

LEGNA E PM₁₀ UNO STUDIO DALLA GERMANIA

I RISULTATI DI UNO STUDIO CONDOTTO NELLA CITTÀ DI AUGUSTA (GERMANIA) EVIDENZIANO LA CORRELAZIONE TRA UN'ALTA PRESENZA DI STUFE A LEGNA E I LIVELLI DI PARTICOLATO RILEVATI IN ATMOSFERA.

Secondo l'Agenzia federale tedesca per l'ambiente (Uba) circa il 13% (circa 24 kt) delle emissioni totali di PM₁₀ in Germania hanno origine da impianti di riscaldamento che bruciano legna. Questo significa che in Germania la combustione di legna contribuisce al PM₁₀ nell'ambiente quanto le emissioni di scarico derivanti dal traffico. Siccome il contributo della combustione di legna nella presenza di PM in ambiente urbano non era chiaro, nel 2006 il ministero dell'Ambiente e della salute dello Stato della Baviera ha avviato un progetto di ricerca per quantificarne l'impatto. Augusta (Augsburg) è stata scelta per questa indagine perché con la sua popolazione di circa 276.000 abitanti rappresenta una città tedesca di media grandezza.

Il progetto aveva quattro obiettivi principali: l'aggiornamento dell'inventario delle emissioni per la combustione di legna ad Augusta, la determinazione dei fattori di emissione del particolato (PM) e di marker per la combustione di legna in stufe comuni, la quantificazione dell'impatto della combustione di legna da campioni ambientali di PM₁₀ e la determinazione dell'impatto della combustione di legna mediante modelli di dispersione per Augusta.

L'impatto delle particelle derivanti dalla combustione di legna sulla presenza di PM₁₀ nell'ambiente (ripartizione delle fonti) può essere calcolato dalla concentrazione dei marker nelle emissioni di particolato da combustione di legna e nel PM presente nell'ambiente. Un marker specifico per la combustione di biomasse è il levoglucosano, che si produce durante la pirolisi della cellulosa.¹ Il potassio è un macro-nutriente di tutte le piante. Il legno contiene lo 0.1-0.8 % di potassio nella propria massa secca. Durante la combustione del legno, il potassio è emesso come marker inorganico. A differenza dei marker organici, che sono specifici della combustione di biomasse o legna, il potassio presente

nell'ambiente ha ulteriori fonti, come ad esempio materiale biologico, polvere del suolo o fuochi d'artificio. Tali fonti devono essere tenute in considerazione nella ripartizione delle fonti basata sulle concentrazioni di potassio nell'ambiente.

Inventario/catasto delle emissioni

L'aggiornamento del catasto delle emissioni per il riscaldamento domestico al momento dell'indagine ha rilevato un numero di circa 14.100 camini collegati a stufe e 200 a boiler per combustibili solidi installati ad Augusta. Questo equivale approssimativamente al 51% di tutti i sistemi di riscaldamento privati. Tuttavia il consumo di legna di circa 26.000 t all'anno in questi bruciatori equivale solo al 2% del fabbisogno di riscaldamento. Le emissioni annuali di particolato fine sono state stimate in circa 42 t.

Misurazioni delle emissioni

Le emissioni da comuni stufe a legna sono state analizzate su un banco di prova. Le condizioni operative sono state variate per rappresentare le abitudini generali da parte degli utilizzatori. Il fattore medio di emissioni di PM₁₀ di 120 mg/MJ che è stato pubblicato dall'Agenzia tedesca per l'ambiente² è stato confermato da queste misurazioni. Le concentrazioni di potassio nel PM utilizzato in questi esperimenti sono state misurate in 78 campioni. La concentrazione osservata andava da 7 a 430 mg di potassio per ogni g di PM emesso. La variabilità dipende molto dalle condizioni in cui brucia la legna. In generale, si può affermare che più lenta è la combustione, minore è la massa di PM emesso e più alta la concentrazione di potassio nel PM emesso. Una combustione incompleta invece porta a emissioni più alte di PM con una concentrazione più alta di composti carboniosi nelle particelle emesse. Considerando tutte le condizioni operative, la concentrazione media di potassio nel PM emesso è stata di 58 mg/g.

