



UNIVERSITA' DEGLI STUDI DI BERGAMO
DIPARTIMENTO DI INGEGNERIA GESTIONALE E DELL'INFORMAZIONE^o
QUADERNI DEL DIPARTIMENTO[†]

Department of Management and Information Technology

Technical Report

Series “*Mathematics and Statistics*”

n. 8/MS – 2005

***Analisi Statistica Preliminare della Dinamica Spazio-Temporale dei
PM₁₀ in Piemonte***

by

Rosalba Ignaccolo and Orietta Nicolis

^o Viale Marconi, 5, I – 24044 Dalmine (BG), ITALY, Tel. +39-035-2052339; Fax. +39-035-562779

[†] Il Dipartimento ottempera agli obblighi previsti dall'art. 1 del D.L.L. 31.8.1945, n. 660 e successive modificazioni.

COMITATO DI REDAZIONE[§]

Series Economics and Management (EM): Stefano Paleari, Andrea Salanti

Series Information Technology (IT): Stefano Paraboschi

Series Mathematics and Statistics (MS): Luca Brandolini, Sandro Fassò

[§] L'accesso alle *Series* è approvato dal Comitato di Redazione. I *Working Papers* ed i *Technical Reports* della Collana dei Quaderni del Dipartimento di Ingegneria Gestionale e dell'Informazione costituiscono un servizio atto a fornire la tempestiva divulgazione dei risultati di dell'attività di ricerca, siano essi in forma provvisoria o definitiva.

Analisi statistica preliminare della dinamica spazio-temporale dei PM_{10} in Piemonte*

R. Ignaccolo* e O. Nicolis†

*Dipartimento di Statistica e Matematica Applicata
Università degli Studi di Torino
e-mail: ignaccolo@econ.unito.it

†Dipartimento IGI
Università degli Studi di Bergamo
e-mail: orietta.nicolis@unibg.it

Abstract

Il materiale particolato (PM) rappresenta uno degli inquinanti dell'aria a maggiore criticità e per esso la normativa in vigore stabilisce valori limite per la protezione della salute umana, essendo risultata da studi epidemiologici una correlazione con malattie all'apparato respiratorio.

In questo lavoro analizziamo le misurazioni giornaliere del particolato atmosferico con diametro aerodinamico inferiore a $10\ \mu m$ (PM_{10}) registrate negli anni 2002 e 2003 in Piemonte, aggregando secondo i criteri previsti dalla normativa i dati orari forniti da strumenti di varia tipologia. Dopo avere presentato i diversi strumenti e il contesto normativo di riferimento, il presente contributo fornisce i risultati di una prima analisi statistica sul comportamento spazio-temporale delle concentrazioni del PM_{10} in Piemonte. La dinamica temporale viene analizzata attraverso la rappresentazione grafica delle singole serie storiche e delle funzioni di autocorrelazione corrispondenti ai livelli medi giornalieri di ciascuna centralina. Tali rappresentazioni mettono in evidenza la forte stagionalità annuale e un leggero effetto weekend, presumibilmente dovuto alla diminuzione delle fonti emissive nel fine settimana. L'analisi spaziale viene condotta tramite alcuni strumenti di analisi geostatistica (variogramma, Ordinary kriging e Indicator kriging), applicati ai livelli medi annuali di PM_{10} del 2003, con i quali si ottengono delle mappe per le concentrazioni dell'inquinante sulla regione, così come per la probabilità di superare il limite di legge. Sembrerebbe emergere una debole correlazione spaziale, non confermata da un test di indipendenza spaziale, ma bisogna tener presente il numero esiguo di locazioni in cui si dispone di osservazioni e il fatto che le stesse provengono da un campionamento di tipo "preferential", nonché l'eterogeneità delle locazioni e degli strumenti di misura utilizzati. I problemi ancora aperti e alcune idee sulle possibili soluzioni per un'analisi più accurata sono infine presentati.

Keywords: normativa ambientale, particolato atmosferico, autocorrelazioni, kriging.

*Questo lavoro è stato supportato dal progetto MIUR PRIN-Cofin-2002.

Indirizzo per corrispondenza: R. Ignaccolo, Dipartimento di Statistica e Matematica Applicata, piazza Arbarello, 8, 10122 Torino (TO), Italy

1 Introduzione

Il monitoraggio della qualità dell'aria è lo strumento principale di cui si avvalgono gli enti territoriali per la corretta gestione delle proprie competenze in materia di miglioramento della qualità dell'aria. L'analisi dei dati di qualità dell'aria rappresenta infatti un elemento fondamentale per valutare negli anni l'efficacia delle azioni intraprese a vari livelli istituzionali per il miglioramento della qualità dell'aria.

In questo lavoro focalizziamo l'attenzione sulle polveri sottili, che costituiscono uno degli inquinanti a maggiore criticità e per le quali studi epidemiologici hanno mostrato una correlazione tra le concentrazioni di esse in aria e la manifestazione di malattie croniche alle vie respiratorie, in particolare asma, bronchiti, enfisemi. In Italia, per esempio, sono state effettuate due importanti indagini, MISA1 (Biggeri et al. 2001, Biggeri et al. 2002) e MISA2 (Biggeri et al. 2004) dove MISA è l'acronimo per Metanalisi Italiana degli Studi sugli effetti a breve termine sull'inquinamento Atmosferico.

Il particolato sospeso (Polveri Totali Sospese, P.T.S.) è costituito dall'insieme di tutto il materiale non gassoso in sospensione nell'aria. La natura delle particelle è molto varia: ne fanno parte le polveri sospese, il materiale organico disperso dai vegetali (pollini e frammenti di piante), il materiale inorganico prodotto da agenti naturali (vento e pioggia), dall'erosione del suolo o da manufatti (frazioni più grossolane). Nelle aree urbane il materiale particolato può avere origine da lavorazioni industriali (cantieri edili, fonderie, cementifici), dall'usura dell'asfalto, degli pneumatici, dei freni e delle frizioni e dalle emissioni di scarico degli autoveicoli, in particolare quelli con motore Diesel.

Il rischio sanitario legato alle sostanze presenti in forma di particelle sospese nell'aria dipende, oltre che dalla loro concentrazione, anche dalla dimensione delle particelle stesse. Le particelle di dimensioni inferiori costituiscono un pericolo maggiore per la salute umana, in quanto possono penetrare in profondità nell'apparato respiratorio. In prima approssimazione:

- le particelle con diametro superiore ai $10 \mu\text{m}$ si fermano nelle prime vie respiratorie;
- le particelle con diametro tra i 5 e i $10 \mu\text{m}$ raggiungono la trachea ed i bronchi;
- le particelle con diametro inferiore ai $5 \mu\text{m}$ possono raggiungere gli alveoli polmonari.

Si indica con PM_{10} la frazione di materiale particolato per cui le particelle hanno diametro aerodinamico inferiore a $10 \mu\text{m}$.

Recentemente, diversi autori hanno considerato modelli spatio-temporali per il PM_{10} a fini previsivi, come per esempio Sun et al. (2000) che utilizzano un approccio bayesiano per le previsioni di PM_{10} nell'area di Vancouver (Canada), Shaddick e Wakefield (2002) che considerano congiuntamente più inquinanti in 8 siti della città di Londra o ancora Smith et al. (2003) che applicano un approccio nonparametrico a dati di $\text{PM}_{2.5}$.

Il resto del lavoro è organizzato come segue. Il paragrafo 2 tratta i diversi strumenti di misura per la concentrazione di particolato atmosferico, mentre il paragrafo 3 presenta la normativa relativa al PM_{10} , mettendo in evidenza quali sono i limiti da essa fissati per le concentrazioni, limiti che costituiscono un riferimento nell'analisi esplorativa e temporale presentata al par. 4. Il par. 5 invece riporta alcuni risultati di una analisi spaziale basata su tecniche di kriging, mentre il par. 6 traccia le conclusioni e gli sviluppi futuri.

2 Gli strumenti di misura

La misurazione del PM_{10} può essere effettuata con diverse tipologie di strumenti ma il D.M.60/2002 e la norma EN 12341 (vedi par. 3) stabiliscono che il metodo di riferimento sia quello gravimetrico. In Appendice all'Allegato XI del D.M.60/2002 si legge: "Il valore di concentrazione di massa del materiale particolato è il risultato finale di un processo che include la separazione granulometrica

della frazione PM10, la sua accumulazione sul mezzo filtrante e la relativa misura di massa con il metodo gravimetrico. Un sistema di campionamento, operante a portata volumetrica costante in ingresso, preleva aria, attraverso un'appropriata testa di campionamento e un successivo separatore a impatto inerziale. La frazione PM10 così ottenuta viene trasportata su un mezzo filtrante a temperatura ambiente. La determinazione della quantità di massa PM10 viene eseguita calcolando la differenza fra il peso del filtro campionato e il peso del filtro bianco." Il separatore ad impatto inerziale descritto nella norma EN 12341 ha un'efficienza nominale di penetrazione del 50% per particelle con diametro aerodinamico di 10 μm , quando è utilizzato ad una portata volumetrica di 2.3 m^3/h .

Gli strumenti detti LV (Low Volume) installati nella rete piemontese rispettano appunto tale normativa, mentre sono indicati con HV (High Volume) gli strumenti di tipo gravimetrico con portata volumetrica di generalmente di 15 o 30 m^3/h .

Gli strumenti BETA, invece, misurano l'attenuazione di particelle β prodotte da una sorgente radioattiva (generalmente ^{14}C o ^{147}Pm) da parte del campione su cui è depositato il particolato. La misura è relativa, vale a dire che viene valutata la differenza tra l'attenuazione del fascio β attraverso il filtro bianco e successivamente quella determinata dal particolato atmosferico raccolto sul filtro campionato.

Gli strumenti di tipo TEOM si basano su una microbilancia inerziale oscillante, che misura direttamente la massa raccolta su un filtro misurando i corrispondenti cambi di frequenza di un elemento affusolato su cui è appoggiato il filtro. Questo elemento vibra ad una frequenza dipendente dalle sue proprietà geometriche e meccaniche e dalla massa del filtro. Man mano che le particelle sono raccolte dal filtro la frequenza di oscillazione naturale dell'elemento diminuisce. È noto, tuttavia, che questi strumenti sottostimano il vero livello dato dal metodo di riferimento (LV) e per tale ragione è stato proposto un fattore di correzione pari a 1.3 (APEG Report (1999)).

Il Nefelometro prende il nome dall'utilizzo del principio fisico della nefelometria ortogonale. Un sistema di prelievo a portata costante aspira il campione attraverso un dispositivo meccanico di frazionamento del particolato (testa PM₁₀ o PM_{2.5}). La concentrazione del particolato viene allora determinata misurando la luce riflessa dalle singole particelle quando vengono investite da una radiazione luminosa, essendo la luce riflessa da una particella un indicatore sensibile della sua dimensione. In qualche modo quindi le particelle vengono contate, piuttosto che pesate, e ciò costituisce la critica principale mossa a questo strumento, tuttora in fase di certificazione. Si osservi però che esso è spesso installato in serie con uno strumento di tipo gravimetrico.

TEOM, BETA e Nefelometro, infatti, sono strumenti che forniscono dati orari in maniera automatica, mentre gli strumenti di tipo gravimetrico necessitano dell'intervento manuale dell'operatore e forniscono dati giornalieri con un ritardo di tre giorni. Nella decisione della Commissione n. 2001/752/CE si afferma comunque che i dati relativi al PM₁₀ vanno forniti come media su 24 ore e si precisano i criteri per l'aggregazione dei dati (vedi par. 3), per tale ragione nelle analisi che seguono abbiamo considerato le serie di dati giornaliere per tutti i tipi di strumento.

3 La normativa

La normativa europea e nazionale in materia di valutazione e gestione della qualità dell'aria ambiente è in continua evoluzione. Relativamente al particolato atmosferico bisogna riferirsi alla Direttiva "madre" 1996/62/CE del Consiglio dell'Unione Europea, attuata a livello nazionale dal D.L. 351/99, e alla Direttiva 1999/30/CE recepita a livello nazionale con il Decreto Ministeriale 2 aprile 2002, n. 60. In Piemonte la Legge Regionale n.43 del 7 aprile 2000 ("Disposizioni per la tutela dell'ambiente in materia di inquinamento atmosferico. Prima attuazione del piano regionale per il risanamento e la tutela della qualità dell'aria.") e le successive deliberazioni hanno permesso la definizione, la progettazione e l'implementazione del Sistema Regionale di Rilevamento della Qualità dell'Aria

(SRQA).

Ci si riferisce inoltre alla Decisione del Consiglio n. 1997/101/CE (nota come EOI, Exchange Of Information) e alle sue modifiche, quali ad esempio la n. 2001/752/CE in cui si “instaura uno scambio reciproco di informazioni e di dati provenienti dalle reti e dalle singole stazioni di misura dell’inquinamento atmosferico negli Stati membri” e in cui sono contenute alcune specifiche riguardanti il trattamento dei dati.

Nel D.M. 60/2002 (art.17, All. III) vengono fissati i valori limite per la protezione della salute umana, rispettivamente in $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ per la media annuale e $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ per la media giornaliera da non superare più di 35 volte in un anno, cioè all’incirca il 10% dei giorni in un anno, il che equivale a fissare una soglia di $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ per il quantile di ordine 0.904. Il Decreto prevede nella Fase 2, a partire dal 2005, che i valori limite diventino rispettivamente $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ per la media annuale e $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ per la media giornaliera da non superare più di 7 volte in un anno (cioè la soglia dovrà essere posta sul quantile di ordine 0.981), da raggiungere entro il 1° gennaio 2010, precisando tuttavia che trattasi di “Valori limite indicativi da rivedere con successivo decreto sulla base della futura normativa comunitaria”.

Il metodo di riferimento per il campionamento e la misurazione del PM_{10} stabilito dal D.M. 60/2002 è descritto nella norma EN 12341 “Air quality - Determination of the PM_{10} fraction of suspended particulate matter Reference method and field test procedure to demonstrate reference equivalence of measurement methods”. Il principio di misurazione si basa sulla raccolta su un filtro dei PM_{10} e sulla determinazione della sua massa per via gravimetrica. Le teste indicate nella norma EN 12341 sono teste di riferimento, mentre metodi e sistemi di campionamento e misura diversi, sia manuali sia automatici, devono essere dotati di certificazione di equivalenza rilasciata da enti designati seguendo apposite procedure operative, descritte in Appendice all’Allegato XI.

Il D.M. 60/2002 precisa altresì che le regioni sono obbligate a fornire le necessarie giustificazioni durante la trasmissione delle informazioni al Ministero dell’ambiente e della tutela del territorio e al Ministero della salute, per il tramite dell’ANPA. Le regioni devono anche provvedere affinché il pubblico e le categorie interessate siano informati sui livelli di materiale particolato nell’aria ambiente e affinché tali informazioni siano aggiornate con frequenza giornaliera.

I requisiti per la raccolta minima dei dati e per il periodo minimo di copertura sono rispettivamente il 90% e il 14%, rappresentando quest’ultima percentuale la quantità di dati ottenuti con una misurazione in un giorno, scelto a caso, di ogni settimana in modo che le misure siano uniformemente distribuite durante l’anno oppure con 8 settimane di misurazione distribuite in modo regolare nell’arco dell’anno.

La Decisione del Consiglio n. 1997/101/CE, con la relativa modifica n. 2001/752/CE, precisa i criteri per l’aggregazione dei dati e per il calcolo dei parametri statistici da comunicare. In particolare i criteri per il calcolo dei valori orari e giornalieri a partire da dati con tempi medi inferiori sono:

- per i valori orari: dati minimi da rilevare: 75%,
- per i valori giornalieri: almeno 13 valori orari disponibili e non più di sei valori orari successivi mancanti;

mentre per il calcolo dei parametri statistici:

- per la media e la mediana: dati minimi da rilevare: 50%
- per i percentili 98, 99.9 e il massimo: dati minimi da rilevare: 75%.

Inoltre il rapporto tra il numero dei dati validi per le due stagioni dell’anno prese in considerazione non può essere superiore a 2; le due stagioni sono l’inverno (da gennaio a marzo compreso e da ottobre a dicembre compreso) e l’estate (da aprile a settembre compreso).

Gli Allegati VIII e IX del D.M. 60/2002 indicano inoltre i criteri per l'ubicazione e il numero minimo di punti di campionamento per la misurazione in siti fissi dei livelli degli inquinanti nell'aria ambiente.

4 Analisi esplorativa del PM₁₀ in Piemonte

I dati qui analizzati, relativi agli anni 2002 e 2003, provengono dal sistema informativo AriaWeb, che è parte fondamentale del Sistema Regionale di Rilevamento della Qualità dell'Aria (SRQA). Nel 2002 la rete di monitoraggio del PM₁₀ operante sul territorio piemontese era composta da 21 stazioni LV, 5 TEOM, 1 Beta e 4 HV, mentre nel 2003 era costituita da 27 strumenti gravimetrici LV, 6 HV, 6 TEOM, 1 Beta e 1 Nefelometro.

