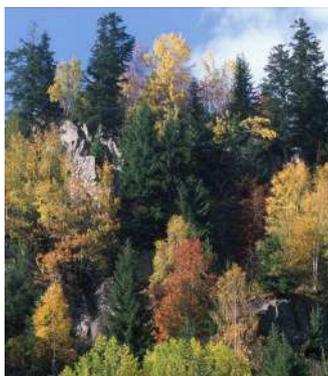


Ozono e foreste in Trentino



Progetto Ozone Effects on FOREsts in Trentino (Ozone EFFORT)

Risultati 2007-2011



A cura di:

*Elena Gottardini
Fabiana Cristofolini
Antonella Cristofori
Mauro Confalonieri
Marco Ferretti*



Giugno 2012

Ozono e foreste in Trentino

Progetto Ozone Effects on FORests in Trentino
(Ozone EFFORT)

Risultati 2007-2011

A cura di:

Elena Gottardini¹, Fabiana Cristofolini¹, Antonella Cristofori¹,
Mauro Confalonieri², Marco Ferretti³

¹*Fondazione Edmund Mach, Centro Ricerca ed Innovazione IASMA,
Dipartimento Agro-ecosistemi Sostenibili e Biorisorse
Via E. Mach 1, 38010 San Michele all'Adige, (TN), Italia
elena.gottardini@fmach.it
fabiana.cristofolini@fmach.it
antonella.cristofori@fmach.it*

²*Servizio Foreste e Fauna, Provincia Autonoma di Trento
Via G.B. Trener 3, 38121 Trento, Italia
mauro.confalonieri@provincia.tn.it*

³*TerraData environmetrics
via L. Bardelloni 19, 58025 Monterotondo M.mo, Grosseto, Italia
ferretti@terradata.it*

Progetto sostenuto da:

Servizio Foreste e Fauna Provincia Autonoma di Trento
Agenzia Provinciale per la Protezione dell'Ambiente di Trento

Ozono

e foreste in Trentino : progetto Ozone Effects on Forests in Trentino (Ozone EFFORT) :
risultati 2007-2011 / a cura di Elena Gottardini ... [et al.]. – San Michele all'Adige (TN) :
Fondazione Edmund Mach. Istituto Agrario di San Michele all'Adige, 2012. – 144 p. : ill., tab. ; 30
cm

ISBN: 978-88-7843-037-2

1. Ozono – Effetti sulle piante I. Gottardini, Elena
577.3

Ozono e foreste in Trentino
Risultati del progetto *Ozone EFFORT* 2007-2011

Editore

Fondazione Edmund Mach - Istituto Agrario di San Michele all'Adige (FEM-
IASMA), via Mach 1 - 38010 San Michele all'Adige (Trento)

Foto di copertina:

N. Angeli (Archivio Servizio Foreste e Fauna, Provincia Autonoma di Trento)
E. Gottardini

Stampato da:

Litotipografia Alcione s.r.l.

Forma raccomandata di citazione:

Gottardini E., Cristofolini F., Cristofori A., Confalonieri M., Ferretti M. (a cura di), 2012. *Ozono e foreste in Trentino – Risultati del progetto Ozone EFFORT 2007-2011*. Fondazione Edmund Mach, San Michele all'Adige (TN). 144 p.

ISBN: 978-88-7843-037-2

Presentazione del Dirigente del Servizio Foreste e Fauna della Provincia Autonoma di Trento

In un territorio di montagna come la provincia di Trento, il solo fatto di conoscere che il bosco ricopre più del 55% della superficie può far facilmente comprendere l'importanza di tale patrimonio per tutti gli aspetti e ruoli che esso svolge, dal principale, relativo alla stabilità e sicurezza del territorio per le attività umane, alla garanzia di qualità dell'ambiente, fino agli aspetti turistico paesaggistici e di utilizzazione del legname, non secondari per l'economia trentina.

L'attività dell'amministrazione pubblica e, nello specifico, del servizio competente sulle foreste è garantire e migliorare la stabilità fisica e l'equilibrio ecologico del territorio forestale e montano, conservare, migliorare e valorizzare la funzionalità degli ecosistemi attraverso un'oculata gestione delle risorse, sia in forma diretta, per alcune competenze, sia favorendo la partecipazione dei proprietari ad una corretta gestione del loro patrimonio.

