

Sezione Speciale: Progetto LIFE FUTMON

“Il Monitoraggio Forestale nel Progetto FUTMON: Risultati e Applicazioni di Ricerca”

Guest Editor: Luca Salvati (CRA-RPS, Roma)

Stato ed evoluzione temporale della composizione chimica delle deposizioni atmosferiche nelle aree forestali della rete CONECOFOR

Aldo Marchetto* ⁽¹⁾, Silvia Arisci ⁽¹⁾, Gabriele A Tartari ⁽¹⁾, Raffaella Balestrini ⁽²⁾, Danilo Tait ⁽³⁾

(1) CNR Istituto per lo Studio degli Ecosistemi, l.go Tonolli 50, Verbania Pallanza (Italy); (2) CNR Istituto di Ricerca sulle Acque, v. della Mornera 22, Brugherio (MB - Italy); (3) APPA Bolzano, Laboratorio biologico, v. Sottomonte 2, Laives (BZ - Italy) - *Corresponding Author: Aldo Marchetto (g.a.marchetto@libero.it).

Abstract: Current state and temporal evolution of the chemical composition of atmospheric depositions in forest areas of the CONECOFOR network. Since 1997, atmospheric deposition was sampled and analyzed in the permanent plots of the Italian network for the evaluation of forest health (CONECOFOR), under the coordination of the Italian Forest Service. This paper presents the results of the activity carried out in 2009, when the EU-funded LIFE+ “FutMon” project allowed to extend the sampling network to 22 sites. Long-term trends will also be evaluated for the sampling sites with the longest time series. The sampling of open field bulk deposition was performed in a clearance close to the CONECOFOR permanent plots, while throughfall deposition and stemflow (in beech stand, only) were sampled in the plot. Deposition samples were collected weekly and sent to the laboratories, where they were analyzed for pH, conductivity, major ions, and total carbon and nitrogen. Most measured variables showed a strong geographical gradient. For example, nitrogen deposition was relatively high in the Po plain (where the emissions of nitrogen oxides and ammonia are the highest) and surrounding hills, reaching 10-20 kgN ha⁻¹ y⁻¹ in the open field and 13-25 kgN ha⁻¹ y⁻¹ in the throughfall. Sulphate deposition also showed a marked geographical gradient. Deposition of marine aerosol also had an important impact on the chemical composition of atmospheric deposition in Italy, together with the episodic deposition of Saharan dust, which showed a marked gradient, with highest values in the southernmost plots. Trend analysis was carried out on 10 sites running since the beginning of the program. A general negative trend in sulphate concentration was detected, paralleled in most plots by a positive trend in deposition pH, in good agreement with the strong reduction in the emission of sulphur dioxide recorded in the last decades. Nitrogen concentration also showed a significant decrease in some plots. The total deposition of nitrogen exceeded critical loads in seven permanent plots.

Keywords: Forests, Atmospheric Deposition, Nitrogen, Trend, Sulphate

Received: Apr 08, 2013; Accepted: Jan 08, 2014; Published online: Apr 30, 2014

Citation: Marchetto A, Arisci S, Tartari GA, Balestrini R, Tait D, 2014. Stato ed evoluzione temporale della composizione chimica delle deposizioni atmosferiche nelle aree forestali della rete CONECOFOR. *Forest@* 11: 72-85 [online 2014-04-22] URL: <http://www.sisef.it/forest@/contents/?id=efor1003-011>

Introduzione

Lo studio della chimica delle deposizioni atmosferiche costituisce una parte di un più ampio programma nazionale di monitoraggio (CONECOFOR, Programma Nazionale Integrato per il Controllo degli Ecosistemi Forestali), avviato in Italia nel 1995, all'in-

terno del programma cooperativo internazionale sull'effetto dell'inquinamento atmosferico sulle foreste (ICP Forests), attivo nell'ambito delle misure di applicazione della Convenzione sul trasporto transfrontaliero a lunga distanza degli inquinanti (Convenzione di Ginevra), sotto l'egida della Commissio-

Tab. 1 - Attività di monitoraggio delle deposizioni atmosferiche attive nelle diverse aree permanenti.

| Codice | Nome | Quota (m s.l.m.) | Specie | Tipo di campionamento | | | | |
|---------|------------------------|---------------------|--------------------------------------|-----------------------|-----------------|-----------------|------|-----|
| | | | | Cielo aperto | Sotto chioma | Lungo tronco | Neve | Wet |
| 01 ABR1 | Selva Piana (AQ) | 1500 | <i>Fagus sylvatica</i> | + | + | + | + | - |
| 03 CAL1 | Piano Limina (RC) | 915 | <i>Fagus sylvatica</i> | + | + | + | + | - |
| 04 CAM1 | Serra Nuda (SA) | 1200 | <i>Fagus sylvatica</i> | + | + | + | + | - |
| 05 EMI1 | Boschi Carrega (PR) | 200 | <i>Q. petraea</i> , <i>Q. cerris</i> | + | + | - | - | + |
| 08 FRI2 | Tarvisio (UD) | 820 | <i>Picea abies</i> | + | + | - | + | + |
| 09 LAZ1 | Monte Rufeno (VT) | 690 | <i>Quercus cerris</i> | + | + | - | - | + |
| 10 LOM1 | Val Masino (SO) | 1190 | <i>Picea abies</i> | + | + | - | + | - |
| 11 MAR1 | Roti (MC) | 775 | <i>Quercus cerris</i> | + | + | - | - | - |
| 12 PIE1 | Val Sessera (BI) | 1150 | <i>Fagus sylvatica</i> | + | + | + | + | + |
| 13 PUG1 | Foresta Umbra (FG) | 800 | <i>Fagus sylvatica</i> | + | + | + | + | - |
| 14 SAR1 | Marganai (CA) | 700 | <i>Quercus ilex</i> | + | + | - | - | - |
| 15 SIC1 | Ficuzza (PA) | 940 | <i>Quercus cerris</i> | + | + | - | - | - |
| 16 TOS1 | Colognole (LI) | 150 | <i>Quercus ilex</i> | + | + | - | - | - |
| 17 TRE1 | Passo Lavazè (TN) | 1800 | <i>Picea abies</i> | + | + | - | + | - |
| 19 VAL1 | La Thuile (AO) | 1740 | <i>Picea abies</i> | + | + | - | + | - |
| 20 VEN1 | Pian di Cansiglio (TV) | 1100 | <i>Fagus sylvatica</i> | + | + | + | + | - |
| 21 ABR2 | Rosello (CH) | 960 | <i>Q. cerris</i> , <i>A. alba</i> , | + | + | - | + | - |
| 22 LAZ2 | Monte Circeo (LT) | 190 | <i>Quercus ilex</i> | + | + | - | - | - |
| 25 TOS2 | Cala Violina (GR) | 30 | <i>Quercus ilex</i> | + | + | - | - | - |
| 27 BOL1 | Renon (BZ) | 1740 | <i>Picea abies</i> | + | + | + | + | + |
| 30 PIE3 | Alpe Devero (VB) | 1860 | <i>Larix decidua</i> | + | + | - | + | + |
| 31 VEN2 | Bosco Fontana (MN) | 25 | <i>Q. cerris</i> , <i>Q. robur</i> | + | + | - | - | - |

ne Economica per l'Europa delle Nazioni Unite.

Lo scopo principale di tale programma è di studiare gli effetti dell'inquinamento atmosferico e dei cambiamenti climatici sulle condizioni degli ecosistemi forestali italiani, attraverso un approccio di tipo ecologico.

Le indagini sulla chimica delle deposizioni atmosferiche, mirano a valutare l'apporto di ioni depositati dall'atmosfera alla vegetazione e le modifiche della composizione chimica delle deposizioni a contatto con la vegetazione e con le sostanze su di essa depositate. Infatti è ben noto come alcuni componenti delle deposizioni atmosferiche, ed in particolare i composti dell'azoto, possano influenzare la crescita e la salute degli alberi (Vitousek et al. 1997) o aumentarne la sensibilità agli stress ambientali (Braun et al. 2003).

A tal fine sono considerate diverse tipologie di deposizioni: a cielo aperto, sottochioma e lungo il tronco. In alcune aree, sono inoltre campionate le acque di ruscellamento superficiale, al fine di valutare gli effetti dell'interazione fra deposizioni atmosferiche, chiome e suolo (Lovett & Lindberg 1993, Crockford

& Richardson 2000). Un ulteriore obiettivo è la valutazione dell'evoluzione delle caratteristiche chimiche delle deposizioni e dei flussi di ioni al suolo.

