

Al Ministero dello Sviluppo Economico –
Direzione Generale per la sicurezza dell'approvvigionamento
e le infrastrutture energetiche Div. VI
via Molise, 2
00187 – ROMA

OGGETTO: osservazioni in merito al procedimento per l'autorizzazione alla costruzione del Metanodotto Sulmona-Foligno DN 1200 (48") DP 75 bar, ai sensi dell'art. 52 quinquies D.P.R. 8.06.2001 n. 327 e s.m.i.

In relazione al procedimento per l'autorizzazione alla costruzione del metanodotto Sulmona-Foligno, DN 1200 (48") DP 75 bar, con annessa centrale di compressione e spinta da ubicarsi nel Comune di Sulmona, ai sensi dell'art. 52 quinquies D.P.R. 8.06.2001 n. 327 e s.m.i., i sottoscritti Dott. Maurizio Cacchioni residente a Sulmona in via Forma torta n° 2F e il Dott. Maurizio Proietti residente in Pettorano sul Gizio Via Albanese snc, formulano le seguenti

osservazioni

La centrale di compressione e spinta annessa al metanodotto, inserita nel contesto orografico della Valle Peligna che presenta il fenomeno dell'inversione termica, determina una stasi delle sostanze nocive emesse per la combustione del gas. L'inversione termica è il fenomeno che si verifica nelle valli alpine e appenniniche, come la valle peligna, che favorisce il ritorno dei fumi a livello di terreno o comunque negli strati bassi, fenomeno che diventa ancora più pericoloso se non c'è ricambio dell'aria. Tipico esempio è il fumo di un falò acceso in campagna che sale verticalmente fino ad una certa quota per poi disporsi orizzontalmente, se non addirittura tornare a terra; in dipendenza del gradiente termico.

Inversione termica Da Wikipedia, l'enciclopedia libera.

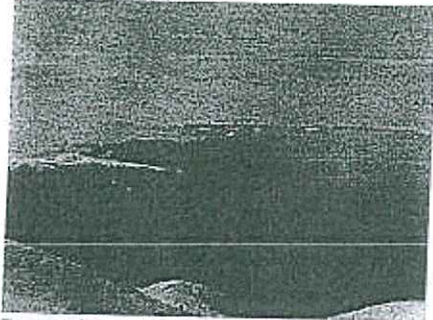


Inversione da irraggiamento con formazione di nebbia (Bratislava).

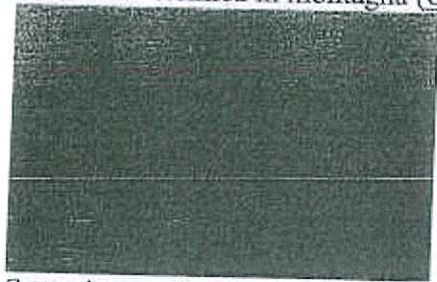




La risalita di una colonna di fumo viene bloccata da uno strato di aria calda sovrastante (Lochcarron).



Inversione termica in montagna (Col Visentin).



Smog invernale con mancata dispersione verticale dell'aria (Shanghai).

In meteorologia con il termine **inversione termica** si indica un particolare fenomeno o condizione del profilo termico verticale dell'atmosfera terrestre caratterizzata da un gradiente termico verticale invertito (ossia positivo) rispetto alla norma (negativo). In essa quindi la temperatura dello strato atmosferico coinvolto aumenta con la quota, anziché diminuire.

Descrizione

Normalmente in libera atmosfera la temperatura dell'aria diminuisce all'aumentare della quota altimetrica (il gradiente termico verticale in media di circa 6,5 gradi ogni 1000 metri di quota (0,65 °C/100m)).

Questo accade perché l'aria, una volta entrata in contatto col suolo a temperatura maggiore (perché ad esempio riscaldato dal Sole), aumenta la sua temperatura e tende ad alzarsi di quota per convezione (un suolo freddo, come quello di un ghiacciaio, genera un effetto opposto). Una volta riscaldata e salita di quota, l'aria, sottoposta a una pressione inferiore, si espande adiabaticamente e si raffredda generando così un gradiente termico negativo (diminuzione della temperatura con la quota). La temperatura del suolo e quella dell'aria nella sua prossimità sono dunque strettamente legate.

Durante un'inversione termica accade il fenomeno opposto: salendo di quota l'aria risulta più calda (gradiente termico positivo). Ciò può accadere sia in quota per effetto di subsidenza atmosferica che

al suolo per effetto dell'irraggiamento terrestre notturno. L'intensità del fenomeno può essere anche notevole con la temperatura che aumenta fino a diversi gradi in poche centinaia di metri di quota.

La formazione/dissolvimento di uno strato di inversione termica passa necessariamente attraverso la formazione di uno strato temporaneo di omoterminia verticale.

Inversioni termiche persistenti e del tutto normali sono invece quelle che delimitano i vari strati di suddivisione atmosferica: nell'intera stratosfera così come nell'intera termosfera ed esosfera la temperatura aumenta con la quota per effetto dell'assorbimento diretto della radiazione solare.

Cause

Durante il giorno i raggi solari spesso non riescono a riscaldare il suolo sia per l'aumentata inclinazione d'inverno, sia per la ridotta durata del dì (sempre d'inverno), sia per l'eventuale presenza di neve che riflette fortemente la luce solare diretta (effetto albedo); di conseguenza l'aria a contatto con il terreno al calar del sole si raffredda molto rapidamente, raggiungendo temperature inferiori rispetto a quella degli strati atmosferici sovrastanti, col risultato che la temperatura risulta più bassa in pianura che in montagna.

Nelle zone montane, inoltre, al calar del Sole i pendii (specie quelli non esposti alla radiazione solare diretta) tendono a raffreddarsi più velocemente del fondovalle più caldo, ma l'aria fredda, più densa e più pesante per unità di volume rispetto a quella calda, scende a valle scalzando l'aria calda, che a sua volta sale di quota, generando così l'inversione nel fondovalle dove si registrano le temperature più basse al primo mattino.

Tale condizione di inversione è una condizione metastabile dell'atmosfera ovvero del tutto reversibile: in genere l'insolazione diurna è in grado di distruggere lo strato di inversione ripristinando il normale gradiente termico negativo, ma in determinate condizioni atmosferiche il fenomeno tende a ripresentarsi con frequenza e intensità sempre maggiori determinando un'inversione termica permanente anche durante il dì e per molti giorni fino al definitivo mutare della circolazione atmosferica.

Effetti

L'inversione termica genera uno strato fortemente stabile rispetto alla convezione limitando così ogni rimescolamento verticale. Lo scarso o nullo rimescolamento unito al raffreddamento favoriscono spesso la formazione di foschie dense, nebbie fitte e persistenti e/o smog nello strato d'aria fredda al suolo specie nelle grandi aree di conurbazione. È proprio con queste condizioni che si verificano infatti situazioni di forte inquinamento atmosferico e relative preoccupazioni per la salute pubblica nelle grandi città o aree metropolitane. Spesso inoltre in queste condizioni il tempo è uggioso, rigido e umido al di sotto dello strato d'inversione e soleggiato e mite al di sopra del mare di nebbia. D'inverno il fenomeno dell'inversione concorre alla formazione di brinate e gelate al suolo in pianura e nelle valli.

Il fenomeno dell'inversione termica è a sua volta una condizione atmosferica necessaria per il temutissimo fenomeno del gelicidio al suolo.

L'inversione di temperatura causa anche un'alterazione del profilo di densità dell'aria che fa variare a sua volta l'indice di rifrazione con effetti sulla radiopropagazione dei segnali radio nelle telecomunicazioni e che è alla base anche di alcuni fenomeni ottici in atmosfera quale i miraggi e la fata morgana.

Le inversioni termiche al suolo sono più frequenti e intense durante la stagione invernale e i periodi di alta pressione e scarsa circolazione dell'aria: nelle notti serene e con assenza di vento, a causa della rapida perdita di calore per irraggiamento degli strati prossimi al suolo, si forma un cuscinetto di aria gelida a basse quote. Nei mesi caldi l'accentuata insolazione e la conseguente convezione favoriscono invece un gradiente termico verticale nella norma cioè negativo almeno durante il giorno. Tuttavia anche d'estate sono possibili fenomeni di inversione termica purché accompagnati dalle medesime condizioni atmosferiche. Zone come la Pianura Padana, le pianure dell'Europa centrale e le valli interne dei monti, sono ad esempio frequentemente soggette al fenomeno dell'inversione termica d'inverno.

Bibliografia

- *Cieli sporchi* - Jean Louis Battan - Monografie Scientifiche Zanichelli

Il particolato, soprattutto l'ultrafine, può indurre svariate patologie a livello cardiocircolatorio, respiratorio, può innescare fenomeni allergici, diabete, modificazioni genetiche ed epigenetiche. Riferimento importante in letteratura è lo studio di Amaroli e Po, che riportiamo di seguito:

Alla formazione del particolato partecipano numerose sostanze, ceneri, polveri ultrafini organiche ed inorganiche, solfati, nitrati, composti di carbonio, IPA, fibre di amianto etc...

Gran parte del particolato delle città è prodotto dalla combustione dell'olio combustibile, del gasolio e della benzina e gas "naturale" da centrali termoelettriche a ciclo combinato alimentate a gas naturale, tecnicamente denominate con la sigla Ngcc (Natural Gas Combined Cycle power plants) e comunemente note col nome "turbogas".

Iniziamo dal particolato prodotto dalla combustione del gas naturale perché ha la problematica del particolato primario e secondario, per dirla con Amaroli e Po* di cui riportiamo quasi integralmente un articolo pubblicato sulla rivista *Chimica e... Ambiente: Centrali termoelettriche a gas naturale produzione di particolato primario e secondario*.

Nonostante sia un articolo del 2003 è ancora valido e rappresenta un valido punto di riferimento, inoltre ci fornisce dati utili sull'origine e la definizione di particolato di origine non antropica.

" La combustione del gas naturale produce particolato fine ed ultrafine, primario e secondario, ed è esente da particolato di taglia superiore. Nei progetti italiani per nuove centrali turbogas, anche già autorizzati dal Ministero, non si fa riferimento alla produzione di questi pericolosi inquinanti.

I nuovi impianti brucerebbero miliardi di metri cubi di gas aggiuntivi rispetto agli attuali consumi e la produzione di particolato sarebbe tutt'altro che irrilevante."

In Italia nell'ultimo decennio sono stati progettati numerosi impianti ma non si menzionano le polveri PM10 e PM2,5 come inquinanti importanti, ma nel lavoro di Amaroli e Po per la prima volta in Italia, si riportano i risultati di studi statunitense [3-10], dai quali si evince che le polveri PM10 sono un inquinante rilevante per questi impianti. Da tali documenti, per centrali da 780 MW, taglia prevalente nei progetti italiani, si può stimare una produzione di PM10 primario nell'intervallo 150-250 t/anno pertanto gli autori vogliono chiarire il problema dell'inquinamento da polveri per impianti turbogas, entrando nel merito della distinzione tra particolato primario e secondario. I dati qui riportati, frutto di ulteriori indagini, confermano, ed anzi aggravano, il quadro precedentemente esposto.