Accanto ad un approccio gestionale basato su una selvicoltura rispettosa delle dinamiche ecologiche e finalizzata a garantire la stabilità della foresta e a favorirne la rinnovazione naturale, è esigenza fondamentale anche quella di garantirne la qualità e l'efficienza nel tempo, attraverso opportune modalità di controllo. Infatti, malgrado l'apparente attuale ottima qualità e funzionalità delle foreste trentine, gli equilibri naturali di tale ecosistema sono estremamente fragili e facilmente soggetti a fenomeni perturbativi anche molto differenziati. Anche per questo la legge forestale vigente in provincia di Trento (L.P. 11/2007) richiama più volte il monitoraggio, in tutti i suoi possibili aspetti, quale strumento di conoscenza e controllo continuo delle risorse naturali, per sorvegliare le situazioni, comprendere le dinamiche e gli effetti dei fenomeni di perturbazione ed impostare le politiche di gestione in maniera dinamica e rispondente alle diverse situazioni. Questi monitoraggi riguardano la consistenza del patrimonio forestale, gli habitat naturali e le aree a particolare regime di protezione, le malattie delle piante e le altre avversità naturali (schianti da neve e vento, incendi, frane e alluvioni) che interessano l'ecosistema bosco. Nell'ambito più specifico del controllo dello stato di salute della risorsa forestale e della sua funzionalità, ormai da decenni sono attivi programmi di monitoraggio, alcuni in forma estensiva, prevalentemente funzionali al controllo visivo delle risorse, altri più mirati e specifici, finalizzati a meglio comprendere i meccanismi di funzionamento degli ecosistemi forestali e le loro reazioni alle perturbazioni esterne. Tra questi rientra il progetto Ozone EFFORT - Ozone EEffects on FORests in Trentino - nato da alcune esperienze pregresse e da alcuni dati puntuali piuttosto preoccupanti circa le concentrazioni di questo inquinante specifico, ritenuto altamente fitotossico. Lo studio sui livelli dell'ozono troposferico nelle aree forestali era finalizzato a comprendere i rischi potenziali per la vegetazione connessi a tale inquinante, anche verificando in campo la presenza di possibili effetti. Il progetto è stato realizzato in collaborazione con il Centro Ricerca ed Innovazione della Fondazione Edmund Mach e TerraData environmetrics, con la partecipazione del personale del Servizio Foreste e Fauna dislocato sul territorio che ha contribuito ai rilievi negli anni 2007-2011.

Dott. Maurizio Zanin

Presentazione del Direttore Sostituto dell'Unità Operativa Attività di monitoraggio dell'Agenzia Provinciale per la Protezione dell'Ambiente della Provincia Autonoma di Trento

L'Agenzia Provinciale per la Protezione dell'Ambiente (APPA) è la struttura organizzativa della Provincia Autonoma di Trento cui sono attribuite, fra le altre, tutte le funzioni di valutazione e gestione della qualità dell'aria ambiente che lo Stato ha demandato alle singole Regioni. La normativa di riferimento in materia (da ultimo il D.Lgs. n. 155 del 13 agosto 2010 che ha recepito la Direttiva 2008/50/CE) richiede che la valutazione sia fondata su un programma basato principalmente sulla misurazione degli inquinanti in siti fissi, ai quali si possono affiancare anche altre tecniche e modalità di misura indicative. Nello specifico dell'ozono, la rete fissa di monitoraggio gestita dall'APPA è composta da sei stazioni posizionate prevalentemente nei fondovalle (Trento, Rovereto, Riva del Garda, Borgo Valsugana, Piana Rotaliana), in quanto rivolta in modo particolare al monitoraggio dell'ozono finalizzato alla verifica dei livelli di concentrazione posti a tutela della salute della popolazione esposta. Ad esse si aggiunge un punto di misura in quota (Malga Gaza, 1601 m s.l.m.), in questo caso dedicato principalmente alla verifica dei livelli di concentrazione posti a tutela della vegetazione.

Come noto, l'ozono, soprattutto in quanto inquinante esclusivamente 'secondario', presenta dei comportamenti sostanzialmente diversi rispetto a tutti gli altri inquinanti atmosferici. In particolare, oltre alla stagionalità ed ai tipici andamenti giornalieri legati alla quantità di radiazione solare (presenza di alte concentrazioni solamente nel semestre estivo e generalmente nelle ore più calde della giornata), vi è la distribuzione spaziale delle concentrazioni che, seppur abbastanza omogenea per grandi aree, risulta essere tendenzialmente sempre maggiore in aree rurali e remote lontane dalle fonti di emissione degli altri inquinanti. Questo elemento limita talvolta la possibilità di valutare correttamente la distribuzione delle concentrazioni su tutto il territorio e conseguentemente stimare l'effettiva esposizione cui sono sottoposte sia la popolazione, sia la vegetazione. Per migliorare le informazioni e conseguentemente le stime, soprattutto per quanto riguarda la vegetazione, l'APPA ha quindi ritenuto importante il sostegno al progetto Ozono EFFORT che, attraverso la raccolta dei dati di concentrazione dell'ozono, ancorché effettuata con tecniche indicative, ha tra i suoi obiettivi la stima delle concentrazioni di questo inquinante su tutto il territorio provinciale al fine di evidenziare le aree eccedenti i limiti previsti dalla normativa, in relazione ai possibili effetti dannosi sulla vegetazione.

Oltre a questo primo importante obiettivo, partendo dalle maggiori informazioni rispetto alla distribuzione ed entità delle concentrazioni di ozono ottenute dal progetto, ed in aggiunta ai dati forniti dagli analizzatori automatici, è anche atteso di poter migliorare la stima dell'esposizione all'ozono per la popolazione trentina, in particolare evidenziando quelle aree potenzialmente eccedenti i limiti previsti dalla normativa in relazione ai possibili effetti dannosi sulla salute della popolazione esposta.

Dott. Gabriele Tonidandel

Presentazione del Direttore del Centro Ricerca e Innovazione della Fondazione Edmund Mach

A partire dalla Conferenza di Rio del 1992, la gestione sostenibile dell'ambiente e delle risorse naturali e problematiche quali la deplezione dell'ozono stratosferico e, nel contempo, l'aumento delle concentrazioni dell'ozono troposferico, sono al centro dell'attenzione non solo di scienziati e politici ma di tutte le componenti della società.

