazione *Torino Consolata*, l'altezza media del PBL nello stesso giorno e la superficie della città di Torino (130.17 km^2). Così facendo, come si vede in figura 6.3, l'andamento della massa

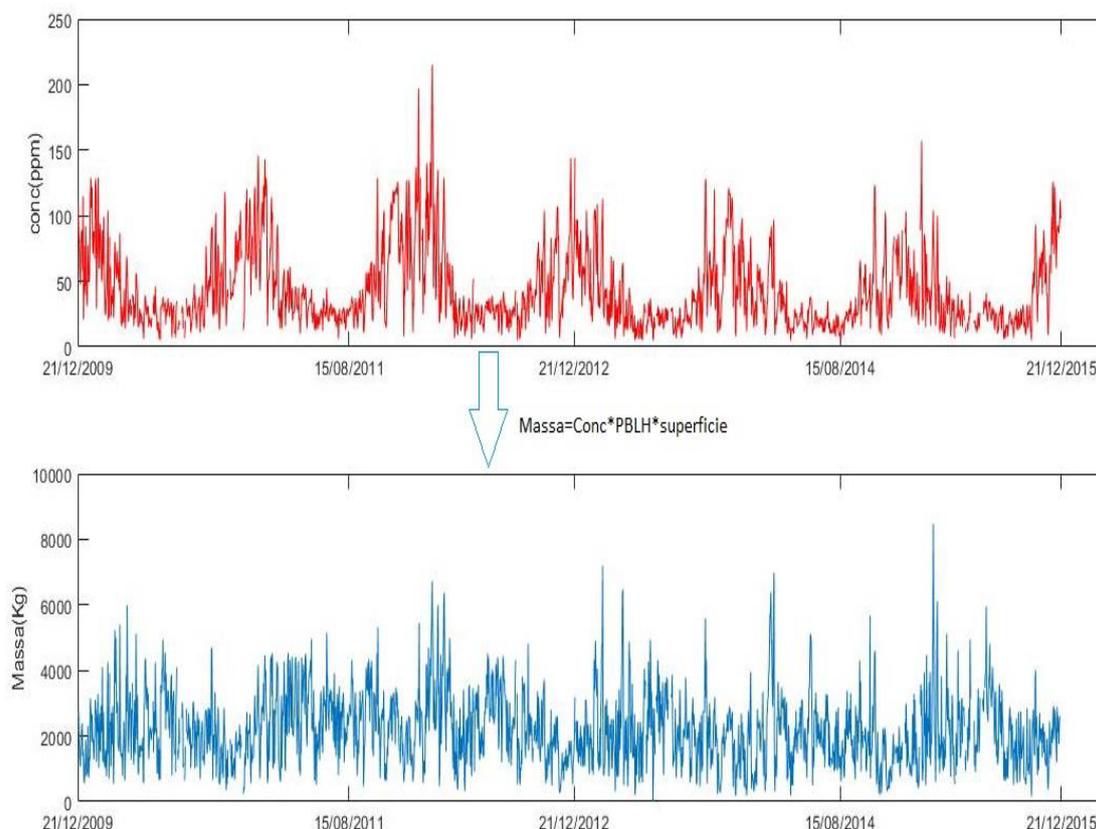


Figura 6.2: Andamento della concentrazione nel tempo (in alto) e della massa (in basso). Caso studio PM_{10} città di Torino. Anni 2010-2015

nel tempo diviene nettamente meno dipendente dalle stagioni di quello delle concentrazioni in quanto si perde la relazione fondamentale con l'evoluzione temporale del PBLH.

A questo punto, considerando l'evoluzione della massa come un processo stocastico guidato dal WSN, l'equazione 6.1 può esser scritta come

$$\frac{dM}{dt} = i - M u - M \xi_{sn} \quad (6.2)$$

in cui

- M rappresenta la massa dell'inquinante che si sta considerando (in Kg);

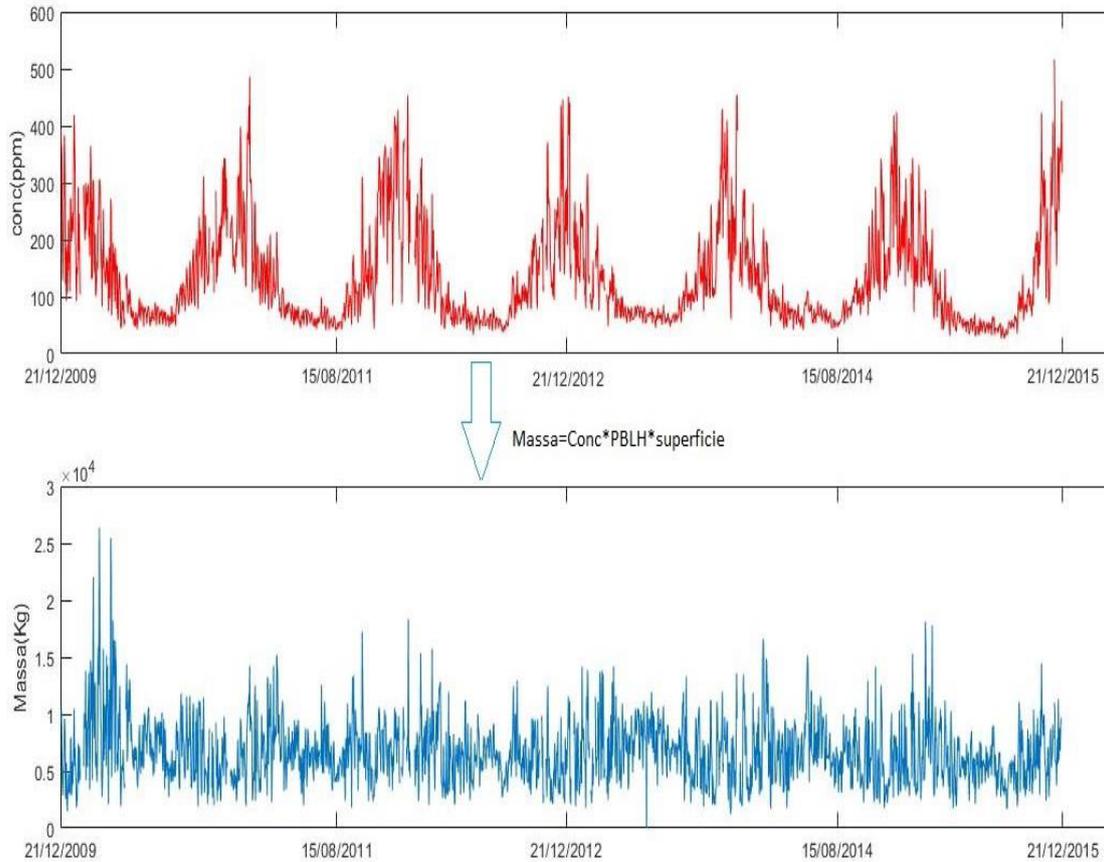


Figura 6.3: Andamento della concentrazione nel tempo (in alto) e della massa (in basso). Caso studio NO_x città di Torino. Anni 2010-2015

- dM/dt è la variazione della massa nel tempo;
- i esprime un termine di immissione che naturalmente risulta sempre positivo. Dimensionalmente è dato da una massa su un tempo;
- u rappresenta il termine di uscita. Per come è scritta l'equazione 6.2, u risulta essere sempre positivo e ha le stesse dimensioni di una costante cinetica (ovvero uno su tempo);
- ξ_{sn} risulta essere la variabile casuale, descritta nel paragrafo 5.5;
- $i - Mu$ raffigura la componente deterministica del processo;
- $M \xi_{sn}$ rappresenta la componente stocastica.

6.3 Soluzione analitica

La soluzione analitica della funzione densità di probabilità riferita all'equazione 6.2 può essere calcolata riportando il processo in considerazione sotto forma di caso generale espresso dall'equazione 5.7 e successivamente mediante l'espressione 5.8, tenendo in considerazione che è opportuno introdurre all'interno dell'equazione ξ'_{sn} definito da $\xi'_{sn} = \xi_{sn} - \alpha\lambda$ in quanto è necessario che all'interno dell'equazione stessa la variabile stocastica abbia media zero. Dunque l'equazione 6.2 può esser riscritta come

$$\frac{dM}{dt} = i - M u - M(\xi'_{sn} + \alpha\lambda) = i - M(u + \alpha\lambda) - M\xi'_{sn} \quad (6.3)$$

Mettendo in relazione l'equazione 6.3 con l'espressione 5.7 si ottiene

$$\begin{cases} f(M) &= i - M(u + \alpha\lambda) \\ g(m) &= -M \end{cases} \quad (6.4)$$

Utilizzando infine l'equazione 5.8 si ottiene la pdf associata al processo stocastico 6.2

$$p(M) = \frac{C}{i - Mu} \exp \left[\frac{\log M}{\alpha} + \frac{\lambda \log(i - Mu)}{u} \right] \quad (6.5)$$

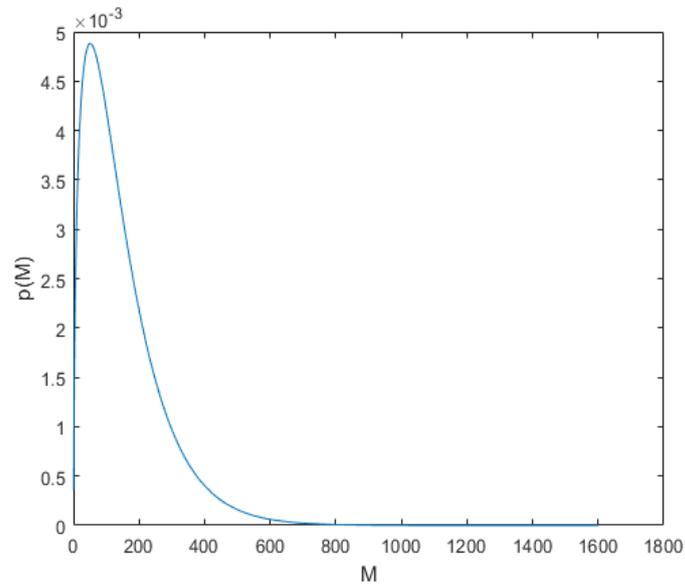
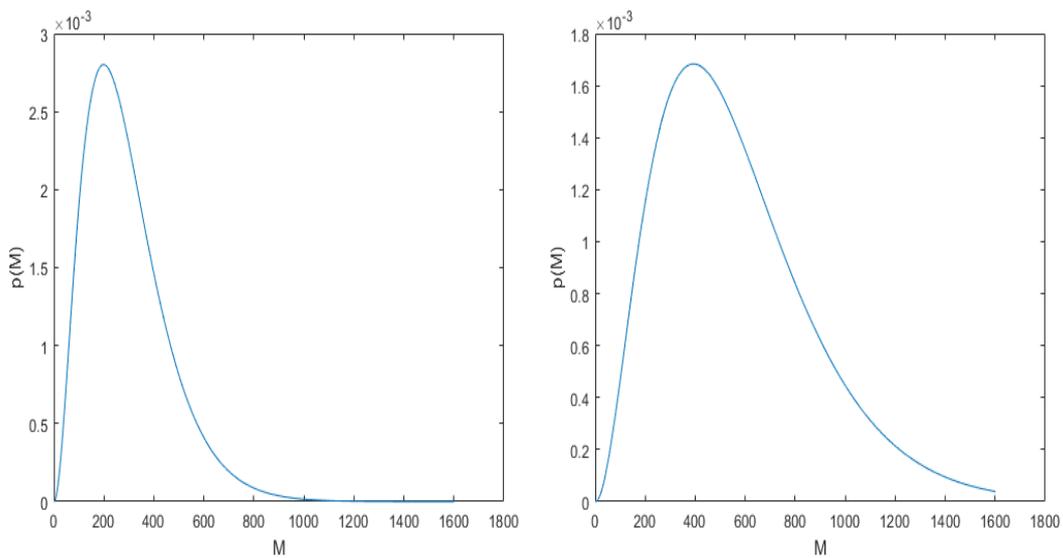
Si noti come il dominio dell'equazione precedente risulti essere $(i - Mu) > 0$. Ciò significa che la soluzione analitica non potrà essere tracciata per valori di massa maggiori al rapporto tra immissione e termine di uscita. L'espressione precedente può essere semplificata come

$$p(M) = \frac{C}{i - Mu} M^{\frac{1}{\alpha}} (i - Mu)^{\frac{\lambda}{u}} \quad (6.6)$$