Il presente lavoro illustra e discute i risultati conseguiti nelle ventidue stazioni di prelievo attive nel 2009 (Tab. 1, Fig. 1), anno in cui l'attività si è svolta nell'ambito del progetto LIFE+ FutMon (*Further Development and Implementation of an EU-level Forest Monitoring System*) co-finanziato dall'Unione Europea, e discute l'evoluzione temporale delle deposizioni atmosferiche utilizzando i dati delle 10 stazioni CO-NECOFOR attive da più di dieci anni. Vengono inoltre discusse le differenze nella composizione chimica delle deposizioni atmosferiche legate alla collocazione geografica delle singole stazioni, e gli effetti della variabilità climatica interannuale.

Materiali e metodi

Le indagini sulla chimica delle deposizioni atmosferiche nel 2009 sono state condotte in 22 aree permanenti distribuite su tutto il territorio nazionale e rappresentative delle principali biocenosi forestali. Sei aree sono caratterizzate dalla biocenosi forestale

più estesa nell'Italia peninsulare, la faggeta (*Fagus sylvatica*), tipico bosco montano di latifoglie caducifoglie degli Appennini Centro-Meridionali e della fascia prealpina. Seguono i boschi esclusivamente alpini di aghifoglie sempreverdi ad abete rosso (*Picea abies*, 5 aree), le leccete e le cerrete appenniniche e insulari (*Quercus ilex*, 4 aree e *Quercus cerris*, 3 aree) e un bosco alpino di larice (*Quercus larix*). Delle tre aree rimanenti, EMI1 è caratterizzata da boschi pianiziali a cerro e rovere (*Quercus cerris*, *Q. petraea*) tipici delle grandi pianure alluvionali, VEN2 è un bosco misto con prevalente dominanza di *Quercus robur*, *Quercus cerris* e *Carpinus betulus* e ABR2 è un bosco misto di abete bianco (*Abies alba*) e cerro (Fig. 1).

La maggior parte dei siti di campionamento è situata in zone collinari o di montagna a un'altitudine compresa tra i 500 e i 1860 m (Tab. 1). Le aree che si trovano a un'altitudine inferiore sono EMI1 e VEN2 situate nella Pianura Padana e LAZ2, TOS2 e TOS1 situate in zone costiere. Il clima delle aree, alla luce delle notevoli differenze latitudinali e altitudinali, è ovviamente diverso: nella maggior parte dei casi le precipitazioni annue nel 2009 hanno oscillato tra 1000 e 1500 mm, ma in due aree (TOS2 e VAL1) sono risultate inferiori a 700 mm e in 4 aree hanno superato i 1800 mm (Tab. 2).

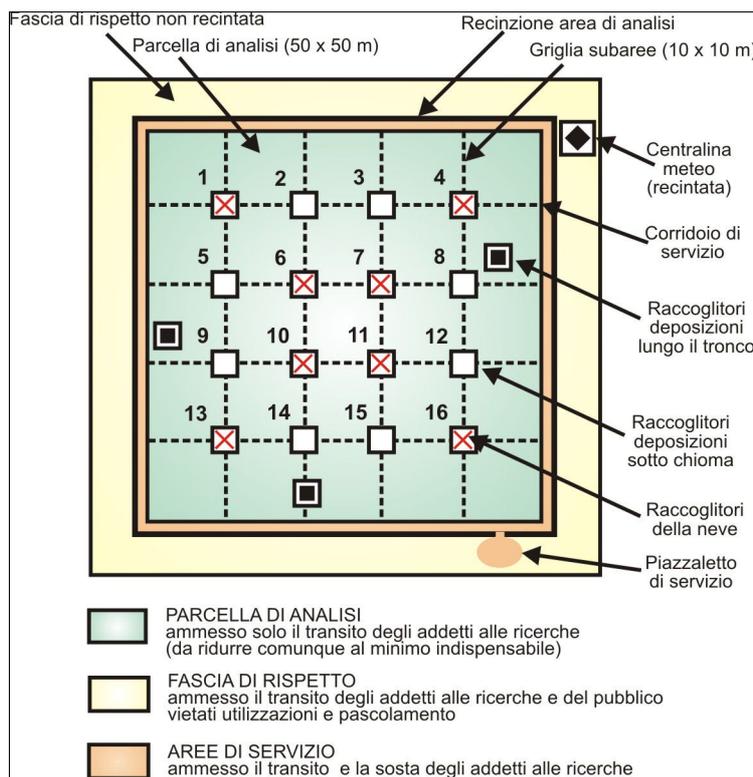
Nel programma CONECOFOR, le aree permanenti sono state scelte all'interno di zone forestali caratterizzate da un buon livello di omogeneità ecologica e biocenotica del



Fig. 1 - Collocazione delle aree permanenti per lo studio della chimica delle deposizioni atmosferiche e indicazione delle principali specie dominanti.

Tab. 2 - Precipitazione e concentrazioni medie ponderate sui volumi di alcuni ioni nelle aree CONECOFOR nel 2009. Campioni a cielo aperto. (SO_4^*): solfati corretti per il contributo marino.

| Cielo aperto | Precipitazione mm | pH | NH_4^+ | NO_3^- | SO_4^* | Ca + Mg |
|--------------|-------------------|-----|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|
| | | | $\mu\text{eq l}^{-1}$ | $\mu\text{eq l}^{-1}$ | $\mu\text{eq l}^{-1}$ | $\mu\text{eq l}^{-1}$ |
| ABR1 | 1311 | 5.7 | 18 | 18 | 22 | 69 |
| ABR2 | 1511 | 5.5 | 20 | 17 | 20 | 68 |
| BOL1 | 1022 | 5.7 | 23 | 18 | 12 | 23 |
| CAL1 | 1892 | 5.5 | 13 | 11 | 25 | 72 |
| CAM1 | 1220 | 5.8 | 14 | 16 | 35 | 75 |
| EMI1 | 938 | 5.7 | 49 | 36 | 21 | 33 |
| FRI2 | 1798 | 5.7 | 18 | 17 | 13 | 54 |
| LAZ1 | 1098 | 5.8 | 17 | 25 | 21 | 74 |
| LAZ2 | 1081 | 5.9 | 17 | 29 | 33 | 153 |
| LOM1 | 1570 | 5.6 | 25 | 17 | 14 | 23 |
| MAR1 | 991 | 5.6 | 19 | 26 | 21 | 63 |
| PIE1 | 2051 | 5.2 | 26 | 23 | 14 | 12 |
| PIE3 | 1424 | 5.2 | 21 | 19 | 11 | 11 |
| PUG1 | 1717 | 5.1 | 11 | 16 | 21 | 58 |
| SAR1 | 936 | 5.7 | 41 | 21 | 22 | 103 |
| TOS1 | 1033 | 5.6 | 16 | 24 | 21 | 65 |
| TOS2 | 659 | 5.5 | 16 | 27 | 26 | 89 |
| TRE1 | 950 | 5.7 | 17 | 15 | 11 | 31 |
| VAL1 | 626 | 5.6 | 24 | 25 | 16 | 60 |
| VEN1 | 2341 | 5.6 | 30 | 18 | 17 | 26 |
| VEN2 | 821 | 6.3 | 73 | 39 | 27 | 41 |



sito e da una superficie circostante omogenea di 10-100 ettari. Ogni area permanente è costituita da due parcelle sperimentali adiacenti e separate, di forma quadrata (50 x 50 m): un'area in cui vengono effettuate tutte le misure e un'area di controllo.

La maggior parte dei campionatori delle deposizioni atmosferiche sono collocati nella parcella di analisi (Fig. 2): 16 campionatori di deposizione sotto-chioma (Fig. 3) in tutte le aree e, solo nelle faggete, 3 o 4 campionatori per le precipitazioni che scorrono lungo il tronco (Fig. 4). Altri 3 campionatori sono installati a cielo aperto, cioè in una radura prossima all'area permanente o su una torretta, in modo da rac-



Fig. 3 - Campionatore di deposizione totale.

cogliere la deposizione atmosferica senza che questa abbia interagito con le chiome degli alberi. Nelle aree di saggio in cui gran parte della deposizione avviene sotto forma di neve, durante l'inverno e la primavera vengono esposti 8 campionatori specifici (Fig. 5) sotto chioma e 2 a cielo aperto.

In alcune aree, sono stati installati anche campionatori di deposizione umida (Fig. 6) per verificare l'effetto della polvere locale sulla composizione chimica dei campioni raccolti. Si tratta di campionatori cosiddetti "a due compartimenti" per la separazione della deposizione umida e secca. Il secondo comparto non è utilizzato, in quanto nelle aree forestali la misura di deposizione secca con un campionario in polietilene non è significativa della deposizione secca che si accumula sulle fronde. Infatti la superficie in polietilene non permette di simulare l'effetto di filtrazione dell'aria e raccolta degli ioni operata dalle chiome degli alberi.