Dimensione degli impianti, quantità di combustibile bruciato, approvvigionamenti

Al fine di inquadrare il problema nelle sue dimensioni reali, occorre innanzitutto chiarire che una centrale turbogas da 780 MW elettrici, che opera per 6-7 mila ore/anno, consuma un'enorme quantità di combustibile: circa 1 miliardo di m³ di gas l'anno. Per rendersi conto dell'entità effettiva di questo volume di gas basta confrontarla con i consumi complessivi italiani di gas naturale che nell'anno 2002 hanno toccato quota 70,4 miliardi di m³ [11]. In altre parole un impianto turbogas di questa taglia, che occupa un'area di circa 10 ettari, consuma circa un settantesimo del gas naturale impiegato su tutto il territorio nazionale che si estende su 30 milioni di ettari. È inoltre importante rilevare che (a) la conversione di diversi impianti italiani da olio combustibile a gas, (b) la costruzione di numerosi impianti turbogas ex-novo e (c) la crescita continua dei consumi di gas in Italia indipendentemente da (a) e (b), sta ponendo impegnative sfide sul fronte degli approvvigionamenti dall'estero di gas naturale, come già peraltro rilevato da Eni [12].

Particolato: sorgenti e definizioni

Il particolato, detto anche "aerosol" o "polveri", è costituito dall'insieme di tutto il materiale non gassoso presente in sospensione nell'aria. Esso comprende un'ampia gamma di particelle la cui composizione chimica e dimensione sono estremamente variabili a seconda della sorgente di produzione, delle condizioni meteorologiche e del meccanismo di formazione. Il particolato ha origine naturale (per esempio erosione del suolo, pollini, eruzioni vulcaniche, polveri dei deserti) o è frutto di attività umane (per esempio processi di combustione, attività estrattive, cantieri, trasporti, industrie). La definizione dei vari tipi di particolato ha conosciuto una lunga e complessa storia, con modifiche nel corso degli anni [14]. Per questo motivo a tutt'oggi è possibile imbattersi in definizioni, o più semplicemente modi di dire, non del tutto coerenti. La definizione corrente di particolato contempla quattro categorie, a seconda dell'intervallo di dimensioni del diametro aerodinamico della particella (da): ultrafine ($d_{aer} < 0,1$ micron); fine ($0,1 \text{ micron} \leq d_{aer} < 2,5$ micron); grossolano ($2,5 \text{ micron} \leq d_{aer} < 10$ micron); ultragrossolano (> 10 micron). Gli ultimi due tipi vengono spesso indicati con il termine inglese "coarse" e "supercoarse". In pratica il diametro di una particella di PM₁₀ è pari a circa un sesto del diametro di un capello. Questa articolata classificazione è semplificata nella prassi comune ove si utilizzano i termini PM₁₀, PM_{2,5} e PM_{0,1} per indicare tutto il particolato con diametro minore od uguale a 10, 2,5 e, rispettivamente, 0,1 micron. La distribuzione dimensionale di questi tre tipi di aerosol ha una forma a campana e le tre distribuzioni presentano larghe fette di sovrapposizione [14]. I termini PM₁₀ e PM_{2,5} vengono spesso usati come sinonimi di particolato fine ed ultrafine, ma questo è sbagliato: il PM₁₀ deve essere classificato come particolato "grossolano", il PM_{2,5} come "fine", il PM_{0,1} come "ultrafine" [15]. Il particolato di dimensioni maggiori, con diametro aerodinamico sino a 50 micron, viene indicato comunemente come particolato totale (PT), spesso aggettivato come "sospeso" (PTS o PST). Fin dal 1979 è stata evidenziata la necessità di effettuare misure separate per i vari tipi di particolato [16]. Ognuna di queste misure richiede specifici accorgimenti. In nessun modo è possibile utilizzare una misura di particolato totale come una misura soddisfacente di polveri grossolane (PM₁₀), fini (PM_{2,5}) o ultrafini (PM_{0,1}) [14]. E in effetti in tutto il mondo, oggi, vengono effettuate misure diverse e specifiche per PT, PM₁₀ e PM_{2,5} [14, 17-19]. Minore è la dimensione del particolato, maggiore è la difficoltà nella misura. Ad esempio, nella misura del PM_{2,5}, è particolarmente difficoltoso il rilevamento del particolato semivolatile, principalmente di origine secondaria [20]. Tuttavia i progressi tecnologici nel campo sono notevoli ed è entrato in vigore nel 2003, dopo quasi un decennio di lavoro sul particolato fine, un metodo di riferimento provvisorio per il campionamento e la misurazione del PM_{2,5} valido su tutto il territorio dell'Unione Europea, la cui versione definitiva è prevista per il 2004 [21]. Infine, una cruciale classificazione del particolato è quella basata sulla sua origine, che prevede tre categorie:

- a) particolato primario filtrabile, che viene emesso in fase solida direttamente dalla sorgente;
- b) particolato primario condensabile, che viene emesso in fase gassosa ad alta temperatura ma condensa a seguito di diluizione e raffreddamento entro pochi secondi dall'espulsione dalla sorgente [22];
- c) particolato secondario, che si forma in atmosfera attraverso complessi processi, principalmente di natura fotochimica, a partire da emissioni gassose di biossido di zolfo (SO₂), ossidi di azoto (NO_x), ammoniaca, composti organici [23].

Dal punto di vista chimico, i principali componenti del particolato sono nitrati, solfati e cloruri di ammonio e sodio, carbonio elementare, carbonio organico, polveri minerali e biogeniche di varia composizione, acqua. Una volta presente in atmosfera, il particolato viene rimosso per sedimentazione o precipitazione. Il tempo medio di permanenza in atmosfera varia a seconda delle dimensioni: si va da alcune ore per il particolato ultragrossolano fino a giorni o settimane per il particolato fine ed ultrafine. Questi ultimi possono essere trasportati per migliaia di chilometri e la loro presenza viene rilevata come fondo anche in stazioni di misura collocate in aree remote. La natura transfrontaliera dell'inquinamento da polveri fini è ormai ben nota. Studi effettuati nei Paesi Bassi, paese piccolo e non protetto da catene montuose evidenziano una concentrazione abbastanza uniforme di PM_{2,5} tra zone urbane e zone rurali, con effetti importanti da parte della circolazione dei venti [24]. L'effetto a lunga distanza è invece molto meno marcato in regioni con scarsa circolazione dei venti e circondate da catene montuose, quali la Pianura Padana.

Produzione di particolato dalla combustione del gas naturale

Il gas naturale che dai gasdotti giunge alle utenze civili ed industriali dei paesi avanzati deve presentare notevoli standard di qualità ("pipeline quality natural gas", secondo la nomenclatura dell'Agenzia Ambientale degli Stati Uniti, EPA). Ad esempio il contenuto medio di zolfo è estremamente basso, sia in Usa (4,5 microgrammi /m³ [25]) sia in Europa (7,5 microgrammi /m³ [26]); a questo riguardo anche il gas asiatico è di ottima qualità [27]. Questo ed altri elevati standard qualitativi (per esempio tenore di metano ≥80%) [1], uniti alla stessa natura gassosa del combustibile, lo rendono sostanzialmente esente da emissioni di particolato di taglia superiore al PM₁₀. Di conseguenza, come abbiamo già rilevato in precedenza [1], quando si parla di emissioni di particolato da combustione di gas naturale occorre fare unicamente riferimento a PM₁₀, PM_{2,5} e PM_{0,1}. General Electric ha recentemente concluso che la gran parte (>95%) del particolato primario prodotto dalla combustione del gas naturale in turbina rientra nella categoria PM_{2,5} [28]. Questo viene confermato da dati di fonte europea che per il gas naturale (comunemente chiamato "metano") parlano di polveri con diametro dell'ordine di 1 micron o inferiori (PM₁) [29]. Risulta quindi del tutto destituita di qualsiasi fondamento l'affermazione, scritta su decine di progetti italiani, ripresa su vari documenti di Via [30] e di Vas [31], riscontrabile in interviste televisive e alla stampa da parte di dirigenti di industrie energetiche, che la combustione del gas "non produce polveri". La combustione del gas non produce sostanzialmente Pst, ma non è affatto esente dalla produzione di PM₁₀, PM_{2,5}, PM_{0,1} che, purtroppo, hanno una ben maggiore rilevanza per la salute (v. oltre).

Produzione di particolato nelle centrali Ngcc: contributo primario

Nelle centrali californiane elencate nel nostro precedente articolo, i dati di PM₁₀ (150-250 t/anno) si riferiscono al contributo primario previsto sulla base dei dati forniti dai produttori delle turbine utilizzate specificatamente per un dato impianto. Questi dati sono in buon accordo con uno studio modello effettuato dai laboratori del Department of Energy degli Stati Uniti, mai smentito [4]. Quindi i dati delle emissioni di PM₁₀ da centrali Usa da noi riportati non sono determinati tramite tabelle di fattori di

emissione, essendo questa una procedura troppo approssimata [1] e quindi non accettabile. Val la pena sottolineare che la produzione di PM10 da centrali turbogas non è un "pallino" americano: anche in Asia è noto che tali impianti producono quantità non trascurabili di PM10 primario [32]. Per le centrali californiane (alcune delle quali sono entrate in funzione in questi mesi, e altre seguiranno) occorre specificare in fase progettuale il numero di accensioni e spegnimenti previsti nel corso dell'anno [6, 7, 9, 10], dato che la produzione di inquinanti, incluso il particolato, è molto maggiore nella fase iniziale "a freddo" del funzionamento. Inoltre occorre tenere presente che le turbine non sono le uniche fonti emissive di particolato per una centrale turbogas, ma altri impianti accessori possono contribuire in maniera non trascurabile (per esempio boiler, caldaie ausiliarie, torri di raffreddamento) [6, 7, 9, 10].

Per una centrale da 750 MW in Usa è stato stimato un impatto aggiuntivo in atmosfera in PM10 primario pari a 8,45 microgrammi /m³ (media 24 h) e 1,45 microgrammi /m³ (media annuale) [33]. Si tratta di un contributo rilevante, anche perché il particolato non ha una soglia minima di pericolosità: anche quantità apparentemente irrilevanti possono avere gravi implicazioni per la salute. Il permesso per la costruzione di questa centrale è stato rilasciato solo dietro presentazione di un adeguato pacchetto di misure compensative (offset package [1]) per annullare l'impatto negativo sulla qualità dell'aria nella regione interessata [8].

La differenza tra i valori emissivi di particolato totale calcolati sulla base dei fattori di emissione Epa (dell'ordine di decine di t/anno) e quelle di progetti veri (150-250 t/anno), già riportate nel nostro precedente articolo (Tabella 1 vs. Tabella 5) [1] si può spiegare con l'inclusione dei fattori (I) accensione/spegnimento e (II) impianti accessori. Inoltre, aspetto di cruciale importanza, i fattori di emissione Epa sono riferibili al particolato totale PT, mentre i dati dei progetti californiani si riferiscono esplicitamente al PM10. Di conseguenza, i due parametri sono profondamente diversi e non possono essere direttamente confrontabili. Per completare il quadro sulle emissioni primarie va aggiunto che la stessa General Electric ammette che, anche alla luce del sempre più massiccio impiego del gas naturale, si pone il problema della misura del PM2,5 primario che è il vero target da tenere sotto controllo nella combustione del gas [34]. In ogni caso, una discussione sulle differenze di valori emissivi di particolato primario, pur importante, ci svierebbe dal cuore del problema che è costituito, per gli impianti turbogas, dalla produzione di particolato fine ed ultrafine secondario.