Un esempio di pdf è data dalla figura 6.4. In questo caso si sono ipotizzati:

- $i = 100 \frac{kg}{giorno}$;
- $u = 0.01 \frac{1}{giorno}$;
- $\alpha = 2$;
- $\lambda = 1$.

Si consideri ora, lasciando inalterati gli altri termini, di stimare α pari a 0.5. Ricordando l'equazione 6.6 e che α rappresenta l'entità del salto, ci si aspetta che la pdf trasli leggermente verso destra (ovvero verso valori di massa più alti). Tale comportamento è confermato dalla rappresentazione della pdf (figura 6.5 sinistra). Infine, si ipotizzi sia λ che α pari a 0.5. Essendo λ la frequenza dei tempi di interarrivo, dimezzarlo vuol dire raddoppiare la media dei tempi di arrivo. In altre parole, l'andamento della massa avrà meno salti negativi e quindi ci si aspetta una pdf avente un'andamento meno accentuato e che arrivi anche a valori di masse maggiori del caso precedente. Anche in questo caso, la veridicità del ragionamento è confermata dalla figura 6.5 destra.

Figura 6.4: Esempio di PDF, $\alpha = 2, \lambda = 1$ Figura 6.5: Esempio di PDF, figura a sinistra $\alpha = 0.5, \lambda = 1$, figura a destra $\alpha = \lambda = 0.5$

6.4 Stima dei parametri

6.4.1 Immissione

L'equazione 6.2 contiene al suo interno due parametri deterministici espressi in forma esplicita (i ed u) e due stocastici in forma implicita all'interno di ξ_{sn} , ovvero α e λ , già

descritti nel paragrafo 5.5. Per effettuare la simulazione numerica e tracciare l'equazione analitica della pdf, è necessario dunque stimare tali parametri.

Il termine di immissione all'interno del box è stato stimato a partire dai dati forniti da IREA (Inventario Regionale Emissioni Atmosfera) riguardanti il 2013 ipotizzando che questi siano costanti non solo all'interno dell'anno stesso, ma anche nei sei anni presi in riferimento. La prima osservazione che si potrebbe fare riguarda il fatto che in inverno ci

Tabella 6.1: Immissioni medie 2013 città di Torino, valori in Kg

	NO_x	PM_{10}
Emissioni totali anno 2013 comune di Torino	$5204.88 \cdot 10^3$	$583.47 \cdot 10^3$
Emissioni giornaliere anno 2013 comune di Torino	14259.96	1598.54
Emissioni orarie anno 2013 comune di Torino	594.16	66.60

sarebbe una maggiore immissione di PM_{10} ed NO_x a causa degli impianti di combustione ad uso civile, ovvero i riscaldamenti. Andando ad analizzare le emissioni per singoli comparti si nota come tale percentuale risulta essere in realtà poco significativa anche se spalmata in un arco temporale ridotto (circa sei mesi). In figura 6.6 si può notare come tale percentuale è intorno al 13% per NO_x mentre il 7% per PM_{10}

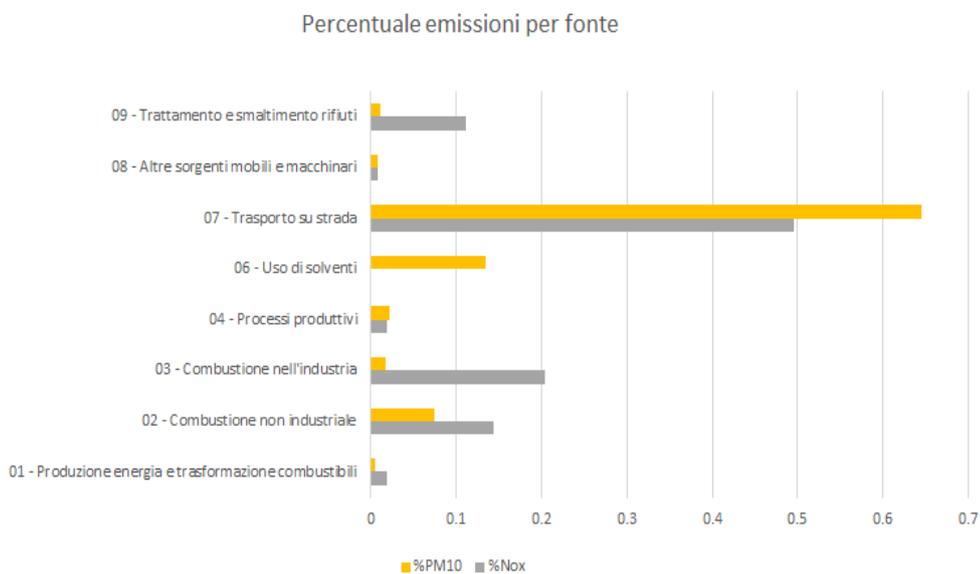


Figura 6.6: Analisi percentuale emissioni per fonte

6.4.2 Uscita

Per determinare il termine di uscita si sono seguite tre strade differenti che, tuttavia, partono da una ipotesi comune e portano ad una piccola differenza di risultato. L'ipotesi fondamentale è di trascurare il termine stocastico dell'equazione 6.3 in modo tale da stimare il termine di uscita solo considerando la parte deterministica.

1° Metodo

Come già detto, secondo le nostre ipotesi, la massa di inquinante teorica tenderà ad arrivare a un valore asintotico dato dal rapporto di immissione su uscita in corrispondenza di un lungo periodo di quiescenza dal punto di vista di eventi pluviometrici e *wind day*. Durante l'arco temporale compreso tra il 21/12/2009 al 21/12/2015 si è individuato il periodo più lungo in assenza di tali fenomeni e si è cercato, infine, di individuare il valore asintotico. Come si può vedere in figura 6.7, non sembra esserci un valore asintotico a cui tende la



Figura 6.7: Andamento della massa di PM_{10} in un periodo privo di eventi pluviometrici e *wind day*

massa ma, l'andamento di quest'ultima, tenderebbe sempre ad oscillare. Ciò si pensa sia dovuto al fatto che le immissioni, ipotizzate costanti durante tutto l'anno per assenza di dati più dettagliati, non siano effettivamente così. Infatti il traffico veicolare (primo fattore inquinante in ambiente urbano) risulta avere andamenti differenti a seconda del giorno della settimana. Nei giorni festivi, ad esempio, sarà nettamente inferiore di quelli feriali.

Si considera quindi il valore massimo (pari a 3500 kg) e pertanto il termine di uscita risulterà pari a $u = I/M_{max} = 0.456$ [1/giorno].

2° Metodo

Ricordando il dominio della soluzione analitica (ovvero $I - Mu > 0$) si è pensato di calcolare, a partire dalla serie storica, la funzione di probabilità cumulata della massa. Così facendo si è fissata una probabilità di non superamento molto alta (pari al 99%) e si è dunque ricavato il valore di $M_{max} = 6180Kg$. Si ottiene dunque un valore di u pari a $u = I/M_{max} = 0.258$ [1/giorno]

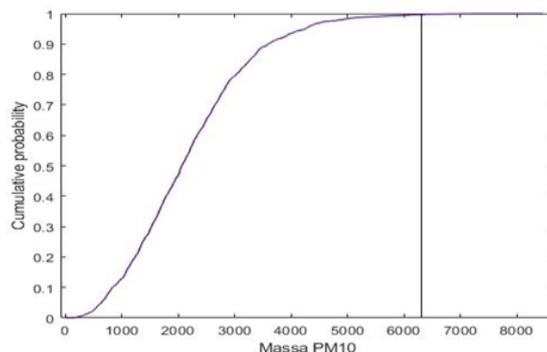


Figura 6.8: Funzione di probabilità cumulata della massa di PM_{10} a Torino. Anni 2010-2015

3° Metodo

Infine, l'ultimo metodo per la stima di u , è avvenuto rapportando l'andamento della massa nell'anno 2013 con le relative immissioni. Facendo l'integrale della massa nell'intervallo 01/01/2013-31/12/2013, dunque, si ottiene la massa totale che è stata misurata nella stazione di Torino Consolata. Inoltre, come si è già visto nel paragrafo 2, una delle ipotesi fondamentali del modello Box è che l'inquinante risulti omogeneamente disperso all'interno del volume di riferimento. Alla luce di ciò il termine di uscita può essere stimato come

$$u = \frac{c.c. \cdot \int_{2013} M(t) dt}{Immissioni_{2013}} = 0.303 [1/giorno]$$

in cui c.c. risulta essere un coefficiente di correzione dato dal rapporto tra il numero dei giorni dell'anno (365) e il numero dei dati disponibili in tale anno (356), ovvero pari a circa 1,025.

6.4.3 Media dell'altezza dei salti (α)

Il parametro stocastico α può esser stimato a partire dalla serie storica della massa o cercando di capire se via sia una correlazione tra eventi meteorici o di forte vento ed abbattimento della stessa. In questo caso, se possibile, si dovrebbe anche cercare di stimare una semplice relazione analitica. Anche in questo caso, quindi, vi sono due strade possibili per la stima del termine.

Stima a partire della serie storica

Il primo metodo possibile risulta analizzare la serie storica. In particolare, ricordando l'equazione 6.3 si può scrivere

$$\frac{1}{M} \frac{dM}{dt} = \frac{I - Mu}{M} - \xi_{sn}$$

$$\frac{1}{M} dM = \left(\frac{I - Mu}{M} - \xi_{sn} \right) dt$$

Integrando si ottiene

$$\int_{M_1}^{M_0} \frac{1}{M} dM = h_{salto} \quad (6.7)$$

con h_{salto} che risulta essere dunque

$$h_{salto} = \log \frac{M_0}{M_1} \quad (6.8)$$

in cui M_0 risulta il valore della massa immediatamente prima del salto mentre M_1 quella immediatamente successiva.