Le analisi delle deposizioni atmosferiche nel contesto della rete CONECOFOR sono per lo più svolte presso l'Istituto per lo Studio degli Ecosistemi del CNR. Le analisi dei campioni delle stazioni LOM1 e BOL1 sono invece effettuate rispettivamente presso l'Istituto di Ricerca sulle Acque del CNR e l'Agenzia Provinciale per la Protezione dell'Ambiente (APPA) della Provincia di Bolzano. Le procedure di campionamento, invio dei campioni ai laboratori e i metodi di analisi sono descritti in dettaglio in un manuale



Fig. 4 - Campionatore delle acque di scorrimento lungo il tronco.

distribuito agli operatori delle diverse aree, per assicurare la massima uniformità nel prelievo e trattamento dei campioni (Tartari et al. 2002). La confrontabilità dei dati delle analisi chimiche svolte dai diversi laboratori coinvolti è assicurata dalla regolare partecipazione a esercizi d'intercalibrazione a livello internazionale (ad es., Marchetto et al. 2009) e da controlli di qualità analitica interni.

I campioni di deposizione vengono prelevati settimanalmente ed inviati ai laboratori in contenitori refrigerati. Conducibilità elettrica e pH sono misurati sul campione tal quale, che viene successivamente filtrato ($0.45 \mu\text{m}$), per le analisi dell'alcalinità (titolazione volumetrica secondo Gran), degli ioni principali (in cromatografia ionica), dell'ammonio (in spettrofotometria, metodo all'indofenolo), del carbonio organico disciolto (DOC, per combustione termica e rivelazione infrarossa) e dell'azoto totale (TN, chemiluminescenza). Per una descrizione dettagliata delle tecniche analitiche si rimanda a Tartari & Mosello (1997)

La validazione dei dati, limitatamente ai principali componenti dello spettro ionico, è stata effettuata mediante controlli di consistenza interna delle analisi



Fig. 5 - Campionatore per la neve.

si che permettono di evidenziare anomalie (Tartari & Mosello 1997). Questi controlli, si basano essenzialmente su tre criteri:

1. confronto della somma delle concentrazioni degli ioni positivi (H^+ , NH_4^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ e K^+) e degli ioni negativi (SO_4^{2-} , NO_3^- , Cl^- e, per valori di pH maggiori di 5, HCO_3^- , misurati come alcalinità);



Fig. 6 - Campionatore a due compartimenti utilizzato per il campionamento della deposizione umida a cielo aperto.

2. confronto delle conducibilità misurate con quelle calcolate dal prodotto delle concentrazioni ioniche per le conducibilità specifiche a diluizione infinita, corrette per la forza ionica dei campioni;
3. relazione esistente fra conducibilità misurata e concentrazioni ioniche.

Questi criteri risultano inadatti per acque con elevate concentrazioni di sostanze organiche, come spesso risulta nel caso di campioni sotto chioma e lungo il tronco. In questi campioni il deficit di anioni che risulta dal bilancio ionico può essere spiegato considerando la concentrazione di DOC rappresentativa della componente organica non analizzata. È stato infatti dimostrato che esiste una correlazione tra i valori misurati di DOC e la differenza percentuale tra cationi e anioni nei campioni sotto chioma e lungo il tronco (Mosello et al. 2008). La regressione tra questi due parametri può quindi essere utilizzata per attribuire una carica formale per mg di C organico e utilizzare la misura di DOC per il controllo di qualità analitica dei dati in queste tipologie di campioni.

Per l'analisi delle serie temporali, i dati settimanali sono stati trasformati in medie mensili ponderate sulla quantità di precipitazione. Nel caso del pH, sono state mediate le concentrazioni idrogenioniche. I campioni a cavallo tra due mesi sono stati suddivisi sulla base del numero di giorni della settimana di campionamento che cadevano in ciascun mese.

La significatività delle tendenze all'aumento o alla diminuzione è stata verificata sui dati mensili attraverso il test di Mann-Kendall stagionalizzato (Hirsch et al. 1982), un metodo non-parametrico con una buona robustezza nei confronti di distribuzioni dei dati che divergono dalla normalità e della presenza di dati mancanti e di stagionalità dei dati (Evans et al. 2001).

Un concetto di particolare importanza per la gestione degli ecosistemi è quello di "carico critico". La definizione generale del carico critico è "una stima quantitativa dell'esposizione ad uno o più inquinanti al di sotto della quale non si può prevedere un effetto negativo per determinate componenti sensibili di un ecosistema, allo stato attuale della conoscenza scientifica" (Nilsson & Grennfelt 1988). Come "componenti sensibili" si può considerare una specie, una comunità o elementi strutturali e funzionali dell'ecosistema. I carichi critici sono stati definiti per diversi inquinanti e per gli effetti che derivano dalla loro deposizione, e sono utilizzati anche in ambito forestale (ad es., Aherne & Posch 2013, Duarte et al. 2013).

Nel caso della deposizione atmosferica di composti

azotati, un aumento nella deposizione può causare un'acidificazione del suolo, ma anche turbare il bilanciamento nutrizionale del suolo stesso. L'acidificazione del suolo non è importante nelle aree CONE-COFOR, dove i suoli sono generalmente ben tamponati, perciò in questo articolo verranno considerati i carichi critici per l'azoto inteso come nutriente per la vegetazione.

Esiste un'ampia letteratura su questo tema, e i carichi critici per l'azoto sono stati definiti via via sulla base di variazioni documentate nella struttura e nelle funzioni degli ecosistemi forestali (modelli empirici), della capacità del suolo di rimuovere l'azoto (modelli stazionari) o di simulazioni temporali dei processi che avvengono nel suolo (modelli dinamici).

Per quanto riguarda i modelli empirici, la maggior parte dei valori tratti dalla letteratura scientifica sono compresi tra 10 e 20 kgN ha⁻¹ a⁻¹ (UNECE 2004). I valori più bassi (10-15 kgN ha⁻¹ a⁻¹) riguardano le alterazioni nei popolamenti lichenici e nella vegetazione del sottobosco, come l'aumento di specie nitrofile e una maggior sensibilità ai parassiti, e le alterazioni dei processi del suolo, come il rallentamento della decomposizione della sostanza organica. I valori più alti (15-20 kgN ha⁻¹ a⁻¹) riguardano invece un' aumentata sensibilità degli alberi a diverse forme di stress biotico ed abiotico.

Poiché i valori riportati in letteratura sono confrontabili con le deposizioni misurate nelle aree CONE-COFOR, si è deciso di utilizzare un modello specifico per calcolare con maggior precisione i valori del carico critico area per area. Il modello scelto, in funzione dei dati disponibili, è il *Simple Mass Balance* (SMB) model (Sverdrup et al. 1990, Sverdrup & de Vries 1994). Si tratta di un modello a un solo strato, in cui il suolo è considerato come un comparto omogeneo che si estende fin alla massima profondità delle radici. Nell'applicazione del modello, è stato considerato l'accumulo di azoto nella biomassa dovuto all'accrescimento degli alberi, ma non un'asportazione di biomassa dovuta alle pratiche selvicolturali, in quanto le aree CONE-COFOR, pur trovandosi in boschi regolarmente gestiti, non sono più soggette a gestione dal 1996. Per i dettagli del modello si rimanda alle pubblicazioni citate.

Per la sua applicazione sono stati utilizzati i valori di accrescimento ottenuti per differenza tra rilievi successivi nelle stime di biomassa arborea ottenute a partire dai rilievi delle aree basimetriche nelle parcelle CONE-COFOR, utilizzando i dati forniti dal CRA-SEL Centro di Ricerca per la Selvicoltura, Arezzo (Bertini et al. 2013). Per il contenuto di azoto accu-

mulato nella biomassa forestale sono state utilizzate le concentrazioni misurate nei tronchi e nei rami di faggio nella stazione ABR1 e di abete rosso nella stazione BOL1 (Scarascia Mugnozza et al. 2000, Bascietto et al. 2003). Anche per le querce sono stati utilizzati valori misurati in Italia (Oriani 2010). Il valore di dilavamento di azoto accettabile è stato posto a 0.2 kg ha⁻¹ a⁻¹ per le conifere e 0.38 kg ha⁻¹ a⁻¹ per le latifoglie (De Vries et al. 1994). Infine l'evapotraspirazione media mensile è stata calcolata a partire dai dati meteorologici globali (New et al. 2000) utilizzando la formula di Thornthwaite (1948).