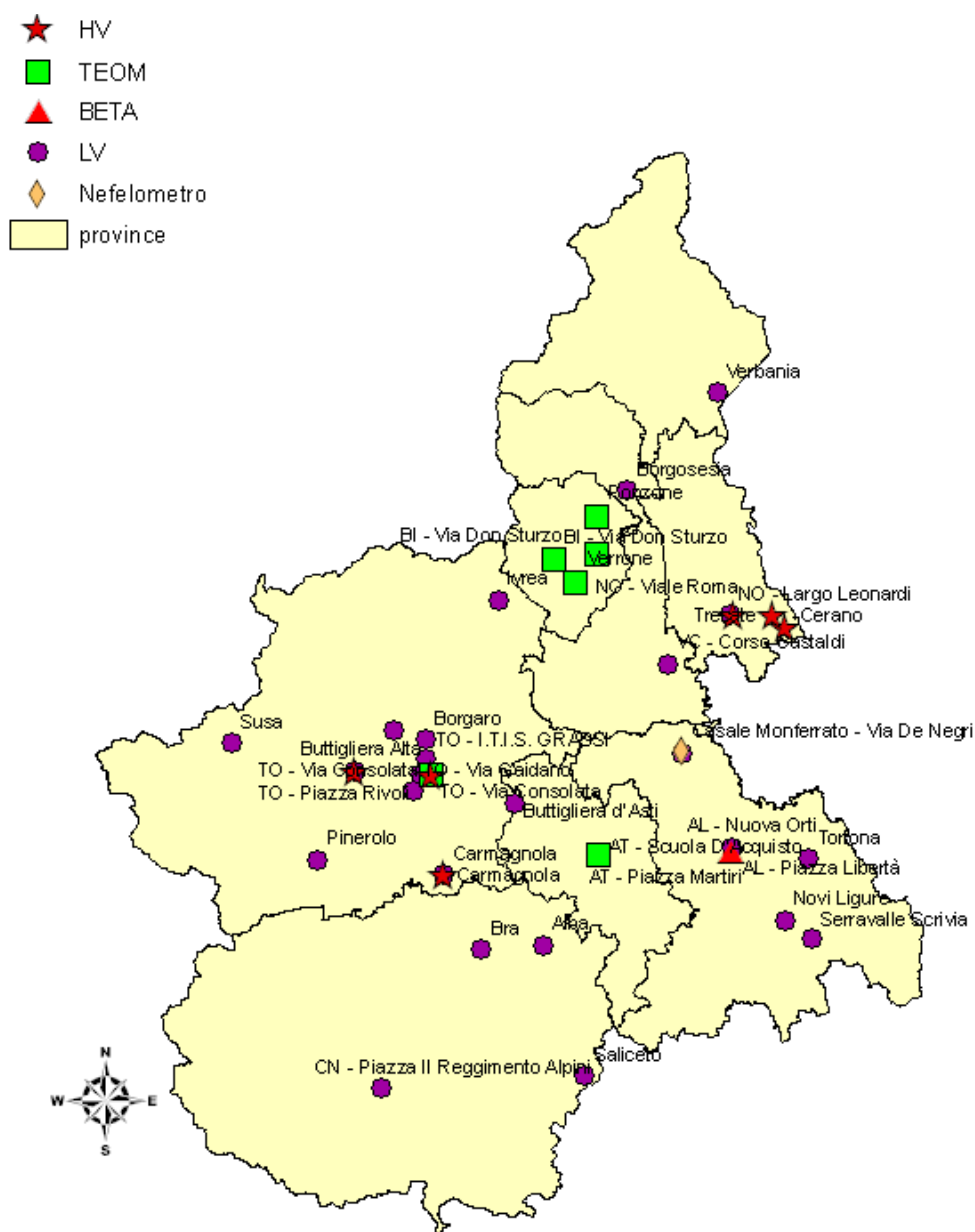


FIGURA 1: Localizzazione delle stazioni di PM₁₀ nel 2003

La Fig. 1 mostra la localizzazione delle stazioni di monitoraggio in Piemonte nell'anno 2003. Tali stazioni sono per lo più situate in pianura padana, di cui 4 nella sola città di Torino. Si osservi inoltre che a Torino, in via Consolata (TO-Consolata) e a Biella in via don Sturzo (BI-don Sturzo) coesistono strumenti LV e TEOM, coesistenza che ci permette di trarre indicazioni sull'effetto della tipologia di strumento sulle misurazioni e nello stesso tempo di avere dati quasi "real time" per quelle stazioni (in attesa della misurazione da LV dopo 3 giorni). Nel 2002 solo 6 stazioni LV su 21 hanno più del 90% dei dati, con 3 stazioni che non arrivano alla copertura minima del 14% (vedi Tab. 1) perchè attivate verso la fine dell'anno. Fra le 5 stazioni TEOM, 2 superano il 90% di raccolta dei dati, avendo considerato mancante una media giornaliera che non rispettasse il criterio di aggregazione della EOI (vedi par. 3). Anche i valori orari del Beta sono stati aggregati rispettando questo criterio e la raccolta in AL-Piazza Libertà supera il 90%.

Stazione	N	Media	Dev. St.	min	Q ₁	Mediana	Q ₃	max
LV								
Alba	302	38.613	30.157	5	19	28	47.75	207
AT - Scuola D'Acquisto	24	41.208	21.703	9	23.5	39	56.75	91
<i>Borgaro</i>	<i>335</i>	<i>46.866</i>	<i>28.976</i>	<i>4</i>	<i>24</i>	<i>44</i>	<i>63</i>	<i>178</i>
Borgosesia	159	27.031	15.552	4	17	21	34	67
Bra	251	42.845	25.322	6	25	36	52	146
Buttiglieria Alta	61	42.443	22.525	8	26	36	61	105
Buttiglieria d'Asti	82	42.439	30.636	5	19.25	33.5	57.75	134
Carmagnola	56	50.268	26.801	13	29.75	47	63.25	136
<i>CN - P.za II Regg. Alpini</i>	<i>336</i>	<i>37.917</i>	<i>25.731</i>	<i>2</i>	<i>19</i>	<i>31</i>	<i>52</i>	<i>143</i>
Druento La Mandria	42	30.310	17.473	7	16	27.5	45.5	67
Ivrea	61	47.967	29.673	5	27	41	61	139
<i>NO - Largo Leonardi</i>	<i>358</i>	<i>54.293</i>	<i>37.810</i>	<i>3</i>	<i>29</i>	<i>44</i>	<i>71</i>	<i>283</i>
Pinerolo	54	35.944	20.792	6	21	30	51.25	91
Saliceto	271	37.336	21.395	2	23	33	46.5	123
Susa	34	30.647	17.584	5	19	27	38	73
<i>TO - I.T.I.S. GRASSI</i>	<i>348</i>	<i>76.583</i>	<i>39.224</i>	<i>10</i>	<i>46</i>	<i>71.5</i>	<i>98</i>	<i>256</i>
TO - Piazza Rivoli	212	43.665	25.820	7	25	35.5	61	132
<i>TO - Via Consolata</i>	<i>353</i>	<i>66.660</i>	<i>38.819</i>	<i>7</i>	<i>39</i>	<i>57</i>	<i>88</i>	<i>243</i>
TO - Via Gaidano	196	36.061	23.072	5	19	28	50	107
VC - Corso Gastaldi	148	47.514	24.536	2	29	42	64.5	129
<i>Verbania</i>	<i>350</i>	<i>33.617</i>	<i>23.259</i>	<i>1</i>	<i>17</i>	<i>29</i>	<i>45</i>	<i>116</i>
TEOM								
BI - Via Don Sturzo	324	26.068	13.099	5	16	24	34	75
Cossato	320	27.959	14.257	6	17	26	36	85
<i>Ponzone</i>	<i>330</i>	<i>21.179</i>	<i>9.687</i>	<i>4</i>	<i>14</i>	<i>20</i>	<i>27</i>	<i>56</i>
<i>TO - Via Consolata</i>	<i>362</i>	<i>56.746</i>	<i>23.901</i>	<i>18</i>	<i>38</i>	<i>52.5</i>	<i>70</i>	<i>159</i>
Verrone	246	23.443	11.563	5	15	21	29.75	63
BETA								
<i>AL - Piazza Libertà</i>	<i>334</i>	<i>56.521</i>	<i>37.982</i>	<i>7</i>	<i>31</i>	<i>44.5</i>	<i>70</i>	<i>250</i>
HV								
Buttiglieria Alta	54	46.944	30.029	12	25	38	63.5	141
Carmagnola	57	54.281	32.093	14	28	47	70	161
NO - Viale Roma	63	68.730	35.809	19	43.5	59	84.5	222
TO - Via Consolata	57	56.789	42.205	0	26	52	83	162

TABELLA 1: Statistiche descrittive del 2002 (in *corsivo* le stazioni con almeno il 90% dei dati e in *sans serif* quelle con meno del 14%)

Stazione	N	Media	Dev. St.	min	Q ₁	Mediana	Q ₃	max
LV								
<i>AL - Nuova Orti</i>	342	55.082	27.831	13	35	48	69	167
<i>Alba</i>	341	43.132	28.404	7	22	35	55	171
AT - Scuola D'Acquisto	285	49.677	29.100	7	29	42	63	163
BI - Via Don Sturzo	285	41.386	25.249	4	24	36	52	135
<i>Borgaro</i>	336	43.012	23.827	4	25	37	55.5	118
<i>Borgosesia</i>	364	37.011	22.196	4	20.75	31	49	116
<i>Bra</i>	345	57.255	29.510	10	34	50	73	148
<i>Buttigliera Alta</i>	337	43.065	25.313	4	24	37	57	128
<i>Buttigliera d'Asti</i>	347	43.496	25.513	6	26	39	54.5	133
<i>Carmagnola</i>	346	57.751	30.692	0	36	50	73	147
<i>Casale M. - V. De Negri</i>	337	45.223	27.705	2	27	36	59	165
<i>CN - P.za II Reg. Alpini</i>	361	36.141	22.341	2	20	30	48	129
Druento La Mandria	308	32.893	19.561	0	18	29	45	109
Ivrea	303	44.046	30.113	0	23	35	55	142
NO - Largo Leonardi	299	61.187	33.297	14	38	53	76	187
Novi Ligure	327	50.722	30.479	5	29	43	68	185
<i>Pinerolo</i>	347	37.706	21.874	5	22	33	49.5	124
Saliceto	314	38.268	29.656	5	19	29	47.75	154
Serravalle Scrivia	173	28.896	14.812	3	17	26	36	76
Susa	323	33.437	19.801	0	19	29	44	108
TO - I.T.I.S. GRASSI	314	69.583	35.507	5	43	61	90	173
TO - Piazza Rivoli	328	48.945	26.959	5	30.75	42	61	140
<i>TO - Via Consolata</i>	340	63.644	34.137	12	39	54	82	165
<i>TO - Via Gaidano</i>	348	42.172	30.754	4	20.75	32	56	162
<i>Tortona</i>	353	48.751	25.932	5	30	45	61	144
<i>VC - Corso Gastaldi</i>	342	57.418	29.516	12	36	47	72	159
Verbania	265	36.275	22.682	4	21	30	44	118
TEOM								
AT - Piazza Martiri	273	36.330	11.045	12	29	34	42	97
BI - Via Don Sturzo	301	28.704	12.882	3	19	26	36	81
Cossato	309	31.647	14.487	4	22	28	39	90
<i>Ponzone</i>	330	26.570	12.409	4	17	24	33	79
<i>TO - Via Consolata</i>	345	56.490	19.912	20	41	54	67	125
Verrone	248	31.698	15.344	5	21	28	41	89
BETA								
<i>AL - Piazza Libertà</i>	336	47.732	26.364	5	30	41	61.25	147
NEFELOMETRO								
Casale Monferrato - P.za Castello	182	48.956	26.360	8	30	42.5	60	142
HV								
Buttigliera Alta	29	38.690	20.363	13	24	31	47	81
Carmagnola	33	56.121	27.044	22	34	49	68	128
Cerano	33	52.909	25.453	21	30	50	68	112
NO - Viale Roma	55	55.000	83.873	39	25	83	106	181
TO - Via Consolata	31	56.323	28.694	22	37	52	68.5	144
Treccate	162	50.142	22.508	9	34	46	62.75	146

TABELLA 2: Statistiche descrittive del 2003 (in *corsivo* le stazioni con almeno il 90% dei dati e in sans serif quelle con meno del 14%)

Nel 2003 invece tutte le stazioni, tranne le HV, superano la copertura minima del 14%, 15 su 27 delle LV e 2 su 6 delle TEOM superano il 90% della raccolta dei dati, così come il Beta e il Nefelometro (vedi Tab. 2). Le serie di dati HV presentano molti dati mancanti su tutto l'arco dell'anno e spesso non rispettano il 14% di copertura minima.

Le Tabelle 1 e 2 riportano le principali statistiche descrittive per ogni centralina negli anni 2002 e 2003. Il valore massimo è osservato in NO-Largo Leonardi sia nel 2002 che nel 2003, seguito dai massimi osservati nella città Torino (ITIS Grassi e Consolata). Confrontando però i boxplot in Fig. 2 (a) per gli LV, è evidente che le distribuzioni di TO-ITIS Grassi e TO-Consolata del 2002 si collocano su valori più alti rispetto a NO-Largo Leonardi, così come succede nel 2003 (vedi Fig. 2(b)). I valori massimi di NO-Largo Leonardi sono dunque effettivamente eccezionali.

La media annuale più alta si verifica in TO-ITIS Grassi, seguita da quella in TO-Consolata e poi da NO-Largo Leonardi, sia nel 2002 che nel 2003.

Considerando invece le stazioni TEOM (in Fig. 3) la distribuzione e la media più "alte" si possono osservare in TO-Consolata, qui confrontata quasi solo con l'area biellese (4 dei 6 strumenti TEOM sono collocati in provincia di Biella).

Fra le stazioni LV, 12 su 21 nel 2002 e 19 su 27 nel 2003 superano il valore limite per la media annua fissato dalla normativa vigente a $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$, come si vede nelle Tabelle 1 e 2 e in Fig. 5. Da queste mappe è ulteriormente evidente che le medie annuali più elevate si verificano nelle stazioni poste in città maggiormente soggette a traffico veicolare e ad altre sorgenti emissive, mentre le situazioni di medie inferiori al $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ si riscontrano nelle stazioni collocate in prossimità delle Alpi.

Consideriamo allora la classificazione delle stazioni secondo il *tipo di zona* in cui sono collocate. Viene definita "urbana" (*urban*) una zona edificata in continuo, "periferica" (*suburban*) una zona largamente edificata, cioè un insediamento continuo di edifici separati mescolati ad aree non urbanizzate, ed infine "rurale" (*rural*) una zona che non rientri nelle altre categorie. Fra le stazioni LV, 2 sono rurali, 12 periferiche e 7 urbane nel 2002, mentre nel 2003 la distribuzione diventa: 3 rurali, 17 periferiche, 7 urbane. Fra le stazioni TEOM, invece, le 4 nel biellese sono periferiche, mentre TO-Consolata e AT-Piazza Martiri sono urbane.

In Fig. 4 si possono osservare i boxplot delle distribuzioni del PM_{10} per tipo di zona, per le stazioni LV nel 2002 e nel 2003. Osservando anche le medie in Tabella 3 si nota un aumento delle concentrazioni di PM_{10} con il livello di urbanizzazione, come d'altronde ci si poteva aspettare.