Queste tematiche sono di assoluta rilevanza per il Trentino, un territorio caratterizzato da una ricca biodiversità e da una copertura forestale pari a circa il 60% della superficie provinciale. Queste caratteristiche hanno delle rilevanti ricadute economiche - si pensi in particolare al turismo - e sociali, ed un mutamento nelle loro dotazioni può generare una serie di effetti sia a livello gestionale che in termini di ricadute.

L'impegno della Fondazione Edmund Mach nello studio dell'ambiente e delle foreste è contribuire all'interpretazione e alla soluzione di problemi connessi più o meno direttamente al rapido mutamento ambientale globale in atto cercando di promuovere scelte gestionali sostenibili. Obiettivi che possono essere raggiunti grazie alle competenze esistenti ed all'interdisciplinarietà, un approccio indispensabile per affrontare efficacemente le complesse problematiche connesse agli effetti dell'inquinamento atmosferico e ai cambiamenti globali.

Ne è esempio il progetto Ozone EFFORT (Ozone Efects on FORests in Trentino) affidato al nostro Centro Ricerca ed Innovazione dal Servizio Foreste e Fauna e dall'Agenzia per la Protezione per l'Ambiente della Provincia Autonoma di Trento, realizzato in collaborazione con qualificate istituzioni a livello nazionale e sviluppando contatti anche a livello internazionale.

Alla luce dei risultati raggiunti dal progetto Ozone EFFORT auspichiamo in futuro la prosecuzione di proficue collaborazioni mantenendo il comune obiettivo di una gestione sostenibile della risorsa ambiente cercando di mantenere il focus sulla "regione alpina" sviluppando sinergie tra la ricerca e chi si occupa della gestione del territorio

Dott. Roberto Viola

Indice

Riassunto esteso	11
<i>Extended abstract</i>	13
1. Introduzione: il progetto <i>Ozone EFFORT</i> , <i>Ozone Effects on FORests in Trentino</i>	15
2. Concentrazioni, esposizione e flussi stomatici di ozono in Trentino	29
3. Modellizzazione e spazializzazione delle concentrazioni di ozono e stima del rischio potenziale per la vegetazione	45
4. Effetti sulla vegetazione	65
4.1 Sintomi attribuibili ad ozono sul bioindicatore specifico <i>Nicotiana tabacum</i> L. Bel-W3	67
4.2 Sintomi attribuibili ad ozono sulla specie spontanea sensibile <i>Viburnum lantana</i> L.: potenzialità come bioindicatore <i>in situ</i>	79
4.3 Sintomi attribuibili ad ozono sulla vegetazione spontanea forestale	97
4.4 Defogliazione ed accrescimento degli alberi nei siti di monitoraggio delle foreste in Trentino: relazione con fattori stagionali, nutrizionali, meteorologici ed ozono nel periodo 2005-2011	107
5. <i>Ozone EFFORT</i> : conclusioni e prospettive	133
ALLEGATO 1 – Attività e prodotti del progetto <i>Ozone EFFORT</i>	139
Ringraziamenti	143

Riassunto esteso

L'ozono troposferico (O₃) è attualmente ritenuto uno dei più pericolosi inquinanti gassosi in Europa ed altrove ed un considerevole numero di studi indica un suo ruolo importante in relazione a questioni come cambiamenti climatici, salute umana, effetti sulla vegetazione. Il progetto *Ozono EFFORT (Ozone Effects on FORests in Trentino)* è stato disegnato sul periodo 2007-2011 per rispondere in maniera esplicita a tre domande:

1. C'è un rischio potenziale per la vegetazione in Trentino dovuto all'ozono?
2. Ci sono sintomi specifici sulla vegetazione, correlabili all'ozono?
3. Ci sono effetti sulla salute e sugli accrescimenti degli alberi imputabili all'ozono?

Le indagini condotte hanno riguardato (i) misurazioni di ozono mediante dosimetri passivi condotte su una rete sistematica su tutta la provincia; (ii) modellistica per stimare le concentrazioni e l'esposizione ad ozono della vegetazione per l'intera superficie provinciale ed i flussi stomatici nel sito di Passo Lavazè; (iii) indagini sui sintomi fogliari su bioindicatori specifici introdotti (*Nicotiana tabacum* L. Bel-W3) e spontanei (*Viburnum lantana* L.) e sulla vegetazione forestale in genere; (iv) analisi statistica dei dati di defogliazione ed accrescimento degli alberi forestali nei siti trentini di monitoraggio di Livello I e II (Passo Lavazè). Tutte le indagini sono state condotte secondo procedure di qualità dei dati. I risultati evidenziano che in provincia di Trento sono presenti concentrazioni elevate di ozono che determinano livelli di esposizione eccedenti i limiti EU e UNECE sul 76-95% della superficie (a seconda del limite considerato). Anche la stima dei flussi stomatici effettuata per Passo Lavazè evidenzia livelli nettamente superiori a quanto considerato dannoso per la vegetazione dai manuali UNECE. I sintomi rilevati su bioindicatori specifici (introdotti e spontanei) sono risultati proporzionali ai livelli di ozono, ma le relazioni sono sempre complesse ed evidenziano il ruolo degli altri fattori ambientali, come il sito di misura, la temperatura e l'umidità. Invece, le specie forestali osservate nei siti di Livello I e II della rete UNECE ICP Forests non hanno mai mostrato sintomi specifici attribuibili all'ozono. Nel corso della stagione vegetativa, sulle specie forestali - in particolare latifoglie - è stato tuttavia registrato un aumento dei sintomi fogliari di altra natura (biotica ed abiotica) più marcato presso i siti con maggiore esposizione all'ozono. I risultati dello studio su defogliazione ed accrescimento rilevati sulla rete UNECE ICP Forests di Livello I e II mostrano che - per i siti esaminati e nel periodo considerato - i fattori sito, danni di varia natura biotica ed abiotica e rapporto fogliare N:K sono statisticamente significativi nello spiegare la defogliazione e che i fattori rapporto fogliare N:Mg e diametro degli alberi (utilizzato come proxy per l'età) sono statisticamente significativi nello spiegare l'accrescimento. L'ozono non è mai risultato un fattore significativo per spiegare accrescimento e defogliazione. L'apparente contraddizione tra elevate concentrazioni, esposizione e flussi ed i limitati effetti rilevati sulla vegetazione può forse dipendere (i) dall'inadeguatezza dei livelli critici stabiliti per la protezione della vegetazione, (ii) dalla presenza di forme di adattamento da parte delle piante alle alte concentrazioni di ozono, (iii) dalla scarsa sensibilità e/o specificità degli indicatori di risposta utilizzati o (iv) dalla necessità di integrare il set di dati da analizzare con altre sorgenti di informazione e su scala temporale più ampia.