Risultati e discussione

Distribuzione geografica dei principali ioni

Le concentrazioni medie ponderate sui volumi di deposizione e le deposizioni totali annue misurate

nelle 22 stazioni attive nel 2009 sono riportate nelle Tab. 2, Tab. 3, Tab. 4 e Tab. 5. Nelle Tab. 4 e Tab. 5 viene anche riportata la deposizione media di azoto totale su tutto il periodo di campionamento delle deposizioni nelle singole aree, che può variare da 1 a 12 anni.

La principale differenza tra le stazioni nei valori di deposizione è legata alla deposizione di aerosol marini, molto marcata nelle stazioni più vicine alla costa (TOS1, TOS2, LAZ2), che comporta concentrazioni notevoli di cloruri, solfati, calcio e magnesio. Per tenere conto di questo effetto, i valori di concentrazione e deposizione di solfato sono stati corretti sottraendo il contributo dell'aerosol marino, stimato in base alla concentrazione di ioni cloruro e alla proporzione tra solfati e cloruri dell'acqua marina.

La quantità di precipitazione raccolta dai campionatori a cielo aperto è molto variabile, da 626 mm a⁻¹

Tab. 3 - Precipitazione e concentrazioni medie ponderate sui volumi di alcuni ioni nelle aree CONECOFOR nel 2009. Campioni sotto chioma e lungo il tronco. (SO₄^{*}): solfati corretti per il contributo marino.

| Campionamento | Area | Precipitazione | pH | NH ₄ ⁺ | NO ₃ ⁻ | SO ₄ [*] | Ca + Mg |
|---------------|-----------------|----------------|-----|------------------------------|------------------------------|------------------------------|---------------------|
| | | mm | | µeq l ⁻¹ | µeq l ⁻¹ | µeq l ⁻¹ | µeq l ⁻¹ |
| Sotto chioma | ABR1 | 1381 | 5.9 | 18 | 26 | 24 | 105 |
| | ABR2 | 1491 | 5.6 | 29 | 17 | 27 | 80 |
| | BOL1 | 770 | 5.3 | 15 | 27 | 11 | 30 |
| | CAL1 | 1696 | 5.9 | 15 | 15 | 41 | 140 |
| | CAM1 | 1195 | 6.0 | 18 | 33 | 56 | 154 |
| | EMI1 | 902 | 5.8 | 89 | 71 | 33 | 87 |
| | FRI2 | 1756 | 5.7 | 12 | 21 | 11 | 57 |
| | LAZ1 | 930 | 5.7 | 17 | 43 | 28 | 115 |
| | LAZ2 | 817 | 5.9 | 14 | 55 | 52 | 631 |
| | LOM1 | 1311 | 5.9 | 16 | 18 | 14 | 35 |
| | MAR1 | 763 | 5.6 | 19 | 42 | 28 | 131 |
| | PIE1 | 2254 | 5.3 | 28 | 29 | 15 | 16 |
| | PIE3 | 1374 | 5.1 | 17 | 22 | 11 | 27 |
| | PUG1 | 1486 | 5.4 | 10 | 20 | 30 | 110 |
| | SAR1 | 759 | 5.5 | 11 | 26 | 41 | 222 |
| | TOS1 | 816 | 5.9 | 8 | 39 | 39 | 163 |
| | TOS2 | 470 | 5.9 | 10 | 57 | 54 | 245 |
| | TRE1 | 707 | 5.3 | 6 | 14 | 9 | 62 |
| | VAL1 | 573 | 5.3 | 3 | 11 | 9 | 58 |
| | VEN1 | 1537 | 5.8 | 27 | 22 | 17 | 42 |
| | VEN2 | 635 | 6.3 | 150 | 74 | 51 | 157 |
| | Lungo il tronco | ABR1 | 8 | 6.1 | 15 | 42 | 26 |
| CAL1 | | 4 | 6.3 | 26 | 22 | 53 | 179 |
| CAM1 | | 46 | 6.2 | 11 | 5 | 37 | 155 |
| PIE1 | | 61 | 5.9 | 52 | 29 | 21 | 18 |
| PUG1 | | 14 | 5.7 | 4 | 46 | 18 | 65 |
| VEN1 | | 3 | 5.9 | 44 | 26 | 24 | 53 |

Tab. 4 - Deposizione annua di alcuni ioni nelle aree CONECOFOR nel 2009. Campioni a cielo aperto. (SO₄^{*}): solfati corretti per il contributo marino. (§): N inorganico.

| Cielo aperto | Ca + Mg | SO ₄ [*] | NH ₄ ⁺ | NO ₃ ⁻ | N totale 2009 | N totale sull'intero periodo di campionamento | |
|--------------|-------------------------------------|-------------------------------------|-------------------------------------|-------------------------------------|-------------------------------------|---|--------------------------|
| | kg ha ⁻¹ a ⁻¹ | periodo di campionamento |
| ABR1 | 17 | 14 | 3 | 3 | 7.5 | 8 | 1998-2009 |
| ABR2 | 19 | 14 | 4 | 4 | 9.2 | 9 | 2009 |
| BOL1 | 4 | 6 | 3 | 3 | 6 [§] | 7 [§] | 1998-2009 |
| CAL1 | 24 | 23 | 3 | 3 | 9.8 | 10 | 1998-2009 |
| CAM1 | 17 | 20 | 2 | 3 | 6.2 | 9 | 1998-2009 |
| EMI1 | 6 | 10 | 6 | 5 | 11.8 | 14 | 1998-2009 |
| FRI2 | 18 | 11 | 5 | 4 | 11.0 | 11 | 1998-2009 |
| LAZ1 | 15 | 11 | 3 | 4 | 7.4 | 8 | 1998-2009 |
| LAZ2 | 29 | 17 | 3 | 4 | 8.1 | 8 | 2009 |
| LOM1 | 7 | 11 | 5 | 4 | 10.6 | 13 | 1998-2009 |
| MAR1 | 11 | 10 | 3 | 4 | 7.3 | 11 | 1998-99; 2009 |
| PIE1 | 5 | 14 | 7 | 7 | 15.3 | 18 | 1998-2009 |
| PIE3 | 3 | 8 | 4 | 4 | 10.7 | 12 | 2004-2009 |
| PUG1 | 18 | 17 | 3 | 4 | 7.9 | 8 | 2009 |
| SAR1 | 15 | 10 | 5 | 3 | 13.2 | 12 | 2006-2009 |
| TOS1 | 12 | 10 | 2 | 3 | 6.8 | 7 | 1998-2009 |
| TOS2 | 10 | 8 | 1 | 2 | 4.7 | 5 | 2009 |
| TRE1 | 5 | 5 | 2 | 2 | 5.7 | 9 | 1998-2009 |
| VAL1 | 7 | 5 | 2 | 2 | 5.9 | 6 | 1998-2009 |
| VEN1 | 11 | 19 | 10 | 6 | 20.5 | 16 | 1998-99;2009 |
| VEN2 | 6 | 11 | 8 | 5 | 13.6 | 14 | 2009 |

in Val d'Aosta, fino ai 2341 mm a⁻¹ della stazione VEN1, sulle Prealpi, con un'evidente influenza delle precipitazioni orografiche nelle aree montane e pedemontane. Il valore medio di pH, ottenuto come si è detto dalla media ponderata delle concentrazioni idrogenioniche, è superiore a 5 in tutte le stazioni, con un massimo di 6.3 nell'area VEN2.

La concentrazione media annua di NH₄⁺ e NO₃⁻ sono entrambe molto variabili, la prima da 11 (PUG1) a 73 µeq l⁻¹ (VEN2) e la seconda da 11 (CAL1) a 39 µeq l⁻¹ (VEN2). In particolare le concentrazioni di ammonio, originato principalmente dalle emissioni di ammoniaca legate alle attività agricole e zootecniche, sono elevate nella pianura Padana e nelle aree limitrofe. Nel caso della stazione SAR1, non è da escludere un apporto biogenico locale, in particolare per la deposizione sotto chioma, a causa dell'elevata densità dell'avifauna.

Lo ione nitrato, invece, deriva dalla trasformazione degli ossidi di azoto emessi principalmente da sorgenti industriali e dal traffico veicolare e la sua con-

centrazione mostra una distribuzione più uniforme a livello nazionale, con valori elevati nelle regioni settentrionali e nell'Italia centrale. Si deve tener conto che la deposizione di ammonio è più sensibile alla presenza di sorgenti locali, mentre gli ossidi di azoto e gli ioni nitrati tendono a propagarsi su distanze maggiori.

