

STIMA DELLE EMISSIONI DI NH₃ CON L'USO DI MODELLI A DISPERSIONE

Marco Carozzi^{1*}, Rossana Monica Ferrara², Gianfranco Rana², Marco Acutis¹

¹ Dipartimento di Produzione Vegetale - Università degli Studi di Milano, via Celoria 2, 20133, Milano

² CRA – SCA, Unità di ricerca per i sistemi colturali degli ambienti caldo-aridi, via Ulpiani 5, 70125, Bari

*marco.carozzi@unimi.it

Riassunto

Il problema ambientale e gestionale della volatilizzazione di ammoniaca (NH₃) ricopre un ruolo sostanziale a causa dell'effetto negativo di tale gas su suolo, acque e stato nutrizionale delle colture. La misura dei flussi di NH₃ a scala di campo è resa difficoltosa dalla rapidità di reazione in atmosfera della molecola. In questo lavoro viene presentata una metodologia per quantificare i rilasci di NH₃ a scala di campo basata sull'impegno di modelli a dispersione. Questi modelli sono in grado di caratterizzare il trasporto degli inquinanti in atmosfera sulla base della misura della turbolenza atmosferica ad alta frequenza e sulla misura delle concentrazioni del gas in analisi con campionatori a diffusione passiva a lunga esposizione. La durata dell'esposizione dei campionatori ed il suo effetto sulla stima del flusso è stata discussa attraverso una prova di campo con spandimento superficiale di liquame bovino.

Parole chiave

Ammoniaca, emissioni, modelli a dispersione, liquame

Introduzione

La quantificazione delle emissioni di ammoniaca (NH₃) a scala di campo risulta complessa soprattutto a causa della natura reattiva della molecola (Yokelson *et al.*, 2003). Da circa un ventennio differenti tecniche sono state studiate al fine di rendere attendibile la misura; esse differiscono per sensibilità, selettività, velocità nella misura, complessità e costo (Harper and Sharpe, 1998). Con l'affinamento delle tecniche di misura, in grado di interpretare in maniera sempre più accurata la dinamica delle emissioni, l'impiego di modelli empirici o semi-empirici per lo studio di questo fenomeno sono andati pari passo sviluppandosi. Tra questi, i modelli a dispersione risultano una metodologia efficiente e a basso costo (Flesch *et al.*, 2004). I modelli a dispersione possono essere impiegati a diverse scale spaziali e con sorgenti dalla geometria complessa. Il principale vantaggio è quello di poter stimare le emissioni sulla base della misura delle concentrazioni del gas in un punto e sulla conoscenza della turbolenza atmosferica. L'accuratezza nei risultati è l'espressione di come vengono misurate le concentrazioni, i parametri della turbolenza atmosferica e di come il modello è in grado di mimare la dispersione.

In questo studio viene presentato ed applicato il modello a dispersione proposto da Flesch *et al.* (2004) nella versione di "WindTrax", tramite l'utilizzo di misuratori passivi di NH₃, esposti a differenti intervalli di tempo.

Materiali e Metodi

La prova sperimentale è stata condotta a Landriano (PV) dal 6 al 13 aprile 2011 in un arativo di 4.3 ha a tessitura franca, pH 6.4, contenuto idrico iniziale di 0.21 m³ m⁻³ e coperto da una ricrescita di loiessa (*Lolium multiflorum Lam.*) di 10 cm di altezza. Nella data del 7 aprile, ore 8:00, è stato distribuito superficialmente del liquame bovino con piatto deviatore, in ragione di 109 kg N-NH₃ ha⁻¹. Lo stesso liquame è stato incorporato a circa 30 ore dallo spandimento con erpicatura a dischi, a 25 cm di profondità.