Particolato fine PM2,5

Esiste una vasta evidenza che la porzione principale di PM2,5 presente in atmosfera non sia direttamente emessa da sorgenti di combustione ma sia di origine secondaria [35]. Anche una frazione rilevante del PM10 ha origine secondaria [36, 37]. Il drastico calo dell'utilizzo di carbone realizzato nell'ultimo ventennio in Europa, ha notevolmente ridotto le emissioni di biossido di zolfo. Di conseguenza, a partire dalla fine degli anni Ottanta, gli inquinanti primari maggiormente responsabili della formazione di particolato secondario in Europa sono diventati gli ossidi di azoto NOx [20, 35, 38-39]. La conversione di NOx a particolato secondario viene stimata superiore al 60% [39]. Nei progetti italiani di centrali turbogas si prevede una produzione di NOx attorno alle 1.500 t/anno per impianti da 780 MW, quindi si possono prevedere quantità alquanto consistenti di particolato secondario come nitrato (vedi oltre). Purtroppo, alla pari della produzione di particolato primario, questo ancor più rilevante aspetto del problema è del tutto ignorato nelle VIA dei progetti turbogas italiani, poiché non richiesto dalle vigenti leggi [2]. Le correlazioni tra concentrazioni di massa di PM10 e PM2,5 e concentrazioni di NOx in atmosfera sono ormai ben associate da tуди effettuati in Europa [18], in America [40] e in Asia [41]. In questi ed altri studi [37] la comunità scientifica ha rimarcato la carenza delle vigenti legislazioni sul particolato, indicando la necessità di tenere in conto la formazione di particolato secondario se si vuole realizzare un efficace controllo della concentrazione di PM10 e PM2,5 in atmosfera, dato il loro rilevante effetto per la salute pubblica [36]. In altre parole il particolato

secondario potrà essere tenuto efficacemente sotto controllo solo se verranno messe in campo decise politiche miranti al contenimento della produzione degli NOx, principali precursori chimici delle polveri secondarie. Questo approccio si accompagnerebbe a positivi effetti anche sulla riduzione di ozono, altro inquinante secondario la cui formazione dipende dalla presenza di NOx [42]. In California, come già descritto in precedenza [1], questa politica viene attuata con decisione; per ottenere un permesso per la costruzione di un impianto turbogas occorre rispettare quanto segue: 1) definizione di adeguati pacchetti di compensazione per il PM10 primario [8]; 2) severe misure di abbattimento degli NOx, precursori di particolato secondario [1, 6-10]; 3) definizione di adeguati pacchetti di compensazione per tutti i precursori di particolato secondario (NOx, SO2, Voc), una volta abbattuti [8].

Per quanto riguarda gli impianti di abbattimento di NOx, per una centrale turbogas da 500 MW vengono stimati i costi riportati in Tabella [10]. Una centrale da 800 MW ha presumibilmente costi più elevati. La tecnologia Scr (Selective Catalytic Reduction) implica l'emissione in atmosfera di circa 30 t/anno di polveri primarie aggiuntive, largamente compensate da quelle secondarie evitate [10]. Sconox (riduzione catalitica di NOx, accoppiata ad ossidazione catalitica di monossido di carbonio CO), più costoso, non dà luogo all'emissione di polveri. Con questi accorgimenti, accoppiati nel caso Scr ad impianti di ossidazione catalitica, si raggiungono elevatissimi livelli di abbattimento di NOx e CO, con fattori di riduzione 5-10 rispetto alle turbogas previste in Italia [1]. La formazione di PM2,5 secondari è piuttosto lenta ed è più consistente in zone relativamente distanti dalle sorgenti di inquinanti precursori [24]. Il meccanismo di formazione varia dall'inverno all'estate: nella stagione fredda prevale la trasformazione dei precursori in fase acquosa, in quella calda il processo è prevalentemente in fase gassosa. Nelle zone caratterizzate da particolato con elevato contributo di PM10 e PM2,5 secondari semivolatili da nitrati, specifici effetti termodinamici portano a più elevate concentrazioni di polveri in inverno che in estate [29]. In questa casistica rientra presumibilmente la Pianura Padana coi suoi picchi invernali.

Particolato ultrafine PM0,1

L'attenzione della comunità scientifica internazionale si sta progressivamente spostando verso il particolato ultrafine, PM0,1, poiché è ormai assodato che gli effetti sanitari delle polveri sono inversamente proporzionali alle loro dimensioni [15]. Il PM0,1 può penetrare molto profondamente nelle vie respiratorie e, addirittura, passare direttamente nel sangue a livello polmonare [43]. Il particolato ultrafine rappresenta una grandissima parte del numero delle particelle presenti in atmosfera, ma una porzione minuscola della massa complessiva di particolato sospeso [15]. Di conseguenza per questo pericolosissimo inquinante perde significato la misura della concentrazione di massa, comunque modesta, e prende rilievo la misura della concentrazione numerica (numero di particelle per unità di volume). Studi sulla composizione chimica di PM0,1 nella California meridionale mostrano che esso ha un'origine primaria (principalmente carbonio organico) e secondaria (nitrati) [44]. La concentrazione di particolato ultrafine in atmosfera tende progressivamente ad aumentare ponendo seri interrogativi sulle conseguenze per la salute pubblica. Tale concentrazione è stata trovata sostanzialmente identica in tre città europee: Helsinki (Finlandia), Erfurt (Germania) ed Amsterdam (Olanda), a dimostrazione del fatto che questo inquinante ha lunghi tempi di permanenza in atmosfera e la sua concentrazione tende ad uniformarsi su territori molto estesi [45]. Studi recentissimi evidenziano che nella Germania riunificata la qualità dell'aria è generalmente migliorata, grazie agli interventi di risanamento ambientale effettuati nella ex-Germania Orientale. Questo miglioramento non si è però verificato per il particolato ultrafine, la cui concentrazione numerica è raddoppiata nell'ultimo decennio [46]. Nella regione di Erfurt, Germania, tra il 1991 ed il 1998 la concentrazione numerica del particolato ultrafine è aumentata del 115% ed il rapporto numerico PM0,1/PST è aumentato di più del 500%. In questo periodo vi è stata la progressiva sostituzione del vecchio parco veicolare (per esempio la famosa

Trabant) con automezzi catalizzati, mentre nella produzione di energia l'uso del carbone è calato dell'84% e l'uso del gas naturale è aumentato del 300% [47]. In sostanza l'uso di tecnologie innovative di combustione e controllo degli inquinanti ed il passaggio al gas naturale stanno progressivamente portando ad uno spostamento della distribuzione di massa del particolato dalle dimensioni maggiori a quelle minori. In parallelo però il numero di particelle sospese in atmosfera tende ad aumentare. Alla luce di questo andamento, e considerata l'estrema rilevanza sanitaria delle polveri ultrafini, si presenta con forza la necessità di modificare la legislazione corrente per passare dalla misura della concentrazione di massa a quella numerica [15, 45, 47].

Particolato secondario dal sistema energetico europeo: contributo della produzione termoelettrica da gas naturale

Se gli Usa sono all'avanguardia nella consapevolezza dell'enorme impatto sanitario della produzione di particolato primario e secondario da grandi impianti termoelettrici per la produzione di energia, non è da meno l'Europa.

Le istituzioni europee hanno commissionato autorevoli studi per quantificare l'inquinamento atmosferico del sistema energetico europeo e stimare le esternalità sanitarie ad esso connesse [48]. Secondo un recente rapporto della European Environment Agency (Eea) la produzione di PM10 secondario prodotto dal sistema energetico europeo è di 7 volte superiore a quello primario [49]. Nei numerosi progetti turbogas italiani non si menziona il PM10 primario ma, cosa ancora più preoccupante, non vi è alcun accenno al problema della formazione di particolato secondario.

Alcuni anni fa il Consiglio d'Europa ha commissionato uno studio sul particolato secondario prodotto dal sistema elettrico europeo. In esso si stima che una centrale termoelettrica a gas naturale da 800 MW che opera per 6.500 ore/anno produce una quantità di PM2,5 secondario dell'ordine di 1.700 t/anno [50]. Tale valore è pari ad un terzo delle emissioni di una centrale di eguale potenza a carbone. Per quanto riguarda la stima delle esternalità ambientali del sistema termoelettrico europeo è stato valutato (in meuro/KWh) che mediamente, posto a 100 il carico dei costi socio-ambientali degli impianti a carbone, 50 e 30 sono, rispettivamente, i costi per gli impianti ad olio combustibile e gas naturale [48, 51].

Per valutare l'impatto sanitario di una grande centrale per la produzione di energia non basta considerare il combustibile utilizzato, i sistemi di controllo dell'inquinamento o la potenza erogabile. Un parametro di importanza ancora maggiore è la localizzazione. Per esempio, per il sistema energetico thailandese, è stato stimato che una centrale a turbogas da 600 MW situata nelle vicinanze della capitale Bangkok ha un costo di esternalità sanitarie quasi doppio rispetto ad una centrale a carbone da 1.000 MW localizzata in un'area remota del Paese [32]

Effetti sulla salute

Studi epidemiologici hanno dimostrato robuste associazioni tra effetti avversi alla salute e inquinamento da particolato [52]. Da alcuni anni argomenti teorici e studi sperimentali sugli animali e sull'uomo indicano che la componente più tossica si trova nella frazione sotto 1 micron (PM1), e più probabilmente in particelle attorno a 0,1 micron di diametro, PM0,1 [53, 54]. Gli studi epidemiologici hanno trovato maggiori effetti avversi per il PM2,5 che per il PM10 [55]. Le principali correlazioni riguardano gli effetti a carico del sistema respiratorio e cardiaco, specialmente in anziani e bambini, dove causano esacerbazione di patologie preesistenti. Questi effetti acuti avvengono anche a concentrazioni relativamente basse, e sono associati anche a particelle di composizione relativamente innocua (carbonio organico, ammonio, solfato e nitrato). Si è quindi supposto un meccanismo patogenetico che non è più basato sul peso del particolato inalato ma sul numero, meglio sulla

superficie (area) disponibile a reagire nell'epitelio dei bronchioli terminali e degli alveoli. Questa ipotesi è stata confermata sperimentalmente su animali (ratti) che esposti a particolato molto fine hanno sviluppato un'inflammatione più grave di quelli esposti a particolato di granulometria maggiore [54]. Il fattore rilevante potrebbe quindi essere il numero delle particelle inalate e ritenute a livello alveolare.