Monitoraggio ambientale

Il monitoraggio ambientale di PM₁₀ e marker per la combustione di legna è stato effettuato durante i periodi di accensione del riscaldamento 2006-2007 e 2007-2008. Nel sito di monitoraggio dell'aria caratterizzato da traffico nel centro città (*figura 1*, SP1) dell'Agenzia per l'ambiente della Baviera, sono stati raccolti quotidianamente campioni di PM₁₀ dal 21 dicembre 2006 al 26 marzo 2007 e dal 14 novembre 2007 al 31 marzo 2008. Durante una campagna intensiva di controllo, dal 13 febbraio al 12 marzo 2008, i campioni sono stati raccolti in ulteriori 4 siti all'interno dell'area residenziale e 3 siti nei dintorni (*figura 1*). Uno dei siti di campionamento all'interno della città era collocato sull'edificio più alto di Augusta, la cosiddetta Hotelturn, a 100 m di altezza (SP5). In un periodo di 10 giorni, nel febbraio 2008, sono stati raccolti campioni con un intervallo di 3 ore.

In confronto alla media di lungo termine, entrambi gli inverni sono stati relativamente caldi. Sono stati osservati relativamente pochi periodi con condizioni meteorologiche stabili con scambio di masse d'aria inadeguato (inversioni). Pertanto, sono state osservate concentrazioni moderate di PM₁₀. Nel sito caratterizzato da traffico nel centro della città le concentrazioni medie di PM₁₀ sono state rispettivamente di 32 µg/m³ (dal 21 dicembre 2006 al 26 marzo 2007) e di 37 µg/m³ (dal 14 novembre al 30 marzo 2008). Il valore limite di 50 µg/m³ è stato superato rispettivamente 15 e 25 volte nei periodi monitorati.

Eccettuati i giorni con fuochi d'artificio, le concentrazioni di potassio e levoglucosano hanno mostrato andamenti molto simili (*figura 2*). Entrambi i composti monitorati mostravano concentrazioni molto alte nel PM nell'ambiente. Le massime concentrazioni trovate sono state >0.85 µg/m³ per il potassio e >1.9 µg/m³ per il levoglucosano. È stata osservata

una correlazione molto significativa, con coefficiente di correlazione $R^2 = 0.84$. Dall'analisi di regressione e dalla concentrazione media nota di potassio nelle emissioni, la concentrazione media di levoglucosano nelle emissioni di particolato da combustione di legna ad Augusta è stata calcolata in 126 mg/g. La concentrazione media di potassio da altre fonti, come la combustione di biomasse, può essere stimata dall'intercetta della retta di regressione. Ad Augusta questa concentrazione ambientale di fondo era di 73 ng/m³.

Come è stato osservato in un nostro studio di monitoraggio a lungo termine³, le concentrazioni di idrocarburi policiclici aromatici (IPA) erano strettamente correlate alle concentrazioni di marker per la combustione di legna (figura 3). Per esempio, le massime concentrazioni di benzo(a)pirene (7.4 ng/m³) sono state osservate in giorni con le concentrazioni più alte di potassio e levoglucosano.

Le misurazioni con un intervallo di 3 ore hanno mostrato una netta

variazione intragiornaliera, con alte concentrazioni la sera tardi e la notte e le concentrazioni più basse durante il giorno. Le motivazioni principali di tale riscontro erano da un lato l'incremento di emissioni da combustione di legna la sera, quando le persone sono in casa e accendono il fuoco, dall'altro lato il fatto che durante la notte l'altezza dello strato rimescolato (MLH) si riduce di molto. Con un MLH sotto 150 m in combinazione con una velocità del vento sotto 1 m/s, di notte sono state trovate concentrazioni di levoglucosano fino a 2.2 µg/m³. Nello stesso periodo le concentrazioni di benzo(a)pirene hanno raggiunto 8.4 ng/m³.