Extended abstract

Tropospheric ozone (O_3) is considered the most dangerous gaseous air pollutant in Europe and elsewhere. Several studies pointed out the role of ozone in relation to climate change, human health, and effects on vegetation. The project *Ozone EFFORT (Ozone Effects on FORests in Trentino - Italy)* was designed and implemented over the period 2007-2011 to provide explicit answer to three questions:

1. Is there a potential risk placed by ozone to the vegetation in Trentino?
2. Are there specific ozone symptoms on plants, and are they related to ozone levels?
3. Are there ozone-related effects on defoliation and growth of trees at forest monitoring sites in Trentino?

Investigations carried out included (i) ozone measurements by passive sampling over a systematic network across the Trento province; (ii) modeling to estimate ozone concentrations and exposure across the entire area of the province, and to estimate long-term stomatal ozone flux at the Passo Lavazè site; (iii) assessment of foliar symptoms on bioindicators (with ad-hoc introduced *Nicotiana tabacum* L. Bel-W3 and native *Viburnum lantana* L. plants) and other, spontaneous species at the forest monitoring sites; (iv) statistical analysis of defoliation and growth data obtained from UNECE Level I and Level II (Passo Lavazè) sites. All investigations were carried out according to Quality Assurance procedures. Results demonstrated high ozone concentration levels in the Trento province, leading to frequent (76-95%) exceedance of EU and UNECE limits. Also stomatal fluxes at Passo Lavazè were reported to exceed critical limits, and were consistent with exposure values. Symptoms on bioindicator plants were consistent with ozone levels, although there were complex relationships with site and environmental factors. On the other side, forest species observed at Level I and II sites were never reported as symptomatic with respect to ozone. Rather, the frequency of other (biotic and abiotic) injury on that species - mostly broadleaves - was reported to increase more along the growing season on sites with higher ozone levels. Statistical analyses showed that site, biotic and abiotic damage, and foliar N:K were significant factors to explain the variability of defoliation and N:Mg and DBH (as a proxy for age) were significant factors to explain the variability of growth for Level I and II sites. Ozone was never reported as significant factor. The apparent inconsistency between high ozone levels and limited effect on vegetation may depend on (i) inadequacy of critical levels and limits to protect vegetation, (ii) adaptation to high ozone concentrations, (iii) poor sensitivity of the health and growth indicators adopted; and (iv) the need to further integrate (in space and time) the available dataset.

1. Introduzione: il progetto Ozono EFFORT, Ozono Effects on FORests in Trentino

Elena Gottardini¹, Mauro Confalonieri², Fabiana Cristofolini¹, Antonella Cristofori¹, Marco Ferretti³

¹ Fondazione Edmund Mach, Centro Ricerca ed Innovazione IASMA, Dipartimento Agroecosistemi Sostenibili e Biorisorse, Via E. Mach 1, 38010 San Michele all'Adige, (TN), Italia

² Servizio Foreste e Fauna, Provincia Autonoma di Trento, Via G.B. Trener 3, 38121 Trento, Italia

³ TerraData environmetrics, via L. Bardelloni 19, 58025 Monterotondo M.mo, Grosseto, Italia