Per una concentrazione di PM10 di 100 microgrammi/m³, tipica in prossimità di strade ad elevato traffico, si hanno in media 40 microgrammi /m³ di PM2,5 (40%) e 2 microgrammi /m³ di PM0,1 (2%) ed un numero di particelle di 105/cm³. Assumendo per un individuo adulto i valori medi di tasso di ventilazione e superficie polmonare si può stimare che meno di un alveolo su mille entrerà in contatto con una particella PM10 al giorno, mentre un alveolo tipo entrerà in contatto con centinaia di particelle ultrafini, che hanno un'elevata capacità di penetrazione nelle più profonde vie respiratorie. Le particelle fini ed ultrafini attorno ai 100 micron derivate dalla combustione e caratteristiche del fondo urbano, esercitano effetti biologici avversi rilasciando dalla loro superficie idrocarburi policiclici aromatici (Ipa) e radicali liberi tossici [56]. A seconda della temperatura e pressione gli Ipa e loro derivati possono trovarsi sia in forma gassosa adsorbita al particolato sia in forma particellare. Vengono prodotti dalla combustione incompleta di carburanti fossili o vegetali, incluso il gas naturale [57]. Gli Ipa hanno un'emivita media nella troposfera stimata da 3,5 a 10 giorni e una vita complessiva da 5 a 15 giorni. Essi reagiscono con gli ossidi di azoto dando idrossi- e nitro-Ipa, questi ultimi particolarmente pericolosi per la salute. Le possibili vie di esposizione per l'uomo sono inalazione, ingestione e contatto con la pelle; gli effetti sulla salute sono sia cancerogeni sia non cancerogeni. La letteratura scientifica che discute effetti del particolato sulla salute umana è vastissima, e in parte anche consultabile liberamente in rete [58, 59].

Conclusioni

Le centrali Ngcc rappresentano il meglio che la tecnologia termoelettrica può oggi offrire in termini di efficienza di produzione e contenimento di emissioni inquinanti. Esse sono quindi un'ottima scelta per la riconversione di centrali meno efficienti e più inquinanti ad olio o a carbone [1]. Tuttavia è profondamente infondato ritenere che questi impianti presentino modesti impatti ambientali. In questo lavoro ci siamo soffermati ad esaminare il problema della produzione di particolato primario e secondario. Questo ci è parso necessario alla luce dell'infondata credenza, anche suffragata da documentazione ufficiale [2, 30, 31], che questi impianti non contribuiscano alla produzione di polveri. Per le centrali italiane, ai fini della valutazione dell'inquinamento atmosferico, è richiesto unicamente di misurare il Pst primario filtrabile, che peraltro ha scarsa rilevanza sanitaria. Questo approccio si rivela quindi totalmente inutile per valutare l'inquinamento da polveri di centrali a gas che producono PM10, PM2,5 e PM0,1, principalmente di natura secondaria. In quest'ultimo decennio è stata acquisita un'impressionante mole di conoscenza tecnico-scientifica sugli impatti ambientali dei sistemi energetici, sulla produzione di polveri fini ed ultrafini, sulla rilevanza sanitaria di questi inquinanti. In Italia, sino a questo momento, esse non sono state recepite e trasformate in adeguati provvedimenti di legge. Questa carenza risulta particolarmente grave alla luce dei documenti prodotti da autorevoli istituzioni europee [29, 49, 50] e della severità che vige in altri Paesi nel rilascio di concessioni per nuove centrali turbogas [1]. La situazione italiana per le polveri fini è già estremamente grave. Un recentissimo studio rivela che la misura della concentrazione di massa di PM2,5 invernale in 21 città europee pone le tre città italiane esaminate (Torino, Pavia, Verona) ai primi tre posti di questa non invidiabile classifica [60]. Il particolato è un inquinante per il quale non esiste una soglia minima di pericolosità. In futuro la misura del particolato in Europa verrà effettuata da satellite, senza distinzioni tra primario e secondario [61] mentre, a tutela della salute pubblica, verranno imposti limiti più restrittivi per le concentrazioni di PM2,5 in atmosfera [29]. In questo stesso periodo di tempo dovrebbero entrare in funzione in Italia

decine di nuove centrali turbogas che bruceranno miliardi di metri cubi di gas naturale aggiuntivi che, stando ai progetti e alle autorizzazioni fin qui concesse, non contribuiranno in alcun modo alla produzione di polveri fini ed ultrafini. Questo è totalmente destituito di qualsiasi fondamento scientifico, come qui argomentato. Sarebbe quindi auspicabile che oggi, finché si è in tempo, si analizzasse questo problema con maggiore rigore. Questo per non assistere, domani, di fronte ad una realtà ben diversa dalle attese, ad uno scarico di responsabilità tra le numerose Autorità che sovrintendono al rilascio di autorizzazioni o sono chiamate ad esprimere giudizi tecnici in fase preliminare. È possibile costruire centrali turbogas limitando l'impatto ambientale in misura molto maggiore di quanto non previsto oggi in Italia. Altrove, questo approccio è una consolidata realtà [6-10].

* N. Armaroli, Istituto per la Sintesi Organica e la Fotoreattività del Cnr -Bologna; C. Po, Unità Operativa Rischio Ambientale, Dipartimento di Sanità Pubblica - AUSL Città di Bologna. armaroli@isof.cnr.it

- [1] N. Armaroli, C. Po, *Chimica e Industria*, 2003, 85(4), 45.
- [2] http://www.minambiente.it/Sito/settori_azione/via/legislazione/tabella_decreti.htm (10 ottobre 2003).
- [3] Emission Factor Documentation of AP-42 Section 3.1, Stationary Combustion Turbines, U.S. Environmental Protection Agency, Alpha-Gamma Technologies Inc., Raleigh, North Carolina, 2000.
- [4] P.L. Spath, M.K. Mann, *Life Cycle Assessment of a Natural Gas Combined Cycle Power Generation System*, National Renewable Energy Laboratory, Golden, Colorado, TP-570-27715, 2000.
- [5] California Air Resources Board, centrali elettriche: <http://www.arb.ca.gov/energy/powerpl/powerpl.htm> (10 ottobre 2003).
- [6] Final Determination of Compliance, Delta Energy Center, Bay Area Air Quality Management District, 21 ottobre 1999.
- [7] Final Determination of Compliance, High Desert Power Project, Mojave Desert Air Quality Management District, 29 giugno 1999.
- [8] Documento complessivo sugli offset packages del California Air Resources Board: www.arb.ca.gov/energy/powerpl/guidedoc/offsets.doc (10 ottobre 2003).
- [9] Final Determination of Compliance, Blythe Energy Project, Mojave Desert Air Quality Management District, 25 ottobre 2000.
- [10] Final Staff Assessment, Elk Hills Power Project, California Energy Commission, aprile 2000.
- [11] Autorità per l'Energia Elettrica ed il Gas, *Relazione Annuale 2003*.
- [12] "Indagine conoscitiva della Camera dei Deputati sulla situazione e sulle prospettive del settore dell'energia", Documento conclusivo approvato il 18 aprile 2002, cap. 4.7 "Il fabbisogno energetico nazionale".
- [13] "Natural gas supply and demand issues", The Federal

- Reserve Board, Testimony of Chairman Alan Greenspan before the Committee on Energy and Commerce, U.S. House of Representatives, 10 giugno 2003.
- [14] W.E. Wilson, H.H. Suh, *J. Air Waste Manage.*, 1997, 47, 1238.
- [15] L.M. Brown et al., *Phil. Trans. R. Soc. Lond. A*, 2000, 358, 2563.
- [16] F.J. Miller et al., *J. Air Pollut. Control Assoc.* 1979, 29, 610.
- [17] C. Monn et al., *Atmos. Environ.*, 1995, 29, 2565.
- [18] R.M. Harrison et al., *ibid.*, 1997, 31, 4103.
- [19] K. F. Ho et al., *ibid.*, 2003, 37, 31.
- [20] D.J. Eatough et al., *ibid.*, 2003, 37, 1277.
- [21] *Gazzetta Ufficiale delle Comunità Europee*, n. 12, 17 gennaio 2003, p. 31.
- [22] L.A. Corio, J. Sherwell, *J. Air Waste Manage.* 2000, 50, 207.
- [23] M.E. Jenkin, K.C. Klemishaw. *Atmos. Environ.*, 2000, 34, 2499.
- [24] S.C. van der Zee, et al., *ibid.*, 1998, 32, 3717.
- [25] *Compilation of Air Pollutant Emission Factors, AP-42, Fifth Edition, Volume I, Section 1.4: External Combustion Sources- Natural Gas Combustion*, U.S. Environmental Protection Agency, Eastern Research Group, Morrisville, North Carolina, 1998.
- [26] *European Environment Agency, EMEP/CORINAIR Emission Inventory Guidebook, 3rd Edition, B111-46, ottobre 2002.*
- [27] M.S. Reddy, C. Venkataraman, *Atmos. Environ.*, 2002, 36, 677.
- [28] Dr. Mike Ringer, California Energy Commission, comunicazione privata.
- [29] *Draft for Second Position Paper on Particulate Matter, Clean Air for Europe Working Group on Particulate Matter, The European Commission, agosto 2003.*
- [30] Si veda per esempio il Decreto di VIA per la trasformazione in ciclo combinato di 3 dei 4 gruppi della centrale termoelettrica "La Casella" (PC), Prot. 158, Ministero dell'Ambiente, Pag. 5 e 9.
- [31] *Valutazione Ambientale Strategica del Piano Energetico Regionale dell'Emilia Romagna, pag. 53.*
- [32] B.D. Thanh, T. Lefevre, *Environ. Impact Assess. Rev.*, 2000, 20, 137.
- [33] *Pastoria Energy Facility (99-AFC-7), Request to Amend Conditions of Certification, California Energy Commission, 21 maggio 2002.*
- [34] G. England et al., "Fine Particle and Precursor Emissions From Power, Oil & Gas Industry Sources", *Proceedings of the conference "PM_{2,5} and Electric Power Generation: Recent Findings and Implications"*, Pittsburgh PA, aprile 2002, National Energy Technology Laboratory Publications.
- [35] "Source Apportionment of Airborne Particulate Matter in the United Kingdom", Report of the Airbone Particle Expert