		2002			2003		
		n	media	St dev	n	media	St dev
LV	Rural	2	38.33065	27.44210	3	36.50121	22.30418
	Suburban	12	44.81201	31.35880	17	46.11149	28.60950
	Urban	7	49.20344	33.34889	7	51.02301	31.03161
TEOM	Rural						
	Suburban	4	24.71230	12.56262	4	29.50168	13.88601
	Urban	1	56.74586	23.90126	2	47.58414	19.37082

TABELLA 3: Distribuzione e statistiche secondo idtpzona

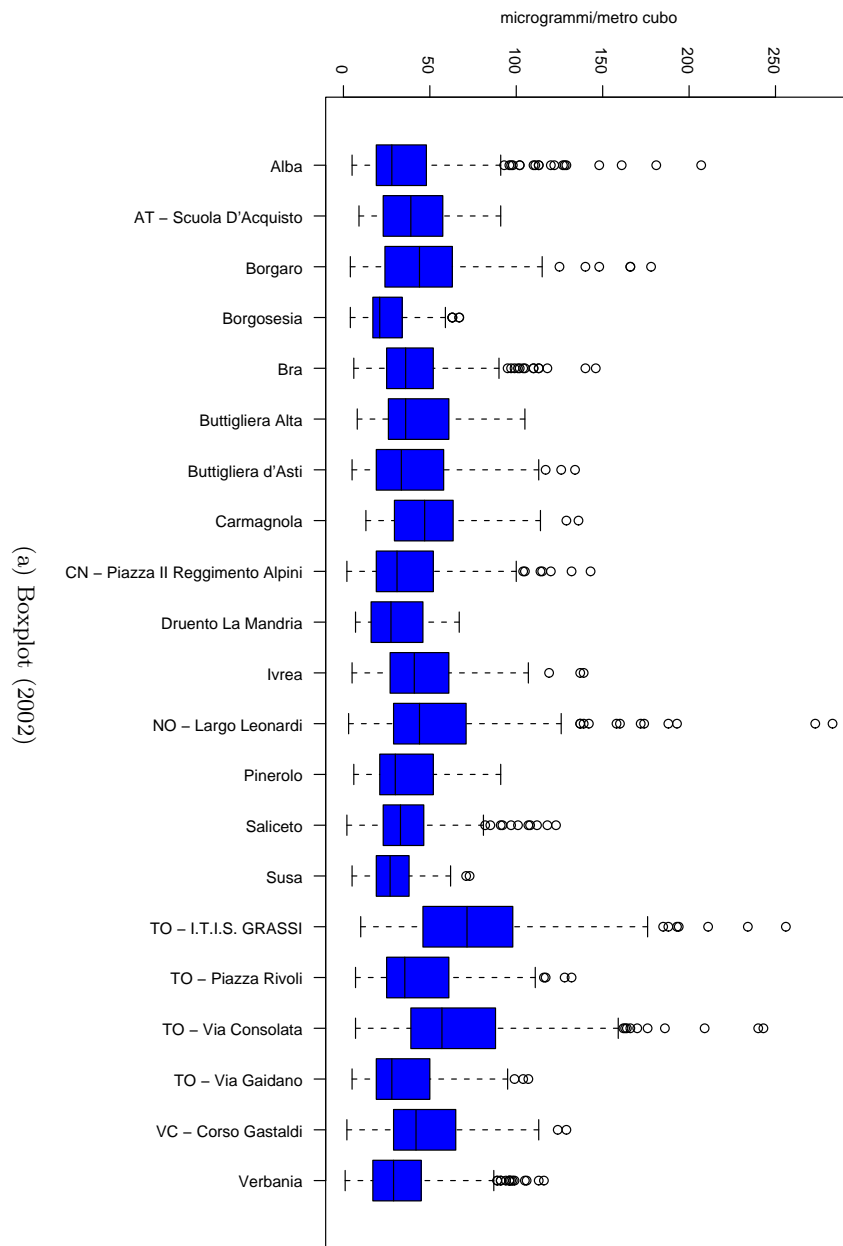
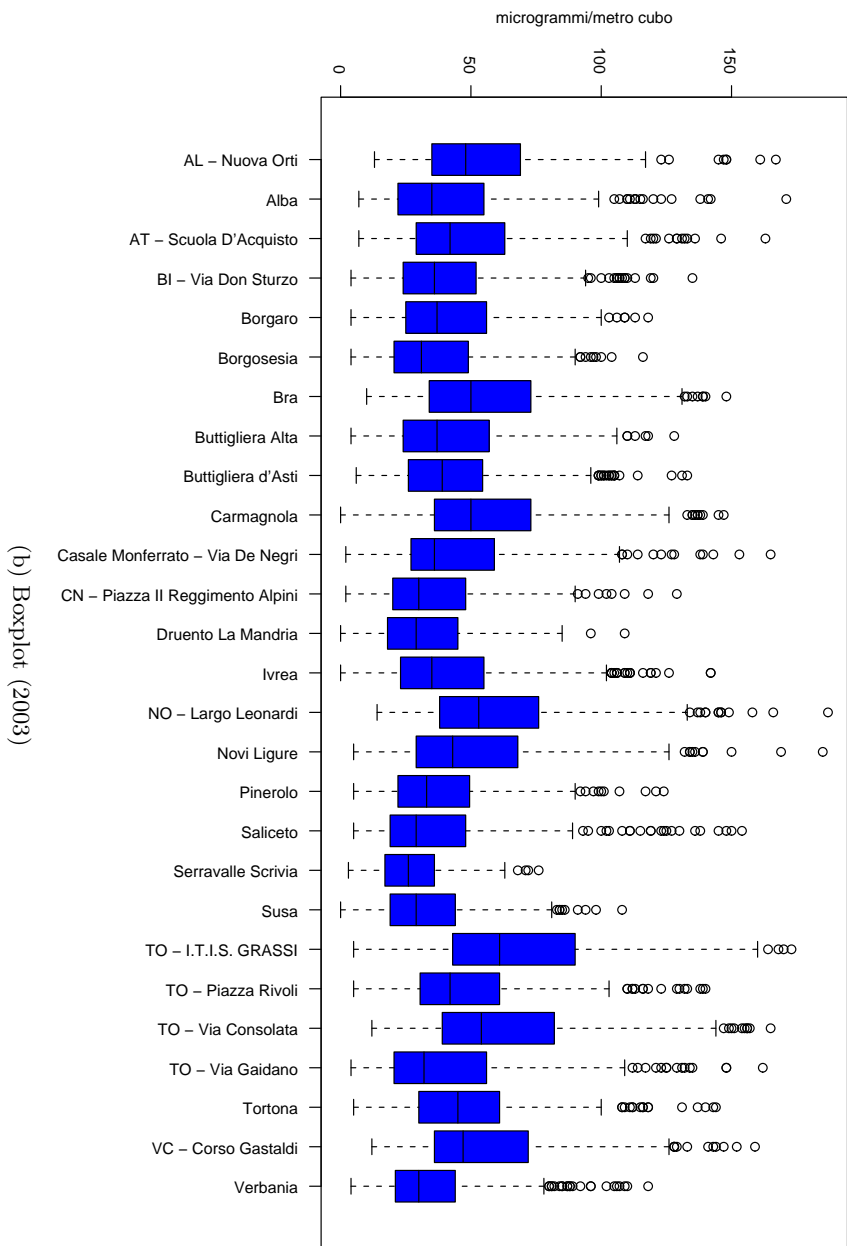


FIGURA 2: PM₁₀ nelle centraline piemontesi IV

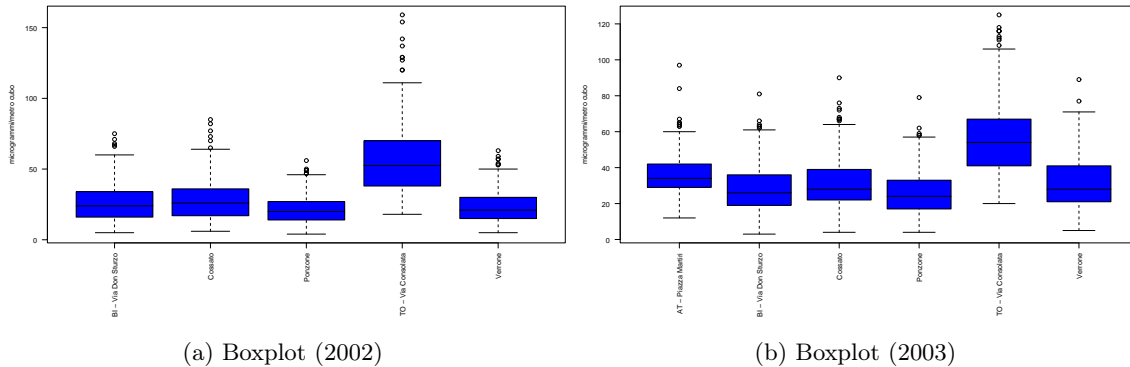


FIGURA 3: PM_{10} nelle centraline piemontesi TEOM nel 2002 e 2003

Come detto al par. 3, la normativa prevede anche un massimo di 35 giorni, nell'anno civile, di superamento del limite giornaliero per la protezione della salute umana, cioè una soglia di $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ per il quantile di ordine 0.904. In Tab. 4 sono riportati, per i due anni, il numero di giorni di superamento del suddetto limite e il numero di giorni di osservazione per ogni stazione di rilevamento. Si può allora osservare come prevalentemente il limite non viene superato solo laddove la percentuale di raccolta dei dati è bassa (in corsivo nella Tab. 4). Nel 2002 solo la stazione di Cossato ha 22 gg di superamento a fronte di 320 gg di osservazione, e lo stesso accade nel 2003 per altre stazioni TEOM. Tale fenomeno può essere giustificato dalla nota tendenza alla sottostima degli strumenti TEOM (vedi Fassò e Nicolis (2004)). Fra le stazioni LV nel 2003 solo Serravalle Scrivia non raggiunge i 35 gg di superamento, ma a fronte di 173 gg di osservazione, essendo quest'ultima stazione stata attivata nell'estate 2003.

I dati in Tab. 4 sono geograficamente collocati nelle mappe in Fig. 6, dove è evidente come la città di Torino abbia di nuovo il “primato” in negativo per entrambi gli anni e che il limite dei 35 gg imposto dalla normativa è purtroppo superato quasi ovunque.

Qualora si volesse formulare una “graduatoria” delle stazioni, i dati mappati nelle Figg. 5 e 6 porterebbero allo stesso ordinamento, fornirebbero cioè la stessa graduatoria rispetto ai 2 criteri di limite sulla media annuale e sul quantile 0.904 (vedi Fig. 9, Natale e De Carli (2004)).

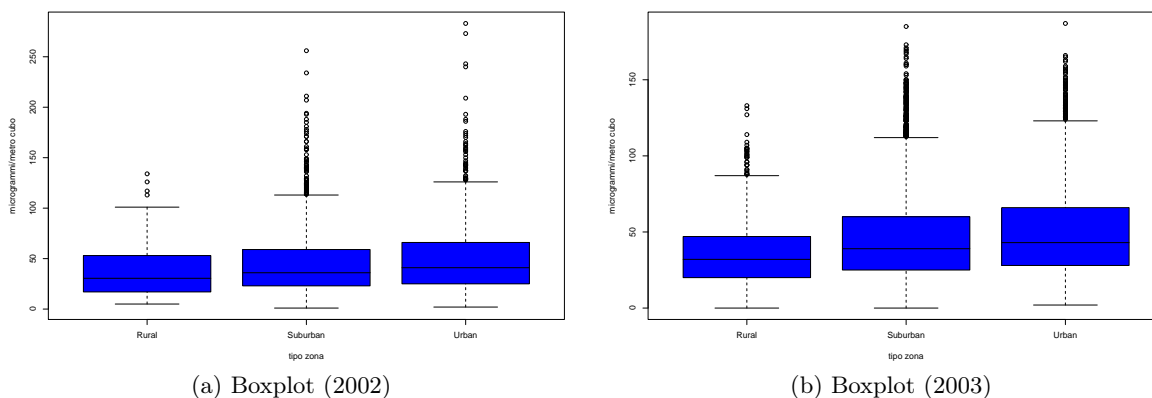


FIGURA 4: PM_{10} per tipo di zona della stazione nel 2002 e 2003

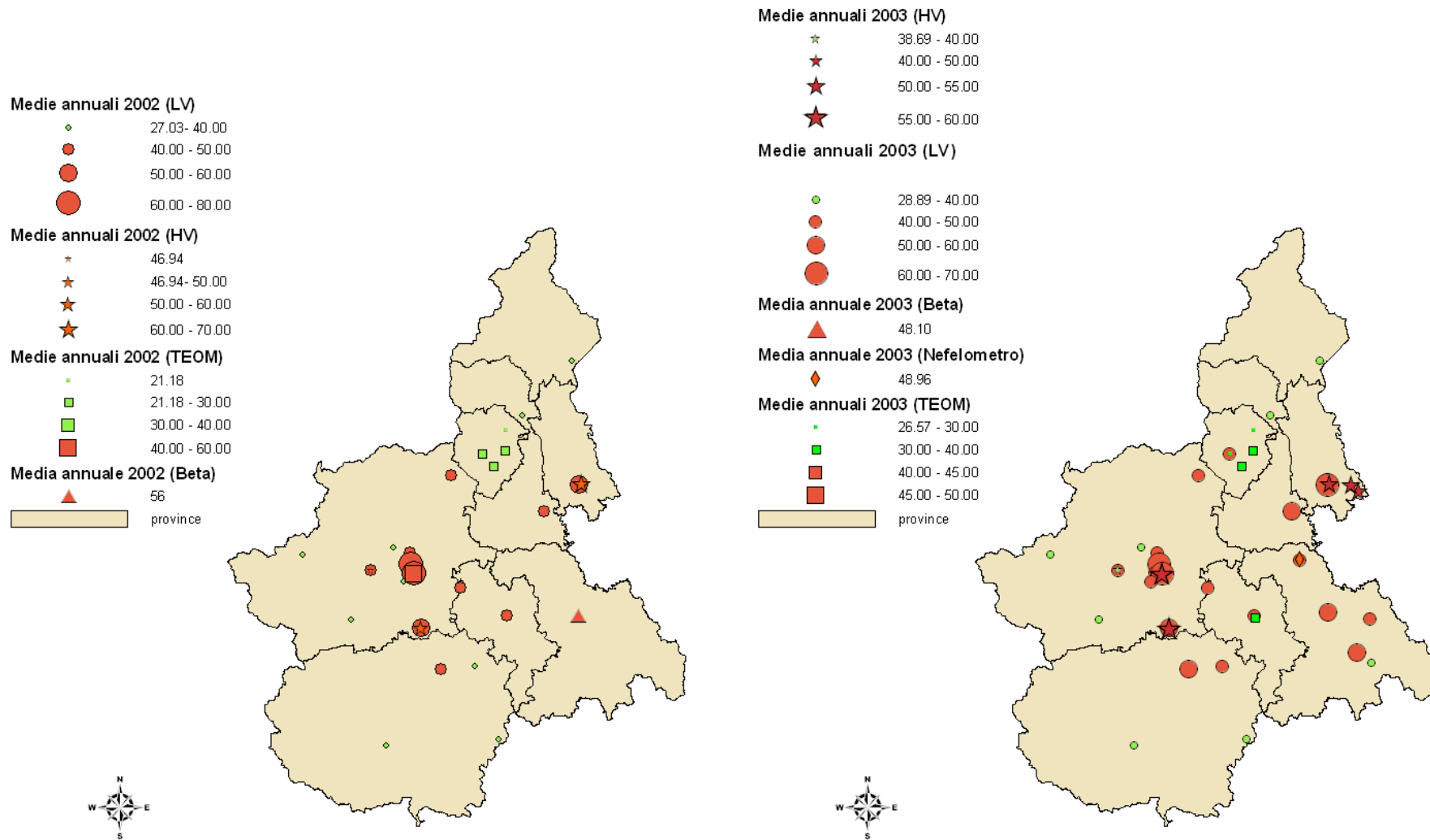


FIGURA 5: Medie annuali PM₁₀ nel 2002 e nel 2003; il colore rosso indica il superamento del limite di legge ($40 \mu\text{g}/\text{m}^3$)

Stazione	2002		2003	
	Superamenti	N. giorni oss.	Superamenti	N. giorni oss.
LV				
AL - Nuova Orti			155	342
Alba	73	302	104	341
AT - Scuola D'Acquisto	8	24	110	285
BI - Via Don Sturzo			72	285
Borgaro	122	335	103	336
Borgosesia	15	159	80	364
Bra	67	251	170	345
Buttigliera Alta	19	61	108	337
Buttigliera d'Asti	26	82	105	347
Carmagnola	25	56	170	346
Casale Monferrato - Via De Negri			112	337
CN - Piazza II Reggimento Alpini	88	336	80	361
Druento La Mandria	7	42	59	308
Ivrea	23	61	87	303
NO - Largo Leonardi	160	358	156	299
Novi Ligure			118	327
Pinerolo	14	54	84	347
Saliceto	58	271	75	314
Serravalle Scrivia			17	173
Susa	5	34	59	323
TO - I.T.I.S. GRASSI	246	348	200	314
TO - Piazza Rivoli	72	212	129	328
TO - Via Consolata	195	353	184	340
TO - Via Gaidano	47	196	102	348
Tortona			137	353
VC - Corso Gastaldi	60	148	153	342
Verbania	62	350	47	265
TEOM				
AT - Piazza Martiri			18	273
BI - Via Don Sturzo	16	324	25	301
Cossato	22	320	49	309
Ponzone	1	330	14	330
TO - Via Consolata	191	362	194	345
Verrone	7	246	35	248
BETA				
AL - Piazza Libertà	138	334	120	336
NEFELOMETRO				
Casale Monferrato - P.za Castello			66	182
HV				
Buttigliera Alta	21	54	6	29
Carmagnola	25	57	16	33
Cerano			16	33
NO - Viale Roma	41	63	44	55
TO - Via Consolata	29	57	16	31
Treccate			70	162

TABELLA 4: Numero di giorni in cui è superato il limite giornaliero di $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e numero di giorni di osservazione all'anno (in *corsivo* i casi con meno di 35 esuberi)