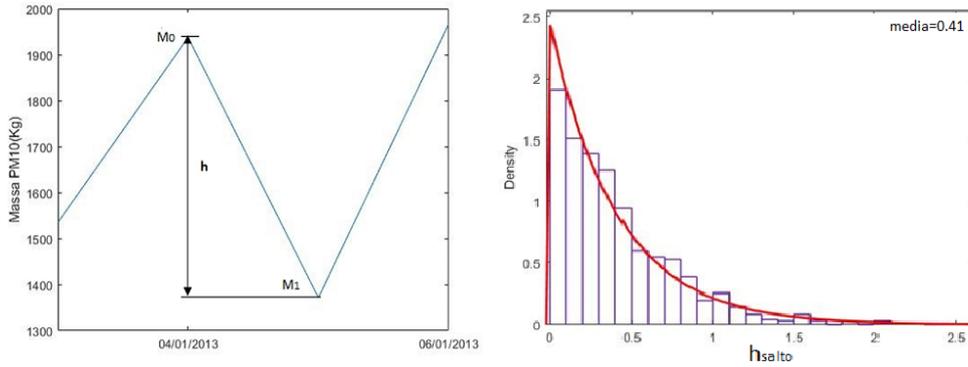


Figura 6.9: Esempio di salto (a sinistra), distribuzione esponenziale degli h_{salto} a destra.

Per ogni salto che si è avuto nella serie storica si è quindi ottenuto un certo valore di h_{salto} che si è introdotto in un vettore. La distribuzione di probabilità di tale vettore si è dimostrata poi ben approssimabile come una distribuzione esponenziale avente media 0.41 (figura 6.9) per PM_{10} mentre 0.323 per NO_x .

Correlazione eventi meteorici-abbattimento massa

Ricordando il paragrafo 1.4 ci si aspetterebbe che in presenza di fenomeni pluviometrici la concentrazione, e di conseguenza la massa, di un inquinante in atmosfera si riduca notevolmente. Inoltre si è già visto come oltre l'intensità di precipitazione sia importante anche il diametro della goccia di pioggia. Ciò è dovuto al fatto che, considerando un'intensità di pioggia costante, al diminuire del diametro della goccia aumenta il numero delle stesse aumentando, quindi, la possibilità di intercettare una particella inquinante e trasportarla conseguentemente al suolo.

Teoricamente questo risulta vero se si analizza il fenomeno con una scala temporale non superiore a quella dell'ora. Se invece, come nel caso del presente lavoro di tesi, si utilizza una scala temporale giornaliera tale correlazione inizia a venir meno. Ciò è dovuto al fatto che a seguito di una precipitazione la concentrazione di un inquinante in atmosfera tende a risalire molto velocemente e ciò causa che la media giornaliera di concentrazione di una giornata piovosa sia simile ad una che non lo è. Il discorso risulta essere ovviamente differente se si considerano eventi pluviometrici di diverse ore ma, in questo caso, si hanno troppi pochi dati per cercare di capire se effettivamente vi è una correlazione o meno.

Una prova di tale ragionamento risulta essere lo scatter plot presente in figura 6.10 in cui si nota che non vi è praticamente alcuna correlazione tra l'altezza di pioggia e la diminuzione della massa tra due giorni contigui. Per altre considerazioni ci si rimanda alle conclusioni. Per il momento si evidenzia solo come la media dei salti α può essere stimata solo a partire dalla serie storica.

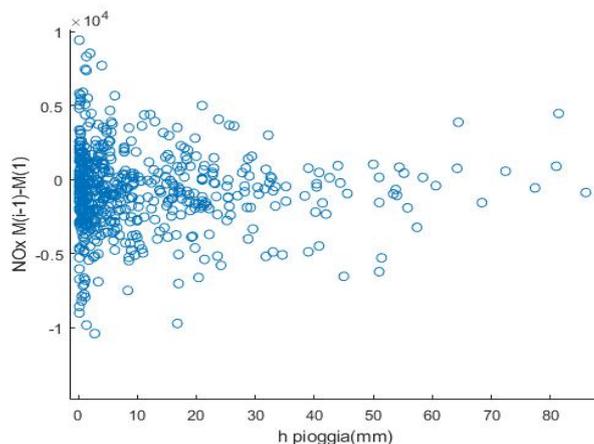


Figura 6.10: Scatter plot pioggia-massa NO_x

6.4.4 Stima della media dei tempi di interarrivo e del suo reciproco (λ)

L'ultimo parametro stocastico da dover stimare risulta essere λ definito come la media dei tempi di interarrivo. Anche in questo caso si sono seguite due strade: una a partire dalla serie storica della massa, l'altra analizzando le condizioni meteo presenti a Torino.

Stima a partire dalla serie storica

In questo caso si è utilizzato un ragionamento analogo a quello visto per la stima di del parametro α ma registrando in un vettore i giorni consecutivi in cui la massa è incrementata. Si ottiene dunque un vettore la cui distribuzione di probabilità si approssima ad una distribuzione esponenziale avente media 2.21 giorni per PM_{10} mentre 2.02 per NO_x . Ciò porta ad un λ rispettivamente pari ad 0.45 per PM_{10} mentre 0.49 per NO_x .

Stima a partire dalla serie storica di eventi meteorici

Infine si sono calcolati i giorni di quiescenza pluviometrica o in cui non si è registrata una velocità media del vento maggiore ad $1.5m/s$. Anche in questo caso, il vettore è approssimabile come una distribuzione esponenziale avente media 2.27 giorni. Ciò porta ad un valore di λ pari a 0.44, molto vicino quindi a quello che si può stimare a partire dalla serie storica della massa. Il parametro calcolato in questo modo risulta fortemente sito-specifico, ciò significa che varia significativamente a seconda della posizione geografica di riferimento. In questo lavoro si è cercato, inoltre, di verificare se effettivamente il valore medio dei tempi

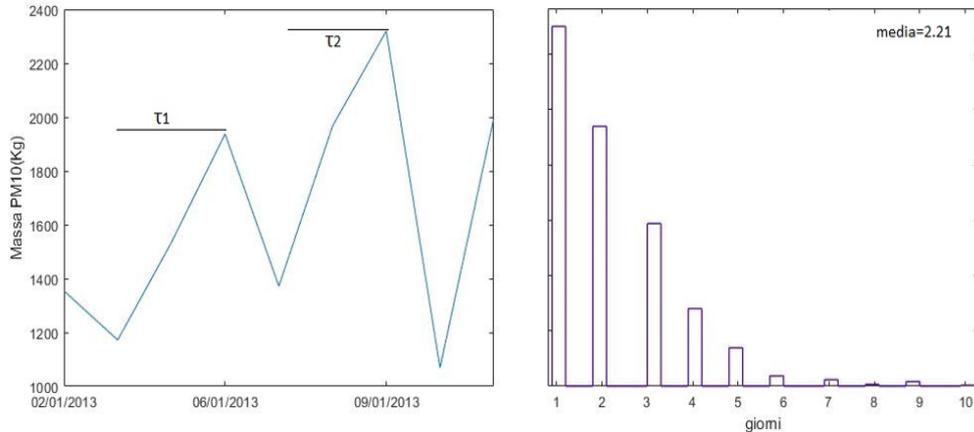


Figura 6.11: Esempio di interarrivi (immagine a sinistra) e rispettiva distribuzione esponenziale (destra)

di interarrivo calcolato a partire dalla serie storica e quello calcolato considerando eventi pluviometrici e giornate caratterizzate da forte vento si possano relazionare al parametro λ stimato dall'interpolazione della pdf ricavata dalla serie storica.

Tuttavia, nella presente tesi, nonostante i molteplici tentativi, non si è riusciti a stimare nessuna relazione significativa.

In tabella 6.2 sono riassunti i valori dei diversi parametri stimati a seconda dei differenti metodi.

6.5 Simulazione numerica

Per simulazione numerica si intende una tecnica che permette di eseguire esperimenti su un modello che dovrebbe 'imitare' il funzionamento di un sistema reale.

Nel nostro caso, la simulazione numerica nel modello descritto dall'equazione differenziale stocastica 6.2 è stata effettuata mediante il software *Matlab*. La stessa equazione è stata risolta mediante il metodo degli elementi finiti (FEM) che risulta essere una tecnica numerica atta a ridurre le equazioni differenziali in equazioni algebriche.

Per la buona riuscita della simulazione numerica si è posta, inoltre, particolare attenzione ai seguenti punti:

- scelto un passo di simulazione Δt , λ deve essere diverso da un multiplo di Δt ;
- i salti in M_0 sono calcolati a partire dall'equazione 6.8, ovvero

$$M_1 = \frac{M_0}{\exp(h')}$$

dove h' risulta un valore casuale estrapolato dalla distribuzione esponenziale avente media α ;

- il passo di campionamento della simulazione numerica deve essere dato da un multiplo di Δt .

In particolare, i valori del tempo di arrivo (τ') e del salto (h') sono stati ottenuti da un vettore al cui interno vi erano dei numeri casuali estratti dalle distribuzioni esponenziali aventi rispettivamente media $1/\lambda$ e α .

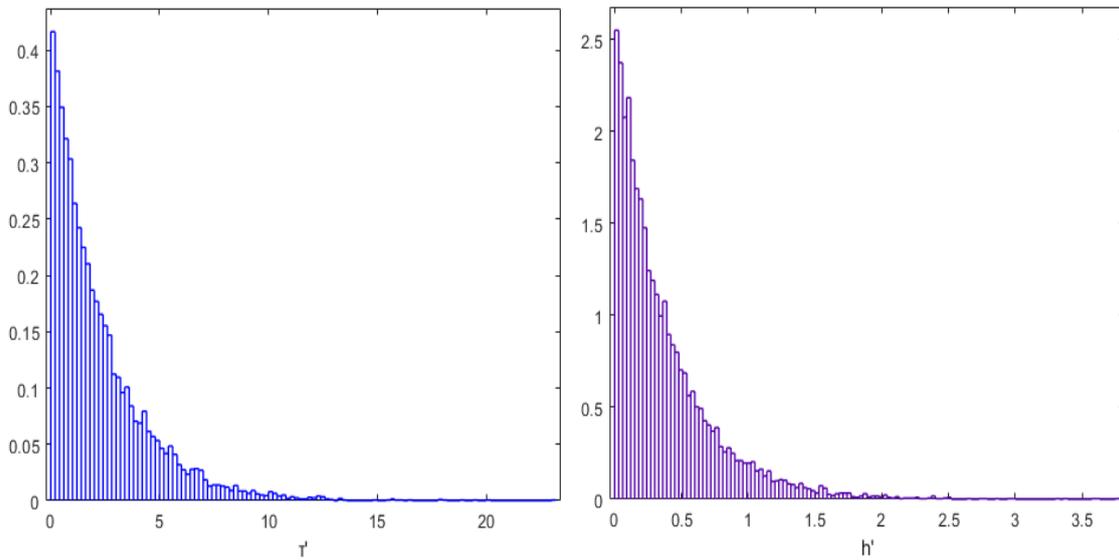


Figura 6.12: Distribuzioni esponenziali aventi media $1/\lambda$ (a sinistra) e α (a destra)

La correttezza della simulazione numerica, come si nota dalla figura 6.13 si evince dalla perfetta conformità che vi è tra la pdf analitica, calcolata attraverso l'equazione 6.6, e quella numerica.