Nelle stazioni di CAL1 e LAZ2 sono state misurate le concentrazioni più elevate di solfati, anche dopo la correzione per il contributo dell'aerosol marino (SO₄^{*}), comprese tra 33 e 35 µeq l⁻¹, mentre nelle altre aree i valori sono compresi tra 11 (PIE3, TRE1) e 26-27 µeq l⁻¹ (TOS2, VEN2). Questo ione deriva dagli ossidi di zolfo emessi principalmente da sorgenti industriali e da altre combustioni e in questo caso si distinguono le stazioni alpine ed appenniniche con valori generalmente inferiori ai 20 µeq l⁻¹, da quelle di pianura con valori generalmente superiori.

La concentrazione di cationi basici (calcio e magnesio) mostra un forte gradiente latitudinale, con valori più elevati nelle stazioni dell'Italia centrale e meri-

Tab. 5 - Deposizione annua di alcuni ioni nelle aree CONECOFOR nel 2009. Campioni sotto chioma e lungo il tronco. (SO₄^{*}): solfati corretti per il contributo marino.

| Campionamento Area | | Ca + Mg | SO ₄ [*] | NH ₄ ⁺ | NO ₃ ⁻ | N totale (2009) | N totale sull'intero periodo di campionamento | |
|--------------------|------|-------------------------------------|-------------------------------------|-------------------------------------|-------------------------------------|-------------------------------------|---|-----------------------------|
| | | kg ha ⁻¹ a ⁻¹ | periodo di campionamento |
| Sotto chioma | ABR1 | 26 | 16 | 3 | 5 | 12.7 | 9.9 | 1998-2009 |
| | ABR2 | 21 | 19 | 6 | 4 | 14 | 13.9 | 2009 |
| | BOL1 | 4 | 4 | 2 | 3 | 8 | 6.5 | 1998-2009 |
| | CAL1 | 41 | 33 | 4 | 4 | 12 | 12.5 | 1998-2009 |
| | CAM1 | 33 | 32 | 3 | 6 | 10.9 | 12.9 | 1998-2009 |
| | EMI1 | 14 | 14 | 11 | 9 | 23.7 | 27.6 | 1998-2009 |
| | FRI2 | 17 | 10 | 3 | 5 | 13.3 | 16.6 | 1998-2009 |
| | LAZ1 | 19 | 12 | 2 | 6 | 11 | 11.8 | 1998-2009 |
| | LAZ2 | 72 | 20 | 2 | 6 | 11.8 | 11.8 | 2009 |
| | LOM1 | 8 | 9 | 3 | 3 | 9.6 | 14.9 | 1998-2009 |
| | MAR1 | 18 | 10 | 2 | 5 | 9.2 | 11.2 | 1998-99;2009 |
| | PIE1 | 7 | 16 | 9 | 9 | 21.2 | 20.5 | 1998-2009 |
| | PIE3 | 7 | 7 | 3 | 4 | 11.3 | 12.8 | 2004-2009 |
| | PUG1 | 28 | 21 | 2 | 4 | 10 | 10 | 2009 |
| | SAR1 | 27 | 15 | 1 | 3 | 8.2 | 7.5 | 2006-2009 |
| | TOS1 | 21 | 15 | 1 | 4 | 9.3 | 10.3 | 1998-2009 |
| | TOS2 | 19 | 12 | 1 | 4 | 7.5 | 7.5 | 2009 |
| | TRE1 | 8 | 3 | 1 | 1 | 4.8 | 7 | 1998-2009 |
| | VAL1 | 6 | 3 | 0 | 1 | 4.8 | 4.8 | 1998-2009 |
| | VEN1 | 11 | 13 | 6 | 5 | 13.4 | 16.4 | 1998-99;2009 |
| VEN2 | 17 | 16 | 13 | 7 | 25.3 | 25.3 | 2009 | |
| Lungo il tronco | ABR1 | 0.1 | 0.1 | 0.001 | 0.003 | 0.1 | 0.3 | 1998-2009 |
| | CAL1 | 0.1 | 0.11 | 0.016 | 0.046 | 0.05 | 0.1 | 1998-2009 |
| | CAM1 | 1.2 | 0.82 | 0.015 | 0.013 | 0.39 | 0.6 | 1998-2009 |
| | PIE1 | 0.2 | 0.62 | 0.008 | 0.009 | 1.04 | 2.1 | 2009 |
| | PUG1 | 0.1 | 0.12 | 0.073 | 0.19 | 0.05 | 0.1 | 2009 |
| | VEN1 | 0.0 | 0.03 | 0.45 | 0.391 | 0.05 | 0.2 | 1998-99;2009 |

dionale, intermedi nell'Italia settentrionale e più bassi sulle Alpi. Anche se una parte dei cationi basici deriva da polveri di origine locale, il contributo maggiore è legato alla deposizione episodica di sabbie di origine sahariana (Rogora et al. 2004). Valori molto elevati della concentrazione di cationi basici (compreso il sodio che non è riportato nelle tabelle) si registrano anche nelle stazioni vicine alla costa (TOS1, TOS2, LAZ2), a causa della deposizione degli aerosol marini.

Confrontando la deposizione a cielo aperto e quella sotto chioma, la seconda è generalmente superiore alla prima. Infatti nei periodi tra una precipitazione e l'altra vi è una deposizione di ioni sulla superficie delle foglie ("deposizione secca"), che viene poi dilata

vata dalla precipitazione successiva e raccolta nei campionatori sotto chioma. Fanno eccezione gli ioni nitrato e ammonio che sono talvolta presenti in concentrazione minore nel campione sotto chioma che in quello a cielo aperto, suggerendo la possibilità di un prelievo di azoto a livello fogliare.

La distribuzione spaziale delle deposizioni annue a cielo aperto (Tab. 4), è simile a quella delle concentrazioni (Tab. 2). A parte alcune stazioni montane (BOL1, PIE3, TOS2, TRE1, VAL1), tutte le aree di monitoraggio, anche quelle relativamente distanti dai centri urbani e industriali, ricevono apporti rilevanti di ioni di origine antropica, con una deposizione a cielo aperto di solfato superiore a 10 kgS ha⁻¹ a⁻¹. La deposizione di ioni ammonio interessa soprattutto

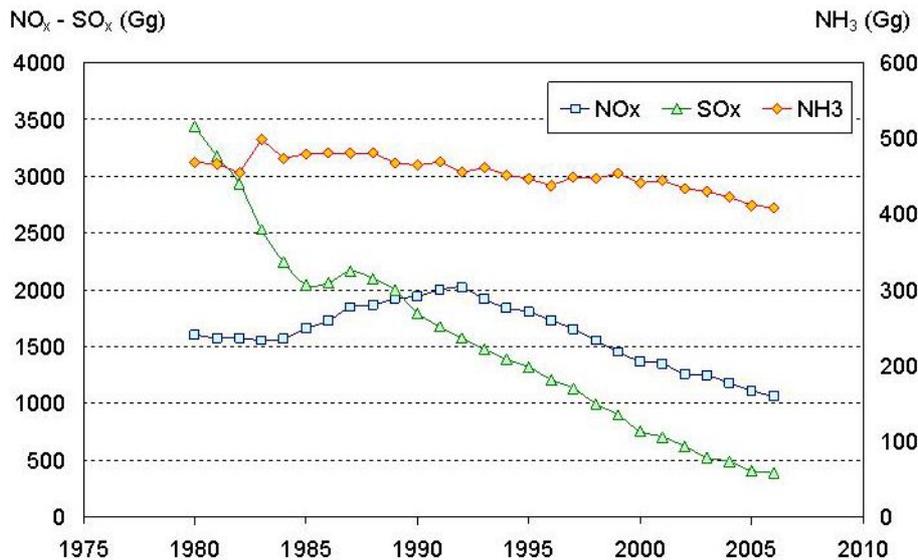


Fig. 7 - Evoluzione temporale delle emissioni di ossidi di zolfo (SOx), ossidi di azoto (NOx), e ammoniaca (NH₃) in Italia (dati tratti da <http://www.emep.int>).

to la pianura Padana e le Prealpi (VEN1, VEN2, EMI1, PIE1, EMI1), dove arriva a 7-10 kgN ha⁻¹ a⁻¹, mentre quella degli ioni nitrato è distribuita in modo più omogeneo, con valori da 2 (TRE1 e VAL1) a 7 kgN ha⁻¹ a⁻¹ (PIE1).