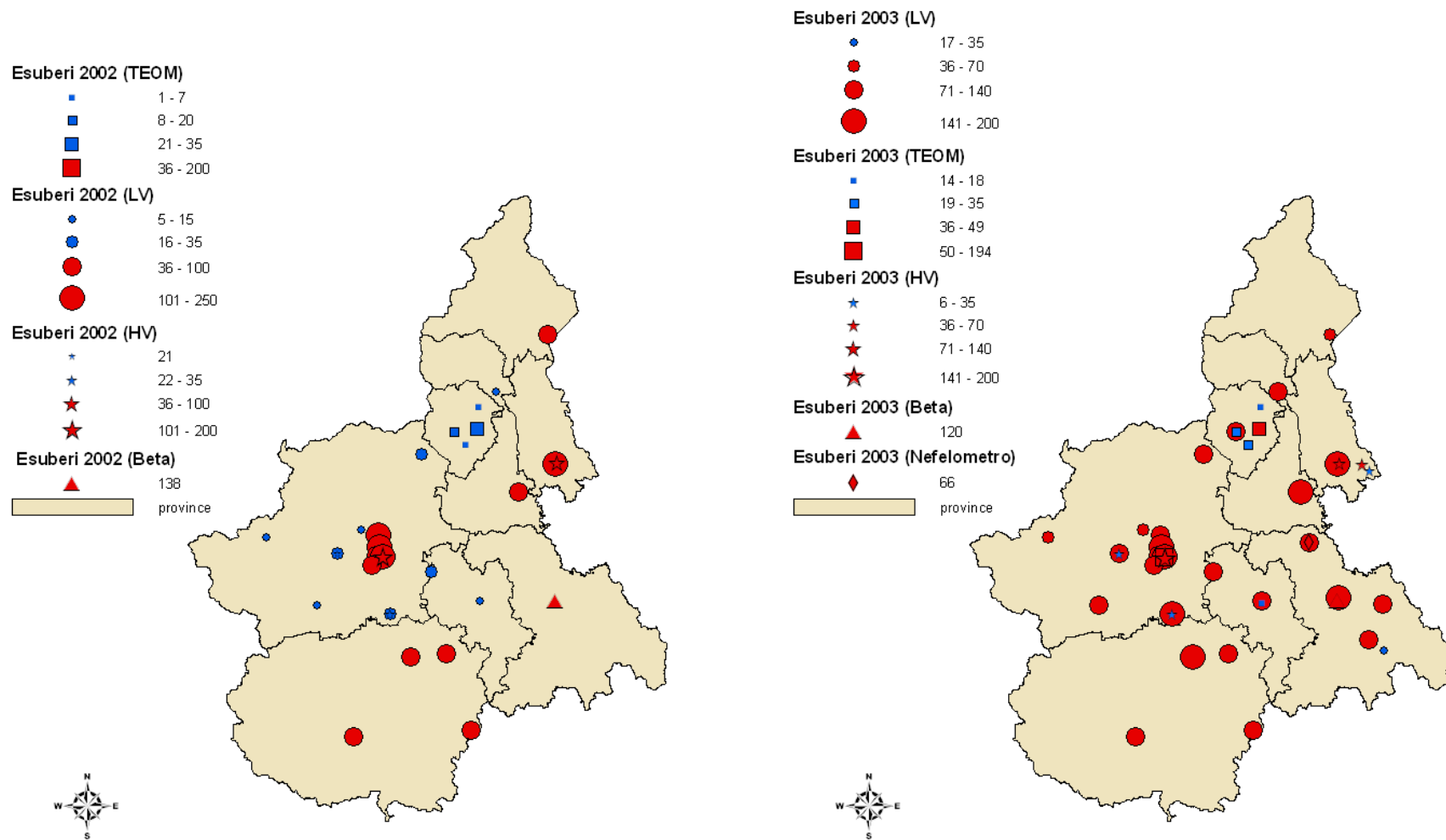


FIGURA 6: Giorni di superamenti del limite giornaliero per la protezione della salute umana, nel 2002 e nel 2003 (il colore rosso indica il superamento del limite di legge (35 µg))

4.1 Analisi temporale del PM₁₀

Le Figg. 7-12 mostrano le serie storiche di ogni stazione nei due anni e da esse si possono osservare i periodi di attivazione della specifica stazione e di eventuali dati mancanti. Per ogni centralina sono altresì evidenti i superamenti del limite giornaliero di $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (segnato dalla linea orizzontale tratteggiata) e i “picchi” osservati in alcuni giorni, solitamente in inverno.

L’osservazione delle serie storiche mette subito in evidenza il comportamento della concentrazione di PM₁₀ nell’anno. Come noto infatti, le polveri sottili si accumulano maggiormente durante l’inverno mentre raggiungono i valori di concentrazione più bassi durante l’estate.

Le distribuzioni dei PM₁₀ nei diversi mesi sono raffigurate in Fig. 13, dove sono accostati i 2 anni per gli LV e i TEOM. Da questa figura si nota, oltre alla differenza nei valori dei PM₁₀ tra il periodo invernale ed estivo, un decremento dei valori mediani da Gennaio a Marzo nel 2002, mentre si verifica un aumento negli stessi del 2003. Ciò è probabilmente dovuto ad una maggiore piovosità dell’inverno 2002 rispetto a quella dell’inverno 2003. Tuttavia, si osserva che il valore mediano del gennaio 2002 risulta molto superiore a quello del 2003 sia per gli LV che per i TEOM.

Nella Fig. 14 sono riportate le distribuzioni e nella Figura 15 i valori medi dei PM₁₀ nei diversi giorni della settimana, distribuzioni che appaiono chiaramente asimmetriche. Sebbene i valori medi dei livelli dell’inquinante diminuiscono negli ultimi giorni della settimana, per il decremento di traffico veicolare e di emissioni da fonti industriali, l’andamento settimanale appare diverso nei due anni considerati. Infatti la giornata di ‘picco’ settimanale risulta essere il mercoledì per l’anno 2002 e il venerdì per il 2003, probabilmente a causa delle diverse precipitazioni nei primi mesi dell’anno, come già osservato per le medie mensili.

Nelle Figg. 16 e 17 sono riportate le funzioni di autocorrelazione dei valori medi giornalieri del 2003 di 17 centraline LV. Tale selezione si basa sul requisito del 90% per la raccolta minima dei dati descritto nel D.M. 60/2002. Le centraline considerate hanno, infatti, meno del 10% di dati mancanti, tranne quelle situate a Novi Ligure e a TO-Piazza Rivoli, le quali superano tale soglia di un solo giorno.

I dati mancanti sono stati interpolati con il metodo di regressione kernel con scelta di banda adattiva (Gasser *et al.*(1991)). Osservando i grafici è possibile notare una forte autocorrelazione nei dati giornalieri anche per periodi abbastanza lunghi, che può essere sostanzialmente attribuita alla stagionalità annuale. La stagionalità settimanale risulta abbastanza evidente in alcune serie come Alba, Bra, Carmagnola, TO-Consolata.

Le Tabelle 5 e 6 mostrano i valori delle correlazioni fra coppie di centraline LV nel 2002 e 2003. È possibile osservare che le correlazioni più alte si riferiscono alle centraline spazialmente più vicine e con caratteristiche simili. Infatti, nel 2002, TO-Consolata risulta molto correlata sia con TO-ITIS Grassi che con Borgaro che si trova in periferia alla città, mentre risulta meno correlata con le stazioni di Verbania e CN-Piazza II Regg. Alpini. Tale fenomeno è ancor più evidente nel 2003 dove il numero delle centraline con più del 90% dei dati è maggiore. Per quanto riguarda il TEOM, nel 2003 vi sono soltanto due centraline con almeno il 90% dei dati, ossia TO-Consolata e Ponzone, il cui coefficiente di correlazione è risultato pari a 0.77.

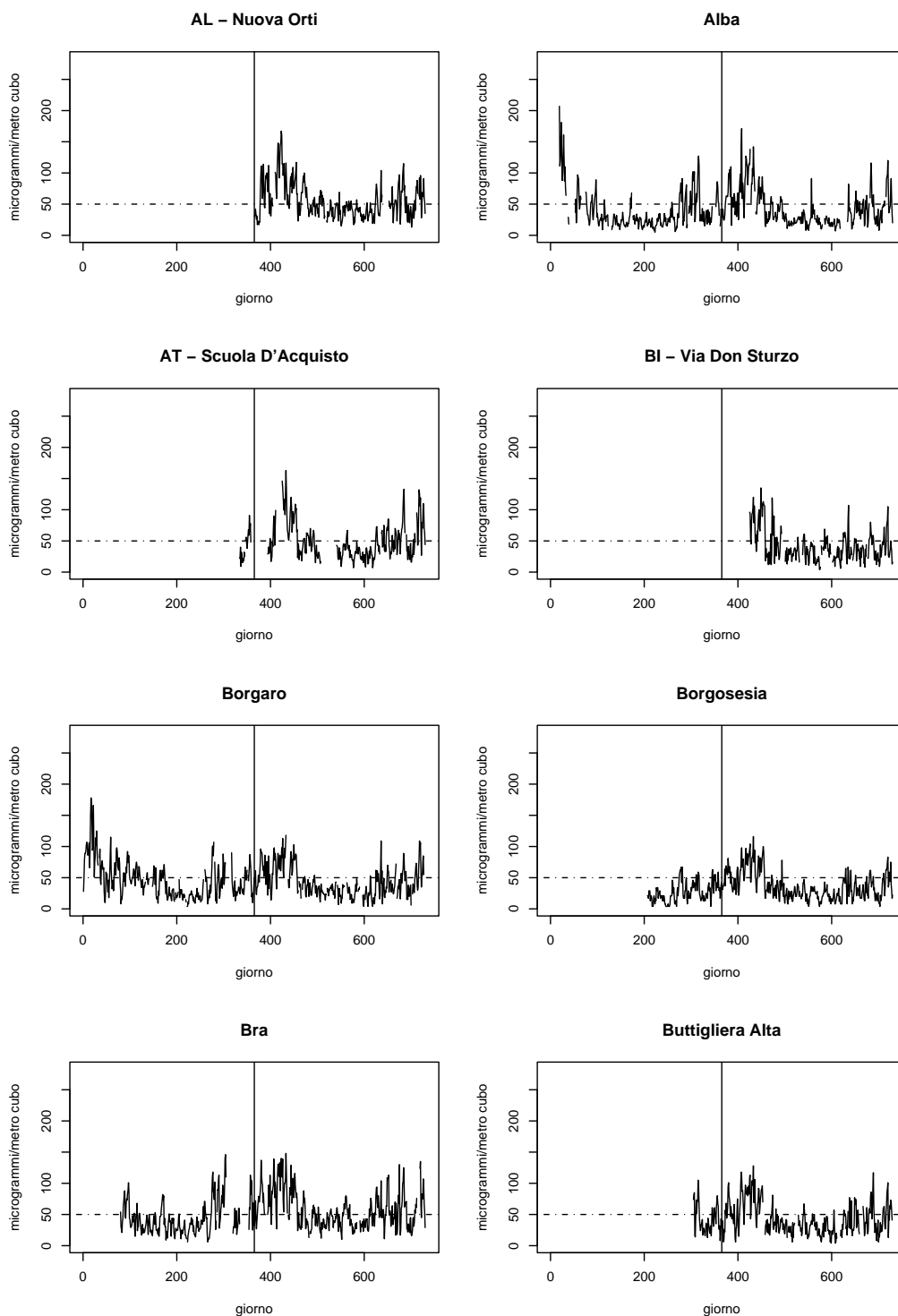


FIGURA 7: Serie storiche del PM₁₀, Anni 2002 e 2003 (la linea verticale separa i due anni, la linea orizzontale segna il limite giornaliero di 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)

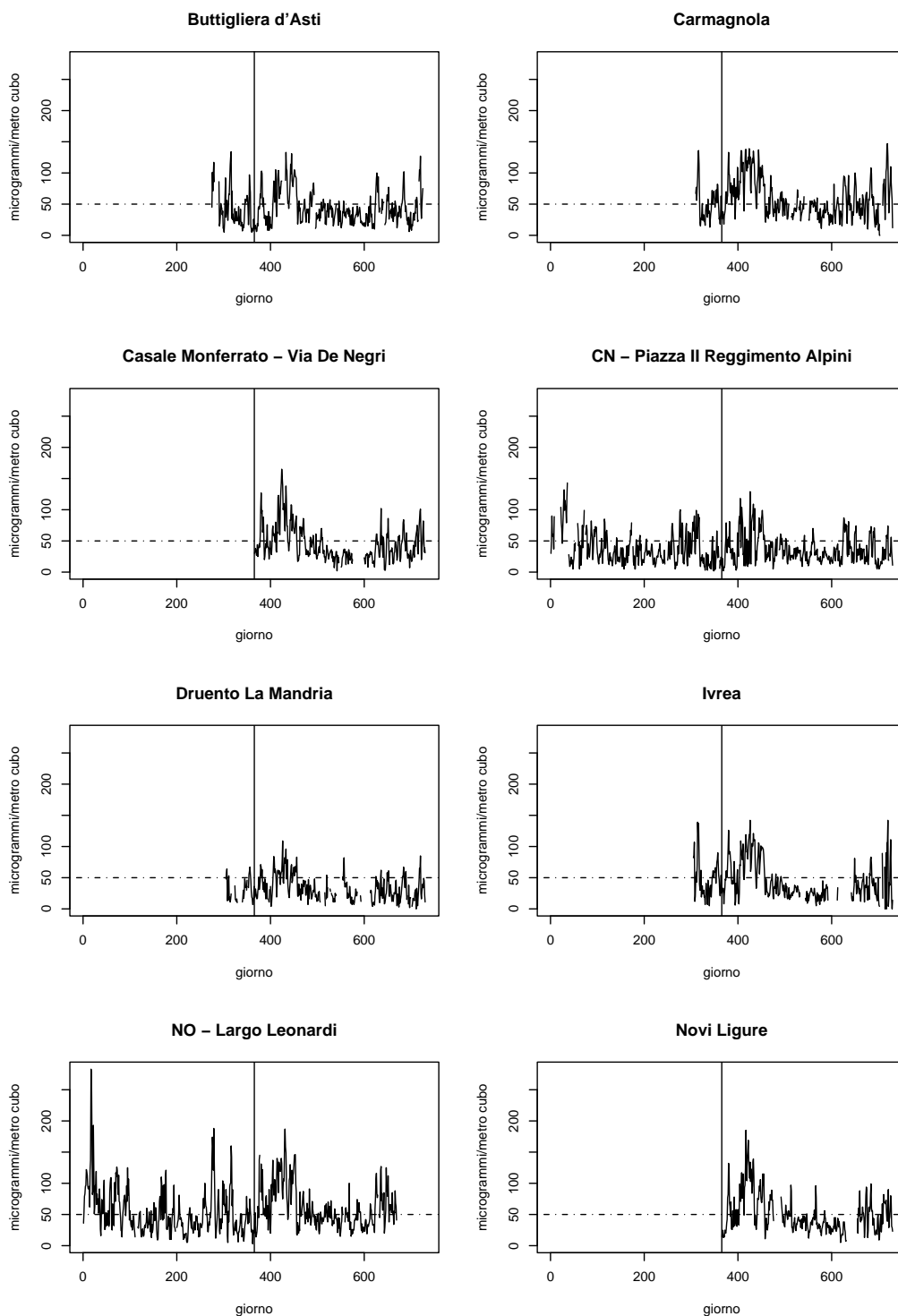


FIGURA 8: Serie storiche del PM₁₀, Anni 2002 e 2003 (la linea verticale separa i due anni, la linea orizzontale segna il limite giornaliero di 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)