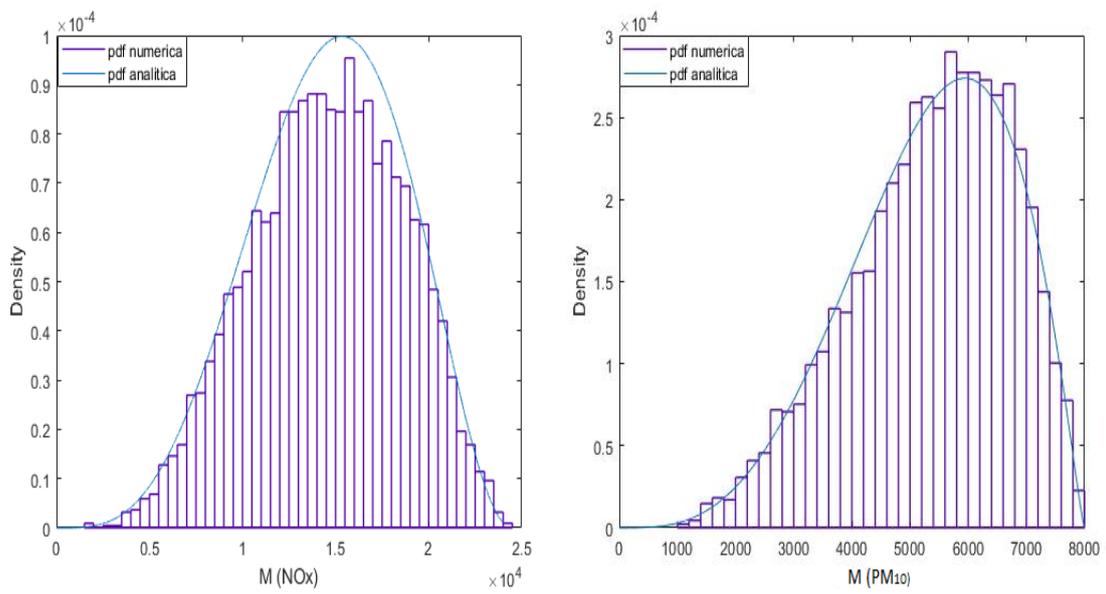


Figura 6.13: Pdf analitica e numerica NO_x (a destra) e PM_{10} a sinistra

Tabella 6.2: Parametri stimati per PM_{10} ed NO_x

<i>inquinante</i>	<i>parametro</i>	fonte IREA	da nostri approcci	da serie storica	massa	da considerazioni meteorologiche
PM_{10}	I [kg/d]	1598.55	/	/	/	/
	u [1/d]	/	0.303	/	/	/
	α [-]	/	/	0.410	/	/
	λ [1/d]	/	/	0.450		0.443
NO_x	I [kg/d]	10129.00	/	/	/	/
	u [1/d]	/	0.580	/	/	/
	α [-]	/	/	0.323	/	/
	λ [1/d]	/	/	0.428		0.443

Capitolo 7

Risultati e considerazioni critiche

7.1 Confronto serie storica con pdf analitica WSN

Come già visto, la soluzione analitica della pdf riguardo il fenomeno stocastico esplicitato nel paragrafo 6.1 è espressa tramite l'equazione 6.6 mentre i rispettivi parametri sono stati stimati nel paragrafo 6.4. Le pdf analitiche tracciabili considerando i parametri presenti in tabella 6.2, in relazione alle pdf delle serie storiche, sono evidenziate in figura 7.1 (a sinistra PM_{10} , a destra NO_x).

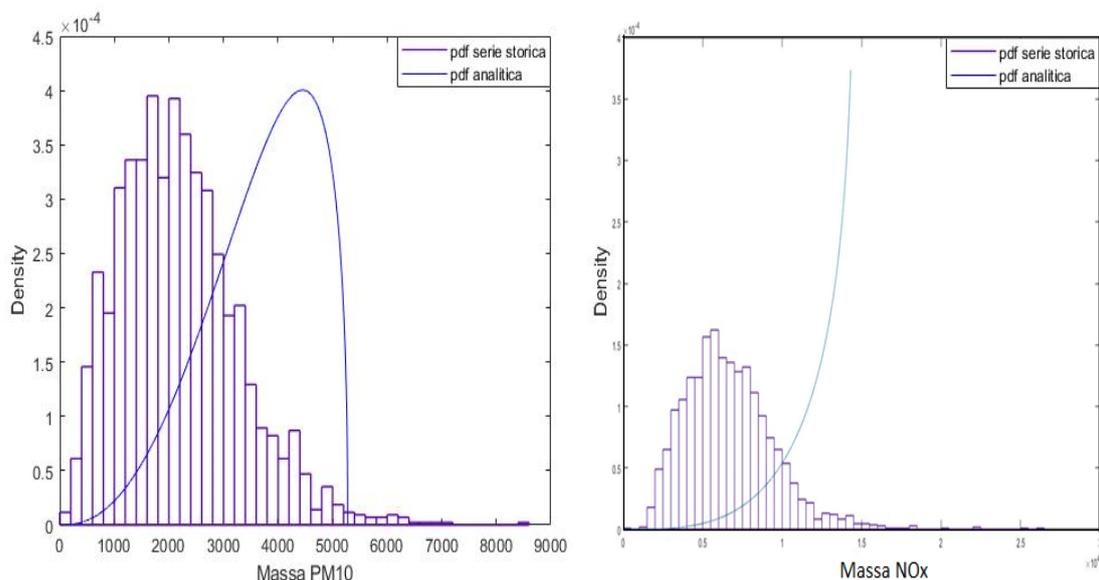


Figura 7.1: Pdf soluzione analitica(in continuo) e serie storica per PM_{10} (sinistra) e NO_x (destra)

Come si può vedere in figura 7.1, l'adattamento della pdf analitica (sia nel caso che del particolato che nel caso degli ossidi di azoto) non sembra coincidere con la pdf discreta

ricavata a partire dai dati sperimentali. In particolare per PM_{10} il picco di probabilità della pdf analitica si ha per valori di massa più alti rispetto a quella reale. Ciò può esser dovuto al fatto che:

- le immissioni durante gli alti anni per cui non si hanno avuto i dati risultano essere più basse;
- una stima poco corretta di λ che evidentemente deve assumere un valore più alto affinché il picco della curva si sposti verso destra;
- il modello che si è cercato di descrivere non è corretto per cercare di stimare in maniera precisa l'andamento della pdf reale.

Per gli ossidi totali di azoto, invece, la pdf analitica assume una forma esponenziale e ciò risulta in netto contrasto con quella reale. In questo caso, quindi, vuol dire che il modello che si è scelto (o almeno la stima dei parametri) non risulta essere corretta.

In entrambi i casi è bene notare che per valori di λ superiori, le due pdf (continua e discreta), tendono ad avvicinarsi. Ciò significa che se la media dei tempi di interarrivo del fenomeno stocastico tende a diminuire conseguentemente vi saranno eventi più frequenti che provocano l'abbattimento della massa. Il valore massimo a cui può tendere tuttavia λ risulta pari ad uno. Tenendo in considerazione sempre un processo stocastico guidato da WSN, un valore più alto di λ vorrebbe dire che la media dei tempi di interarrivo ha un valore più basso della scala temporale con cui stiamo guardando il processo.

Imponendo, dunque, $\lambda = 1$ si ottengono le pdf presenti in figura 7.2. Si può constatare

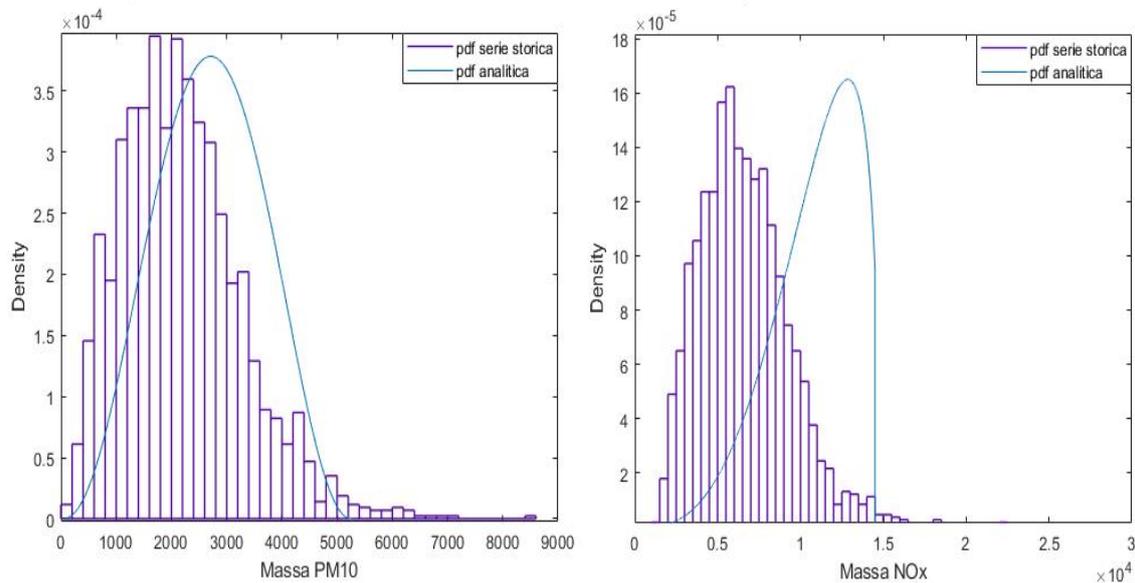


Figura 7.2: Pdf soluzione analitica(in continuo) e serie storica per PM_{10} (sinistra) e NO_x (destra) ponendo λ uguale ad uno

come vi siano delle differenze, anche evidenti, rispetto alla figura 7.1. In particolare, per quanto riguarda il particolato, si nota come in questo caso la pdf continua e quella

discreta quasi coincidono. La differenza che si ha in questo caso può esser causata dal fatto che le immissioni negli anni in cui non si sono registrati i dati siano risultate minori di quella riferite al 2013. Per gli ossidi di azoto si ha invece un cambio netto della della funzione densità di probabilità: si passa infatti da un andamento esponenziale ad un classico andamento gaussiano, benchè comunque non simmetrico.