Riassunto. L'ozono troposferico (O_3) è ritenuto il contaminante gassoso di potenziale maggiore pericolosità per la vegetazione agraria, semi-naturale e forestale a causa del suo alto potere ossidante, dei suoi elevati livelli ed ampia diffusione in aree rurali e forestali. In seguito ad alcune evidenze circa un possibile superamento delle soglie di rischio ozono per la vegetazione in Trentino, nord Italia (347.000 ha di foreste pari al 56% della superficie provinciale), è stato intrapreso uno studio mirato a comprendere (i) concentrazioni di ozono, esistenza ed estensione del rischio potenziale per la vegetazione in Trentino; (ii) presenza di sintomi specifici sulla vegetazione; (iii) evidenze di effetti sulla salute e sugli accrescimenti degli alberi. A tale scopo è stato realizzato il progetto Ozono EFFORT - Ozono Effects on FORests in Trentino strutturato in 5 anni di attività (2007-2011) e basato sulla raccolta, l'integrazione e l'analisi di dati di diverso tipo, natura e provenienza. Al fine di ottenere stime realistiche dell'esposizione ad O_3 della vegetazione forestale trentina, sono state effettuate misurazioni su una rete di 21 siti distribuiti sistematicamente sul territorio provinciale. Applicazioni modellistiche e GIS hanno consentito di stimare le concentrazioni di ozono e l'esposizione (AOT40) per tutta la provincia con una risoluzione spaziale di 1x1 km. Una valutazione relativa al reale assorbimento di ozono da parte delle piante è stata effettuata stimando i flussi stomatici di ozono nel sito di Passo Lavazé sul periodo 1996-2009. La presenza di effetti specifici dell'ozono sulla vegetazione è stata valutata con indagini ad-hoc su bioindicatori introdotti e su specie spontanee. Infine è stata valutata la presenza di effetti non specifici mediante la realizzazione di uno studio correlativo tra dati esistenti di accrescimento e salute delle piante forestali (siti di monitoraggio delle foreste della rete UNECE di Livello I e II) e i livelli di ozono. In questo rapporto si descrivono i vari ambiti di studio affrontati ed i risultati ottenuti attraverso la realizzazione del progetto Ozono EFFORT.

Parole chiave: Trentino, foreste, ozono, rischio, danno, accrescimento, defogliazione

Abstract. Tropospheric ozone (O_3) is considered the most harmful air pollutant for vegetation because of its high oxidative potential, its high levels and widespread occurrence in rural and forested areas. Based on evidence about possible exceedance of the critical levels for vegetation in Trentino (northern Italy; 347 000 ha of forest equal to 56% of the province), a study was undertaken with the aims to evaluate (i) the ozone concentration levels and the potential risk for Trentino's vegetation; (ii) specific symptoms on vegetation; and (iii) effects on tree health and growth. With this purpose, the project Ozono EFFORT - Ozono Effects on FORests in Trentino has been realized over 5 years (2007-2011). It was based on the collection, integration and analysis of data of different types, nature and source. Realistic estimates of ozone exposure for the forest in Trentino were obtained from direct measurements on 21 sites systematically distributed on the whole province. Modeling and GIS allowed an estimation of the ozone concentrations and exposure (AOT40) for the entire province at a 1x1 km resolution. The actual ozone uptake by plants was assessed by means of stomatal ozone fluxes at the forest site of Passo Lavazé over the 1996-2009 period. Ozone-specific symptoms on vegetation have been evaluated by ad-hoc surveys on introduced bio-indicators and spontaneous species. Finally, the occurrence of non-specific effects was evaluated by a correlative study based on existing data on growth and health of forest trees (Level I and II ICP Forest monitoring sites of the UNECE network). In the present report, we describe the different works and results obtained through the implementation of the Ozono EFFORT project.

Key words: Trentino, forests, ozone, risk, injury, growth, defoliation

L'ozono troposferico

L'ozono troposferico (O_3) è attualmente ritenuto uno dei più pericolosi inquinanti gassosi in Europa (EEA, 2009). Un considerevole numero di studi indica l'ozono troposferico come un elemento importante da considerare in relazione a questioni come cambiamenti climatici, salute umana, effetti sulla vegetazione (The Royal Society, 2008). Elevati livelli di questo inquinante possono, infatti, causare problemi alla salute umana (WHO, 2008) ed aumento della mortalità (Stafoggia et al., 2010), danni alla vegetazione (Ashmore, 2005; UNECE, 2004; Wittig et al., 2009), alterazioni qualitative e quantitative delle produzioni agrarie (Booker et al., 2009; Mills et al., 2007), variazioni nella composizione delle specie vegetali (Payne et al., 2011; Pflieger et al., 2010), danni ad infrastrutture e beni culturali (Screpanti and De Marco, 2009; Varotsos et al., 2009).

L'ozono è un inquinante secondario che si origina prevalentemente dagli ossidi di azoto (NO_x) e dai composti organici volatili (COV), le cui sorgenti sono per lo più di natura antropica. Nonostante gli sforzi messi in atto dai Paesi europei fin dagli anni '90 per mitigare l'inquinamento da ozono attraverso la riduzione delle emissioni antropogeniche dei precursori, le concentrazioni di tale inquinante nelle aree urbane e rurali dell'Europa non mostrano alcun trend di diminuzione. In tale situazione, le eccedenze rispetto ai valori standard definiti dall'Unione Europea per la protezione della vegetazione (2008/50/EU, 11 June 2008) restano elevate e diffuse, tali che ampia parte della superficie coltivata e delle foreste in Europa risulta esposta a livelli potenzialmente dannosi (EEA, 2009) (Figura 1).

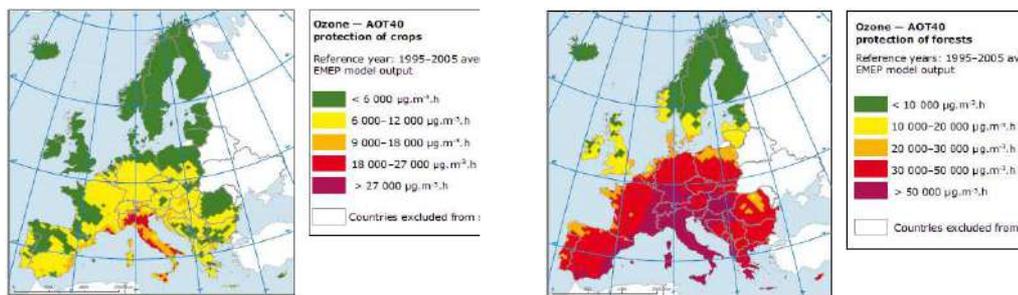


Figura 1. Valori medi modellati di AOT40 per colture e foreste per il periodo 1995–2005 (Fonte: EEA Technical report No 7/2009).