La deposizione di azoto totale, che comprende nitrati, ammonio e azoto organico, ricalca quella delle forme inorganiche, con valori inferiori a 10 kgN ha⁻¹ a⁻¹ nelle Regioni meridionali e valori più elevati al Nord (10.6-15 kgN ha⁻¹ a⁻¹). Il valore più elevato (20.5 kgN ha⁻¹ a⁻¹ nell'area VEN1) è legato essenzialmente alla forte piovosità di quest'area, soggetta a precipitazioni orografiche. Si può infine notare che, nonostante le elevate concentrazioni misurate, la deposizione di ioni lungo il tronco è decisamente inferiore a quella sotto chioma.

Relazioni con la variabilità meteorologica

Uno studio approfondito delle relazioni tra la composizione chimica delle deposizioni atmosferiche e la variabilità meteorologica a breve termine è stato effettuato solo per il periodo 2000-2003 per la stazione di Piano Limina (CAL1), relativamente lontana dalle principali fonti di inquinamento, e collocata in un'area particolarmente interessante al centro del Mediterraneo (Arisci et al. 2007). Il clima di questa stazione è caratterizzato da estati calde, inverni piovosi e stagioni intermedie brevi. Le concentrazioni dei diversi ioni sono risultate più basse nei periodi di brezza leggera, e sono stati marcati aumenti delle concentrazioni dei cationi quando il vento da sud-ovest apportava polveri di origine sahariane. Inoltre l'analisi delle traiettorie ha permesso di mettere in evidenza la forte influenza delle eruzioni vulcaniche sulla composizione delle deposizioni atmosferiche: l'eru-

zione dell'Etna dell'autunno 1999 causò un notevole aumento delle concentrazioni di magnesio e potassio, mentre nel caso dell'eruzione dello Stromboli del 2007-2008, vennero deposte quantità rilevanti di questi due cationi, ma anche di nitrati ed ammonio. Tuttavia l'apporto di ioni dovuti alle eruzioni vulcaniche, anche se evidenti nei singoli eventi di deposizione, non perturbarono in modo marcato la deposizione totale annua.

Escludendo gli eventi di origine sahariana, risulta comunque evidente una differenza tra gli eventi di deposizione occorsi con venti da sud-ovest, ricchi di ioni di origine marina (cloruri, solfati, calcio e magnesio) e quelli occorsi con venti da nord-ovest che apportarono invece ioni nitrato, solfato e ammonio derivanti dalle emissioni delle aree industriali ed agricole della piana di Gioia Tauro (Arisci et al. 2007).

Per quanto riguarda invece gli estremi climatici registrati nei primi anni di questo secolo, come le forti ondate di calore del 2003 e del 2007. In nessuna stazione sono state notate conseguenze evidenziate a partire dai valori annui di deposizione o di concentrazione degli inquinanti, anche perché nella maggior parte delle stazioni le precipitazioni estive rappresentano una frazione limitata delle precipitazioni annue.

Variazioni temporali

Negli ultimi trent'anni vi è stata in tutta Europa una forte e regolare diminuzione nelle emissioni di ossidi di zolfo, grazie ai protocolli internazionali che fanno parte della Convenzione di Ginevra sul controllo dell'inquinamento transfrontaliero. In base ai dati forniti dal Programma Europeo di Monitoraggio

Tab. 6 - Risultati del test di Kendall stagionalizzato (SKT) per le concentrazioni mensili del periodo 1998-2009. *Trend* crescenti (+) o decrescenti (-) significativi con $p < 0.001$ (***), $p < 0.01$ (**), $p < 0.05$ (*). (ns): non significativo

| Campionamento | Variabile | BOL1 | CAL1 | CAM1 | EMI1 | FRI2 | LAZ1 | LOM1 | PIE1 | TOS1 | TRE1 |
|---------------|-----------------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| Cielo aperto | Precipitazione | ns | *** |
| | pH | *** | ns | ns | ** | *** | ns | *** | *** | ** | ns |
| | Ca | ns | ns | *** | ** | ns | ns | *** | *** | ** | *** |
| | Mg | * | * | *** | *** | ns | ns | ** | ** | ns | *** |
| | NH ₄ | * | ns | * | ns | ns | ns | ns | ns | *** | * |
| | SO ₄ | *** | ** | *** | *** | *** | *** | *** | *** | *** | *** |
| | NO ₃ | ns | * | ** | * | ns | ns | ns | ns | ns | * |
| | N totale | ns | ns | *** | ** | * | * | ns | * | *** | ** |
| Sottochioma | Precipitazione | ns |
| | pH | *** | ns | ns | ns | *** | ns | *** | *** | ** | *** |
| | Ca | * | ns | ** | - | ns | ns | *** | ** | *** | *** |
| | Mg | *** | ns | *** | ** | ns | ns | ** | ns | ns | *** |
| | NH ₄ | * | *** | ** | ns | ns | * | ns | ns | *** | ** |
| | SO ₄ | *** | ns | *** | *** | *** | *** | *** | *** | *** | *** |
| | NO ₃ | * | ns | ** | - | * | ns | ns | ns | ns | ns |
| | N totale | ns | ns | *** | * | ns | ns | * | - | ** | * |

e Valutazione (EMEP), la riduzione delle emissioni di ammonio e di ossidi di azoto è invece più recente. A titolo di esempio, la Fig. 7 riporta i valori totali di emissione di ammoniaca e di ossidi di zolfo e di azoto in Italia, stimati dall'EMEP attraverso un duplice approccio: da una parte la stima delle emissioni puntuali delle sorgenti puntiformi più importanti (come grosse industrie e centrali termoelettriche) e dall'altra alcuni indicatori statistici (come ad esempio i consumi di carburante, o il numero di capi di allevamento) dei principali settori economici (Berge & Jakobsen 1998).

I risultati dell'analisi delle serie temporali effettuate sui dati mensili delle 10 stazioni attive per tutto il periodo 1998-2009 sono invece riportati nella Tab. 6. In tutte le stazioni è stata identificata una tendenza significativa nella diminuzione delle concentrazioni degli ioni solfato, sia nelle deposizioni a cielo aperto che sotto chioma. In un buon numero di stazioni la diminuzione dei solfati è accompagnata da un aumento significativo del pH.

In alcune stazioni è stata anche rilevata una tendenza significativa alla diminuzione dei cationi basici (Ca+Mg) e dei composti dell'azoto: TOS1 e BOL1 per l'ammonio, CAL1 e EMI1 per i nitrati e TRE1 e CAM1 per entrambi.

Nel caso della concentrazione di azoto totale, una tendenza significativa alla riduzione è stata misurata in 7 stazioni. La Fig. 8 mostra come le tendenze temporali sono sovrapposte ad una forte variabilità inte-

rannuale che ne rende difficile la valutazione, a meno che la diminuzione sia intensa e costante come nel caso dei solfati.

Riassumendo, si può affermare che le riduzioni nelle emissioni hanno prodotto una tendenza temporale significativa alla diminuzione delle concentrazioni di solfato in tutte le aree e all'aumento di pH in 6 delle 10 aree per cui sono disponibili serie ultradecennali di dati, mentre le concentrazioni delle forme azotate hanno mostrato tendenze significative alla riduzione meno generalizzate (Tab. 6, Fig. 8). Questi risultati sono in accordo con quelli ottenuti in altre aree europee (Stoddard et al. 1999, Skjelkvåle et al. 2005).

Confronto con il carico critico di azoto

I risultati dell'applicazione del modello SMB sono riportati nella Tab. 7, confrontati con la somma della deposizione sotto chioma e lungo il tronco misurata nelle singole aree. Quest'ultima rappresenta una stima della deposizione totale di azoto, perché include sia la componente umida che la componente secca accumulata sulle foglie e sui tronchi. Tuttavia, nella maggior parte dei casi si tratta di una stima prudente che non tiene conto dei possibili prelievi di azoto a livello fogliare. Si può quindi considerare che la deposizione totale sia pari o maggiore a quella riportata nella Tab. 7, a seconda che il prelievo fogliare sia trascurabile o meno. Solo in alcune stazioni, dove il carico atmosferico di azoto è molto alto, si può avere