Ipotizzare λ uguale ad uno, tuttavia, presenta anche un significato fisico. Ricordando infatti il capitolo 3 si è visto come la dinamica del PBLH risulti essere molto peculiare. In fase di crescita, ovvero durante le ore caratterizzate da maggior radiazione solare incidente sul suolo, questo cresce a causa del fatto che i *thermals* raggiungono altezza pian piano sempre più alte. Così facendo l'altezza dello strato di rimescolamento aumenta per il semplice fatto che si crea turbolenza in una zona in cui precedentemente non c'era.

Quando il PBLH tende a decrescere il procedimento risulta essere analogo. I *thermals*, che fino al momento precedente arrivavano ad una quota z_1 , nel momento successivo arriveranno ad una quota $z_1 - \Delta_z$. In Δ_z si avrà quindi un passaggio da atmosfera instabile a stabile, ovvero che tende alla stratificazione. Una molecola di inquinante che si trova in Δ_z tenderà dunque a stazionarvi in quanto la riduzione del PBLH non induce la contrazione degli inquinati. Anzi, come già detto, questa risulta essere la prima forma di auto-pulizia dell'atmosfera. Durante la notte, infatti, il PBLH risulta essere molto basso e gli inquinanti che si trovano al di sopra di esso sono spazzati via liberamente dai venti presenti senza che questi interferiscano con i *thermals*.

Come già detto precedentemente, il tenere in considerazione la massa aveva come unico scopo quello di evitare di avere due componenti (concentrazione e PBLH) che variassero in funzione del tempo. Tuttavia, la componente stocastica dovuta alla dinamica giornaliera del *planetary boundary layer* rimane. Non fosse così, la massa di un inquinante tenderebbe ad aumentare in maniera significativa durante lunghi periodi in assenza di giornate caratterizzate da fenomeni meteorici forte vento. E' pur vero che gli inquinanti sono comunque soggetti a deposizione secca ma è altresì vero che questa non ha una importanza fondamentale per la "pulizia" dell'atmosfera.

Come si è visto in figura 7.2, le pdf analitiche risultano avere un picco per valori ancora più alti rispetto le pdf delle serie storiche. Ciò farebbe presumere che il valore di λ risulti ancora maggiore di uno. Per questo motivo si prova a descrivere il fenomeno come un processo stocastico caratterizzato, anziché da un rumore di tipo WSN, da un rumore gaussiano.

7.2 Interpretazione mediante *distribuzione Beta*

Fino a questo momento si è visto come, sotto opportune ipotesi, il rumore di tipo WSN può essere usato più opportunamente di quello WGN per ricavare la distribuzione di probabilità di una massa di un generico inquinante presente in atmosfera. Tuttavia, la stima dei parametri deterministici ed aleatori non risulta completamente valida. Se così non fosse, le due pdf viste nell'immagine 7.1 o 7.2 coinciderebbero. Si è pensato dunque di introdurre una nuova distribuzione, ovvero la *beta distribution*, i cui due parametri α' e β vengono stimati direttamente a partire dalla funzione distribuzione di probabilità ricavata considerando la serie storica della massa.

Come già visto, la soluzione analitica della funzione densità di probabilità di un processo stocastico guidato da un rumore di tipo WSN risulta espressa dall'equazione 6.6). Questa può essere, dopo opportuni passaggi matematici, vista anche sotto forma di una distribuzione beta. In particolare dalla 6.6 si ricava

$$p(M) = CI^{\frac{\lambda}{u}-1} \cdot M^{\frac{1}{\alpha}} \left[1 - \frac{Mu}{I} \right]^{\frac{\lambda}{u}-1}$$

E' bene notare che per la notazione usata in questo lavoro, α' risulta uno dei due parametri della distribuzione beta mentre α il parametro aleatorio descritto nel sottoparagrafo 6.4.3.

Introducendo il termine Y definito come $\frac{Mu}{I}$ si ottiene

$$p(Y) = CI^{\frac{\lambda}{u}-1} \cdot \left(\frac{I}{u} \right)^{\frac{1}{\alpha}} \cdot Y^{\frac{1}{\alpha}} [1 - Y]^{\frac{\lambda}{u}-1} = C' \cdot Y^{\frac{1}{\alpha}} [1 - Y]^{\frac{\lambda}{u}-1} \quad (7.1)$$

in cui $C' = CI^{\frac{\lambda}{u}-1} \cdot \left(\frac{I}{u} \right)^{\frac{1}{\alpha}}$.

La funzione densità di probabilità della funzione beta è definita da due parametri (α', β) e risulta

$$p(x) = \frac{C \cdot x^{\alpha'-1} (1-x)^{\beta-1}}{B(\alpha', \beta)} \quad (7.2)$$

in cui $B(\alpha', \beta)$ è dato dall'integrale del numeratore lungo il dominio della funzione, in modo tale che l'area della pdf assuma valore unitario.

Della distribuzione beta si conoscono ormai dettagliatamente tutti gli indici di posizione, oltre che gli indici di dispersione e simmetria. Si considerino ad esempio: media (indice di posizione), coefficiente di variazione (di dispersione) e skewness (simmetria). Questi sono calcolabili come

$$\begin{aligned} \mu &= \frac{\alpha'}{\alpha' + \beta} \\ cv &= \frac{\sqrt{\alpha'\beta}}{(\alpha' + \beta)\sqrt{\alpha' + \beta + 1}} \\ s_k &= \frac{2(\beta - \alpha')\sqrt{\alpha' + \beta + 1}}{\sqrt{\alpha'\beta}(\alpha' + \beta + 2)} \end{aligned}$$

Considerando la pdf ottenuta dalla serie storica, attraverso *Matlab* è possibile stimare i parametri α', β in modo tale che meglio interpolino la distribuzione discreta in continua. I valori ottenuti sono riportati in tabella 7.1. Da questi, si ricavano facilmente i valori di media, coefficiente di variazione e skewness attraverso le relazioni appena viste.

Infine, constatando che

$$\mu_M = \frac{I}{M} \mu_y \quad cv_m = cv_y \quad s_{kM} = s_{kY}$$

è possibile ricavare media, coefficiente di variazione e skewness della distribuzione beta definita dall'equazione 7.1. Uguagliando la 7.1 con 7.2 e ricavando dunque $\alpha' = 1/\alpha + 1$

Tabella 7.1: Parametri α' e β distribuzione beta per PM_{10} ed NO_x

	PM_{10}	NO_x
α'	1.57	6.98
β	5.83	14.24

e $\beta = \lambda/u$, si ottiene un sistema di due equazioni definito da

$$\begin{cases} \mu_M = \frac{I}{u} \frac{\frac{1}{\alpha}+1}{\frac{1}{\alpha}+\frac{\lambda}{u}+1} \\ cv_M = \frac{\sqrt{\left(\frac{1}{\alpha}+1\right)\frac{\lambda}{u}}}{\sqrt{\frac{1}{\alpha}+\frac{\lambda}{u}+2}\left(\frac{1}{\alpha'}+\frac{\lambda}{u}+1\right)} \end{cases} \quad (7.3)$$

Considerando i due parametri deterministici (immissione e uscita) come noti, si ottiene un sistema di due equazioni in due incognite (α, λ) risolvibile per via numerica. I risultati della stima così effettuata sono riportati in tabella 7.2

Tabella 7.2: Parametri α , λ ed u stimati per PM_{10} ed NO_x

	PM_{10}	NO_x
$\alpha[-]$	0.312	0.17
$\lambda[1/d]$	1.7	7.53

Il confronto tra le funzioni densità di probabilità analitiche, ricavate mediante l'equazione 7.1 considerando i parametri stocastici riportati in tabella 7.2, e quelle ricavate a partire dalla serie storica sono riportate in figura 7.3. E' possibile eseguire inoltre un'analisi di sensitività modificando leggermente il termine di uscita ed analizzando come varino le pdf. In particolare, se u aumenta ci si aspetta che il picco della pdf analitica si sposti verso sinistra (ovvero verso concentrazioni più basse) mentre al diminuire del parametro di uscita verso destra. Una breve analisi di sensitività risulta utile in quanto il termine di uscita, calcolato in tre differenti metodi nel sottoparagrafo 6.4.2, risulta avere valori simili ma non completamente uguali. In figura 7.4 è possibile notare come cambi l'andamento della pdf analitica per PM_{10} considerando in primo luogo un valore di uscita pari ad 0.303 e successivamente 0.258, stimati rispettivamente valutando il terzo ed il secondo procedimento visti nel sottoparagrafo 6.4.2. La curva blu sembra interpolare meglio i dati in quanto quella rossa risulta avere valori di probabilità nettamente più alti per masse comprese tra i 3000 ed i 6000 kg/giorno. Allo stesso modo, se si considera un $u=0.456$ (stimato attraverso il primo metodo, linea verde), la curva tenderà ad avere un picco di probabilità