L'ozono (O_3) è un gas formato da tre atomi di ossigeno, dotato di un elevato potere ossidante. Per la maggior parte (circa il 90%) si trova nella stratosfera, lo strato di atmosfera che si estende tra i 15 ed i 50 km di altezza dalla superficie terrestre. L'ozono stratosferico ha la funzione importante di proteggere la superficie terrestre dalle radiazioni ultraviolette emesse dal Sole, altrimenti dannose per gli esseri viventi a causa della loro azione mutagena. Nella troposfera, lo strato basso dell'atmosfera, la presenza dell'ozono è dovuta in parte al naturale scambio che

avviene con la stratosfera e alle scariche elettriche durante i temporali, ma prevalentemente è determinata da processi di formazione dell'inquinante attraverso complesse reazioni fotochimiche che coinvolgono contaminanti primari - detti anche precursori - quali gli ossidi di azoto (NO_x) ed i composti organici volatili (COV) o idrocarburi, di natura prevalentemente antropica. Per azione delle radiazioni ultraviolette, nella troposfera avviene una serie di reazioni indicata come ciclo fotolitico dell' NO_2 durante la quale si ha continua produzione e successiva degradazione dell'ozono (Figura 2A). Quando nella troposfera sono presenti anche specie chimicamente molto attive quali gli idrocarburi (HC), il suddetto equilibrio viene spostato verso l'aumento dell'ozono attraverso la sottrazione diretta di NO e la formazione di altri composti inquinanti (Figura 2B).

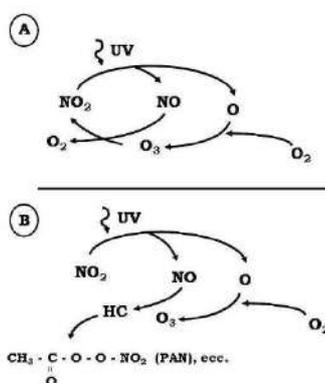


Figura 2. A) Ciclo fotolitico indisturbato del biossido di azoto; B) interazione con gli idrocarburi a formare lo smog fotochimico (da Lorenzini and Nali, 2005).

Nonostante la sua produzione avvenga nelle aree urbane, dove prevalentemente si ha l'emissione degli inquinanti primari, è ampiamente accertata la presenza di elevate concentrazioni di O_3 in zone rurali e forestali (Hunova et al., 2011; Stockwell et al., 1997). Il trasporto a lunga distanza dell'ozono e dei suoi precursori sembra essere la causa principale di questo fenomeno (Colbeck and Harrison, 1985).

Nel corso dell'ultimo secolo le concentrazioni di ozono troposferico sono pressoché raddoppiate (Derwent et al., 2007; Vingarzan, 2004). Attualmente la concentrazione di O_3 "al suolo" ad un livello di *background* è pari a 20-40 ppb (circa 40-80 $\mu\text{g m}^{-3}$, con 1 ppb = 1,96 $\mu\text{g m}^{-3}$ a 20 °C e 101,325 kPa). In Figura 3 sono riportati gli andamenti delle concentrazioni medie annuali registrate nel periodo aprile-settembre da due centraline automatiche della rete di monitoraggio degli inquinanti aerei dell'Agenzia Provinciale per la Protezione dell'Ambiente di Trento (APPA TN, <http://www.appa.provincia.tn.it/aria/>). E' evidente come le concentrazioni di questo inquinante abbiano una certa variabilità interannuale ma che comunque siano sempre più elevate nella stazione alla quota maggiore.

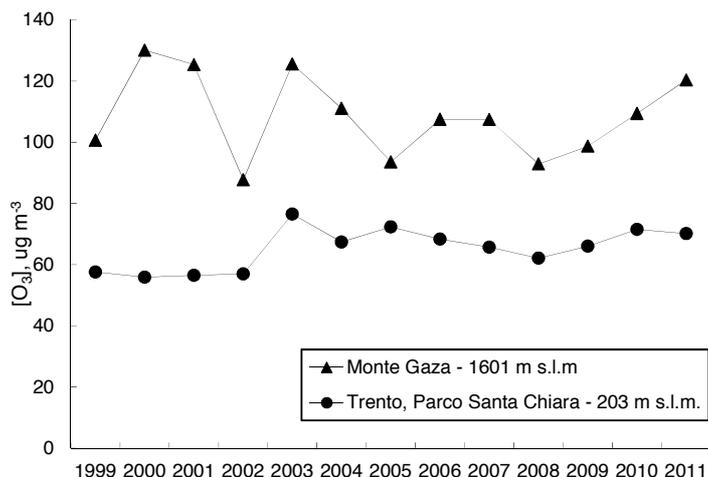


Figura 3. Concentrazioni medie annuali di ozono registrate tra aprile e settembre negli anni 1999-2011 in due stazioni della rete di misura degli inquinanti dell'aria della provincia di Trento, poste a differenti quote ed ambienti (dati: Agenzia Provinciale per la Protezione dell'Ambiente, TN).