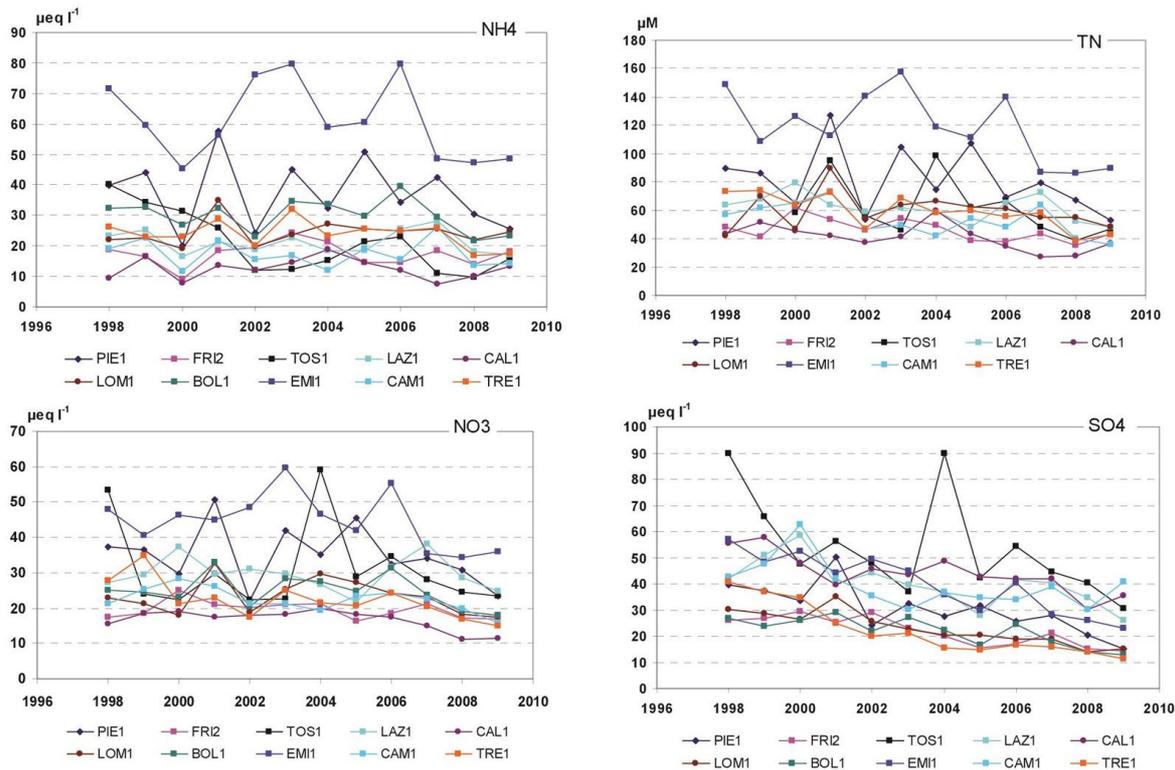


Fig. 8 - Evoluzione temporale delle concentrazioni (a sinistra) e delle deposizioni (a destra) degli ioni solfato, dei composti azotati e dell'azoto totale (TN) nelle deposizioni a cielo aperto.

Tab. 7 - Stime del carico critico e valori misurati di deposizione sottochioma e lungo il tronco per le aree in cui è stato possibile valutare il carico critico. Le aree dove la deposizione sul lungo periodo supera il carico critico sono indicate in grassetto. Le deposizioni sono misurate sull'insieme di tutto il periodo di campionamento disponibile per ogni area (Tab. 5).

| Area | Specie | Carico critico | Deposizione di azoto sotto chioma e lungo il tronco |
|-------|--|-------------------------------------|---|
| | | kg ha ⁻¹ a ⁻¹ | kg ha ⁻¹ a ⁻¹ |
| ABR-1 | <i>Fagus sylvatica</i> L. | 11.5 | 10.2 |
| CAM-1 | <i>Fagus sylvatica</i> L. | 13.4 | 13.5 |
| CAL-1 | <i>Fagus sylvatica</i> L. | 11.7 | 12.6 |
| EMI-1 | <i>Quercus petraea</i> - <i>Quercus cerris</i> | 23.4 | 28.8 |
| FRI-2 | <i>Picea abies</i> | 18.9 | 16.7 |
| LAZ-1 | <i>Quercus cerris</i> | 13.1 | 13.7 |
| LOM-1 | <i>Picea abies</i> | 16.4 | 14.9 |
| MAR-1 | <i>Quercus cerris</i> | 11.9 | 11.2 |
| PIE-1 | <i>Fagus sylvatica</i> L. | 16.5 | 22.6 |
| PUG-1 | <i>Fagus sylvatica</i> L. | 9.7 | 10.1 |
| SAR-1 | <i>Quercus ilex</i> | 8.7 | 7.5 |
| TOS-1 | <i>Quercus ilex</i> | 12 | 10.7 |
| TRE-1 | <i>Picea abies</i> | 11.8 | 7 |
| VAL-1 | <i>Picea abies</i> | 9.8 | 4.8 |
| VEN-1 | <i>Fagus sylvatica</i> L. | 15 | 16.6 |
| LAZ-2 | <i>Quercus ilex</i> | 13.6 | 11.8 |
| TOS-2 | <i>Quercus ilex</i> | 6.5 | 7.5 |
| BOL-1 | <i>Picea abies</i> | 6.6 | 4.5 |

anche un dilavamento di azoto dalle chiome, e in questo caso la deposizione totale sarà sovrastimata. I carichi critici sono superati in 7 delle stazioni attive nel 2009. In particolare, il superamento è rilevante nelle stazioni poste nella pianura Padana (EMI1) o al suo margine (PIE1, VEN1).

Si deve comunque tener presente che i risultati non possono essere estesi automaticamente ad altre aree limitrofe: in diverse stazioni CONECOFOR gli alberi sono relativamente giovani e l'accrescimento è di conseguenza elevato. Nel caso di alberi di età maggiore, dove l'accrescimento è minore, la quantità di azoto sequestrata nei tessuti vegetali sarà minore e quindi anche il carico critico sarà più ridotto. Ne consegue che le deposizioni di azoto potrebbero superare il valore di carico critico anche in altre aree forestali non adeguatamente rappresentate dalle stazioni CONECOFOR.

Conclusioni

Le deposizioni atmosferiche di ioni solfato, nitrato e ammonio nelle aree CONECOFOR presentano una spiccata variabilità geografica, con valori minori sulle Alpi e massimi nella pianura Padana e nelle aree limitrofe. La composizione chimica delle deposizioni atmosferiche è anche influenzata dall'aerosol marino, per le stazioni vicine alla costa, e dalla deposizione episodica di sabbie di origine sahariana, con un forte gradiente latitudinale.

L'evoluzione temporale della composizione chimica delle deposizioni atmosferiche rispecchia la forte riduzione delle emissioni di ossidi di zolfo negli ultimi trent'anni e quella più modesta e recente delle emissioni di ossidi di azoto e di ammoniaca. Infatti, è evidente una riduzione significativa e generalizzata della concentrazione di solfati e un aumento di pH. Al contrario, la riduzione della concentrazione dei composti azotati è risultata significativa in un numero ridotto di stazioni. Infine, la deposizione di azoto supera il carico critico in diverse stazioni, in particolare nella pianura Padana e nelle aree limitrofe.

Ringraziamenti

Questo articolo riporta i risultati dell'attività di studio delle deposizioni atmosferiche nelle aree permanenti della rete CONECOFOR, parzialmente finanziata dall'Unione Europea nel 2009 attraverso il progetto LIFE07 ENV/D/000218 "Further Development and Implementation of an EU-level Forest Monitoring System (FutMon)". Le serie temporali sono state raccolte negli anni precedenti grazie al finanziamento parziale dell'Unione Europea nell'ambito del Re-

golamento (CE) n. 2152/2003 ("Forest Focus") e al contributo del Corpo Forestale dello Stato.

Questa ricerca non sarebbe stata possibile senza il prezioso e continuo contributo del personale del Corpo Forestale dello Stato e degli altri Enti gestori delle aree permanenti: le Province Autonome di Bolzano e Trento, il Parco regionale dei Boschi di Carrega, la Regione Friuli Venezia Giulia, l'Ente Regionale per i Servizi all'Agricoltura e alle Foreste della Regione Lombardia, le Aziende Foreste Demaniali delle regioni Sardegna e Sicilia, l'ARPA Valle d'Aosta e il Parco regionale dell'Alpe Veglia e Alpe Devero.

Ringraziamo anche il dott. Rosario Mosello, che ha avviato questi studi, e i colleghi Alfredo Pranzo, Michela Rogora, Arianna Orrù, Paola Giacomotti, Chiara Manini e Maria Cristina Brizzio che hanno seguito l'attività di laboratorio.