La frazione di particelle da combustione di legna nel PM₁₀ nell'ambiente è stata calcolata dalle concentrazioni note di marker nei campioni di emissioni e di PM₁₀ nell'ambiente. Nell'inverno molto mite 2006-2007, la concentrazione di particelle da combustione di legna era in media 2.3 µg/m³ (< 0.1 - 9 µg/m³). Tale dato è coerente con il 72 % (< 0.5

- 15.5%) di PM₁₀ nell'ambiente rilevato nel sito caratterizzato da traffico nel centro città. Nell'inverno 2007-2008, leggermente più freddo, sono state rilevate concentrazioni considerevolmente più alte di particelle derivanti dalla combustione di legna. In media sono stati misurati valori di 3.4 µg/m³ (< 0.1 - 14 µg/m³). Tale dato è coerente con il 9.2% (< 0.5 - 21.8%) del PM₁₀ nell'ambiente.

Le concentrazioni più elevate sono state osservate durante condizioni meteorologiche di inversione. È stato rilevato un impatto sproporzionatamente elevato delle fonti, essenzialmente locali, di combustione di legna. Ciò significa che più alta era la concentrazione di PM₁₀, più alta era la frazione di PM da combustione di legna. Così, nei giorni in cui è stato superato il valore limite di 50 µg/m³ di PM₁₀, la frazione di PM da combustione di legna era in media dell'11.3%, contro il 7.5% degli altri giorni.

Riguardo al carico di particelle da combustione di legna, gli otto siti osservati durante la campagna intensiva