La presenza di ozono è variabile anche nell'arco dell'anno e della giornata. Il periodo più critico per la formazione di tale inquinante è tipicamente quello estivo. La Figura 4 riporta i valori medi mensili di ozono rilevati. Sebbene le due stazioni di misura si trovino in ambienti diversi, per quota e uso del suolo, i profili annuali sono analoghi ed evidenziano il picco delle concentrazioni centrato sui mesi estivi.

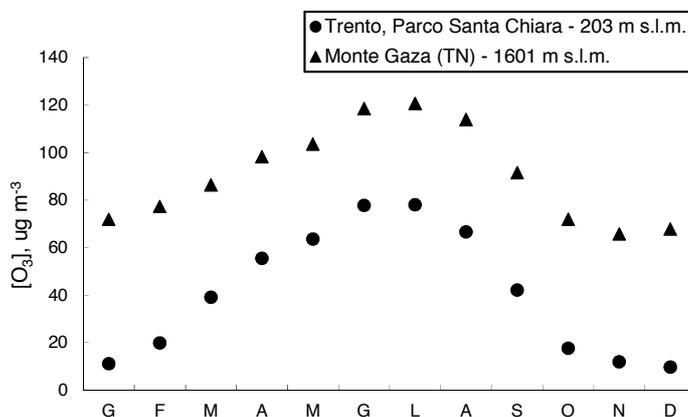


Figura 4. Andamento annuale delle concentrazioni medie mensili di ozono registrate in due stazioni della rete di misura degli inquinanti dell'aria della provincia di Trento poste a differenti quote (APPA TN). I valori medi mensili si riferiscono al periodo 1999 - 2009.

Anche l'andamento giornaliero delle concentrazioni di ozono è variabile (Figura 5): i valori massimi sono raggiunti generalmente nel pomeriggio, durante le ore più calde della giornata, per poi scendere durante le ore notturne e mattutine. Alle quote più elevate il profilo giornaliero tende

però ad essere più appiattito e le concentrazioni restano costantemente elevate nel corso delle 24 ore, con un leggero calo durante il mattino.

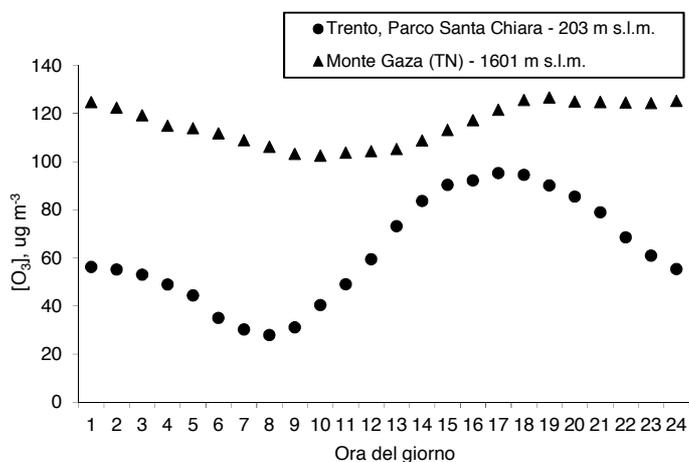


Figura 5. Andamento giornaliero delle concentrazioni medie orarie di ozono registrate in due stazioni della rete di misura degli inquinanti dell'aria della provincia di Trento poste a differenti quote (APPA TN). I valori si riferiscono al mese di giugno 2011.

Appare evidente che, oltre ad una variabilità nel tempo (andamento giornaliero, stagionale e annuale), l'ozono in ambiente montano mostra anche una variabilità nello spazio strettamente dipendente dalla quota (Bytnerowicz et al., 2004; Hunova et al., 2011; Loibl et al., 1994): è stato infatti calcolato un gradiente altitudinale di 4,0 - 5,4 ppb, (corrispondenti a circa 8 - 10,8 $\mu\text{g m}^{-3}$), ogni 100 m di quota fino a circa 1.000 m s.l.m. (Hunova et al., 2011).

Meccanismi di fitotossicità dell'ozono ed effetti sulla vegetazione

Come già accennato, gli effetti fitotossici dell' O_3 sono principalmente imputabili al suo elevato potere ossidante, conseguente al potenziale di ossidoriduzione, pari a +2,07 V. Il danno è il risultato di reazioni biochimiche e fisiologiche che avvengono nel mesofillo fogliare (Figura 6), con ripercussioni in tutto l'organismo vegetale.

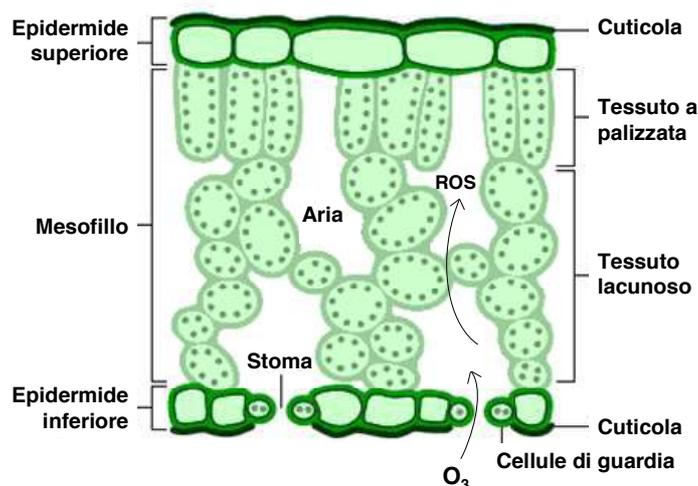


Figura 6. Sezione trasversale di lamina fogliare (modificato da <http://www.bbc.co.uk>).