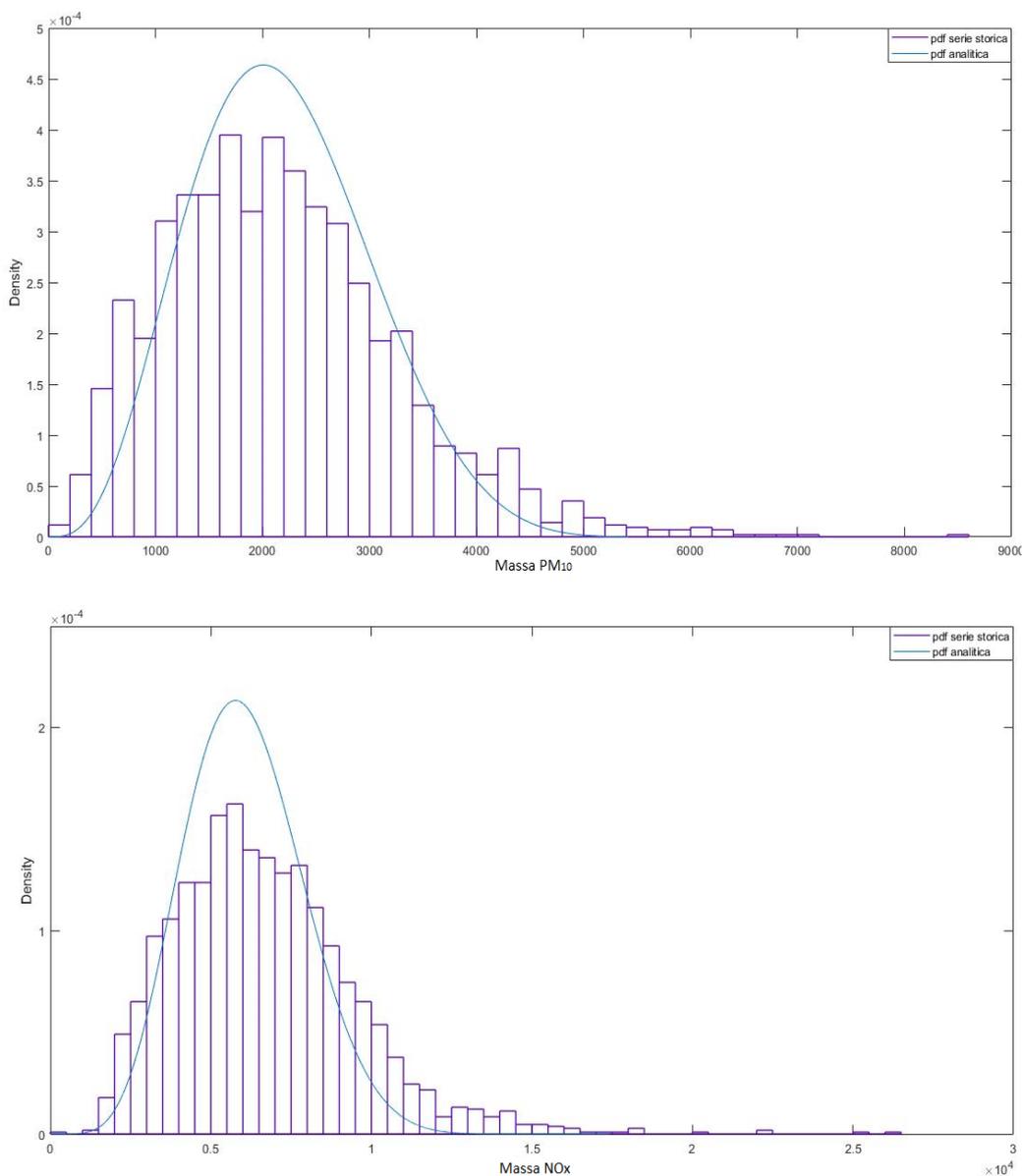


Figura 7.3: Confronto pdf serie storica/analitica per PM_{10} (in alto) e NO_x (in basso) con parametri riportati in tabella 7.2

verso valori molto bassi e dunque si discosterà sempre più dalla pdf ricavata a partire dalla serie storica.

In tabella 7.3 è riportato il confronto tra il valore dei parametri stocastici stimati a partire da considerazioni effettuate sulla serie storica della massa e i valore dei parametri aleatori ricavati attraverso un fitting mediante distribuzione beta. Si può notare come il parametro α , sia per PM_{10} che per NO_x , a seconda del metodo con il quale viene stimato, risulti differente ma comunque dello stesso ordine di grandezza. La differenza più evidente

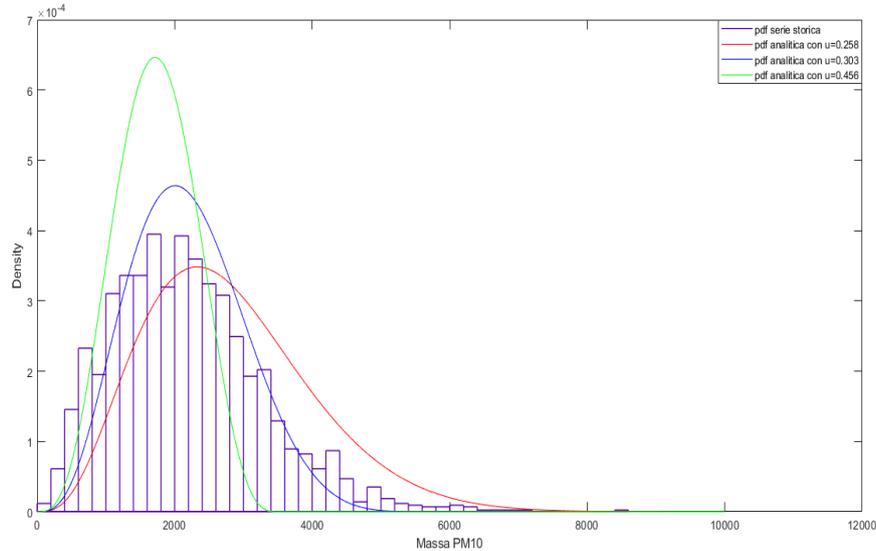


Figura 7.4: Confronto pdf serie storica/analitica per due diversi termini di uscita: $u=0.258$ (linea rossa), $u=0.303$ (linea blu), $u=0.456$ (linea verde)

Tabella 7.3: Confronto parametri α , λ ricavati mediante il fitting della distribuzione beta e quelli a partire da considerazioni sulla serie storica per PM_{10} ed NO_x

parametri stimati a partire da	<i>parametri</i>	PM_{10}	NO_x
serie storica	$\alpha[-]$	0.410	0.323
	$\lambda[1/d]$	0.450	0.428
fitting distribuzione beta	$\alpha[-]$	0.312	0.17
	$\lambda[1/d]$	1.7	7.53

si ha nel caso di λ . La stima attraverso il fitting della distribuzione beta produce infatti un valore anche 20 volte superiore (come nel caso di NO_x) rispetto al valore determinato a partire dalla serie storica. Tale differenza risulta essere il motivo della non corretta interpolazione tra le pdf analitiche e discrete riportate in figura 7.1.

7.3 Confronto serie storica con pdf analitica WGN

Infine, si è cercato di modellare l'andamento nel tempo della massa di un generico inquinante presente in atmosfera come se fosse caratterizzata da un rumore i cui disturbi risultano di bassa intensità ma presenti in forma continua. Come si vede nelle figure 6.2 e 6.3, infatti, l'evoluzione nel tempo della massa di PM_{10} e NO_x sembra ricordare le traiettorie tipiche del processo di *Wiener* rappresentate in figura 5.9.

Come si è già visto nel paragrafo 5.6, il *White Gaussian Noise* può essere visto come caso particolare del WSN considerando un valore λ tendente ad infinito e conseguentemente un valore α tendente a zero. In altre parole, il rumore può essere descritto come una serie di tanti “colpi”, ognuno dei quali di piccola intensità.

Ricordando che non è noto risolvere un’equazione differenziale stocastica con due variabili in funzione del tempo (altezza del PBL e andamento delle concentrazioni) e per questo viene introdotta la massa riferita all’inquinante, l’equazione generale 6.1, nel caso di processo stocastico guidato da un rumore di tipo *white gaussian noise*, può essere riscritta come:

$$\frac{dM}{dt} = i - M u - M \xi_{gn} \quad (7.4)$$

in cui

- M rappresenta la massa dell’inquinante di riferimento [Kg];
- dM/dt è la variazione della massa nel tempo;
- i esprime un termine di immissione, naturalmente sempre positivo. Dimensionalmente è dato da una massa su un tempo;
- u rappresenta il termine di uscita. Per come è scritta l’equazione 7.4, u risulta essere sempre positivo e ha le stesse dimensioni di una costante cinetica (ovvero uno su tempo);
- ξ_{gn} risulta essere la variabile casuale, descritta nel paragrafo 5.6;
- $i - Mu$ raffigura la componente deterministica del processo;
- $M \xi_{gn}$ rappresenta la componente stocastica.

E’ possibile, mediante l’espressione 5.15, ricavare la soluzione analitica della funzione densità di probabilità riferita all’equazione 7.4. Si ottiene dunque:

$$p(M) = \frac{C}{M} \exp \left[- \frac{I + Mu \cdot \log M}{M \cdot s_{gn}} \right] \quad (7.5)$$

in l’unico parametro stocastico, s_{gn} , è definibile come

$$s_{gn} = \frac{\alpha^2}{\lambda}$$

la cui unità di misura risulta essere il giorno. Così facendo si può determinare s_{gn} a partire dai parametri presenti in tabella 6.2. Considerando il particolato atmosferico, s_{gn} risulta dunque pari a 0.373 [d]. In figura 7.5 è possibile constatare come la pdf analitica, nel caso di PM_{10} , risulti avere valori di probabilità più bassi (anche di un ordine di grandezza) in confronto a quella ottenute a partire dalle serie storiche: per tale motivo le due pdf non risultano comparabili. Il medesimo discorso può essere effettuato considerando gli ossidi totali di azoto.

In figura 7.6 si può notare come l’andamento della pdf analitica, dopo il picco di probabilità che si trova in corrispondenza di un valore della massa pari a circa 4200 kg, decresce

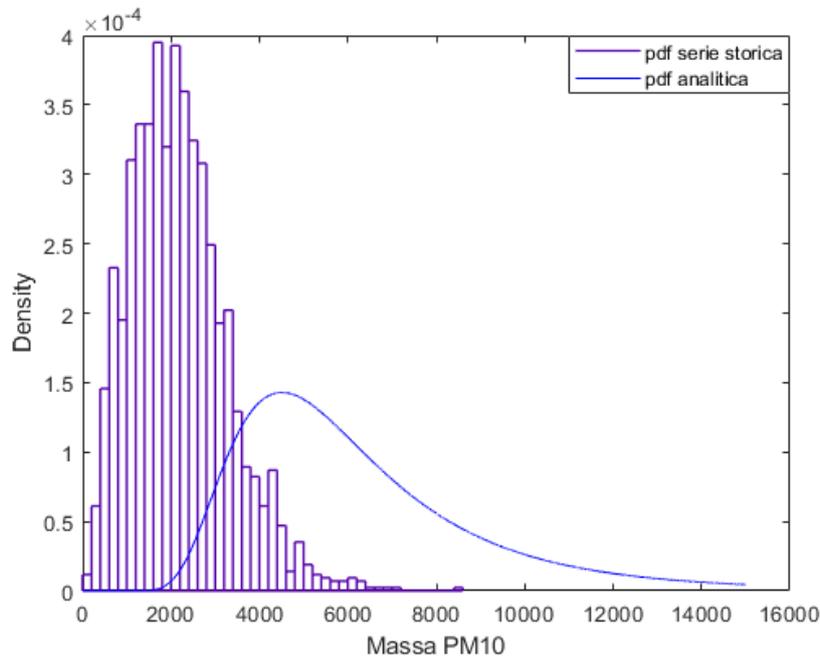


Figura 7.5: Pdf ricavata tramite soluzione analitica (in continuo) e tramite serie storica riferita alla massa di PM_{10}

molto lentamente raggiungendo valori di massa di PM_{10} anche molto alti. Ciò determina che il termine C presente nell'equazione 7.4 avrà un valore elevato e, conseguentemente, le pdf avranno valori di probabilità più bassi rispetto a quelle sperimentali.

Fisicamente ciò è dovuto al fatto che, come si è visto in figura 5.9, le traiettorie tipiche di un processo di Wiener sono caratterizzate, sia in fase di crescita che di decrescita, da piccole oscillazioni. Infatti il processo di Wiener risulta essere un processo stocastico gaussiano usato inizialmente per modellizzare il moto browniano. Così facendo, la pdf riferita ad un processo di tipo WGN, risulta aumentare e diminuire più lentamente se confrontata a quella di tipo WSN.

Infine, si è cercato di stimare il valore s_{gn} tale per cui la pdf analitica, tracciabile attraverso l'equazione 7.5, interpoli in maniera soddisfacente la pdf discreta. Nonostante i molteplici tentativi, non si è riusciti a calcolare un valore di s_{gn} tale per cui l'interpolazione tra le due pdf risulti soddisfacente. Ciò è dovuto al fatto che la variazione di s_{gn} modifica l'andamento della curva lasciando, tuttavia, il picco di probabilità in corrispondenza di una massa pari a circa 4200 kg in netto contrasto con quanto riportato dalla pdf discreta il cui picco di probabilità risultava a circa 2000 kg.