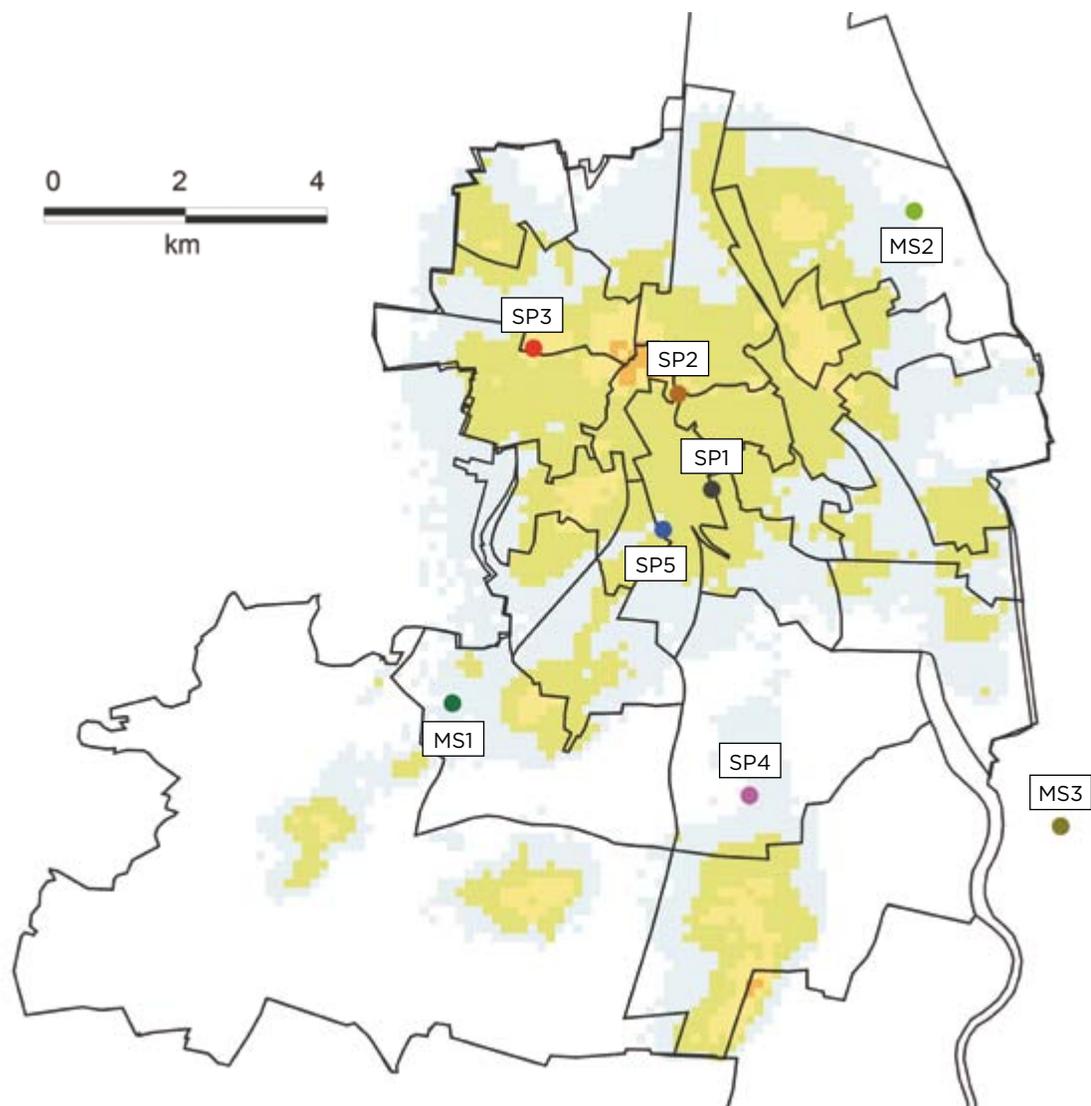


FIG. 1
EMISSIONI
DI PM₁₀ DA LEGNA

Concentrazione media di PM₁₀ da combustione di legna calcolata dalle emissioni nella città di Augusta durante il periodo di riscaldamento 2007-2008.

Carico di emissioni addizionali in µg/m³ durante il periodo di riscaldamento in una cella di calcolo (128 m x 128 m)

- 0,5 - 1,0
- 1,0 - 2,0
- 2,0 - 3,0
- 3,0 - 3,5

di monitoraggio del 2008 potevano essere divisi in tre gruppi. Le concentrazioni più basse ($1.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ in media) sono state trovate nelle stazioni di fondo. Queste sono la Hotelturn (SP5) e i siti al di fuori delle aree residenziali (MS1 - MS3) quando sono sopravento rispetto alla città. Durante condizioni meteo di inversione, sono state registrate nel centro città concentrazioni più alte di $3 - 5.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (media $5.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$) rispetto alle concentrazioni di fondo. Le concentrazioni più alte sono state registrate in un'area residenziale con una

densità relativamente alta di stufe a legna. Sono state registrate medie massime giornaliere di $9 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Questo valore era circa doppio rispetto a quello registrato durante i fenomeni di inversione negli altri siti all'interno della città.

Le misurazioni a intervalli di 3 ore hanno mostrato concentrazioni molto alte di particelle da combustione di legna durante le notti con bassa velocità del vento (figura 4). I picchi di concentrazione hanno raggiunto i $17 \mu\text{g}/\text{m}^3$ nel periodo dalle ore 21 alle 24. Le più alte frazioni, fino al 25%, sono state registrate nelle prime

ore del mattino (dalle 3 alle 6). Come è stato registrato per i campioni sulle 24 ore, sono state registrate elevate correlazioni di marker da combustione di legna e IPA. Ma durante i giorni con velocità del vento (e MLH) bassa, diversamente dai marker di combustione di legna, gli IPA hanno mostrato la seconda massima concentrazione nelle ore del mattino (dalle 9 alle 12). Basandosi sulle nostre misurazioni, alla domanda su quali fonti contribuiscono a queste concentrazioni elevate di IPA nelle ore mattutine non può essere data una risposta inequivocabile.

FIG. 2
MONITORAGGIO
DI MARKER

Concentrazioni di marker inorganici e organici per la combustione di biomasse nel sito di campionamento centrale (SP1) di Augusta, inverno 2007-2008.