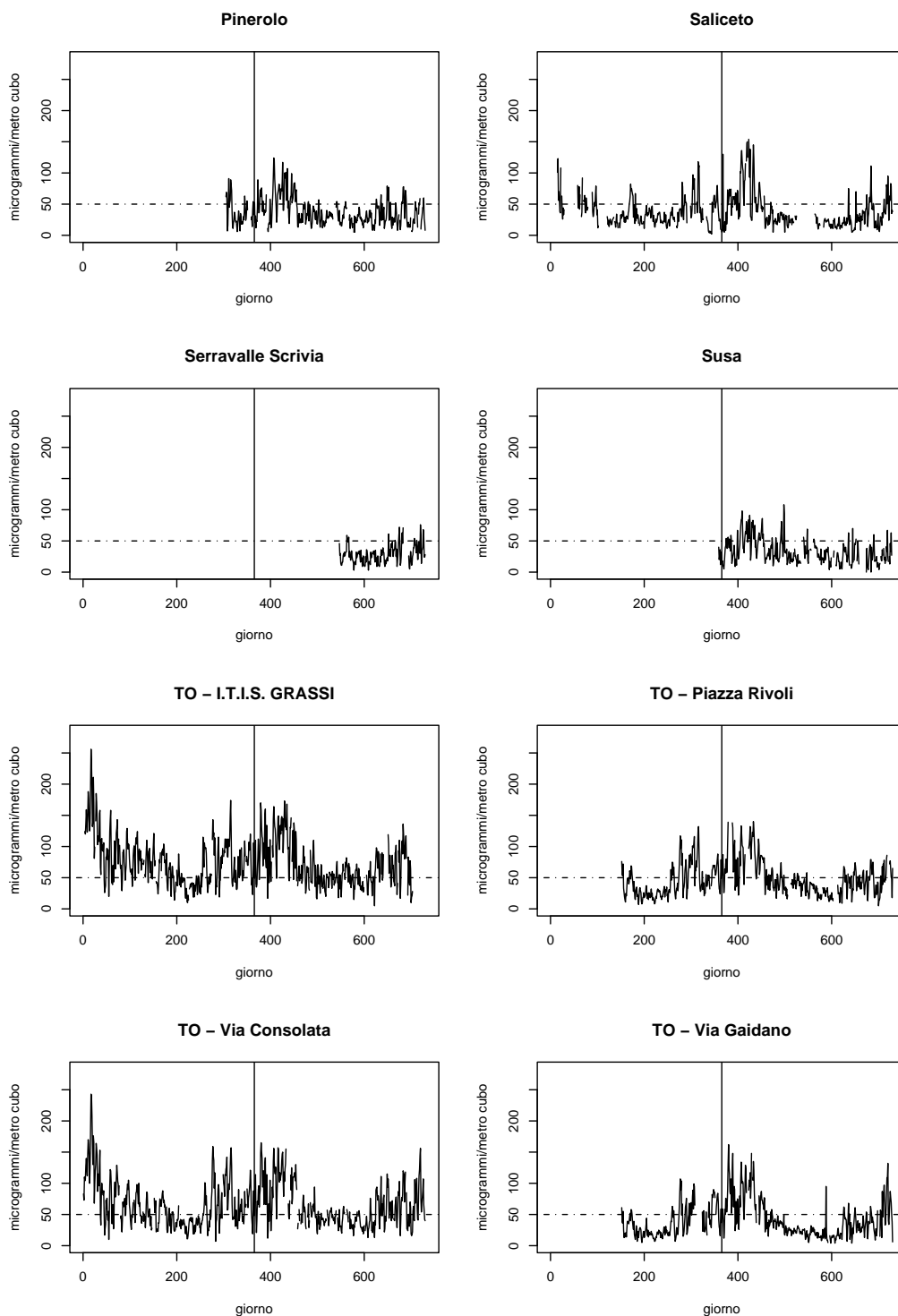


FIGURA 9: Serie storiche del PM₁₀, Anni 2002 e 2003 (la linea verticale separa i due anni, la linea orizzontale segna il limite giornaliero di 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)

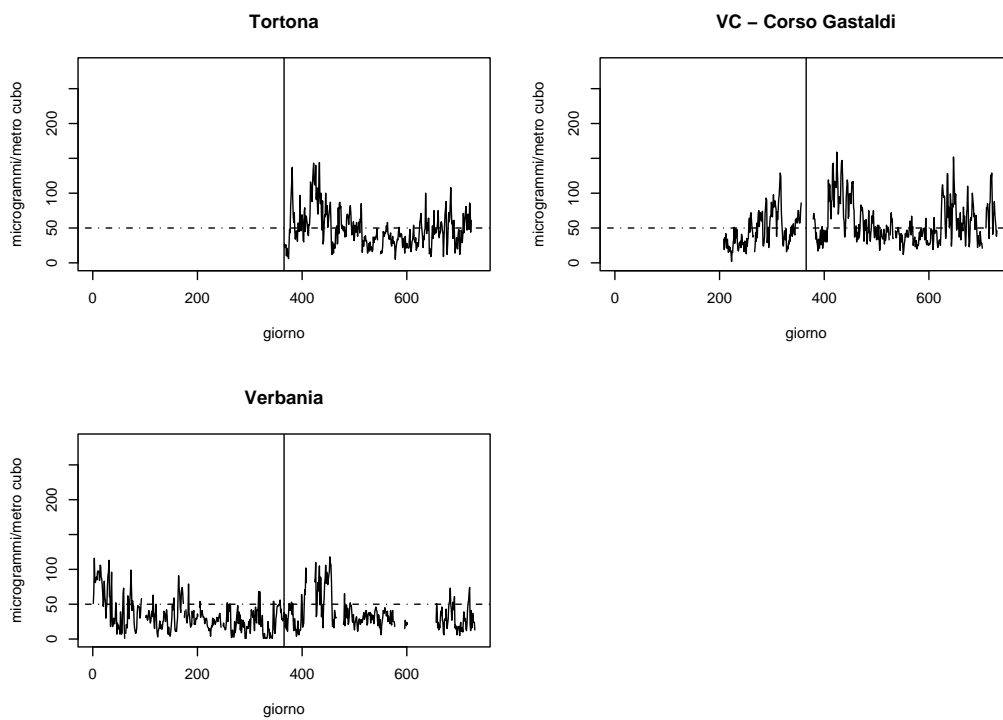


FIGURA 10: Serie storiche del PM₁₀, Anni 2002 e 2003 (la linea verticale separa i due anni, la linea orizzontale segna il limite giornaliero di 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)

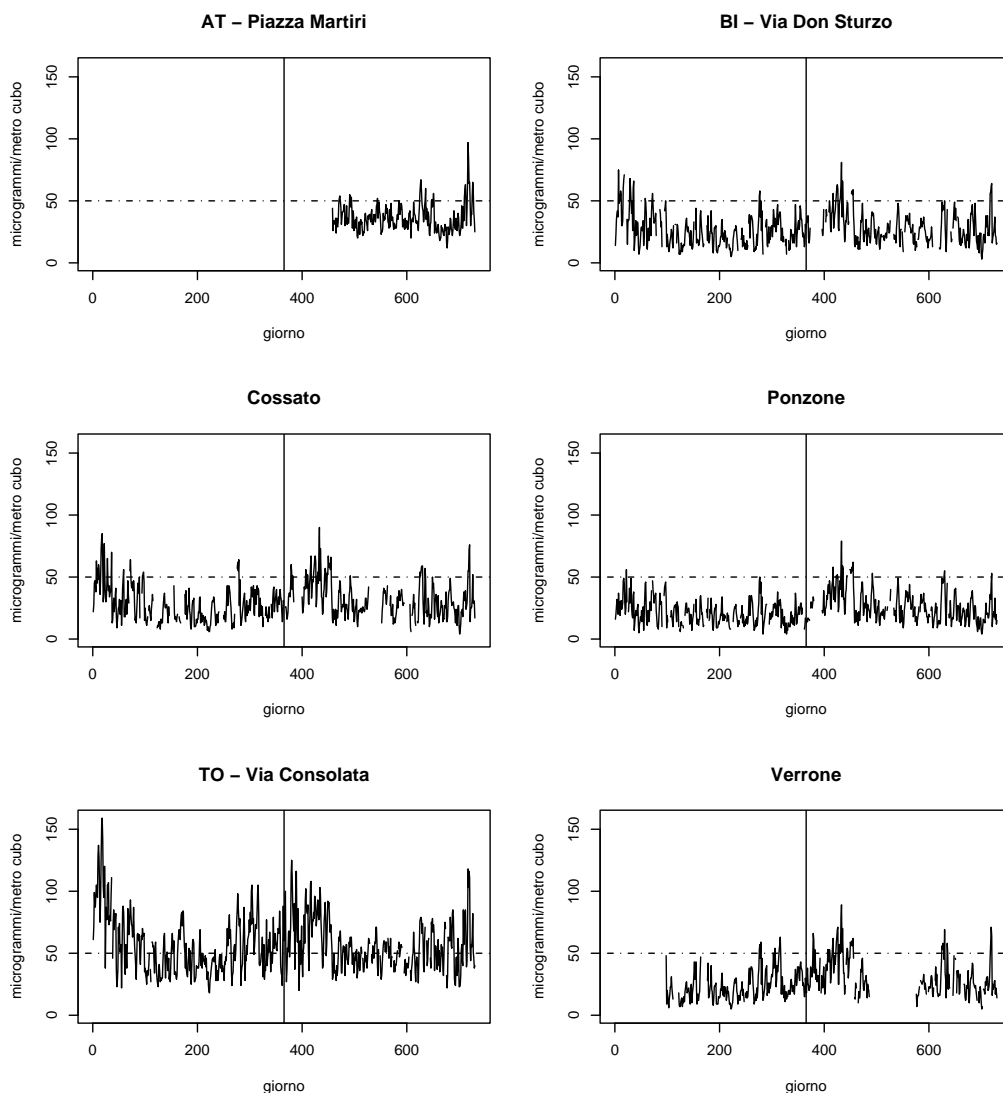


FIGURA 11: Serie storiche del PM₁₀ TEOM, Anni 2002 e 2003 (la linea verticale separa i due anni, la linea orizzontale segna il limite giornaliero di 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)

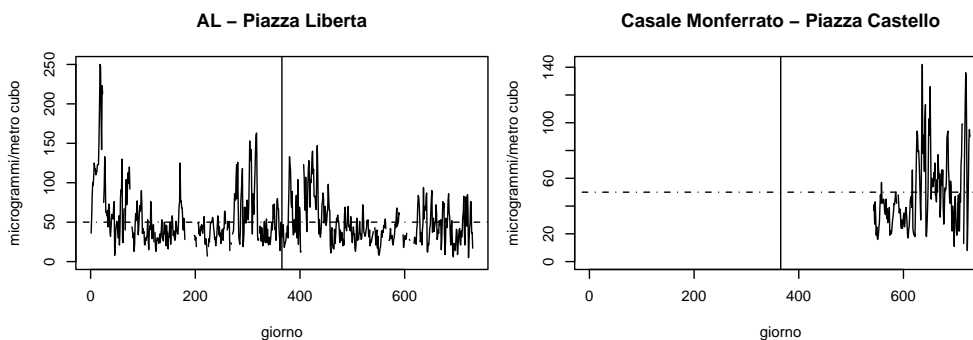
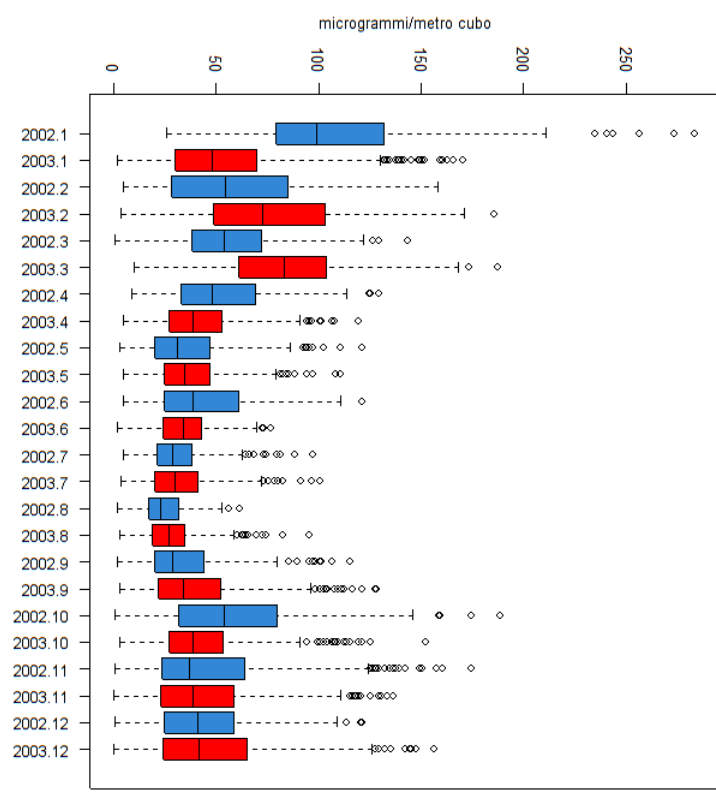
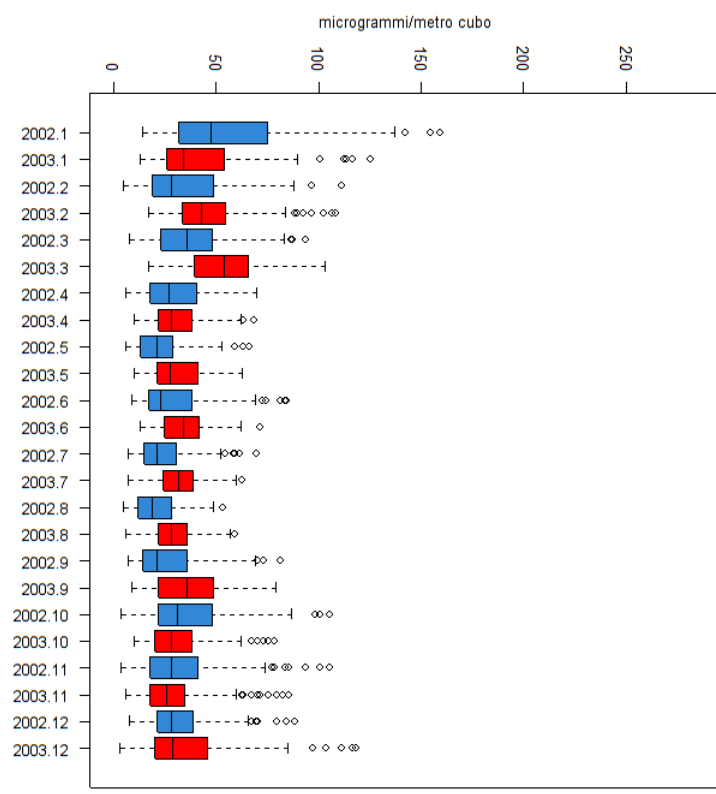


FIGURA 12: Serie storiche del PM₁₀ Beta (AL - P.zza Libertà) e Nefelometro (Casale Monferrato - P.zza Castello), Anni 2002 e 2003 (la linea verticale separa i due anni, la linea orizzontale segna il limite giornaliero di 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)



(a) LV



(b) TEOM

FIGURA 13: Boxplot delle distribuzioni del PM₁₀ per mese, nel 2002 (azzurro) e nel 2003 (rosso)