Bibliografia

- Aherne J, Posch M (2013). Impacts of nitrogen and sulphur deposition on forest ecosystem services in Canada. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 5: 108-115. - doi: [10.1016/j.cosust.2013.02.005](https://doi.org/10.1016/j.cosust.2013.02.005)
- Arisi S, Amoriello T, Mosello R, Costantini A, Badiani M (2007). Discriminating among multiple components affecting bulk atmospheric deposition chemistry: a multivariate approach using data from a forest plot in Calabria (Southern Italy). *Journal of Limnology* 66: 3-14. - doi: [10.4081/jlimnol.2007.3](https://doi.org/10.4081/jlimnol.2007.3)
- Bascietto M, Hajny MT, Linder S, Masci A, Matteucci G, Montagnani L, Moors E, Mund M (2003). Database of tree stands (Structure, age, biomass, LAI and NPP) of the FORCAST project. Web site. [online] URL: <http://www.-daac.ornl.gov>
- Berge E, Jakobsen HA (1998). A regional scale multi-layer model for the calculation of long-term transport and deposition of air pollution in Europe. *Tellus Series B* 50: 205-223. - doi: [10.1034/j.1600-0889.1998.t01-2-00001.x](https://doi.org/10.1034/j.1600-0889.1998.t01-2-00001.x)
- Bertini G, Amoriello T, Piovosi M, Fabbio G (2013). Alcune evidenze dal monitoraggio intensivo delle foreste italiane. L'accrescimento radiale degli alberi come indice di risposta ai disturbi e le sue relazioni con la struttura del soprassuolo. *Forest@* : 68-78. - doi: [10.3832/efor1010-010](https://doi.org/10.3832/efor1010-010)
- Braun S, Schindler C, Volz R, Flückiger W (2003). Forest damages by the storm Lothar in permanent observation plots in Switzerland: the significance of soil acidification and nitrogen deposition. *Water, Air and Soil Pollution* 142: 327-340. - doi: [10.1023/A:1022088806060](https://doi.org/10.1023/A:1022088806060)
- Crockford RH, Richardson DP (2000). Partitioning of rainfall into throughfall, stemflow and interception: effect of forest type, ground cover and climate. *Hydrological Processes* 14: 2903-2920. - doi: [10.1002/1099-1085\(200011/12\)](https://doi.org/10.1002/1099-1085(200011/12))

- 14:16/17<2903::AID-HYP126>3.0.CO;2-6
- De Vries W, Reinds GJ, Posch M (1994). Assessment of critical loads and their exceedances on European forests using a one-layer steady-state model. *Water, Air and Soil Pollution* 72: 357-394. - doi: [10.1007/BF01257134](https://doi.org/10.1007/BF01257134)
- Duarte N, Pardo LH, Robin-Abbott MJ (2013). Susceptibility of forests in the Northeastern USA to nitrogen and sulfur deposition: critical load exceedance and forest health. *Water Air and Soil Pollution* 224: 1355-1376. - doi: [10.1007/s11270-012-1355-6](https://doi.org/10.1007/s11270-012-1355-6)
- Evans CD, Cullen JM, Alewell C, Kopáček J, Marchetto A, Moldan F, Prechtel A, Rogora M, Veselý J, Wright RF (2001). Recovery from acidification in European surface waters. *Hydrology and Earth System Sciences* 5: 283-297. - doi: [10.5194/hess-5-283-2001](https://doi.org/10.5194/hess-5-283-2001)
- Hirsch RM, Slack JR, Smith RA (1982). Techniques of trend analysis for monthly water quality data. *Water Resource Research* 18: 107-121. - doi: [10.1029/WR018i001p00107](https://doi.org/10.1029/WR018i001p00107)
- Lovett GM, Lindberg SE (1993). Atmospheric deposition and canopy interactions of nitrogen in forests. *Canadian Journal of Forest Research* 23: 1603-1616. - doi: [10.1139/x93-200](https://doi.org/10.1139/x93-200)
- Marchetto A, Mosello R, Tartari G, Tornimbeni O, Derome J, Derome K, Sorsa P, Konig N, Clarke N, Ulrich E, Kowalska A (2009). Influence of QA/QC procedures on non-sampling error in deposition monitoring in forests. *Journal of Environmental Monitoring* 11: 745-750. - doi: [10.1039/b818168n](https://doi.org/10.1039/b818168n)
- Mosello R, Amoriello T, Benham S, Clarke N, Derome J, Derome K, Genouw G, Koenig N, Orru A, Tartari G, Thimonier A, Ulrich E, Lindroos AJ (2008). Validation of chemical analyses of atmospheric deposition on forested sites in Europe: 2. DOC concentration as an estimator of the organic ion charge. *Journal of Limnology* 67: 1-14. - doi: [10.4081/jlimnol.2008.1](https://doi.org/10.4081/jlimnol.2008.1)
- New M, Lister D, Hulme M, Makin I (2000). A high-resolution data set of surface climate over global land areas. *Climate Research* 21: 1-25. - doi: [10.3354/cr021001](https://doi.org/10.3354/cr021001)
- Nilsson J, Grennfelt P (1988). Critical loads for sulphur and nitrogen. Report 1988:15, Nordic Council of Ministers, Copenhagen, Denmark, pp. 418.
- Oriani A (2010). Effetti della gestione forestale sul ciclo del carbonio nella cerreta della foresta demaniale di La Torre di Feudozzo (AQ). Tesi di Dottorato, Dipartimento di Scienze dell'Ambiente Forestale e delle sue Risorse, Università degli Studi della Tuscia, Viterbo, pp. 186.
- Rogora M, Mosello R, Marchetto A (2004). Long-term trends in the chemistry of atmospheric deposition in Northwestern Italy: the role of increasing Saharan dust deposition. *Tellus* 56B: 426-434.
- Scarascia Mugnozza G, Bauer G, Persson H, Matteucci G, Masci A (2000). Tree biomass, growth and nutrient pools. In: "Carbon and Nitrogen Cycling in European forest Ecosystems" (Schulze ED ed). *Ecological Studies* 142, Springer Verlag, Heidelberg, Germany, pp. 49-62.
- Skjelkvåle BL, Stoddard J, Jeffries D, Tørseth K, Høgåsen T, Bowman J, Mannio J, Monteith D, Mosello R, Rogora M, Rzychon D, Vesely J, Wieting J, Wilander A, Worsztynowicz A (2005). Regional scale evidence for improvements in surface water chemistry 1990-2001. *Environmental Pollution* 137: 165-176. - doi: [10.1016/j.envpol.2004.12.023](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2004.12.023)
- Stoddard JL, Jeffries DS, Lükewille A, Clair TA, Dillon PJ, Driscoll CT, Forsius M, Johannessen M, Kahl JS, Kellogg JH, Kemp A, Mannio J, Monteith D, Murdoch PS, Patrick S, Rebsdorf A, Skjelkvåle BL, Stainton MP, Traaen T, van Dam H, Webster KE, Wieting J, Wilander A (1999). Regional trends in aquatic recovery from acidification in North America and Europe. *Nature* 401: 575-578. - doi: [10.1038/44114](https://doi.org/10.1038/44114)
- Sverdrup H, de Vries W, Henriksen A (1990). Mapping critical loads: a guidance to the criteria, calculations, data collection and mapping of critical loads. *Miljørapport (Environmental Report) 1990:14*, Nordic Council of Ministers, Copenhagen, Denmark, pp. 124.
- Sverdrup H, de Vries W (1994). Calculating critical loads for acidity with the simple mass balance method. *Water Air and Soil Pollution* 72: 143-162. - doi: [10.1007/BF01257121](https://doi.org/10.1007/BF01257121)
- Tartari GA, Mosello R (1997). Metodologie analitiche e controlli di qualità nel laboratorio chimico dell'Istituto Italiano di Idrobiologia del Consiglio Nazionale delle Ricerche. Documento dell'Istituto Italiano di Idrobiologia no. 60, Verbania, pp.160.
- Tartari GA, Arisci S, Brizzio MC, Marchetto A, Mosello R, Pranzo A (2002). Manuale per le operazioni di campionamento. Report CNR-ISE no. 02-02, ISE/CNR, Verbania, pp. 35.
- Thorntwaite CW (1948). An approach toward a rational classification of climate. *Geographical Review* 38: 55-94. - doi: [10.2307/210739](https://doi.org/10.2307/210739)
- UNECE (2004). Mapping Manual 2004. UNECE convention on long-range transboundary air pollution, ICP modelling and mapping (Spranger T, Lorenz U, Gregor H-D, Nagel H-D eds). Federal Environmental Agency, Berlin, Germany, pp. 15.
- Vitousek PM, Aber JD, Howarth RW, Likens GE, Matson PA, Schindler DW, Schlesinger WH, Tilman D (1997). Human alteration of the global nitrogen cycle: sources and consequences. *Ecological Applications* 7: 737-750. - doi: [10.1890/1051-0761\(1997\)007\[0737:HAOTGN\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(1997)007[0737:HAOTGN]2.0.CO;2)