- Group, Department of Environment, Food, and Rural Affairs, UK Government, Gennaio 1999.
- [36] P. Lenschow et al., *Atmos. Environ.*, 2001, 35(1), 523.
- [37] T. Chatterton et al., *Water Air Soil Poll.*, 2002, Focus 2, 173.
- [38] M. Amann et al., *ibid.*, 2001, 130, 223.
- [39] F.A.A. M. de Leeuw, *Environ. Sci. & Pol.* 2002, 5, 135.
- [40] N. Motallebi et al., *J. Air Waste Manage.* 2003, 53, 876.
- [41] S.-J. Chen et al., *Chemosphere* 2003, 53, 29.
- [42] M. Rizzo et al., *J. Air Waste Manage.* 2002, 52, 593.
- [43] A. Nemmar et al., *Circulation*, 2002, 105, 411.
- [44] G.R. Cass et al., *Phil. Trans. R. Soc. Lond. A*, 2000, 358, 2581.
- [45] J. Ruuskanen et al., *Atmos. Environ.*, 2001, 35, 3729.
- [46] W.G. Kreyling et al., *ibid.*, 2003, 37, 3841.
- [47] S. Ebel et al., *Environ. Health Persp.*, 2001, 109, 325.
- [48] *External Costs, Research results on socio-environmental damages due to electricity and transport*, The European Commission, 2003.
- [49] "Energy and Environment in the European Union", The European Environment Agency, 2002, p.33.
- [50] "Fine-particle emissions and human health", Committee on Science and Technology, The Council of Europe, doc. 8167, luglio 1998.
- [51] A. Rabl, J.V. Spadaro, *Annu. Rev. Energ. Env.*, 2000, 25, 601.
- [52] B. Brunekreef, S.T. Holgate, *Lancet*, 2002, 360, 233.
- [53] H.E. Wickmann, A. Peters, *Phil. Trans. R. Soc. Lond. A*, 2000, 358, 2751.
- [54] K. Donaldson, *Occup. Environ. Med.*, 2001, 58, 211.
- [55] C.A. Pope et al., *JAMA-J. Am. Med. Assoc.*, 2002, 287, 1132.
- [56] J.I. Levy et al., *J. Expo. Anal. Env. Epid.* 2002, 12, 104.
- [57] W.R. Rogge et al., *Environ. Sci. Technol.*, 1993, 27, 2736.
- [58] EPA, <http://www.epa.gov/ttn/oarpg/naaqsfm/pmhealth.html> (10 ottobre 2003).
- [59] OMS, <http://www.euro.who.int/air> (10 ottobre 2003).
- [60] M.E. Hazenkamp-von Arx et al. *J. Air Waste Manage.*, 2003, 53, 617.
- [61] ICAROS-NET: Integrated Computational Assessment Of Urban Air Quality Via Remote Observation Systems Network, European Commission, Joint Research Centre, <http://icarosnet.jrc.cec.eu.int/> (10 ottobre 2003).

Un altro studio illuminante è quello fatto da A.Mafri - R. Proietti - S.Klugmann del
U.C.I.C. cardiologia 1 Dipartimento Cardiologico Riguarda Milano

" L'inquinamento atmosferico quale fattore emergente di rischio per le malattie cardiovascolari: una
revisione ragionata della letteratura "

G Ital Cardiol (Rome), 2008 Feb;9(2):90-103.

[Air pollution exposure as an emerging risk factor for cardiovascular disease: a literature review].

[Article in Italian]

Mafri A¹, Proietti R, Klugmann S.

Author information

- ¹U.C.I.C. Cardiologia 1, Dipartimento Cardiologico A. De Gasperis, A.O. Niguarda Ca' Granda, Milano. Several epidemiological studies have demonstrated a consistent statistical association between cardiovascular disease and air pollution exposure. In this review we describe the nature of the most common ambient-air pollutants (either gaseous or particulate of different size); then, we examine the pathophysiological pathways linking the air pollutants with their cardiovascular effects (arterial vasoconstriction, systemic inflammatory response, enhanced thrombosis, a propensity for arrhythmia). A comprehensive review of the literature on air pollution and the rate of hospital admission, morbidity, and mortality due to cardiovascular reasons are also provided. In the last section, we review the most recent studies that have outlined the correlation between the onset of acute myocardial infarction and the level of outdoor air pollution. In conclusion, scientific evidence is growing in support of the hypothesis that ambient air pollution acts as a risk factor for cardiovascular disease, and may trigger the onset of acute myocardial infarction.

PMID:18383771 [PubMed - indexed for MEDLINE]

Un esempio concreto ci proviene dallo studio del Dottor Di Ciaula effettuato in Italia e precisamente in Puglia che ci dà spunto di riflessione, oltre che per le patologie, per la spesa sanitaria. Alleghiamo l'articolo integrale.

SPEA SANITARIA

Solo se volessimo prendere in considerazione la sola BPCO tra le possibili patologie correlate, solo per 10 pazienti, avremmo una spesa di 24.000euro l'anno; ed è una previsione di spesa decisamente sottostimata.

Per le motivazioni espresse nelle presenti osservazioni, si chiede che non venga autorizzata la costruzione del metanodotto Sulmona-Foligno, con annessa centrale di compressione gas prevista a Sulmona.

Dottor Maurizio Cacchioni

membro della commissione patologia ambientale Ordine dei medici di L'Aquila

Sulmona 13/01/2015

Dottor Maurizio Proietti

membro della commissione patologia ambientale Ordine dei medici di L'Aquila



Original Article

Emergency visits and hospital admissions in aged people living close to a gas-fired power plant

Agostino Di Ciaula*

Section of Internal Medicine, Hospital of Bisceglie, Via Bovio, 70057 Bisceglie (BAT), Italy

ARTICLE INFO

Article history:

Received 4 July 2011

Received in revised form 31 August 2011

Accepted 26 September 2011

Available online xxxx

Keywords:

PM10

NO₂

Air pollution

Elderly

Natural-gas power plant

ABSTRACT

Background: Combustion of natural gas for energy generation produces less pollutants than coke/oil. However, little is known about the short-term effect of pollution generated by gas-fired power plants on the health of elderly people.

Methods: During three months, daily emergency visits/hospital admissions of subjects living within 3 km from a gas-fueled power plant were counted and related to ambient concentrations of nitrogen dioxide (NO₂) and particulate matter of median aerometric diameter <10 μm (PM10). A generalized additive model served to correlate visits/hospital admissions to pollutants, controlling for meteorological confounders.

Results: Mean air concentrations of PM10 and NO₂ were higher after than before the start of operation of the plant, with the highest concentrations recorded within 1 km. Although pollutants were below the limits set by the European legislation, in elderly people there was a positive correlation between the number of emergency visits and daily air concentrations of PM10 and NO₂, as measured at 1 and 3 km from the plant. In subjects aged 70 years or more, the number of hospital admissions was positively correlated with PM10 levels measured within 3 km from the power plant, whereas in older subjects (≥80 year) it was also significantly linked with the lowest air concentration of PM10 (measured at 6 km from the plant).

Discussion: Combustion of natural gas for energy generation produces a rise in air concentration of PM10 and NO₂ close to the plant, with a concentration-dependent increment of daily emergency visits and hospital admissions in elderly people, and with an age-dependent susceptibility.

© 2011 European Federation of Internal Medicine. Published by Elsevier B.V. All rights reserved.

1. Introduction

Air pollution by hydrocarbon-fueled power plants strongly depends on the type of fuel employed, and burning natural gas has been shown to produce significantly less pollutants (mainly in terms of particulate matter) compared to coke or oil [1–4] and, thus, a minimal impact on human health [3,5].

Some concerns, however, might derive from the emission of other pollutants (principally NO_x) and from the process of formation of secondary particulate by chemical precursors [5–8] emitted by natural-gas burning power plants.

Furthermore, no apparent threshold exists below which the link between air pollution from both particulate matter (PM) [9] and nitrogen dioxide (NO₂) [10] and adverse health effects no longer applies, and elderly has been considered a risk group particularly susceptible to pollutant-induced injuries [11–13].

In the short-term, daily concentration of these pollutants has been linked with both the number of emergency department visits [14]

and hospital admissions [15,16], also in the elderly subjects [17]. However, very little is known about the short-term effect of air pollution on the health status of elderly people living close to a gas-fired power plant.

Thus, aim of the present study was to explore the effect of air pollution generated from a natural-gas fueled power plant on emergency department visits and hospital admission in a group of free-living aged subjects.

2. Methods

The analysis was based on daily counts of emergency department visits and hospital admissions of subjects aged 70 years or more in a large district hospital (San Paolo – Bari, Italy), located at 0.8 km from a natural-gas fueled (combined cycle gas turbine) power plant (750 MWe), in a residential area with about 74,000 inhabitants, free-living within a radius of 3 km from the power plant and homogeneously distributed across the socioeconomic spectrum.

The age cut-off was set at 70 years, since it has been recently demonstrated a positive correlation between air levels of particulate matter of median aerometric diameter less than 10 μm (PM10) and hospital admission and mortality in elderly, in particular in subjects

* Corresponding author. Tel.: +39 803363271.
E-mail address: agostinodiciaula@tiscali.it

with more than 70 years [12]. In order to test a possible age-dependent increased vulnerability to air pollutants, an additional analysis was performed in subjects with 80 or more years.

Data were collected during a continuous observation period of three months (August 1–October 31, year 2009) and therefore linked to average daily air pollution levels of NO_2 and PM_{10} , obtained through specific air monitoring networks managed by the Regional Environmental Agency (ARPA Puglia). In particular, data were recorded from 3 monitoring stations located at 1 km ("EN02"), 3 km ("EN01") and 6 km ("EN05") from the natural-gas fueled power plant. Hourly NO_2 and PM_{10} concentrations ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) were measured and mean daily concentrations for each pollutant were therefore calculated.

Data on meteorological variables (air temperature and humidity) were collected from the Italian Air Force Meteorological Service.

The examined power plant started operation in June 2009. Data from the monitoring station located at 1 km from the power plant were also employed to compare mean hourly PM_{10} and NO_2 air levels in its geographical area in two comparable time periods (August 1–December 31) before (year 2008) and after (year 2009) this time point.

3. Data analysis

Data are given as mean \pm standard error of the mean (SE). Changes of continuous variables were analyzed using ANOVA followed by post-hoc tests for multiple comparisons. Differences of two groups were evaluated by Student's *t* test and correlations were assessed by calculating Spearman's r_s . A two-tailed probability (*P*) value of less than 0.05 was considered statistically significant [18,19].

A generalized additive model (GAM) with penalized splines has been used to analyze the daily counts of emergency visits/hospital admissions, air pollution, and covariates (meteorological influences such as temperature and relative humidity), to control for the non-linear confounding effects of weather [20].

4. Results

In the geographical area within 1 km from the power plant, mean hourly air concentration of PM_{10} increased from $36.4 \pm 0.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ before- to $41.5 \pm 0.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ after the start of operation ($P < 0.0001$). A similar result was also recorded for NO_2 (mean hourly air concentration $24.0 \pm 0.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ before and $25.3 \pm 0.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ after the start of operation, $P < 0.02$).

A total of 13,440 emergency visits (1725 of which followed by hospital admission) were recorded in the whole observation period (Table 1), during which average PM_{10} air concentration was maximal in the monitoring station located at 1 km from the power plant, had intermediate value at 3 km and the minimal average concentration was recorded at 6 km (Fig. 1).