Le misure di concentrazione di NH₃ sono state ottenute tramite l'utilizzo dei campionatori passivi ALPHA (Adapted Low-cost Passive High Absorption; Tang *et al.*, 2001) usati in triplice replica e posizionati al centro del campo indagato (concentrazione *C*) e a circa 600 m lontano da fonti conosciute di NH₃ per misurare la concentrazione ambientale (*C*_{bgd}). I campionatori sono in grado di misurare concentrazioni di NH₃ da 1 µg m⁻³ a oltre 1 mg m⁻³. Questi sono stati esposti ad una altezza di 1.25 m dalla superficie del suolo e sostituiti giorno e notte con una frequenza di 12 ore. Durante le ore diurne della giornata dello spandimento e la successiva, per studiare l'effetto del numero di ore di esposizione sulle emissioni, sono stati impiegati, affiancati ai primi, ulteriori campionatori con una frequenza di sostituzione di 2 ore. Lo stato turbolento della bassa atmosfera è stato monitorato con un anemometro ad ultrasuoni (Gill-R2, Gill Instruments Ltd, UK) posto al centro del campo ed operante ad una frequenza di 10 Hz. Esso è in grado di fornire i quattro parametri necessari ai modelli a dispersione e descrittivi dello stato turbolento dell'atmosfera: la direzione del vento (WD; gradi N), la velocità di frizione (*u*_{*}; m s⁻¹), l'altezza dello strato di rimescolamento (*L*; m) e la lunghezza di rugosità (*z*₀; m).

I modelli a dispersione vengono solitamente utilizzati per stimare la concentrazione di un gas in un punto dello spazio, conoscendo le caratteristiche dell'atmosfera e la geometria e l'entità di una sorgente. In questo studio il modello a dispersione *Lagrangiano* WindTrax (Flesch *et al.*, 2004), è stato impiegato in maniera inversa: sulla base delle misure di concentrazione del gas e della turbolenza atmosferica, sono state stimate le emissioni di NH₃ (*S*; ng m⁻² s⁻¹) dalla superficie del campo in esame. Il modello infatti, in base ai parametri dello stato turbolento è in grado di formulare un coefficiente di trasferimento (*D*; s m⁻¹) il quale, in relazione alla concentrazione misurata nel campo (*C*; µg m⁻³) e a quella ambientale (*C*_{bgd}; µg m⁻³), permette di ottenere i flussi (*S*):

$$S = (C - C_{bgd}) \times D^{-1}$$

Le ipotesi alla base di questa metodologia sono che il gas sia conservativo nella scala spaziale considerata, ovvero non reagisca prima che venga campionato e che il flusso emissivo sia spazialmente omogeneo (Loubet *et al.*, 2010).

Risultati e Discussione

I risultati delle emissioni ottenute durante il giorno dello spandimento del liquame ed il successivo, confrontando la diversa frequenza di sostituzione dei campionatori passivi, a 2 ore e a 12 ore, sono presentati nel grafico di Figura 1. Nonostante la differenza negli andamenti diurni delle due

curve descritte, entrambe le misure hanno determinato una perdita di 27 kg N-NH₃ ha⁻¹ nel periodo considerato. La frequenza di sostituzione a 2 ore ha permesso di apprezzare l'andamento temporale del fenomeno in maniera più accurata, delineando picchi di emissione e periodi con assenza delle stesse, come ad inizio dello spandimento (ore 8:00 – 10:00 del 7/4/2011) e ad inizio dell'incorporazione (ore 12:00 circa del 7/4/2011). L'andamento dei flussi con il cambio a 12 ore presenta invece un andamento generalmente più attenuato e mostra emissioni più consistenti soprattutto nel periodo nel quale non sono state rilevate dai cambi a 2 ore (ore 8:00 – 10:00 del 7/4/2011).