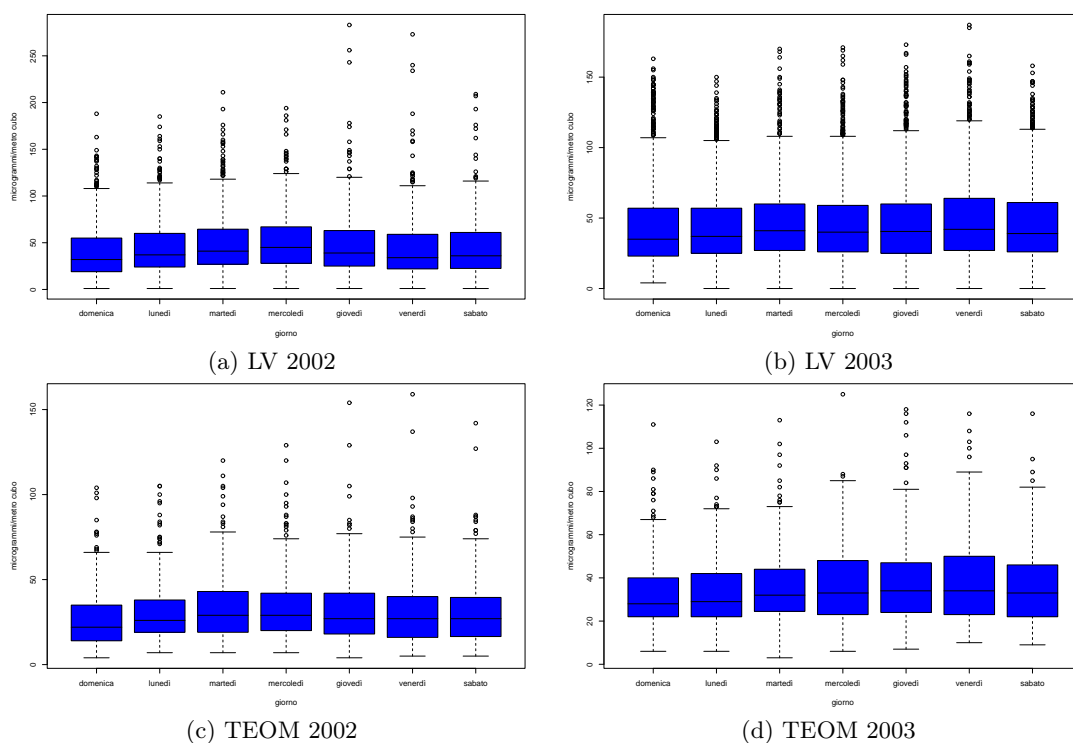


FIGURA 14: Boxplot delle distribuzioni per giorno della settimana

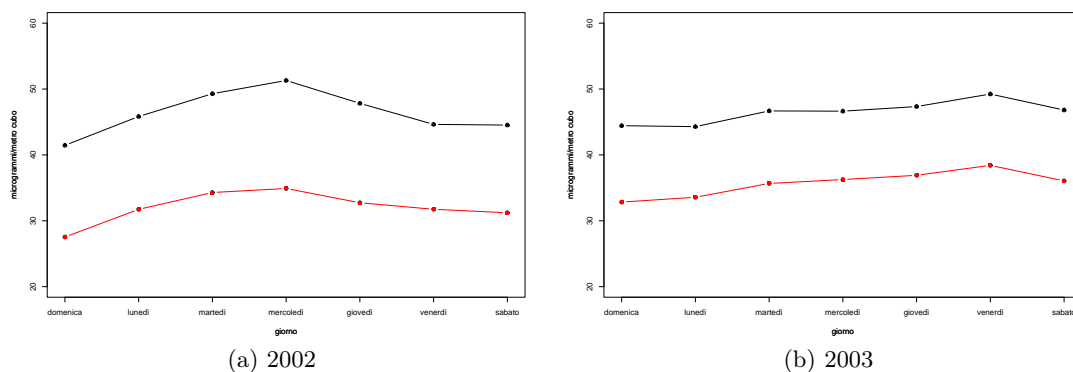


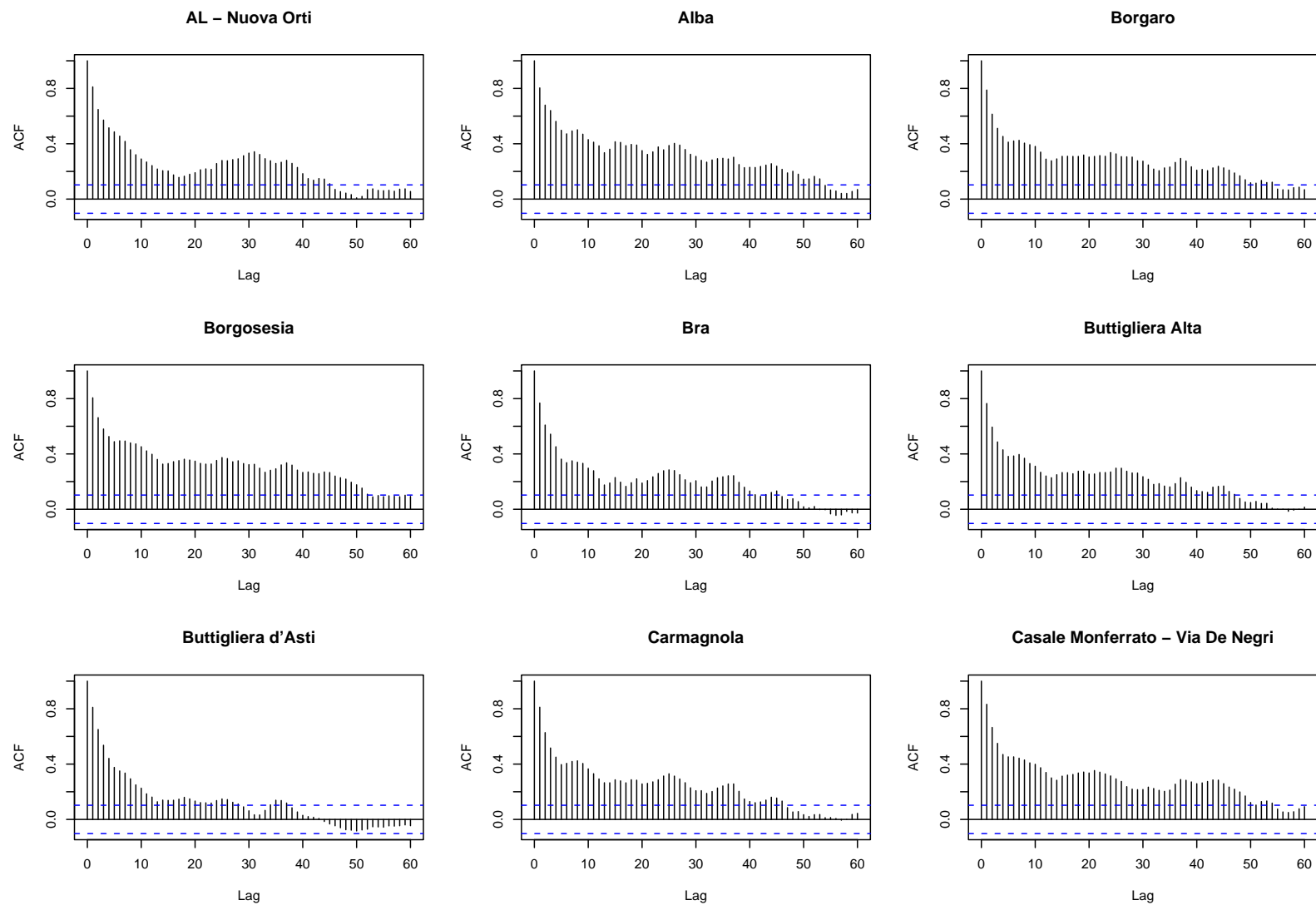
FIGURA 15: Media per giorno della settimana (in rosso i TEOM, in nero gli LV)

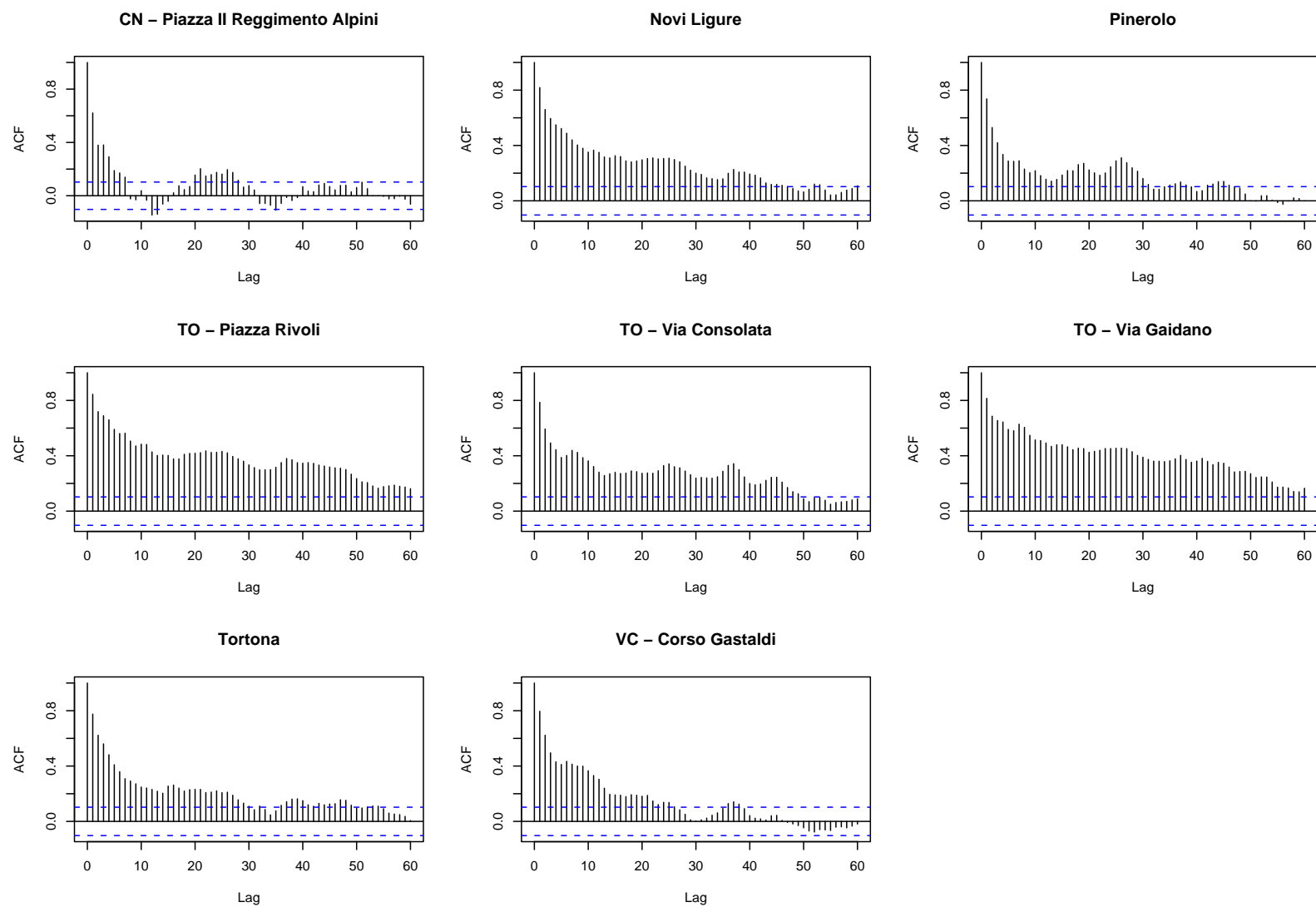
	Borgaro	CN - P.za II R. Alpini	NO - L.go Leonardi	TO - I.T.I.S. GRASSI	TO - Via Consolata	Verbania
Borgaro	1.00					
CN - P.za II R. Alpini	0.72	1.00				
NO - L.go Leonardi	0.80	0.62	1.00			
TO - I.T.I.S. GRASSI	0.91	0.72	0.73	1.00		
TO - Via Consolata	0.94	0.77	0.81	0.92	1.00	
Verbania	0.69	0.65	0.60	0.67	0.66	1.00

TABELLA 5: Correlazioni tra le stazioni LV del 2002

	AL – Nuova Orti	Alba	Borgaro	Borgosesia	Bra	Buttigliera Alta	Buttigliera d’Asti	Carmagnola	Casale M. – Via De Negri	CN – P.za II Regg. Alpini	Novi - Ligure	Pinerolo	TO – Piazza Rivoli	TO – Via Consolata	TO – Via Gaidano	Tortona	VC – Corso Gastaldi
AL – Nuova Orti	1.00																
Alba	0.75	1.00															
Borgaro	0.72	0.85	1.00														
Borgosesia	0.68	0.83	0.85	1.00													
Bra	0.76	0.88	0.85	0.80	1.00												
Buttigliera Alta	0.67	0.84	0.88	0.85	0.82	1.00											
Buttigliera d’Asti	0.65	0.75	0.79	0.75	0.73	0.77	1.00										
Carmagnola	0.78	0.88	0.89	0.85	0.90	0.87	0.82	1.00									
Casale M. – Via De Negri	0.82	0.78	0.78	0.76	0.74	0.72	0.74	0.80	1.00								
CN – P.za II Regg. Alpini	0.35	0.63	0.60	0.62	0.61	0.66	0.63	0.62	0.47	1.00							
Novi - Ligure	0.85	0.76	0.68	0.70	0.74	0.67	0.65	0.74	0.78	0.40	1.00						
Pinerolo	0.60	0.79	0.81	0.81	0.78	0.89	0.72	0.81	0.66	0.71	0.63	1.00					
TO – Piazza Rivoli	0.67	0.82	0.89	0.80	0.80	0.81	0.68	0.85	0.73	0.57	0.67	0.78	1.00				
TO – Via Consolata	0.73	0.86	0.92	0.84	0.87	0.88	0.77	0.89	0.79	0.57	0.70	0.82	0.91	1.00			
TO – Via Gaidano	0.70	0.82	0.86	0.76	0.80	0.77	0.64	0.84	0.75	0.46	0.66	0.70	0.91	0.89	1.00		
Tortona	0.81	0.76	0.68	0.67	0.70	0.68	0.67	0.73	0.80	0.45	0.83	0.60	0.63	0.70	0.65	1.00	
VC – Corso Gastaldi	0.75	0.71	0.75	0.77	0.75	0.71	0.79	0.78	0.74	0.52	0.73	0.67	0.69	0.75	0.62	0.65	1.00

TABELLA 6: Correlazioni tra le stazioni LV del 2003

FIGURA 16: ACF delle serie PM₁₀

FIGURA 17: ACF delle serie PM₁₀

5 Analisi spaziale mediante Kriging

In questo paragrafo applichiamo dei metodi di interpolazione spaziale, noti come Kriging dal nome dell'ing. Daniel G. Krige che li introdusse, per valutare i livelli medi annui di concentrazione di PM_{10} (ordinary kriging), nonché la probabilità di superamento del limite di $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ della media stessa (indicator kriging), laddove non sono presenti stazioni di monitoraggio.

Denotiamo con $\{Z(s), s \in M \subseteq \mathbb{R}^d\}$ un processo spaziale, siano $z(s_1), \dots, z(s_n)$ i valori osservati negli n siti (s_1, \dots, s_n) e si voglia predire il valore di $Z(s_0)$ nel sito s_0 dove non si ha l'osservazione. Si suppone che il processo spaziale ammette una decomposizione del tipo

$$Z(s) = \mu(s) + \delta(s) \quad (1)$$

dove $\mu(\cdot) = \mathbb{E}(Z(\cdot))$ è la parte deterministica, che nel caso di ordinary kriging è supposta pari ad una costante ignota, cioè $\mu(s) = \mu$, e $\delta(s)$ è un processo spaziale debolmente stazionario.

Avendo supposto il processo Z debolmente stazionario, esso sarà anche intrinsecamente stazionario, per cui esiste la funzione *semivariogramma* $\gamma(h) = \frac{1}{2} \text{Var}(Z(s) - Z(s+h))$, con $h \in \mathbb{R}^d$, legata alla funzione di covarianza del processo $C(h) = \text{Cov}(Z(s), Z(s+h))$ dalla relazione $\gamma(h) = C(0) - C(h)$. Il semivariogramma di un processo debolmente stazionario presenta un asintoto orizzontale, detto "sella" (*sill*), che coincide con $C(0)$ e quindi rappresenta la varianza del processo, che viene raggiunto (anche solo in maniera approssimata) a una distanza r detta *range*, che è quindi la distanza alla quale due variabili $Z(s_i)$ e $Z(s_j)$ non dipendono linearmente.

Teoricamente, a una distanza $h = 0$ il semivariogramma dovrebbe assumere valore 0. Tuttavia a distanze molto piccole, la differenza tra le misure spesso non tende a zero e l'intercetta del semivariogramma assume un valore positivo detto 'pepita' (*nugget*). La differenza tra sill e nugget viene detta *partial sill*.

Il metodo di kriging ordinario costruisce un predittore BLUP, cioè lineare, uniformamente corretto, a errore quadratico medio minimo (si vedano ad esempio Cressie (1993), Chiles e Delfiner (1999), Stein (1999)), la cui espressione è data da

$$p(Z, s_0) = \sum_{i=1}^n \lambda_i Z(s_i)$$

I coefficienti λ_i si ottengono minimizzando l'espressione $\mathbb{E} \left[(Z(s_0) - \sum_{i=1}^n \lambda_i Z(s_i))^2 \right]$ sotto il vincolo $\sum_{i=1}^n \lambda_i = 1$, cioè risolvendo il sistema

$$\begin{pmatrix} \mathbf{\Gamma} & \mathbf{1} \\ \mathbf{1}' & 0 \end{pmatrix} \begin{pmatrix} \lambda \\ m \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} \gamma \\ 1 \end{pmatrix}$$

dove $\mathbf{\Gamma}$ è una matrice $n \times n$ di elemento $\gamma_{ij} = \gamma(s_i - s_j)$, $\mathbf{1}$ è il vettore n -dimensionale unitario e $\gamma = (\gamma(s_0 - s_1), \dots, \gamma(s_0 - s_n))'$, la cui soluzione è

$$\lambda^{*'} = \left(\gamma + 1 \frac{(1 - \mathbf{1}' \mathbf{\Gamma}^{-1} \gamma)}{\mathbf{1}' \mathbf{\Gamma}^{-1} \mathbf{1}} \right) \mathbf{\Gamma}^{-1}$$

e

$$m = - \frac{(1 - \mathbf{1}' \mathbf{\Gamma}^{-1} \gamma)}{\mathbf{1}' \mathbf{\Gamma}^{-1} \mathbf{1}}$$

Poichè la relazione $\gamma(h) = C(0) - C(h)$ lega il semivariogramma e la funzione di covarianza spaziale, i coefficienti λ_i possono essere anche espressi in funzione della covarianza.

In letteratura sono stati proposti diversi modelli teorici per la covarianza spaziale (vedi ad esempio Cressie (1993), Chiles e Delfiner (1999), Stein (1999)). In questa analisi abbiamo utilizzato il modello J-Bessel dato da

$$C(h) = 2^{\frac{n}{2}-1} \Gamma\left(\frac{n}{2}\right) \left(\frac{h}{a}\right)^{1-\frac{n}{2}} J_{\frac{n}{2}-1}\left(\frac{h}{a}\right)$$

dove n è la dimensione dello spazio (in questo caso consideriamo $n = 2$), a è un parametro di scala e $J()$ è la funzione Bessel di primo tipo di parametro $\nu = \frac{n}{2} - 1$.

Abbiamo qui considerato le stazioni piemontesi LV con almeno il 90% dei dati nell'anno 2003. Le stime dei parametri sono riportate nella Tab. 7, mentre i semivariogrammi empirici possono osservarsi in Fig. 18. Nonostante la classe di modelli J-Bessel considerata permetta una certa generalità, il modello "fitted" sembra non cogliere completamente le caratteristiche dell'autocorrelazione spaziale osservata, probabilmente per lo scarso numero delle locazioni presenti o perchè le caratteristiche delle stazioni, per esempio il tipo di zona, influiscono sul livello medio annuo dell'inquinante.