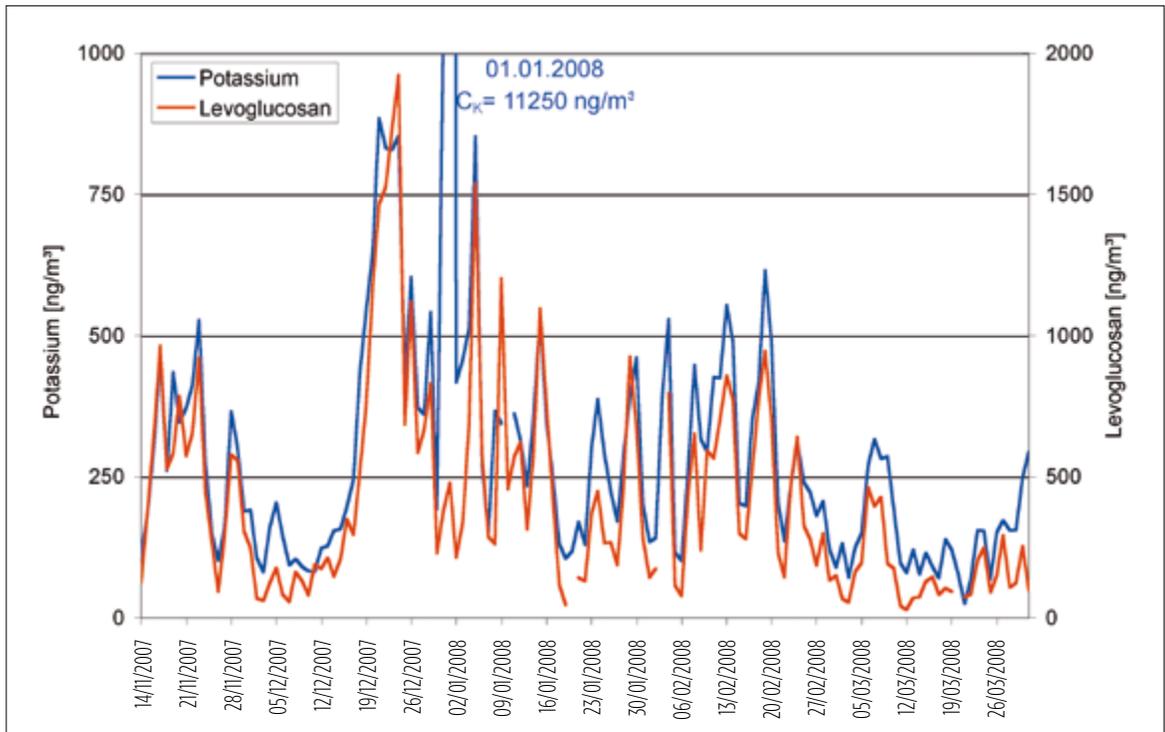
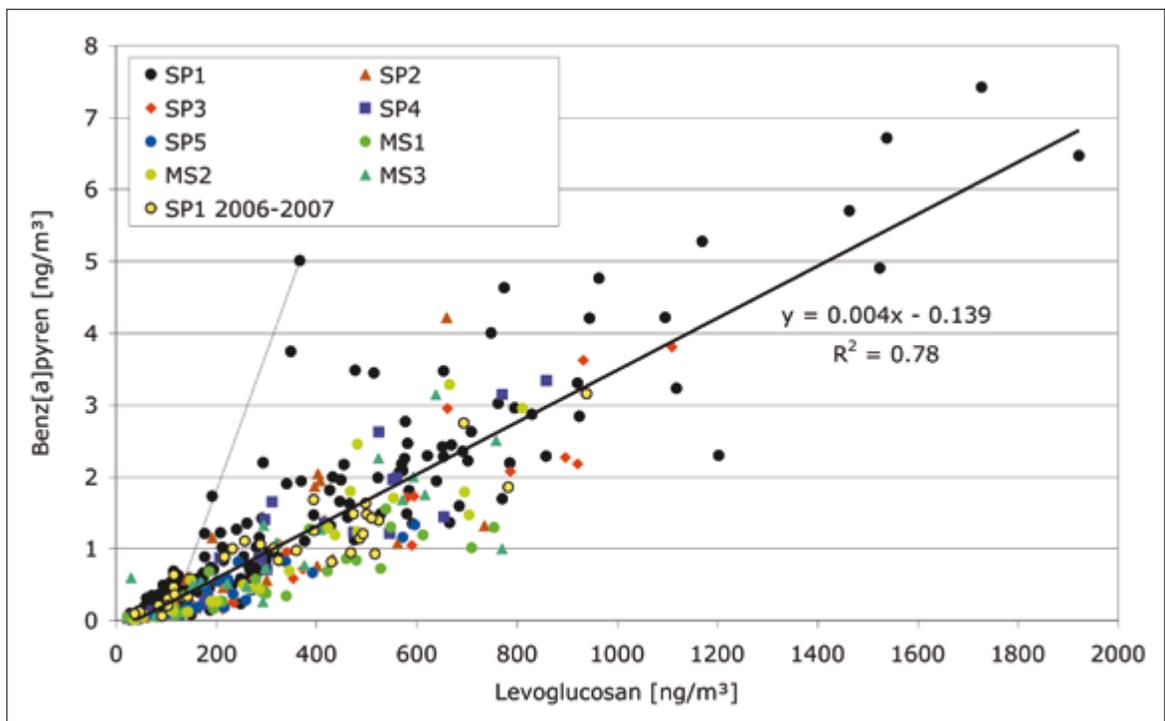