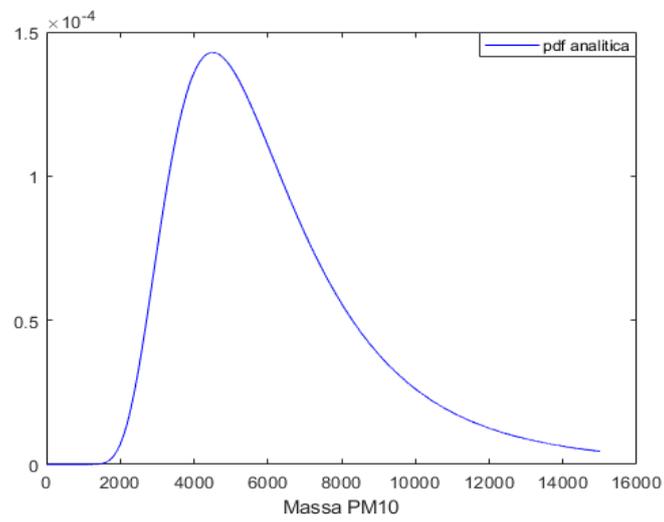


Figura 7.6: Pdf ricavata tramite soluzione analitica per PM_{10} riferita ad un rumore di tipo WGN

Capitolo 8

Conclusioni

Il processo della dispersione degli inquinanti nella parte più bassa della stratosfera, come si è visto, risulta molto complesso. Cercare di comprendere i meccanismi base della fisica del PBL e del comportamento degli inquinanti stessi è condizione necessaria ma non sufficiente per l'intendimento del processo in tutta la sua interezza.

Nella prima parte della tesi, analizzando i dati riferiti alla città di Torino dal 2010 al 2015, si è dimostrato come l'andamento medio giornaliero delle concentrazioni in atmosfera risulti nettamente in controfase rispetto alla quota media giornaliera dello strato di rimescolamento. Il PBLH, dunque, risulta essere il principale fattore che influisce sul valore di concentrazione di un inquinante generico. In particolare in figura 4.2 si è visto come questo vari sia a seconda dell'ora della giornata, risultando più alto nelle ore diurne e più basso in quelle notturne, sia a seconda della stagione, conseguendo un valore medio giornaliero maggiore in estate e primavera rispetto ad autunno ed inverno. Ciò è dovuto al fatto che l'altezza del PBL è data dalla somma di due fattori: uno convettivo, in prima approssimazione proporzionale alla radiazione solare incidente, ed uno meccanico, legato all'azione del vento. In situazioni diurne questi due fattori si sommano e il PBLH risulta avere i valori più alti. In particolare, quello convettivo risulta essere molto più importante di quello meccanico. Pertanto, in estate viene raggiunta una quota pari a circa 1900 metri mentre in inverno tale quota scende a circa 800 metri. In situazioni notturne, il termine convettivo risulta essere nullo e solo l'azione meccanica del vento determina l'altezza dello strato di rimescolamento. Per tale motivo, l'altezza notturna del PBL risulta quasi costante (pari a circa 87 metri) indipendentemente dalle stagioni.

L'obiettivo della seconda parte del presente lavoro è stato quello di rispondere al quesito: l'andamento della funzione densità di probabilità delle concentrazioni di un inquinante generico in atmosfera può essere rappresentata come un processo stocastico guidato da un rumore di tipo *white shoot noise*?

In prima approssimazione la risposta è no in quanto le pdf in figura 7.1 non coincidono. Per quanto concerne i due parametri deterministici: il termine di immissione ed il termine di uscita, il primo è stato fornito direttamente da IREA (Inventario Regionale Emissioni in Atmosfera) e quindi è considerato valido, il secondo risulta corretto in quanto nel terzo metodo seguito nel sottoparagrafo 6.4.2, sia per PM_{10} sia per NO_x , il picco di probabilità della pdf analitica coincide con quello della serie storica.

Il discorso riguardo la stima dei due parametri stocastici risulta essere differente. Come si è visto nel sottoparagrafo 6.4.3, la stima del valore medio del salto relativo alla massa è stata eseguita direttamente a partire dalla serie storica. Ciò è stato necessario in quanto tutti gli scatter plot eseguiti non hanno dato nessuna correlazione significativa tra pioggia, vento e diminuzione della massa in presenza di uno di questi due fenomeni.

Tale affermazione risulta alquanto strana, soprattutto se si sono compresi i principi base di deposizione umida per il particolato e per i gas. Cosa ci può essere, allora, di sbagliato? La risposta è individuabile nella scala temporale con la quale si guarda il problema.

Come si può constatare in figura 8.1, se si guarda il processo con una scala oraria si nota che all'aumentare dell'altezza di pioggia, ad esempio, diminuisce il valore della massa. Ciò sottintende una correlazione inversa tra le due.

Un'altra prova dell'inadeguatezza della scala spaziale giornaliera è data dal fatto che la media della massa di giorni in cui è piovuto risulta essere anche più alta di quando non si sono avuti fenomeni pluviometrici.

Tuttavia, una volta compresa nei capitoli 3 e 4 l'impossibilità di studiare il fenomeno con una scala temporale oraria, quella giornaliera era l'unica strada percorribile. Se si fosse considerato tutto il processo della dispersione degli inquinanti con un intervallo orario, l'equazione stocastica iniziale 6.1 avrebbe dovuto tenere in considerazione anche di:

- un termine riguardante la dinamica giornaliera del PBL (figura 4.2);
- un termine per la modellazione stagionale dello stesso (figura 4.1);
- un termine relativo all'andamento medio orario del flusso veicolare a Torino. Tale punto sarebbe risultato fondamentale in quanto si è visto come la maggior parte delle emissioni, per entrambi gli inquinanti di riferimento, provenga dal traffico urbano.

Risulta evidente come, se già sia impossibile risolvere un'equazione differenziale stocastica con due variabili in funzione del tempo, e per tale motivo dall'espressione 6.1 si è giunti alla 6.2, con tre variabili non si sarebbe potuto procedere con il lavoro, a meno che non si fossero introdotte due o più equazioni differenziali stocastiche che tenessero conto degli aspetti appena elencati. Così facendo, tuttavia, la soluzione analitica verrebbe meno ed il processo si potrebbe risolvere soltanto per via numerica.

Infine, il parametro stocastico λ risulta essere quello meno attinente tra tutti. Ciò può essere dovuto a due motivi fondamentali: il primo, come già visto, risulta essere la non conformità dell'uso della scala spaziale giornaliera per risolvere il problema, il secondo può essere semplicemente dovuto al fatto che l'andamento della concentrazione (o della massa) in atmosfera non può essere visto come un processo stocastico guidato da WSN oppure che non basti una sola equazione differenziale per descrivere il processo.

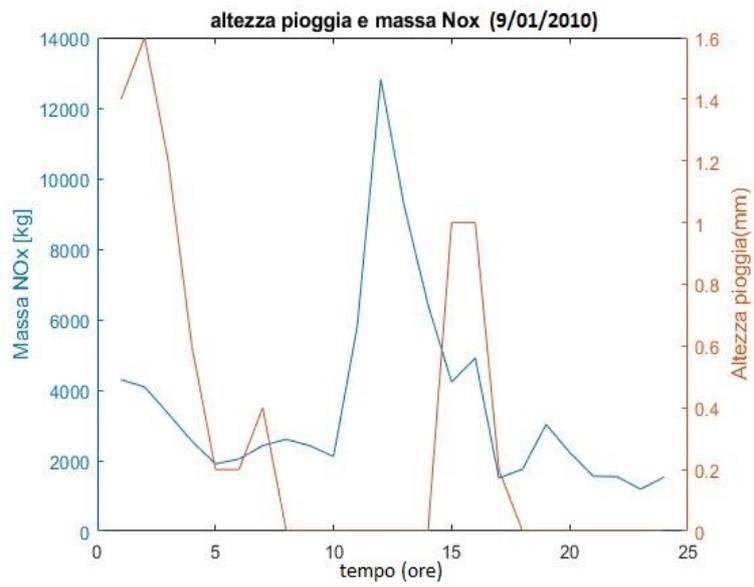


Figura 8.1: Confronto andamento massa di inquinante-pioggia riferito a Torino, 09/01/2010

Bibliografia

- Bao, Zheng Wang *et al* (2013). «A GIS-based multi-source and multi-box modeling approach (GMSMB) for air pollution assessment—A North American case study». In: *Journal of Environmental Science and Health, Part A* 48.
- Barlow, G.F *et al* (2011). «Boundary layer dynamics over London, UK, as observed using Doppler lidar during REPARTEE-II». In: *Atmospheric Chemistry and Physics* 11.
- BO, Matteo *et al* (2011). «Assessment of Indoor-Outdoor Particulate Matter Air Pollution.» In: *Atmosphere* 8.
- Cancelli, Claudio, Maurizio Boffadossi e Pietro Salizzoni (2006). *Fluidodinamica ambientale. Turbolenza e dispersione*. Otto.
- Center for Chemical Process Safety (–). URL: <https://www.aiche.org/ccps/resources/glossary/process-safety-glossary/aerodynamic-equivalent-diameter>.
- Cheng, Shuiyuan *et al* (2007). «A gaussian-box modeling approach for urban air quality management in a northern chinese city.» In: *Water, Air, and Soil Pollution* 178.
- Compendium of Chemical Terminology, 2nd ed. (the "Gold Book")*. (n.d.). URL: <http://goldbook.iupac.org/html/P/P04787.html>.
- D'Odorico, Paolo, Francesco Laio e Luca Ridolfi (2005). «Noise-induced stability in dryland plant ecosystems.» In: *Proceedings of the National Academy of Sciences* 102.
- Guiqian, Tang *et al*. (2016). «Mixing layer height and its implications for air pollution over Beijing, China.» In: *Atmospheric Chemistry and Physics* 16.
- Hanson, Paul J. e Steven E. Lindberg (1991). «Dry deposition of reactive nitrogen compounds: A review of leaf, canopy and non-foliar measurements». In: *Atmospheric Environment* 25.
- Hsu, Hwei (2014). *Schaum's Outline of Probability, Random Variables, and Random Processes, 3rd Edition*. Schaum's outlines.
- Jie, Li *et al*. (2015). «Exploring Possible Missing Sinks of Nitrate and Its Precursor in Current Air Quality Models—A Case Simulation in the Pearl River Delta, China, Using an Observation-Based Box Model». In: *Scientific Online Letters on the Atmosphere* 11.
- Jorquera, Héctor (2002). «Air quality at Santiago, Chile: a box modeling approach -I. carbon monoxide, nitrogen oxides and sulfur dioxide.» In: *Atmospheric Environment* 36. Pages 315-330.
- Lagorio, Susanna *et al*. (2003). «Inquinamento atmosferico e funzionalità cardiaca e respiratoria in tre gruppi di pazienti.» In: *Annale Istituto Superiore di Sanità* 39. Pages 395-404.
- Levine e Schwartz (1982). «In-cloud and below-cloud scavenging of Nitric acid vapor.» In: *Atmospheric Environment* 16. Pages 1725-1734.