Similar results were evident in the case of mean NO_2 air concentration, which was higher at 1 km than at 3 km and 6 km from the power plant (Fig. 1). Nitrogen dioxide levels measured at 3 km were lower than that at 6 km from the power plant, probably due to the geographical characteristics of this monitoring site (rural area,

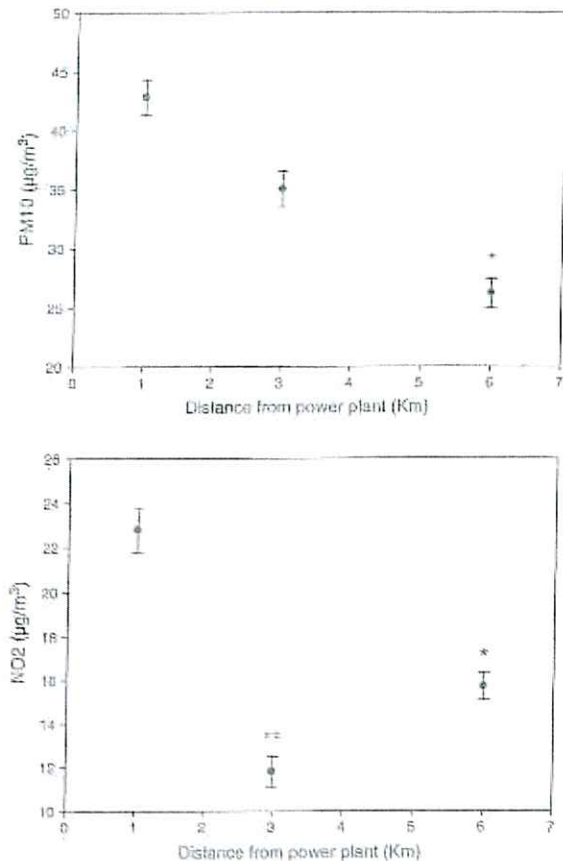


Fig. 1. Average daily air concentrations of PM_{10} (upper graph) and NO_2 (lower graph) as measured at 1, 3 and 6 km from the natural-gas fueled power plant. * $P < 0.0001$ vs 1 km and 3 km; ** $P < 0.0001$ vs 1 km (ANOVA followed by Fisher's LSD Multiple-Comparison Test).

natural ventilation), different from that located at 6 km from the power plant (urban area).

In elderly people (but not in the whole group of subjects, $0.10 < R < 0.32$; $0.07 < P < 0.5$) there was a significant and positive correlation between the number of daily emergency visits and the average daily air concentration of both PM_{10} and NO_2 , as measured at 1 km and 3 km from the power plant (Fig. 2), but not at 6 km (PM_{10} : $R = 0.19$, $P = 0.06$; NO_2 : $R = 0.17$, $P = 0.1$).

The number of emergency visits followed by hospital admission in elderly people (but not in the whole group of subjects, $-0.02 < R < 0.13$; $0.2 < P < 0.8$) was positively correlated with PM_{10} mean levels measured within 3 km from the power plant (Fig. 3).

A total of 756 emergency visits (305 of which followed by hospital admission) were recorded in the subgroup of subjects with 80 or more years (age range 80–98 years), in whom the number of daily emergency visits was not correlated with PM_{10} levels (all monitoring stations, $0.07 < R < 0.1$; $0.1 < P < 0.4$), but a positive correlation was evident with daily air concentration of NO_2 , as measured at 1 km from the power plant ($R = 0.25$, $P = 0.02$). Conversely, a significant and positive correlation was found in this subgroup between daily hospital admissions and air concentration of PM_{10} , as recorded in all the monitoring stations (at 1 km: $R = 0.29$, $P < 0.03$; at 3 km: $R = 0.29$, $P < 0.008$; at 6 km: $R = 0.21$, $P < 0.05$).

There was no correlation between daily hospital admissions and mean NO_2 concentration measured in all monitoring stations, neither in all elderly subjects ($-0.02 < R < 0.17$; $0.1 < P < 0.8$), nor in the subgroup of subjects with 80 or more years ($0.03 < R < 0.20$; $0.07 < P < 0.1$).

Table 1

Mean age of subjects who entered the study and number of emergency visits/hospital admissions during a 3-month period.

	0–69 years	70–98 years
Age (mean \pm SE)	34 \pm 0.2	78 \pm 0.1
Emergency visits, n.	11,648	1792
(%)	(86.7%)	(13.3%)
Hospital admissions, n.	1098	627
(%)	(63.7%)	(36.3%)

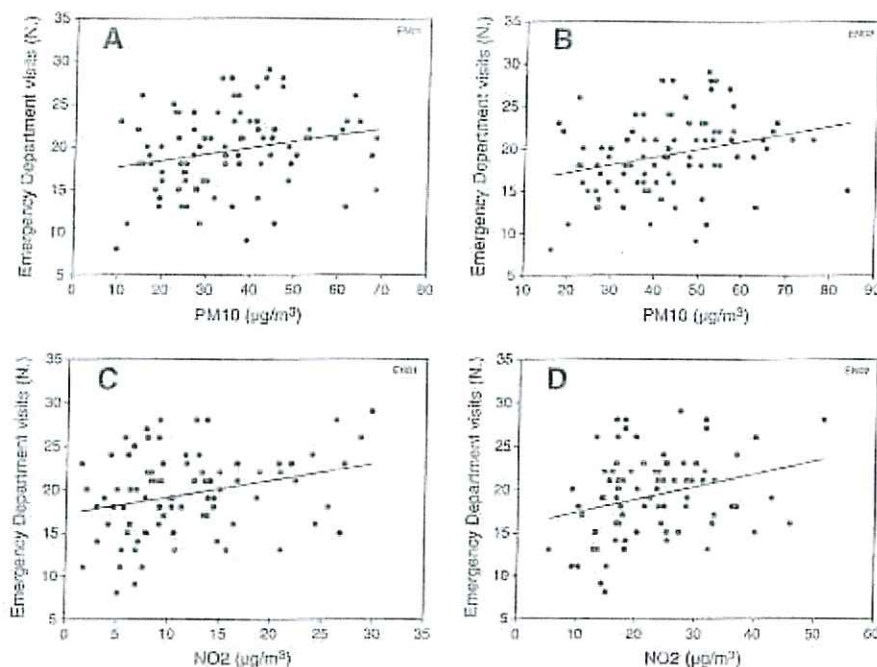


Fig. 2. Upper graphs show significant and positive correlations between the number of daily emergency department visits and the average daily air concentration of PM10 as measured at 3 km (panel A, $P=0.02$, $R=0.2343$) and 1 km (panel B, $P=0.008$; $R=0.2773$) from a natural-gas fueled power plant. Lower graphs show significant and positive correlations between the number of daily emergency department visits and the average daily air concentration of nitric dioxide (NO_2) as measured at 3 km (panel C, $R=0.28$; $P=0.0089$) and 1 km (panel D, $R=0.28$; $P=0.01$) from the power plant.

Significant and positive correlations were evident between NO_2 and PM10 concentrations in all monitoring stations (Fig. 4).

5. Discussion

The present study demonstrates a significant association between air pollutants generated from a natural-gas fired power plant and daily emergency visits and hospital admissions in elderly subjects.

As suggested by the ExternE Project Series, the operation of a gas-fueled power plant may generate an increased concentration of

pollutants around it [5], and results from the present study confirm this indication.

Although the daily average PM10 concentration in the air recorded in the present study was below the limits set by the European legislation ($50 \mu\text{g}/\text{m}^3$), results show a significant impact on the health status of aged residents. The present study, in fact, demonstrates a direct link between both the number of daily emergency department visits and hospital admissions of elderly subjects, and daily air concentrations of PM10.

Data from the present study also indicate that, in subjects with more than 70 years, air pollution by PM10 is probably more dangerous than that by NO_2 , at least within the concentration range recorded during the observation period. In fact, the number of daily emergency department visits was related to daily concentrations of both PM10 and NO_2 , whereas PM10 concentration was also related to the number of subsequent hospital admissions and, thus, to more critical illness requiring acute hospitalization.

Interestingly, subjects with 80 or more years seem to be more susceptible to particulate air concentrations, since results from the present study showed in this subgroup measurable health effects linked to PM10 levels also at its lowest air concentration, as that measured at 6 km from the power plant.

It has been extensively and clearly demonstrated a direct link between airborne particles and respiratory morbidity and mortality [7,16,21–33], with an immediate effect (lag 0–1) of PM10 on hospitalization for respiratory infections, COPD and asthma [34].

Furthermore, a linear relationship exists between PM10 and PM2.5 and various health indicators (including mortality, hospital admissions, bronchodilator use, symptom exacerbation, cough, peak expiratory and flow) for concentration levels from 0 to up to $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ [27].

Particles-induced adverse effects on health are dependent on both exposure concentrations and length of exposure, and long-term exposures to PM have larger, more persistent, and cumulative effects

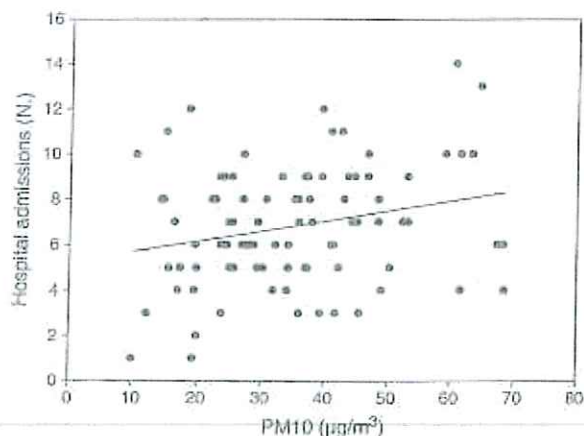


Fig. 3. Correlation between the number of daily emergency department visits followed by hospital admission in subjects with 70 or more years and the average daily air concentration of PM10, measured within 3 km from a natural-gas fueled power plant ($P=0.02$; $R=0.2410$).

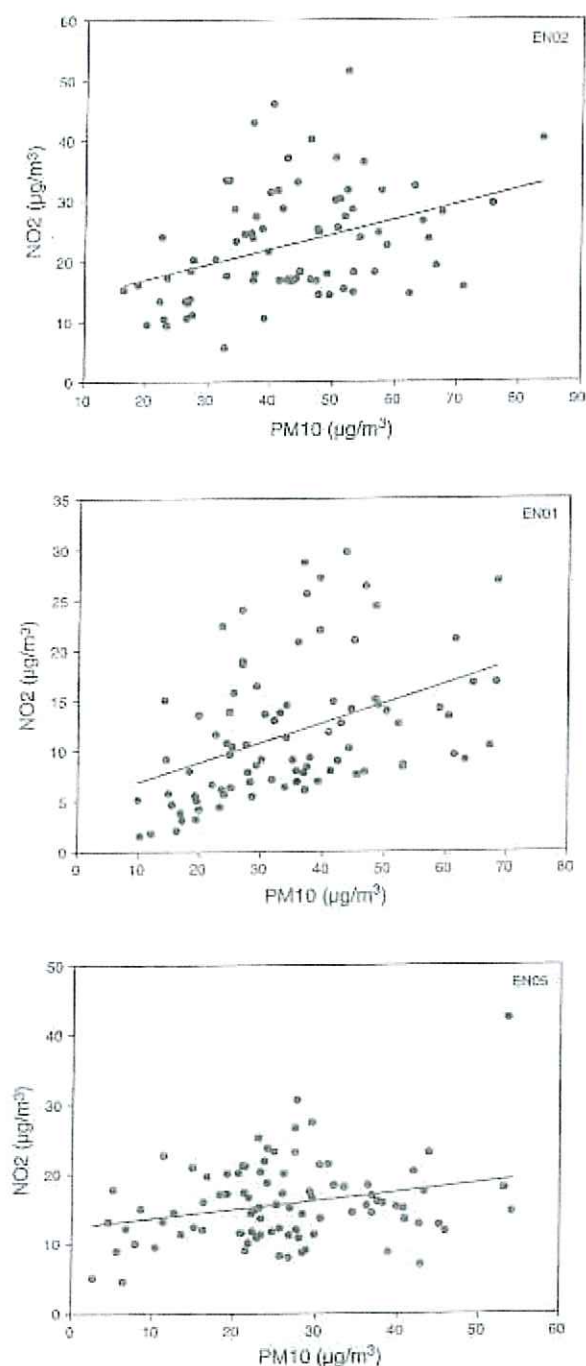


Fig. 4. Correlation between average daily NO_2 and PM_{10} air concentrations in monitoring stations located at 1 km ($R=0.37$; $P=0.0007$), at 3 km ($R=0.42$; $P=0.0001$) and at 5 km ($R=0.25$; $P=0.01$) from a natural-gas fueled power plant.

than short-term exposures [35]. These previous findings might be of relevant interest in the case of elderly subjects.