FIG. 3
CORRELAZIONE
MARKER/IPA

Correlazione delle concentrazioni del marker organico per la combustione di biomasse levoglucosano e di benzo(a)pirene nei siti di campionamento in entrambi gli inverni di indagine.



L'analisi di marker caratteristici di altre fonti suggerisce che possa avere un impatto determinante il traffico delle ore di punta della mattina. Tale influenza non è però stata riscontrata nel pomeriggio, quando la densità di traffico (e la concentrazione di marker misurata) era a livelli simili delle ore mattutine.

Modellazione della dispersione

Il carico aggiuntivo di PM_{10} da emissioni derivanti dalla combustione residenziale di legna è stato analizzato anche tramite il calcolo della dispersione (LASAT). A tale scopo, sono state raccolte le emissioni totali registrate da tutti gli spazzacamini nell'area urbana.⁴ Sono stati determinati diversi tipi di utilizzo addizionali di queste stufe. Per ogni area di attività degli spazzacamini è stata calcolata una serie temporale di emissioni medie. Attraverso questa, le emissioni totali sono state distribuite statisticamente negli spazi abitati mostrati nella mappa.

In tal modo si è ottenuta una mappa sfumata, in contrasto con la realtà connessa alla risoluzione locale delle fonti di emissione.

Le immissioni modellate sono state disperse nell'area di indagine (griglia di calcolo, larghezza 128 m) con riferimento alla serie temporale di emissioni specifiche nell'area di attività dello spazzacamino e alla meteorologia utilizzata (DWD o LfU). Il massimo carico addizionale derivante da impianti di combustione di legna all'interno della città, in una singola cella di calcolo (128 m x 128 m) è stato di $3.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ in media durante il periodo di riscaldamento (15 ottobre 2007 – 31 marzo 2008). Tale cella si trova nell'area di attività dello spazzacamino con la più alta concentrazione di bruciatori e uno sviluppo residenziale con un'alta percentuale di case a schiera. In 8 celle (circa l'1% dell'area urbana) il carico aggiuntivo è stato maggiore di $5.0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ nella media del periodo di riscaldamento.

Il valore medio del periodo di riscaldamento di tutte le celle contenenti case è di $1.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Circa il 31% dell'area urbana presenta carichi aggiuntivi di più di $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Il forte effetto dell'intensità delle precipitazioni e della direzione del vento sull'immissione può essere mostrato dal confronto dei risultati di calcolo riguardanti i dati meteorologici di DWD e LfU. Con i dati meteorologici da LfU è stata trovata una correlazione migliore tra le serie temporali dell'immissione al momento del monitoraggio e il calcolo della dispersione, rispetto ai dati da DWD, specialmente con velocità del vento di 2 m/s e superiori. Con vento inferiore ai 2 m/s, il forte effetto locale di una fonte di emissione non è così bene riflessa a causa della relativamente ampia griglia di calcolo (128 m).