Dati	Tipologia	Parameter ν	Nugget	Partial Sill	Range
Medie Annuali	Ordinary Kriging	0.01	71.565	4.9993	135160
Quantile 0.904	Ordinary Kriging	0.01	142.08	33.544	57677
Medie Annuali	Indicator Kriging	10	0.00099302	0.25221	135160

TABELLA 7: Stime dei parametri del semivariogramma

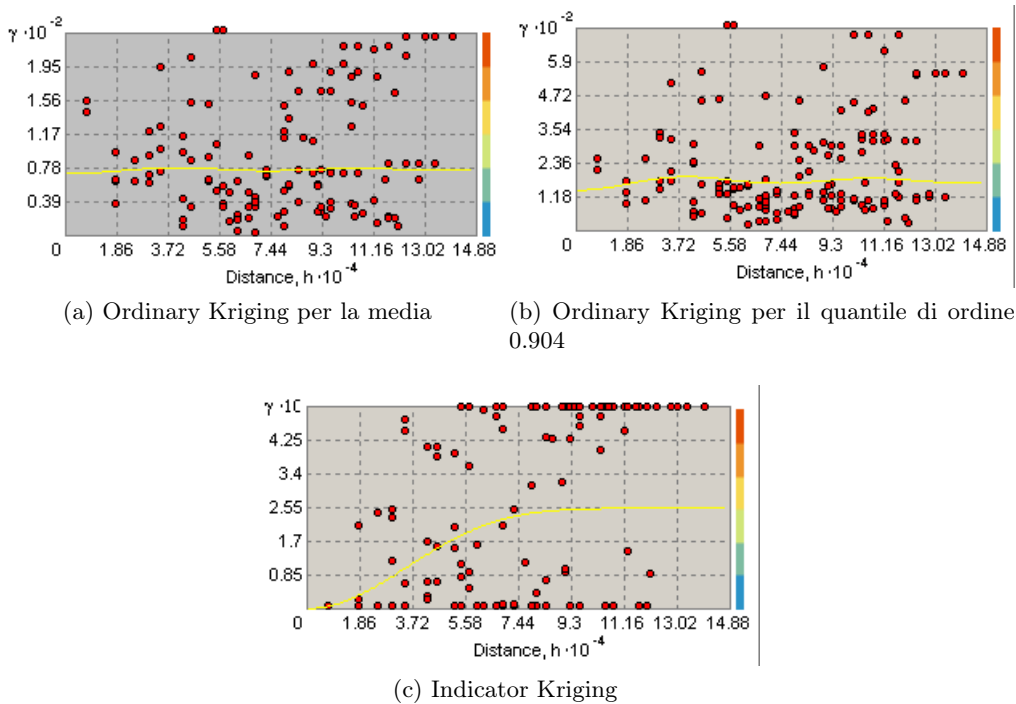


FIGURA 18: Semivariogrammi empirici

Abbiamo allora applicato il test di Diblasi e Bowman (2001) per verificare l'indipendenza spaziale. Tale test si basa sul fatto che sotto l'ipotesi di indipendenza spaziale il semivariogramma è una funzione costante, $\gamma(h) = \sigma^2$, ed esamina quindi se i dati portano evidenza verso un cambiamento del semivariogramma in funzione di h . A tal fine gli autori utilizzano un metodo di regressione

nonparametrica di tipo *kernel* per stimare $\gamma(h)$ e costruire la statistica test.

Considerato un modello per i dati di tipo (1), con $\mu(s) = \mu$ e $\delta(s)$ gaussiano, $\gamma(h)$ viene stimata a partire dalle coppie

$$(h_{ij}, d_{ij}) = \left(|s_i - s_j|, |Z(s_i) - Z(s_j)|^{1/2} \right) \quad \text{per } i < j,$$

rappresentate nel diagramma a dispersione in Fig. 19, tramite lo stimatore

$$\hat{\gamma}^*(h) = \sum_{i < j} w_{ij} d_{ij}$$

dove i pesi w_{ij} sono funzioni decrescenti della distanza $h_{ij} - h$ e hanno somma unitaria.

Denotando con \bar{d} il valor medio delle d_{ij} e ponendo $\tilde{d}_{ij} = \hat{\gamma}^*(h_{ij})$ la statistica test è definita da

$$T = \frac{\sum_{i < j} (d_{ij} - \bar{d})^2 - \sum_{i < j} (d_{ij} - \tilde{d}_{ij})^2}{\sum_{i < j} (d_{ij} - \tilde{d}_{ij})^2}$$

e sotto l'ipotesi nulla si distribuisce come il rapporto di due forme quadratiche di v.c. normali, per il quale è possibile determinare i quantili (per ulteriori dettagli vedi Diblasi e Bowman (2001)). L'applicazione del test considerato alle medie annuali del 2003 nelle 17 centraline piemontesi ha portato ad un *p-value* pari a 0.332.

Sebbene il test porti quindi all'accettazione dell'ipotesi nulla di indipendenza spaziale, l'osservazione della nuvola di variogramma molto ampia (Fig. 19) e della conseguente stima $\hat{\gamma}^*(h)$ molto piatta spiega la ragione di tale accettazione, nonostante la nuvola di punti non evidenzi una funzione costante. Questo fenomeno può essere dovuto al numero esiguo di coppie di dati alle varie distanze h , nonchè al fatto che le osservazioni provengono da un *preferential sampling* per cui abbiamo più stazioni di monitoraggio dove i valori sono più alti, perché sono monitorate le aree a maggiore criticità, mentre non ci sono stazioni per esempio nell'arco alpino.

L'area colorata in Fig. 19 rappresenta la *reference band* che è definita, per ogni h , dall'intervallo $\bar{d} \pm \left(\hat{\text{Var}}(\hat{\gamma}^*(h) - \bar{d}) \right)^{1/2}$ e che mostra l'errore standard puntuale dello stimatore $\hat{\gamma}^*(h)$.

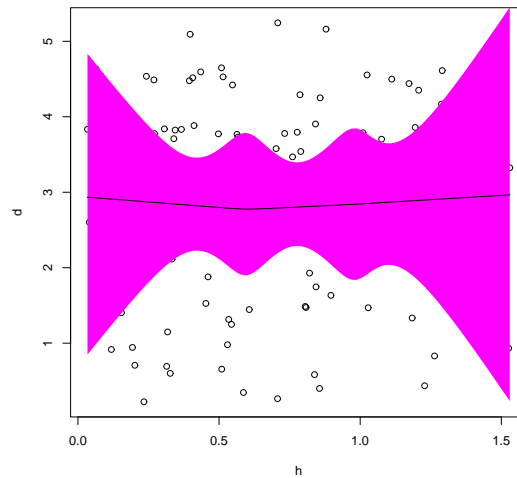


FIGURA 19: variogramma e reference band per il test Diblasi Bowman

La previsione spaziale per il livello medio annuo di PM_{10} è stata ottenuta tramite Kriging ordinario, così come quella per il quantile di ordine 0.904. Per ottenere una previsione spaziale dei

valori della probabilità di eccedere il limite di legge sulla media annua ($40 \mu\text{g}/\text{m}^3$), è stato utilizzato il metodo nonlineare di *Indicator Kriging* (vedi Cressie (1993, p.281) oppure Chiles e Delfiner (1999, p.381)). Prefissata una soglia di interesse c e considerato il sito s_0 , l'indicator kriging fornisce una predizione della probabilità di non superare la soglia (e quindi anche quella di superarla) a partire dalle osservazioni $z(s_1), \dots, z(s_n)$. Si considera il processo spaziale ottenuto tramite la funzione indicatrice $\mathbb{I}_{Z(s) \leq c}$ per il quale $\mathbb{E}(\mathbb{I}_{Z(s) \leq c}) = \mathbb{P}(Z(s) \leq c) = F_Z(c)$ e, in pratica, si applica l'ordinary kriging sui dati binari $\mathbb{I}_{z(s_1) \leq c}, \dots, \mathbb{I}_{z(s_n) \leq c}$ tramite il predittore

$$I(c, s_0) = \sum_{i=1}^n \lambda_i \mathbb{I}_{Z(s_i) \leq c}$$

con il vincolo $\sum_{i=1}^n \lambda_i = 1$. Quest'ultimo fornisce una stima per la media condizionata ai dati binari $\mathbb{E}(\mathbb{I}_{Z(s) \leq c} | \mathbb{I}_{z(s_1) \leq c}, \dots, \mathbb{I}_{z(s_n) \leq c})$ e non ai dati originali. Chiaramente il passaggio ai dati binari comporta una perdita di informazione necessaria per la semplicità del metodo (per approfondimenti vedi Chiles e Delfiner (1999)).

La mappa della media annuale per il 2003 in Piemonte, in Fig. 20 a sinistra, mostra come le concentrazioni più alte si collochino in prossimità di Torino con la zona a sud di essa, di Alessandria, e di Vercelli e Novara, cioè delle aree con maggiore densità di popolazione e concentrazione industriale. La mappa sulla destra mostra la stima della deviazione standard della previsione ottenuta, dove le aree più scure denotano un errore maggiore legato all'assenza di dati nelle stesse.

La Fig. 21 si riferisce al Quantile di ordine 0.904, che come detto dovrebbe essere inferiore a $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$, ed evidenzia dinuovo valori maggiori nelle aree suddette, tranne che in prossimità di Alessandria (sud-est) dove l'area scura è spostata verso ovest. Per quest'ultima però si possono osservare valori più elevati, rispetto alla zona circostante, della deviazione standard stimata (nella mappa a sinistra) che evidenziano una minore affidabilità delle stime.

La Fig. 22 è invece relativa alla probabilità stimata che la media annua superi la soglia del $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ed è stata ottenuta tramite l'Indicator Kriging. Tale metodo fornisce una mappa (a sinistra) con valori alti in tutta la pianura, comprendendo anche l'astigiano, ma la mappa a destra evidenzia una deviazione standard stimata mai inferiore a 0.5, suggerendo l'opportunità di utilizzare un metodo che sfrutti meglio le, seppur poche, informazioni disponibili.

6 Conclusioni

L'analisi esplorativa presentata ha permesso di evidenziare le situazioni di maggior criticità con riferimento al PM_{10} nel territorio piemontese. Tale analisi è stata svolta in un primo momento mediante statistiche descrittive ottenute classificando i dati per strumento di misura (LV, TEOM, ecc), per periodo di monitoraggio (2002 e 2003) e per zona (urbana, suburbana e rurale). E' stata poi svolta un'analisi della dinamica temporale per verificare la presenza di periodicità annuali e un'analisi geostatistica volta a stimare le aree di maggior criticità mediante lo strumento del kriging.

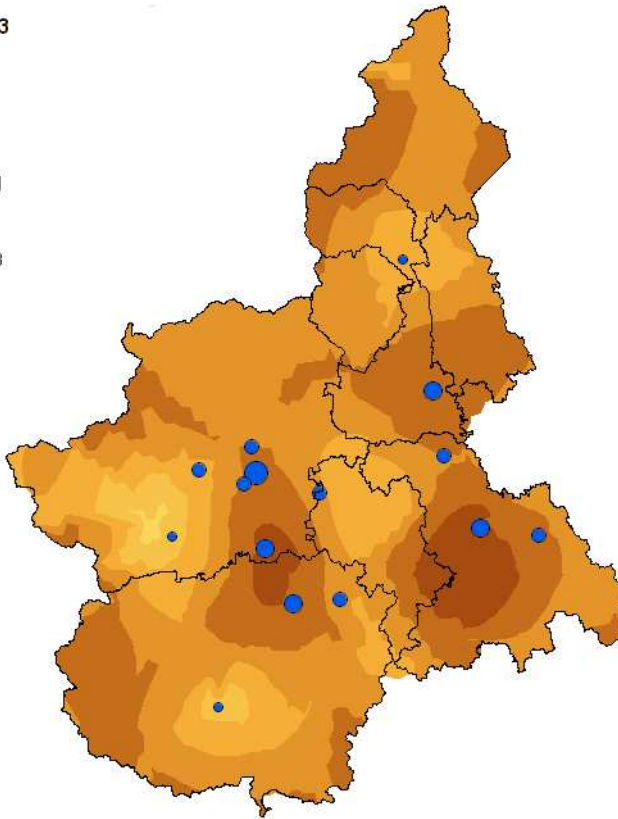
Per quanto riguarda le rilevazioni LV, i valori medi annui più alti e il maggiore numero di esuberanti rispetto al valore limite fissato dalla normativa vigente si sono verificati nella città di Torino e precisamente a TO-ITIS Grassi e a TO-Consolata sia nel 2002 che nel 2003. Una situazione simile è emersa anche dalle rilevazioni TEOM seppur questo strumento presenti una copertura ristretta nel territorio e i valori medi assoluti siano decisamente inferiori per motivi legati sostanzialmente alla accuratezza delle misure (vedi paragrafo 2). L'analisi per zona evidenzia ancor più questo aspetto in cui si nota un aumento delle concentrazioni di PM_{10} con il livello di urbanizzazione.

Medie annuali 2003

- 36.14 - 40.00
- 40.00 - 50.00
- 50.00 - 60.00
- 60.00 - 70.00

**Ordinary Kriging
Prediction Map**

- 36.1400 - 37.248
- 37.248 - 38.612
- 38.612 - 40.291
- 40.291 - 42.359
- 42.359 - 44.904
- 44.904 - 48.038
- 48.038 - 51.897
- 51.897 - 56.647
- 56.647 - 60.506
- 60.506 - 63.640

**Medie annuali 2003**

- 36.14 - 40.00
- 40.00 - 50.00
- 50.00 - 60.00
- 60.00 - 70.00

Ordinary Kriging**Prediction Standard Error Map**

- 8.986 - 9.147
- 9.147 - 9.270
- 9.270 - 9.364
- 9.364 - 9.436
- 9.436 - 9.491
- 9.491 - 9.563
- 9.563 - 9.657
- 9.657 - 9.780
- 9.780 - 9.941
- 9.941 - 10.151