Epidemiological and observational studies widely demonstrated severe effects of particulate matter on cardiovascular system [36–39], with a significant increment of morbidity and deaths from myocardial ischemia and infarction [40], arrhythmia [41–47] and heart failure secondary to short-term exposure to particles [29,48,49].

PM_{10} have also been associated with increased mortality and hospital admission for stroke [15,50–52], and ultrafine particles are

associated with increased risk of fatal stroke during the warm season in persons older than 65 years [53].

Compared to coal- (mean particles production 0.2 g/kWh) and oil- (mean particles production 0.02 g/kWh) fueled power plants, direct emissions of particulate matter from gas-fueled power plants have been reported as negligible [54], due to the very low quantities of solid matter in the fuel and to the efficiency of the filters, which are periodically replaced [5]. However, results from the present study demonstrate a significant rise in hourly air concentration of PM_{10} after the start of operation in the geographical area close to the natural-gas burning power plant.

This apparent discrepancy is probably due to NO_x and nitrate emissions during electricity generation from natural gas burning [5] and, therefore, to the formation of secondary pollutants (secondary particulate, mainly in form of sulfates and nitrates, and measured as PM_{10} [5]). Sources and combustion procedures determine size and chemical components of particles [55,56]. Whereas larger particles ($>10 \mu\text{m}$) can be generated from a variety of sources (including natural), smaller particles are mainly produced by combustion processes or also indirectly from atmospheric chemistry [6–8] by gaseous precursors (i.e. sulfur dioxide, nitrogen oxides, ammonia [57]), as in the case of gas-fired power plants.

It has been largely demonstrated that these particles are particularly dangerous for health [8,58]. Small particles (i.e. aerodynamic diameter $<2.5 \mu\text{m}$) can be inhaled deep into the lungs, whereas ultrafine particles (aerodynamic diameter $<0.1 \mu\text{m}$) are able to directly enter from lungs into systemic circulation [59]. It has been shown that the smaller is the size of the particles, the more dangerous are the health effects [60]. Of note, nanoparticles (diameter $<0.1 \mu\text{m}$, which results in high particle density concentrations and large surface areas, relative to their mass) have health effects independent of PM_{10} [61], and are not currently regulated by national air quality standards, although they represent a major threat to human health [62–66], principally due to their high capacity to quickly leave the lungs and to deposit in extra-pulmonary tissues [67,68].

Data from the present study also confirmed a limited but significant rise in NO_2 hourly air concentration after the start of operation of the power plant. Interestingly, it has been suggested that also in the case of NO_2 no threshold exists below which no effect on human health is expected [10], and in the short-term a positive association between daily increases of NO_2 and natural and cardio-respiratory mortality has been extensively shown [69–74].

A limit of the present study is the lack of analysis on specific causes of hospital referral, since it was only aimed to evaluate a possible effect of the explored air pollutants on the number of all-cause emergency visits and hospital admissions. However, large epidemiological studies recently and clearly demonstrated that the increased hospital admissions secondary to air pollution by PM_{10} and NO_2 are mainly due to cardio-respiratory diseases, and that aged subjects are particularly vulnerable [16,75]. Although a similar specific investigation was not performed in the present study, it indirectly confirms these previous findings, and demonstrates for the first time measurable health effects of air pollution generated by a gas-fired power plant on elderly subjects, with an age-dependent susceptibility.

Further future studies might be undertaken to better clarify the links between pollution generated by these plants and specific diseases in aged subjects.

In conclusion, the present study underlines that although PM_{10} and NO_2 emissions from natural-gas burning power plant are significantly lower as compared to other fossil fuels, they represent a potential threat to public health in elderly people free-living close to the power plant.

There is currently an evident mismatch between European Union policy and the best scientific evidence on adverse health effects of particles [76].

Thus, specific policy interventions are needed in order to limit the health effects of air pollution in risk groups also in the case of natural-gas burning plants.

Learning points

- Combustion of natural gas for energy generation produces less pollutants than coke or oil. However, it is also able to generate a rise in air concentration of both particulate matter of median aerometric diameter less than 10 µm (PM10) and nitrogen dioxide (NO₂) close to the plant, with a concentration-dependent increment of daily emergency visits and hospital admissions in elderly people, and with an age-dependent susceptibility.
- Even at average air concentration of pollutants below the limits set by the European legislation, in elderly people there is a positive correlation between the number of daily emergency department visits and the average daily air concentration of both PM10 and NO₂.

Conflict of interest

The authors state that they have no conflict of interest in relation to the present manuscript.