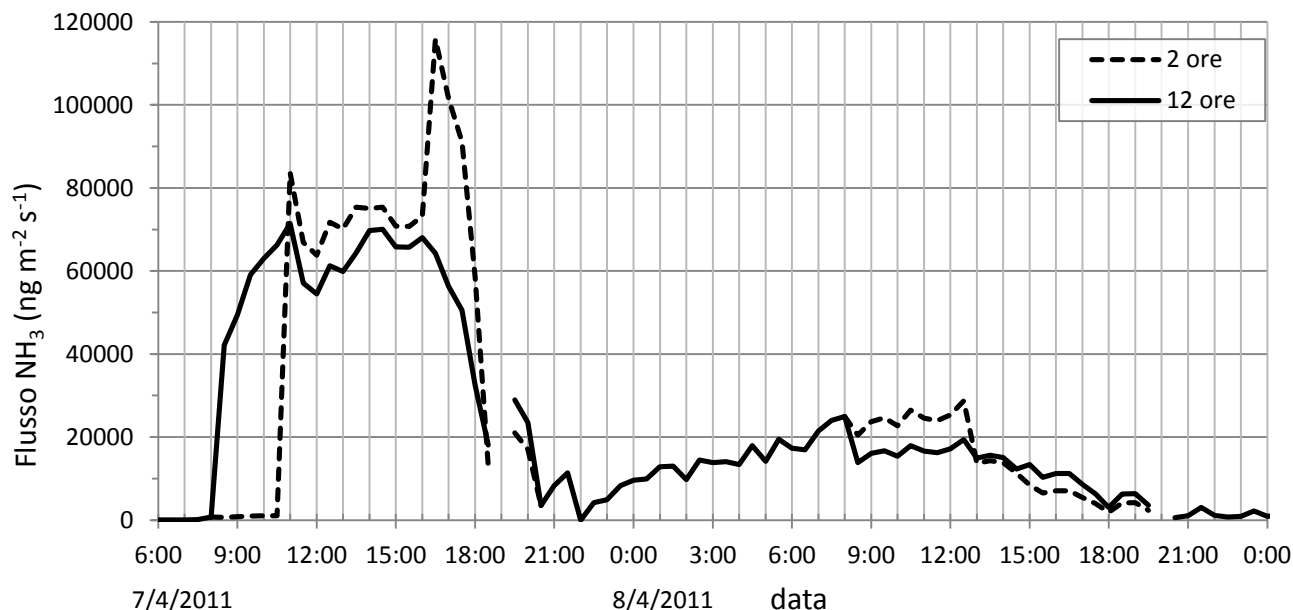


Figura 1: Flussi di NH₃ durante la giornata dello spandimento di liquame al campo (7/4/2011) e quella successiva, ottenuti con il modello a dispersione WindTrax. La linea tratteggiata mostra le emissioni durante le ore diurne delle giornate dello spandimento e la successiva, ottenute parametrizzando il modello con valori di concentrazione cumulata ogni 2 ore; la linea piena riporta i flussi ottenuti con concentrazioni cumulate ogni 12 ore.

Conclusioni

L'impiego dei modelli a dispersione per l'interpretazione dei flussi, accoppiati all'utilizzo del sistema a diffusione passiva, si è rivelata una metodologia complessivamente semplice ed economica. La frequenza di sostituzione dei campionatori a lunga esposizione durante questa sperimentazione non ha mostrato evidenti effetti sul quantitativo di azoto perso sotto forma di NH₃, nonostante la sostituzione ogni 2 ore permetta di osservare in maniera più accurata la dinamica del fenomeno. E' da valutare l'utilizzo della frequenza di sostituzione a 2 ore con bassi livelli di emissione di NH₃. Il confronto tra questa tecnica con strumenti di misura diretta dei flussi si rende necessario per validare i risultati ottenuti.

Bibliografia

Flesch, T. K., J. D. Wilson, L. A. Harper, B. P. Crenna, R. R. Sharpe, 2004: Deducing Ground-to-Air Emissions from

Observed Trace Gas Concentrations: A Field Trial. *J. Appl. Meteor.*, 43, 487–502.
 Harper, L.A., Sharpe, R.R., 1998. Atmospheric ammonia: issues on transport and nitrogen isotope measurement. *Atmos. Environ.* 32, 273–277.
 Loubet B., Gérmont S., Ferrara R., Bedos C., Decuq C., Personne E., Fanucci O., Durand B., Rana G., Cellier P., 2010. An inverse model to estimate ammonia emissions from fields. *European J. of Soil Science*, 61, 5, 793–805.
 Tang, Y.S., Cape, J.N. and Sutton, M.A., 2001. Development and Types of Passive Samplers for Monitoring Atmospheric NO₂ and NH₃ Concentrations. In *Proceedings of the International Symposium on Passive Sampling of Gaseous Pollutants in Ecological Research*. The Scientific World, 1, 513-529.
 Yokelson R. J., Christian T. J., Bertschi I. T., Hao W. M., 2003. Evaluation of adsorption effects on measurements of ammonia, acetic acid and methanol. *J. Geophys. Res.*, 108, 46-49.