- Marconi, Achille (2004). «An evaluation of particle deposition fluxes to cultural heritage sites in Florence, Italy». In: *Science of the Total Environment* 334-335. Pages 334-335.
- Molinaroli, Emanuela e Mauro Masiol (2006). *Particolato atmosferico e ambiente mediterraneo. Il caso delle polveri sahariane*. URL: https://www.researchgate.net/publication/232274525_Particolato_atmosferico_e_ambiente_mediterraneo_Il_caso_delle_polveri_sahariane.
- Oke, T.R. (1987). *Boundary Layer Climates*. Methuen young books.
- Outdoor air pollution* (2015). URL: <http://publications.iarc.fr/Book-And-Report-Series/Iarc-Monographs-On-The-Evaluation-Of-Carcinogenic-Risks-To-Humans/Outdoor-Air-Pollution-2015>.
- Pal, S. et al. (2014). «Investigation of the atmospheric boundary layer depth variability and its impact on the ²²²Rn concentration at a rural site in France». In: *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*.
- Perrino, Cinzia (2010). «Atmospheric particulate matter.» In: *C.N.R. Institute of Atmospheric Pollution*.
- Ridolfi, Luca, Paolo D'Odorico e Francesco Laio (2011). *Noise-Induced Phenomena in the Environmental Sciences*. Cambridge University Press.
- Sarno, Giuseppe et al. (2012). *Inquinamento atmosferico e salute umana, seconda edizione*. URL: http://www.epiprev.it/materiali/2013/EP4-5/EP_4-5_S2_EpiAir.pdf.
- Seinfeld J.H, Pandis S.N (2006). *Atmospheric Chemistry and Physics: From Air Pollution to Climate Change, 2nd Edition*. Wiley & Sons.
- Shuyan, Liu e Liang Xin-Zhong (2010). «Observed Diurnal Cycle Climatology of Planetary Boundary Layer Height.» In: *Journal of Climate* 23.
- Sozzi, Roberto (2013). *La micrometeorologia e la dispersione di inquinanti in atmosfera*. URL: <http://www.arpad.toscana.it/temi-ambientali/aria/modellistica-per-la-qualita-dellaria/linee-guida/apat-micrometeorologia.pdf>.
- Stull, Roland B. (1989). *An Introduction to Boundary Layer Meteorology*. Springer.
- Tutela del Territorio e del Mare, Ministero dell'Ambiente e della (n.d.). *Gli inquinanti*. URL: <http://www.minambiente.it/pagina/gli-inquinanti>.
- Yan, Xiang et al. (2019). «Atmosphere boundary layer height and its effect on air pollutants in Beijing during winter heavy pollution.» In: *Atmospheric Research* 215. Pages 305-316.

Ringraziamenti

Finalmente una parte della tesi da non dover rileggere, correggere e/o rifare. Yuppi. Chiedo scusa per l'italiano, non è il mio forte.

In primis ringrazio il Politecnico per questi anni fantastici. Non per la mole di studio "studiata", ma per le persone che mi ha fatto conoscere. Di un' indubbia caratura umana. In particolare ringrazio il prof. Laio e il prof. Ridolfi. In particolare quest'ultimo. Se al mondo facessero un corso su come fare il professore universitario, dovrebbe tenerlo lui. Durante il corso dicevo sempre che mi sarebbe piaciuto arrivare a sapere 1/10 delle cose che sa lui. Conoscendolo meglio da tesista, tale rapporto è diventato 1/100. Persona dalle indubbie qualità morali, mi ha insegnato davvero tanto in 9 mesi. Indipendentemente da cosa farò in futuro, gli sarò sempre grato.

Ringrazio ovviamente la mia famiglia. In nessuna tesi di laurea credo non ci siano questi ringraziamenti..ed è normale sia così. Tralasciando l'apporto economico, senza di loro non sarei arrivato da nessuna parte. Tutti hanno avuto un ruolo fondamentale: Mamma (infonde ansia pre-esami e tranquillità dopo, indipendentemente dal risultato...direi che come metodo ha funzionato abbastanza), Papà (onnipresente dietro le quinte nonostante i mille-mila problemi), Zia ("risulta essere" sempre fondamentale...dagli esami di quinto superiore alla tesi magistrale), Zio Giovanni (perché le telefonate con lui sono le più divertenti e rilassanti nella storia, e dal vivo è una forza della natura), Marco (per l'incoraggiamento continuo e costante, per la tranquillità profusa e per i consigli super azzeccati) e Silvia (per il "futtitende" dopo un esame andato male), Mariarita(per esser stata sempre una confidente più che leale) e Gianluca.

Una menzione particolare per i miei nipoti: Simone, Edoardo, Leonardo, Lorenzo. Sono le mie quattro stelline. Sono il motivo per cui non bisogna sperare in un'Italia migliore, ma agire affinché succeda. Senza di loro, avrei 1/10 degli obiettivi che ho adesso.

Un ringraziamento ai miei amici storici la cui vicinanza è stata costante e l'affetto sempre presente: Rikisci, Massi, Davidone, Sarcy e Dalila, Elisa e Gianluca che ormai considero, come fanno, di famiglia. Rikisci è rikisci, cioè...non ci sono tante parole per descriverlo. La sua bontà di cuore è risaputa solo da chi lo conosce. Massi è il più "storico". Sin dalle scuole medie, insieme a Gianluca, sono una presenza fissa che cercherò di tenere strette per sempre..se loro lo vorranno. Sarcy e la sua meravigliosa metà sono persone anch'esse uniche. Non sono frasi fatte, ma veramente la bontà di tali persone si può cogliere solo conoscendole. Sono due ragazzi fantastici e il 14 Settembre si avvicina.. e sono strafelice per voi. Elisa è la dimostrazione che l'amicizia tra generi differenti esiste.. e come se esiste. Davidone..eh, davidone. I compagni di squadra sono sempre fratelli nell'anno in cui ci giochi insieme, lui lo è stato, lo è e lo sarà per sempre. Troppe avventure passate insieme

e troppe ancora da passare.

Grazie a Nicola (che nonostante i battibecchi è sempre un amico leale), a Federico (per la mano enorme durante la tesi), ed in generale a tutta la Vbst che è sempre stata una colonna solida nella vita sin dai 13 anni e anche prima. Un ringraziamento a chi è entrato un pochino dopo, ma è risultato indispensabile: Giammarco e Gianluca (enormi cuori giallorossi), Federico, Noemi, Sabrina, Lorenzo, Alessandro. Ai miei coinquilini storici, la first Granella House (Francesco, Michele, Ottavio, Carmine, Massimo) che sono stati e sono ancora veramente come una famiglia...ed a quelli subentrati (Maurizio, Pasqui ecc...) per avermi sopportato.

Ringrazio i miei due fratelloni torinesi, Vinz e Andre che, con le rispettive compagne, mi hanno sempre accudito, protetto e consigliato bene. Colgo queste due righe per chiedere scusa a Vinz per i molteplici bidoni dati in palestra e per dire a Andrea di tornare velocemente a Torino, abbiamo bisogno di lui.

Capitolo università...i miei compagni di corso sono stati fondamentali...da quelli storici a quelli acquisiti: Francesca, Sara, Cristina, Francesco, Jacopo a quelli magistrali: Luca, Leo, Gianmarco ("Frosinone culone"), Alberto, Francesco, Ivana. In particolare Andrea, Georgia, Emmanuele sono risultate per me persone fondamentali. Grazie davvero.

Capitolo basket...eh, qui potrei stare secoli. Grazie ai miei compagni di squadra storici che sono più che amici e continuo sempre a sentire e sentirò spero sempre: Olds (umile e intelligente come nessuno mai), Royal (statti fermo un secondo), Pala (altro piccolo genietto...tanta umiltà e tanto cuore), Simo (tanto tanto cuore), Babolat (quando è presente è sempre festa), Albi (parla poco, ma quando lo fa sentenza), Leonardo (ultimo piccolo genietto... sempre umile e disponibile). Grazie a tutti quelli avuti ed a quelli presenti: la PN. No, non sta per Porta Nuova ma per Pallacanestro Nichelinho.

Grazie a Dade. Sette anni fa non era malaccio...ma più invecchia e più migliora...un pochino come il negroamaro. E' una presenza fondamentale nella mia vita. E lo sarà sempre. Grazie alla Carafa's family...sempre vicini e disponibili. In particolare Renato, pronto a prendersi cura di ogni minimo "mal di unghia".

Grazie alla famiglia di Alice: Lilla, Damiano, Martina, Agnese, Angela, Nonno Giacomo, Nonna Pina, Andrea, Davide, Leonardo, Rosa, Samanta, Erika, Mauro, Silvana. Ogni volta andare in Sicilia è sempre più bello ed il merito è solamente loro. Mi fanno sentire parte della famiglia e li ringrazio per tutta la vicinanza che mi hanno sempre dimostrato, sono persone fantastiche e colgo queste poche per ribadirglielo.

Grazie ad Anna e Vincenzo. Mi hanno trattato veramente come un secondo figlio in ogni loro salita a Torino od in ogni mia discesa a San Severo. Per me sono ormai fondamentali, genitori acquisiti. Grazie a Giggione. Grazie. Molto probabilmente non basterebbero 10 pagine per dirgli cosa penso di lui...quindi vedo di riassumere. Ha un cuore enorme, ha la capacità naturale di farsi voler bene da tutti, è sempre disponibile, è brillante, leale e insomma...è giggione. Grazie già, per lo studio insieme, per gli esami andati male, per le innumerevoli serate e giornate passate insieme. Io sono sicuro che se mi avessero detto che avrei avuto un "compagno di vita" così 8 anni fa non ci avrei creduto. Credevo mi fosse andata sin troppo bene con i miei amici storici e poi è arrivato lui. Con il collo taurino e il sorriso sempre presente. Con la naturalezza che solo una persona speciale può avere.

E poi c'è lei. Alice...la mia stella che brilla, la persona più bella al mondo...l'unica in grado di sopportare tutte le mie ansie e di amarmi come nessuno mai. A lei dovrei dire un grazie grande quanto da Torino a Lecce. Mi ha sopportato nei momenti più bui,

BIBLIOGRAFIA

incoraggiato in quelli più difficili ed aiutato praticamente sempre. Da due anni è la mia compagna di vita e sono sicuro lo sarà per sempre. Tutti i piccoli passi che stiamo facendo insieme, anche la casetta, mi sembrano naturali e penso che ciò sia la cosa più bella. Sa cosa provo per lei e sa che per me è la persona più importante. Grazie di tutto piccina.

Grazie a tutti, di cuore. Vi voglio bene

Andrea