References

- [1] Yuval Broday DM. Assessing the long term impact of power plant emissions on regional air pollution using extensive monitoring data. *J Environ Monit* 2009;11:425–33.
- [2] Jaramillo P, Griffin WM, Matthews HS. Comparative life-cycle air emissions of coal, domestic natural gas, LNG, and SNG for electricity generation. *Environ Sci Technol* 2007;41:6290–6.
- [3] Markandya A, Wilkinson P. Electricity generation and health. *Lancet* 2009;370:970–90.
- [4] Yang YH, Lin SJ, Lewis C. Life cycle assessment of fuel selection for power generation in Taiwan. *J Air Waste Manag Assoc* 2007;57:1387–95.
- [5] European Commission D-GE/STAD ExternE – externalities of energy. Oil & gas, vol. 4; 1995. <http://www.externet.info/old/volumes/vol4.pdf>. [27–5–2011].
- [6] Cassee FR, Boere AJ, Bøj J, Folders PH, Dommans JA, van Loveren H. Effects of diesel exhaust enriched concentrated PM2.5 in ozone preexposed or monocrotaline-treated rats. *Inhal Toxicol* 2002;14:721–43.
- [7] Janssen NA, Schwartz J, Zanobetti A, Suh HH. Air conditioning and source-specific particles as modifiers of the effect of PM(10) on hospital admissions for heart and lung disease. *Environ Health Perspect* 2002;110:43–9.
- [8] Laden F, Neas LM, Dockery DW, Schwartz J. Association of fine particulate matter from different sources with daily mortality in six U.S. cities. *Environ Health Perspect* 2000;108:941–7.
- [9] Ware JH. Particulate air pollution and mortality – clearing the air. *N Engl J Med* 2000;343:1798–9.
- [10] Kraft M, Eikmann T, Kappos A, Kunzli N, Rapp R, Schneider K, et al. The German view: effects of nitrogen dioxide on human health – derivation of health-related short-term and long-term values. *Int J Hyg Environ Health* 2005;208:105–18.
- [11] Nuvolone D, Balzi D, Chini M, Scala D, Giovannini F, Barchielli A. Short-term association between ambient air pollution and risk of hospitalization for acute myocardial infarction: results of the cardiovascular risk and air pollution in Tuscany (RISCAT) study. *Am J Epidemiol* 2011;174(1):63–71.
- [12] Namdeo A, Tawaray A, Farrow E. Estimation of age-related vulnerability to air pollution: assessment of respiratory health at local scale. *Environ Int* 2011;37:829–37.
- [13] Aga E, Samoli E, Touloumi G, Anderson HR, Cadum E, Forsberg B, et al. Short-term effects of ambient particles on mortality in the elderly: results from 28 cities in the APHEA2 project. *Eur Respir J Suppl* 2003;40:285–33a.
- [14] Stieb DM, Szyzdzkiewicz M, Rowe BH, Leech JA. Air pollution and emergency department visits for cardiac and respiratory conditions: a multi-city time-series analysis. *Environ Health* 2009;8:25.
- [15] Andersen ZJ, Olsen TS, Andersen KK, Loft S, Ketzel M, Raaschou-Nielsen O. Association between short-term exposure to ultrafine particles and hospital admissions for stroke in Copenhagen, Denmark. *Eur Heart J* 2010;31:2034–40.
- [16] Belleudi V, Faustini A, Stafoggia M, Cattani G, Marconi A, Perucci CA, et al. Impact of fine and ultrafine particles on emergency hospital admissions for cardiac and respiratory diseases. *Epidemiology* 2010;21:414–23.
- [17] Linares C, Diaz J. Short-term effect of concentrations of fine particulate matter on hospital admissions due to cardiovascular and respiratory causes among the over-75 age group in Madrid, Spain. *Public Health* 2010;124:28–36.
- [18] Armitage P, Berry G. Statistical methods in medical research. 3rd ed. Oxford: Blackwell Science Ltd; 1994.
- [19] Dawson B, Trapp RG. Basic & clinical biostatistics. 3rd ed. New York: McGraw-Hill; 2001.
- [20] Hastie T, Tibshirani R. Generalized additive models. In: Johnston E, editor. *Monographs on Statistics and Applied Probability*, vol. 43. London: Chapman and Hall; 1990. p. 28.
- [21] Hart JE, Garshick E, Dockery DW, Smith TJ, Ryan L, Laden F. Long-term ambient multipollutant exposures and mortality. *Am J Respir Crit Care Med* 2011;183:73–8.
- [22] Valavanidis A, Fotakis K, Vlachogianni T. Airborne particulate matter and human health: toxicological assessment and importance of size and composition of particles for oxidative damage and carcinogenic mechanisms. *J Environ Sci Health C Environ Carcinog Ecotoxicol Rev* 2008;26:339–62.
- [23] Laden F, Schwartz J, Speizer FE, Dockery DW. Reduction in fine particulate air pollution and mortality: extended follow-up of the Harvard Six Cities study. *Am J Respir Crit Care Med* 2005;173:667–72.
- [24] Cohen AJ, Ross AH, Ostro B, Pandey KB, Krzyzanowski M, Kunzli N, et al. The global burden of disease due to outdoor air pollution. *J Toxicol Environ Health A* 2005;68:1301–7.
- [25] Pope III CA. Epidemiology of fine particulate air pollution and human health: biologic mechanisms and who's at risk? *Environ Health Perspect* 2000;108:713–23.
- [26] Pope III CA, Burnett RT, Thun MJ, Calle EE, Krewski D, Ito K, et al. Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution. *JAMA* 2002;287:1132–41.
- [27] World Health Organization Guidelines for Air Quality; 1999.
- [28] Abbey DE, Nishino N, McDonnell WF, Buchette RJ, Knutsen SF, Lawrence BW, et al. Long-term inhalable particles and other air pollutants related to mortality in nonsmokers. *Am J Respir Crit Care Med* 1999;159:371–82.
- [29] Samet JM, Dominici F, Currier I, Coursac I, Zeger SL. Fine particulate air pollution and mortality in 20 U.S. cities, 1987–1994. *N Engl J Med* 2000;343:1742–9.
- [30] Samet JM, Zeger SL, Dominici F, Currier I, Coursac I, Dockery DW, et al. The national morbidity, mortality, and air pollution study. Part II: morbidity and mortality from air pollution in the United States. *Res Rep Health Eff Inst* 2000;94:5–70.
- [31] Bates DV. Health indices of the adverse effects of air pollution: the question of coherence. *Environ Res* 1992;59:336–49.
- [32] Gallus S, Negri E, Ruffetta P, McLaughlin JK, Bosetti C, La VC. European studies on long-term exposure to ambient particulate matter and lung cancer. *Eur J Cancer Prev* 2008;17:191–4.
- [33] Vineis P, Forastiere F, Hoek G, Lipsett M. Outdoor air pollution and lung cancer: recent epidemiologic evidence. *Int J Cancer* 2004;111:847–52.
- [34] Colais P, Serinelli M, Faustini A, Stafoggia M, Randi G, Tessari R, et al. Air pollution and urgent hospital admissions in nine Italian cities. Results of the EpiAir Project. *Epidemiol Prev* 2009;33:77–94.
- [35] Pope III CA. Mortality effects of longer term exposures to fine particulate air pollution: review of recent epidemiologic evidence. *Inhal Toxicol* 2007;19:33–8.
- [36] Dockery DW, Pope III CA, Xu X, Spengler JD, Ware JH, Fay ME, et al. An association between air pollution and mortality in six U.S. cities. *N Engl J Med* 1993;329:1753–9.
- [37] Hoek G, Brunekreef R, Goldbohm S, Fischer P, van den Brandt PA. Association between mortality and indicators of traffic-related air pollution in the Netherlands: a cohort study. *Lancet* 2002;360:1203–9.
- [38] Miller KA, Siscovick DS, Sheppard L, Shepherd K, Sullivan JH, Anderson GL, et al. Long-term exposure to air pollution and incidence of cardiovascular events in women. *N Engl J Med* 2007;358:447–58.
- [39] Pope III CA, Burnett RT, Thurston GD, Thun MJ, Calle EE, Krewski D, et al. Cardiovascular mortality and long-term exposure to particulate air pollution: epidemiological evidence of general pathophysiological pathways of disease. *Circulation* 2004;109:71–7.
- [40] Peters A, von Ks, Heier M, Trentinaglia I, Hormann A, Wichmann HE, et al. Exposure to traffic and the onset of myocardial infarction. *N Engl J Med* 2004;351:1721–30.
- [41] Dockery DW, Luttman-Gibson H, Rich DQ, Link MS, Mittleman MA, Gold DR, et al. Association of air pollution with increased incidence of ventricular tachyarrhythmias recorded by implanted cardioverter defibrillators. *Environ Health Perspect* 2005;113:670–4.
- [42] Gao D, Creason J, Shy C, Williams R, Watts R, Zweldinger R. Daily variation of particulate air pollution and poor cardiac autonomic control in the elderly. *Environ Health Perspect* 1999;107:521–5.
- [43] Link MS, Dockery DW. Air pollution and the triggering of cardiac arrhythmias. *Curr Opin Cardiol* 2010;25:16–22.
- [44] Peters A, Liu E, Verrier RL, Schwartz J, Gold DR, Mittleman M, et al. Air pollution and incidence of cardiac arrhythmia. *Epidemiology* 2000;11:11–7.
- [45] Rich DQ, Schwartz J, Mittleman MA, Link M, Luttman-Gibson H, Catalano PJ, et al. Association of short-term ambient air pollution concentrations and ventricular arrhythmias. *Am J Epidemiol* 2005;161:1123–32.
- [46] Rich DQ, Mittleman MA, Link MS, Schwartz J, Luttman-Gibson H, Catalano PJ, et al. Increased risk of paroxysmal atrial fibrillation episodes associated with acute increases in ambient air pollution. *Environ Health Perspect* 2006;114:120–3.
- [47] Tsuji H, Venditti Jr FJ, Manders ES, Evans JC, Larson MG, Feldman CL, et al. Determinants of heart rate variability. *J Am Coll Cardiol* 1996;28:1539–46.
- [48] Mann JK, Tager IB, Lumann F, Segal M, Quisenberry Jr CP, Lugg MM, et al. Air pollution and hospital admissions for ischemic heart disease in persons with congestive heart failure or arrhythmia. *Environ Health Perspect* 2002;110:1247–52.
- [49] Peters A, Dockery DW, Moller JF, Mittleman MA. Increased particulate air pollution and the triggering of myocardial infarction. *Circulation* 2001;103:2810–5.
- [50] Hong YC, Lee JT, Kim H, Kwon HJ. Air pollution: a new risk factor in ischemic stroke mortality. *Stroke* 2002;33:2165–9.
- [51] Tsai SS, Goggins WB, Chiu HF, Yang CY. Evidence for an association between air pollution and daily stroke admissions in Kaohsiung, Taiwan. *Stroke* 2003;34:2612–6.
- [52] Wallenius GA, Schwartz J, Mittleman MA. Air pollution and hospital admissions for ischemic and hemorrhagic stroke among medicare beneficiaries. *Stroke* 2005;36:2549–53.

Please cite this article as: Di Ciaula A. Emergency visits and hospital admissions in aged people living close to a gas-fired power plant. *Eur J Intern Med* (2011), doi:10.1016/j.ejim.2011.09.013

- [53] Kettunen J, Laakli T, Tittanen P, Aalio PP, Koskenkalo T, Kulmala M, et al. Associations of fine and ultrafine particulate air pollution with stroke mortality in an area of low air pollution levels. *Stroke* 2007;38:918–22.
- [54] Rabl A, Spadaro JV. Public Health impact of air pollution and implications for the energy system. *Annu Rev Energy Environ* 2000;25:601–27.
- [55] Lighty JS, Veranth JM, Sarofim AF. Combustion aerosols: factors governing their size and composition and implications to human health. *J Air Waste Manag Assoc* 2000;50:1565–818.
- [56] Solomon PA, Sioutas C. Continuous and semicontinuous monitoring techniques for particulate matter mass and chemical components: a synthesis of findings from EPA's Particulate Matter Superfund Program and related studies. *J Air Waste Manag Assoc* 2008;58:164–95.
- [57] Grosjean D, Seinfeld J. Parameterization of the formation potential of secondary organic aerosols. *Atmos Environ* 1989;23:1733–47.
- [58] Lanki T, de Hartog JJ, Heinrich J, Hoek G, Janssen NA, Peters A, et al. Can we identify sources of fine particles responsible for exercise-induced ischemia on days with elevated air pollution? The ULTRA study. *Environ Health Perspect* 2006;114:655–60.
- [59] Nemmar A, Hoek PH, Vanquickenborne B, Dinsdale D, Thomeer M, Hoylaerts MF, et al. Passage of inhaled particles into the blood circulation in humans. *Circulation* 2002;105:411–4.
- [60] de Hartog JJ, Hoek G, Peters A, Timonen KL, Ibalz-Muili A, Brunekreef B, et al. Effects of fine and ultrafine particles on cardiorespiratory symptoms in elderly subjects with coronary heart disease: the ULTRA study. *Am J Epidemiol* 2003;157: 613–23.
- [61] Ibalz-Muili A, Wichmann HE, Kreyling W, Peters A. Epidemiological evidence on health effects of ultrafine particles. *J Aerosol Med* 2002;15:189–201.
- [62] Donaldson K, Brown D, Clouter A, Duffin R, MacNee W, Renwick L, et al. The pulmonary toxicology of ultrafine particles. *J Aerosol Med* 2002;15:213–20.
- [63] Donaldson K, Tran L, Jimenez LA, Duffin R, Newby DE, Mills N, et al. Combustion-derived nanoparticles: a review of their toxicology following inhalation exposure. *Part Fibre Toxicol* 2005;2:10.
- [64] Donaldson K, Seaton A. The Janus faces of nanoparticles. *J Nanosci Nanotechnol* 2007;7:4607–11.
- [65] Duffin R, Mills NL, Donaldson K. Nanoparticles – a thoracic toxicology perspective. *Yonsei Med J* 2007;48:561–72.
- [66] Seaton A, MacNee W, Donaldson K, Godden D. Particulate air pollution and acute health effects. *Lancet* 1995;345:176–8.
- [67] Kreyling WG, Semmler-Behnke M, Müller W. Ultrafine particle–lung interactions: does size matter? *J Aerosol Med* 2006;19:74–83.
- [68] Kreyling WG, Semmler M, Erbe F, Mayer P, Takenaka S, Schulz H, et al. Translocation of ultrafine insoluble inorganic particles from lung epithelium to extrapulmonary organs is size dependent but very low. *J Toxicol Environ Health A* 2002;65: 1513–30.
- [69] Samoli E, Aga E, Touloumi G, Nisifori K, Forsberg B, Lefranc A, et al. Short-term effects of nitrogen dioxide on mortality: an analysis within the APHEA project. *Eur Respir J* 2006;27:1129–38.
- [70] Suh HH, Stieb DM, Jessiman B, Goldberg MS, Brion O, Brook J, et al. A temporal, multicity model to estimate the effects of short-term exposure to ambient air pollution on health. *Environ Health Perspect* 2008;116:1147–53.
- [71] Stieb DM, Judek S, Burnett RT. Meta-analysis of time-series studies of air pollution and mortality: effects of gases and particles and the influence of cause of death, age, and season. *J Air Waste Manag Assoc* 2002;52:470–84.
- [72] Stieb DM, Judek S, Burnett RT. Meta-analysis of time-series studies of air pollution and mortality: update in relation to the use of generalized additive models. *J Air Waste Manag Assoc* 2003;53:259–61.
- [73] Touloumi G, Katsouyanni K, Zmirou D, Schwartz J, Spix C, de Leon AP, et al. Short-term effects of ambient oxidant exposure on mortality: a combined analysis within the APHEA project. *Air Pollution and Health: a European Approach. Am J Epidemiol* 1997;146:177–85.
- [74] Zmirou D, Schwartz J, Saez M, Zanobetti A, Wojtyniak B, Touloumi G, et al. Time-series analysis of air pollution and cause-specific mortality. *Epidemiology* 1998;9: 495–503.
- [75] Cadum F, Berti C, Biggieri A, Bisanti L, Faustini A, Forastiere F. The results of EpiAir and the national and international literature. *Epidemiol Prev* 2009;33:113–9.
- [76] Annesi-Maesano I, Forastiere F, Knazli N, Brunekreef B. Particulate matter, science and EU policy. *Eur Respir J* 2007;29:428–31.