Condizioni significative di contorno sono la densità locale di bruciatori (insieme al livello di avanguardia degli stessi) nell'area di indagine, la posizione rispetto all'input atmosferico di immissione dall'esterno e la meteorologia. Perciò in altre aree di indagine sono possibili altri risultati quantitativi, dipendenti dal carico locale di emissioni e dalla condizione meteorologica. A carico di emissioni costante, sono possibili variazioni di fattore 2 o 3 rispetto a condizioni di dispersione atmosferica da molto buona a pessima.

Il risultato generale è che le emissioni hanno effetti principalmente negli immediati dintorni della fonte di emissione e perciò generano la massima concentrazione di immissione con condizioni di dispersione pessima.

Provvedimenti proposti

Per stimare gli effetti di diversi provvedimenti misure sulle concentrazioni di PM_{10} e sugli sforamenti del valore limite, sono

stati elaborati modelli di calcolo per diversi scenari per il periodo di riscaldamento 2007-2008. Sono stati considerati 4 scenari. Nello scenario A non era autorizzata alcuna emissione da stufe a legna all'interno di Augusta, nello scenario B le emissioni da stufe all'interno di Augusta sono state ridotte al 50%, nello scenario C tutte le emissioni da combustione di legna sono state ridotte al 50% e nello scenario D non era ammessa alcuna particella da combustione di legna. Nel sito caratterizzato da traffico nel centro della città (SP1), le concentrazioni medie di PM_{10} ($36 \mu\text{g}/\text{m}^3$) si sarebbero ridotte di $1.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (scenario A), $0.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (scenario B), $1.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (scenario C) o $3.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (scenario D). Il numero di giorni con sforamento del valore limite di PM_{10} di $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ si sarebbe ridotto rispettivamente di 3, 1, 3 o 9 giorni.

Jürgen Schnelle-Kreis¹, Robert Kunde², Gerhard Schmöckel³, Gülcin Abbaszade¹, Matthias Gaderer^{2,6}, Bernhard Dobmeier, Jürgen Diemer³, Ralf Zimmermann^{1,4,5}

1. Helmholtz Zentrum München, Centro di ricerca tedesco su salute e ambiente.
2. ZAE Bayern, Centro per la ricerca applicata sull'energia della Baviera
3. LfU, Agenzia per l'ambiente della Baviera
4. Bifa, Istituto per l'ambiente
5. Università di Rostock
6. Technische Universität München, docente di Sistemi energetici

Traduzione di Stefano Folli

NOTE

1. Simoneit, B.R.T., *Biomass burning - A review of organic tracers for smoke from incomplete combustion*, Applied Geochemistry, 2002. 17(3), p. 129-162.
2. Struschka, M., et al., *Ermittlung und Evaluierung der Feinstaubemissionen aus Kleinf Feuerungsanlagen im Bereich der Haushalte und Kleinverbraucher sowie Ableitung von geeigneten Maßnahmen zur Emissionsminderung*, in UBA-Texte 41/03, Umweltbundesamt, Editor. 2003, Berlin.
3. Schnelle-Kreis, J., et al., *Semi volatile organic compounds in ambient $PM_{2.5}$. Seasonal trends and daily resolved source contributions*, Environmental Science & Technology, 2007. 41(11), p. 3821-3828.
4. Al momento dell'indagine, in Germania vigeva l'obbligo di fare controllare periodicamente il proprio impianto a uno spazzacamino, che non poteva essere scelto liberamente ma era definito in base alla zona di residenza. Ogni spazzacamino aveva quindi una propria area di attività. Questo ha facilitato la raccolta di dati georeferenziati relativi alle emissioni registrate. (*Ndr*)

FIG. 4
CAMPAGNA
INTENSIVA
DI CONTROLLO

Concentrazione di PM_{10} da particelle derivanti da combustione di legna nel sito di campionamento centrale (SP1). Misurazioni a intervalli di 3 ore.