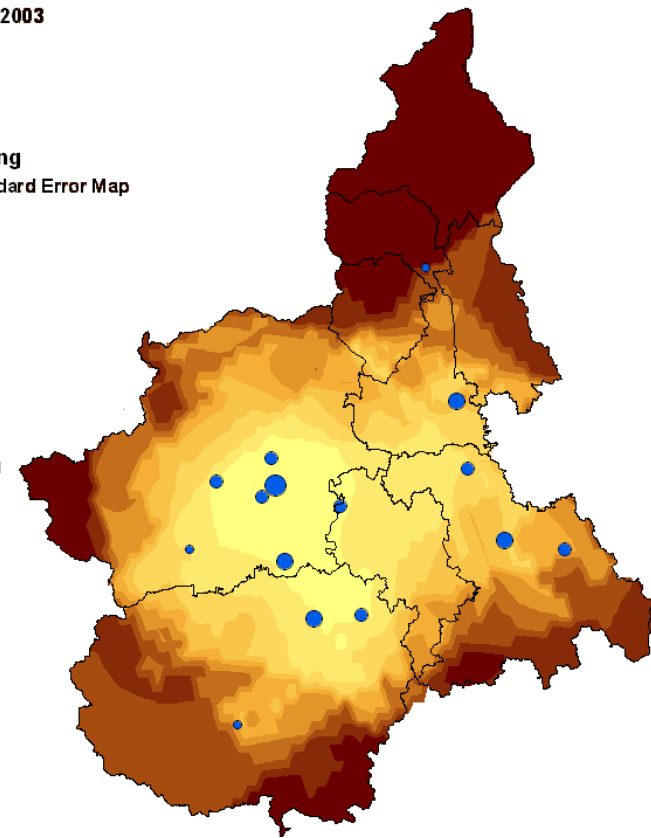


FIGURA 20: Ordinary Kriging della media annua con Std Error

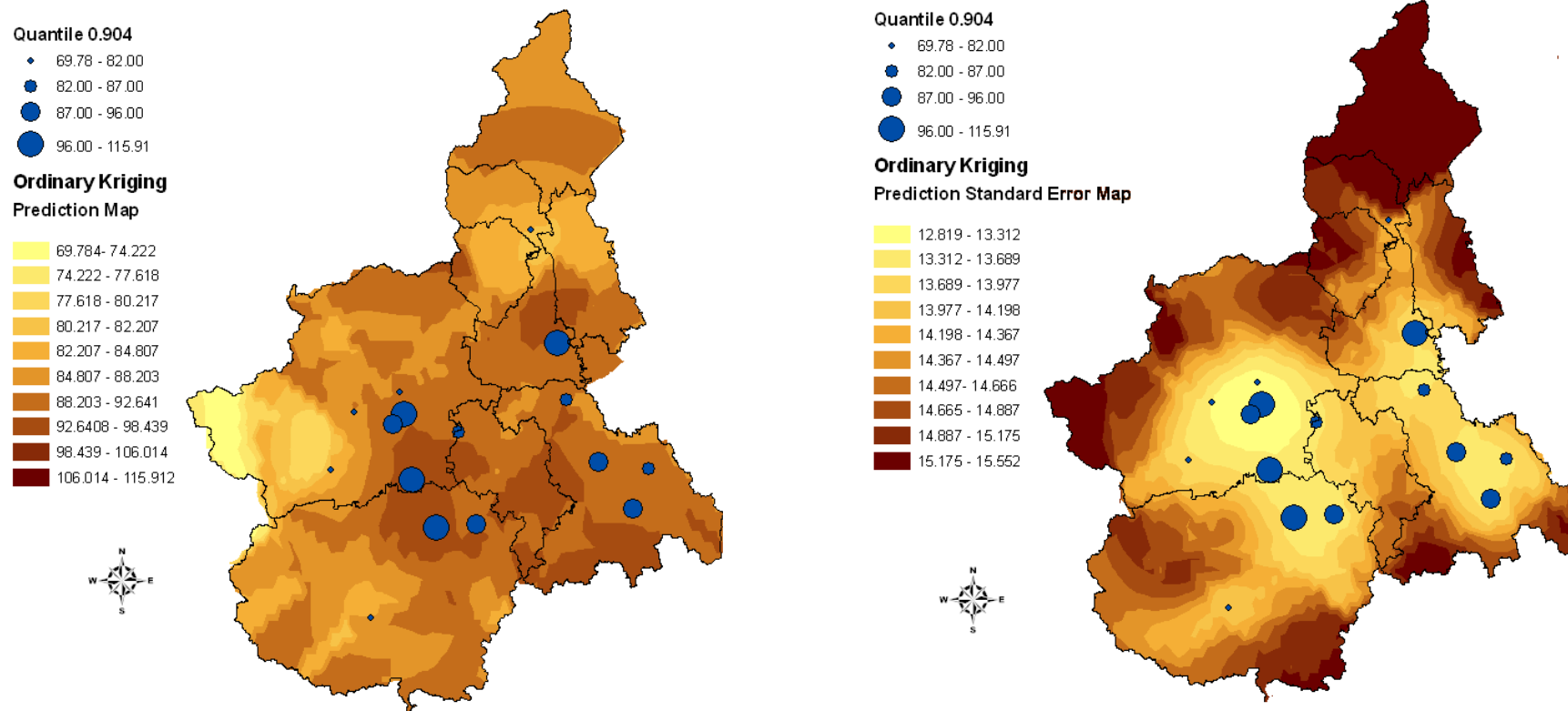


FIGURA 21: Ordinary Kriging del Quantile 0.904 con Std Error

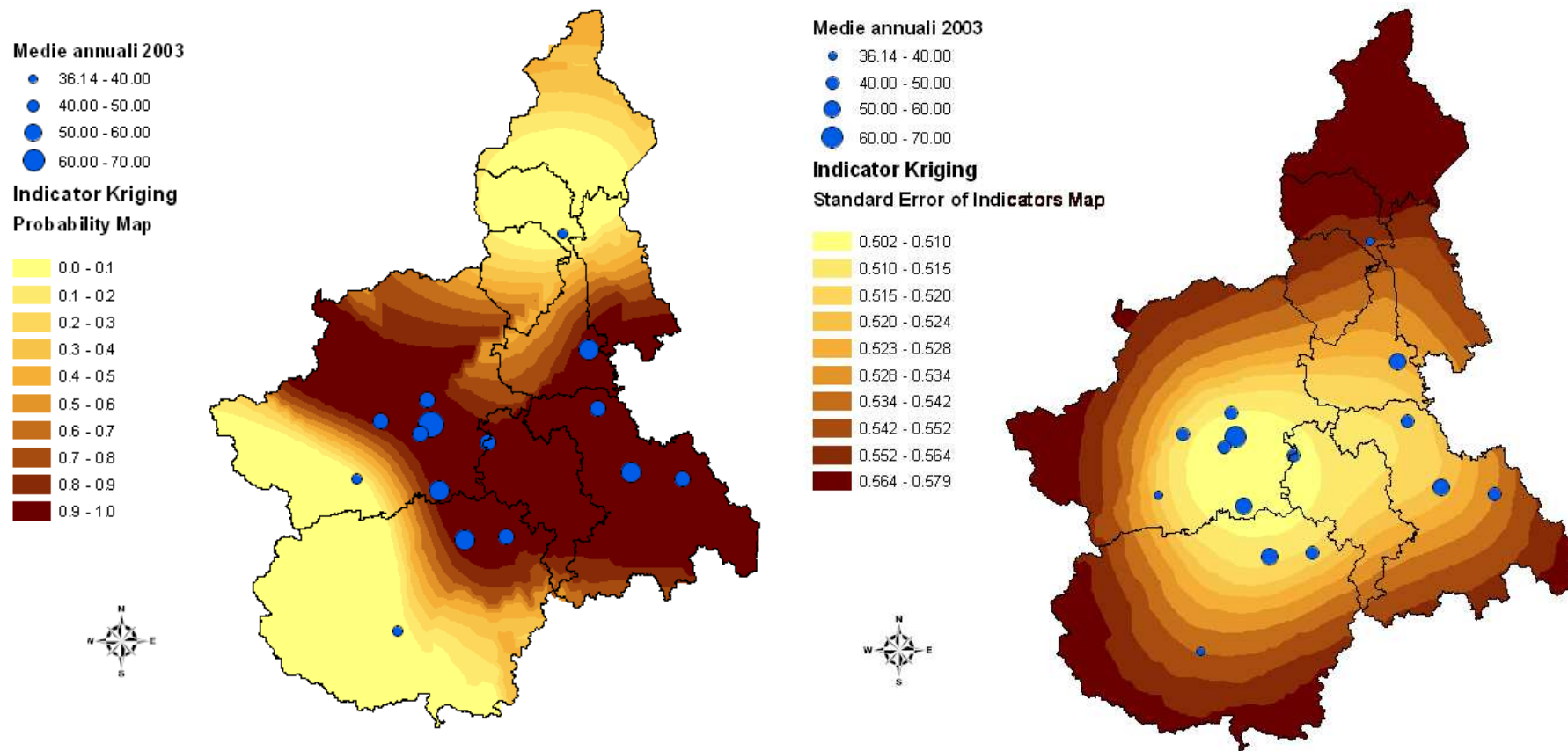


FIGURA 22: Indicator Kriging con Std Error, soglia 40 su media annuale

L'osservazione delle serie storiche mette in evidenza il comportamento della concentrazione di PM_{10} nell'anno. Come noto, infatti, le polveri sottili si accumulano maggiormente durante l'inverno mentre raggiungono i valori di concentrazione più bassi durante l'estate. In particolare, per quanto riguarda il trimestre Gennaio - Marzo si nota un decremento dei valori mediani giornalieri nel 2002, mentre si verifica un aumento negli stessi del 2003. Tale variazione potrebbe essere attribuibile all'effetto di diverse variabili meteorologiche, come ad esempio la piovosità (molto più alta nel trimestre 2002 rispetto allo stesso periodo 2003). L'analisi delle correlazioni lineari fra le singole serie storiche mostra che le centraline più correlate tra loro sono quelle spazialmente più vicine e con caratteristiche simili. Infatti, per le misure LV sia nel 2002 che nel 2003, TO-Consolata risulta molto correlata sia con TO-ITIS Grassi che con Borgaro che si trova in periferia alla città, mentre risulta meno correlata con le stazioni di Verbania e CN-Piazza II Regg.

Per quanto riguarda l'analisi preliminare spaziale, dall'osservazione della nuvola dei punti per la stima del variogramma è emersa una debole correlazione spaziale, approssimativamente modellabile con la covarianza teorica di Bessel, mentre il test di Dibliasi e Bowman (2001) ha portato all'accettazione dell'ipotesi nulla di indipendenza spaziale. Questo fenomeno può essere dovuto al numero esiguo di coppie di dati alle varie distanze h , nonché al fatto che le osservazioni provengono da un *preferential sampling* (ci sono più stazioni di monitoraggio nelle aree a maggiore criticità, mentre non ci sono stazioni per esempio nell'arco alpino).

E' stata quindi eseguita una predizione spaziale esplorativa per il livello medio annuo di PM_{10} e per il quantile di ordine 0.904, mediante kriging ordinario basato sul modello di covarianza di Bessel. Per ottenere una previsione spaziale dei valori della probabilità di eccedere il limite di legge sulla media annua ($40 \mu g/m^3$), è stato utilizzato il metodo nonlineare di Indicator Kriging. Dal kriging ordinario sulla media annuale per il 2003 è emerso che le concentrazioni più alte di PM_{10} si collocano in prossimità di Torino con la zona a sud di essa, di Alessandria, e di Vercelli e Novara, cioè delle aree con maggiore densità di popolazione e concentrazione industriale. La stima della deviazione standard della previsione ottenuta mostra un errore maggiore corrispondente alla zona dove il numero di centraline è molto basso o assente. Una situazione simile è evidenziata dal kriging sul quantile di ordine 0.904. L'applicazione dell'Indicator kriging ha, invece, fornito una mappa con valori alti in tutta la pianura, comprendendo anche l'astigiano, seppur con una deviazione standard stimata mai inferiore a 0.5.

Quest'ultima parte del lavoro è stata eseguita su misurazioni ottenute con strumenti gravimetrici LV, in quanto presentano un maggiore accuratezza rispetto agli altri. Occorre, però, non dimenticare l'eterogeneità della rete di monitoraggio (mostrata nella prima parte del lavoro) e ci proponiamo, in un futuro lavoro, di risolvere il problema dell'integrazione di dati diversi applicando alle misure meno accurate (TEOM), un modello di calibrazione come ad esempio quello proposto da Fassò e Nicolis (2005). I dati provenienti da strumenti Beta potranno essere utilizzati congiuntamente a quelli ottenuti da gravimetrici LV, qualora la linea di installazione degli stessi sia non riscaldata (ed è questo il caso per AL-Piazza Libertà), mentre un approfondimento maggiore è necessario per i dati ottenuti dal Nefelometro. La possibilità di integrare dati dai diversi strumenti permetterà di avere una maggiore copertura del territorio e quindi di modellare tramite Kriging in maniera più appropriata. Il problema è anche interessante in quanto in Lombardia ed Emilia Romagna il numero di strumenti TEOM e Beta è maggiore rispetto al Piemonte, ed è nostro proposito estendere l'analisi all'intera Valle Padana. Un ulteriore obiettivo riguarda, inoltre, l'estensione del modello geostatistico ad un modello spazio-temporale che prenda in considerazione i principali risultati ottenuti in questa analisi preliminare. Intendiamo, infatti, introdurre nel modello come variabili esogene sia variabili meteorologiche (es. piovosità, temperatura, direzione del vento, ecc.) che influiscono sulla stagionalità annuale, sia altri inquinanti (es. NO, NO_x , ecc.) che presentano strutture di correlazione simili. Si vuole, infine, introdurre una struttura gerarchica in grado di tener conto delle caratteristiche delle diverse zone (per esempio "urban", "suburban" e "rural") in cui sono stati rilevati i dati. D'altro canto, per ottenere delle mappe di rischio è stato qui utilizzato

il metodo di indicator kriging che comporta però una perdita di informazione di una certa entità. In Draghicescu e Ignaccolo (2005) è stata proposta una prima versione di “smoothed indicator kriging” che permette di mantenere almeno l’informazione sulla gravità del superamento di un dato giornaliero rispetto al valore limite di $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$, proposta in via di ulteriore studio.

Ringraziamenti

La realizzazione di questo lavoro non sarebbe stata possibile senza il supporto dell’ing. Giorgio Arduino della Direzione Tutela e Risanamento Ambientale della Regione Piemonte, che ci ha permesso di accedere ai dati e fornito via via preziose informazioni sugli stessi, sulla rete di monitoraggio e sui diversi strumenti, e dell’ing. Marco Rossino insieme a tutti i componenti della “Sala Aria” del CSI-Piemonte.

Ringraziamo inoltre il prof. Alessandro Fassò per gli utili suggerimenti.

Riferimenti bibliografici

- APEG Report (1999). Department for Environment, Food & Rural Affairs, Source Apportionment of Airborne Particulate Matter in the United Kingdom.
<http://www.defra.gov.uk/environment/airquality/airbornepm/>
- A. Biggeri, P. Bellini, Terracini B. (2001) Metanalisi Italiana degli Studi sugli effetti a breve termine dell’inquinamento Atmosferico. *Epidemiologia e Prevenzione* 25(1) supplemento, 1–72.
- A. Biggeri, M. Baccini, G. Accetta, C. Lagazio (2002) Estimates of short-term effects of air pollutants in Italy. *Epidemiologia e Prevenzione* 26, 203–205.
- A. Biggeri, P. Bellini, Terracini B. (2004) Metanalisi Italiana degli Studi sugli effetti a breve termine dell’inquinamento Atmosferico 1996–2002. *Epidemiologia e Prevenzione* 28(4-5) suppl., 1–100.
- J. P. Chilès, P. Delfiner (1999) *Geostatistics: Modeling Spatial Uncertainty*. Wiley Series in Probability and Statistics.
- N. Cressie (1993) *Statistics for Spatial Data*. Wiley Series in Probability and Statistics.
- A. Diblasi, A. Bowman (2001) On the use of variogram in checking for independence in spatial data. *Biometrics* 57, 211–218.
- D. Draghicescu, R. Ignaccolo (2005) Spatio-temporal Maps of Risk for PM₁₀ in Piemonte. *Statistics and Environment, SIS Contributed Papers*, CLEUP, 275–278.
- A. Fassò, O. Nicolis (2005) Space-Time Integration of Heterogeneous Networks in Air Quality Monitoring. *Statistics and Environment, SIS Invited Papers*, CLEUP, 265–276.
- T. Gasser, A. Kneip, W. Koehler (1991) A flexible and fast method for automatic smoothing. *Journal of the American Statistical Association* 86, 643–652.
- P. Natale, T. De Carli (2004) Valutazione dell’inquinamento da PM₁₀ - Anno 2003, Rapporto interno, Regione Piemonte
- G. Shaddick, J. Wakefield (2002) Modeling daily multivariate pollutant data at multiple sites. *Applied Statistics* 51, Part 3, 351–372.
- R. Smith, S. Kolenikov, L. Cox (2003) Spatio-temporal modeling of PM_{2.5} data with missing values. *J. Geophys. Res.* 108, no. D24, 9004.

M. L. Stein (1999) *Interpolation for spatial data: some theory of kriging*. Springer, New York.

L. Sun, J. V. Zidek, N. D. Le and H. Özkaynak (2000) Interpolating Vancouver's daily ambient PM10 field. *EnvironMetrics*, 11 (6), 651-663.

<http://www.sistemapiemonte.it/ambiente/srqa/>

DECISIONE DEL CONSIGLIO n. 97/101/CE del 27 gennaio 1997. Decisione del Consiglio che instaura uno scambio reciproco di informazioni e di dati provenienti dalle reti e dalle singole stazioni di misurazione dell'inquinamento atmosferico negli Stati membri. (G.U.C.E n. L 35 del 5 febbraio 1997)

DECISIONE DELLA COMMISSIONE n. 2001/752/CE del 17 ottobre 2001 Decisione della Commissione che modifica gli allegati della decisione 97/101/CE del Consiglio che instaura uno scambio reciproco di informazioni e di dati provenienti dalle reti e dalle singole stazioni di misura dell'inquinamento atmosferico negli Stati membri. (G.U.C.E n. L 282/69 del 26 ottobre 2001)

DECRETO LEGISLATIVO 4 agosto 1999, n. 351. Attuazione della direttiva 96/62/CE in materia di valutazione e di gestione della qualità dell'aria ambiente. (G.U. n. 241 del 13 ottobre 1999)

DECRETO MINISTERIALE 2 aprile 2002, n. 60. Recepimento della direttiva 1999/30/CE del Consiglio del 22 aprile 1999 concernente i valori limite di qualità dell'aria ambiente per il biossido di zolfo, il biossido di azoto, gli ossidi di azoto, le particelle e il piombo e della direttiva 2000/69/CE relativa ai valori limite di qualità dell'aria ambiente per il benzene ed il monossido di carbonio. (Suppl. n. 77 alla G.U. n. 87 del 13 aprile 2002)

DIRETTIVA DEL CONSIGLIO 27 settembre 1996, n. 96/62/CE. Direttiva del Consiglio in materia di valutazione e di gestione della qualità dell'aria ambiente. (G.U.C.E n. L 296 del 21 novembre 1996)

DIRETTIVA DEL CONSIGLIO 22 aprile 1999, 1999/30/CE Direttiva del Consiglio concernente i valori limite di qualità dell'aria ambiente per il biossido di zolfo, il biossido di azoto, gli ossidi di azoto, le particelle e il piombo. (G.U.C.E. n. L 163 del 29 giugno 1999)

LEGGE REGIONALE 7 aprile 2000, n. 43. Disposizioni per la tutela dell'ambiente in materia di inquinamento atmosferico. Prima attuazione del piano regionale per il risanamento e la tutela della qualità dell'aria. (Suppl. n. 2 al B.U. n. 15 del 12 aprile 2000)