L'ozono penetra attraverso gli stomi e diffonde, senza provocare danni, attraverso il tessuto lacunoso fino a raggiungere le cellule suscettibili del tessuto a palizzata. Nell'apoplasto, l'ozono degrada rapidamente in derivati attivi dell'ossigeno (*Reactive Oxygen Species*, ROS), responsabili principali dell'azione tossica. Il flusso di ozono verso l'interno della foglia è regolato principalmente dalla concentrazione esterna del gas e dalla conduttanza stomatica. Ad incidere sulla fitotossicità dell'O₃ è dunque l'equilibrio che si viene a creare tra la quantità effettiva d'inquinante che raggiunge i siti reattivi all'interno della foglia e la capacità della pianta di sintetizzare sostanze in grado di contrastare l'attacco ossidante (ad esempio acido ascorbico, glutatione, carotenoidi, flavonoidi).

Gli effetti dell'ozono sulla vegetazione si possono manifestare a vari livelli di organizzazione biologica e in diversi modi. A livello ultrastrutturale i cambiamenti indotti dall'ozono riguardano la perdita dell'integrità della membrana cellulare e la conseguente riduzione nella capacità di trasportare sostanze chimiche e di mantenere l'omeostasi. Le membrane degli organelli, in particolare quelle dei cloroplasti, sono considerate particolarmente suscettibili al danno da ozono. Come conseguenza del danneggiamento dei cloroplasti si verifica il collasso delle cellule del mesofillo secondo un tipico meccanismo di risposta ipersensibile (HR). Recenti studi hanno dimostrato che l'induzione di un meccanismo di risposta ipersensibile da parte dell'ozono è simile al meccanismo di difesa delle piante da altri fattori sia biotici - come l'attacco di patogeni (Kangasjarvi et al., 2005) - sia abiotici (eccesso di luce, deficit idrico).

Gli effetti fitotossici dell'O₃ si esprimono anche a livello fisiologico. L'attacco della membrana del cloroplasto comporta, infatti, la riduzione dell'attività fotosintetica e l'inibizione dell'attività della RuBisCO (Ribuloso bifosfato carbossilasi, l'enzima chiave del ciclo di Calvin), riducendo in tal modo la fissazione della CO₂. Secondo alcuni autori questa riduzione è imputabile alla diminuzione della concentrazione di RuBisCO nelle foglie piuttosto che ad un decremento del suo

stato di attivazione (Fiscus et al., 2005). La riduzione dell'attività fotosintetica determina un decremento nella produzione di zuccheri solubili ed amido. Ciò causa una riduzione della crescita, anche come conseguenza del fatto che tali importanti risorse sono sottratte al processo stesso di crescita ed utilizzate in processi di detossificazione (Guderian et al., 1985). La riduzione di crescita delle piante arboree può avere importanti ripercussioni anche sul sequestro di carbonio dall'atmosfera (Wittig et al., 2009). La perdita economica in seguito alla ridotta produzione di biomassa legnosa causata dall'ozono in Svezia è stimata essere di 56 milioni di euro all'anno (Karlsson et al., 2005). Macroscopicamente, gli effetti dell'ozono sulla vegetazione si possono manifestare anche come lesioni fogliari. Danni visibili sulle foglie sono ritenuti la prima - e facilmente riconoscibile - indicazione di stress ossidativo determinato dalla presenza di livelli fitotossici di ozono. La rilevazione dei sintomi fogliari è frequentemente utilizzata per monitorare l'effetto di questo inquinante sulla vegetazione (Hunova et al., 2011; UNECE, 2004). Gli effetti dell'ozono si possono mostrare anche a livello di popolamento: gli individui più sensibili, sui quali l'ozono ha conseguenze negative maggiori, risulterebbero essere meno vitali e più deboli nei confronti di un ampio range di stress biotici ed abiotici (Krupa et al., 2001; Skarby et al., 1998); inoltre avrebbero minori capacità di competere per l'approvvigionamento delle risorse e dunque sarebbero destinati ed essere eliminati (Bussotti, 2008).

Date le modalità di assorbimento dell'ozono e i meccanismi con i quali si esplica la sua fitotossicità, le piante possono adottare fundamentalmente due strategie difensive per proteggersi da questo inquinante:

- (i) esclusione dello stress attraverso la chiusura delle aperture stomatiche (Moldau et al., 2011); la riduzione della conduttanza stomatica può però comportare una diminuzione nell'assorbimento anche della CO₂ e quindi, se prolungata, compromettere il processo fotosintetico;
- (ii) tolleranza allo stress attraverso l'attivazione di sistemi di detossificazione nei confronti delle specie reattive dell'ossigeno (Plochl et al., 2000; Sharma and Davis, 1997).

Valutazione del rischio ozono per la vegetazione

Per valutare il rischio che l'ozono può causare alla vegetazione si fa comunemente riferimento al concetto di livello critico, inteso come *"la concentrazione atmosferica dell'inquinante al di sopra della quale possono verificarsi effetti negativi sui recettori, come gli esseri umani, le piante, gli ecosistemi ed i materiali, sulla base delle conoscenze attuali"* (UNECE, 1996). Il livello critico adottato per l'ozono è basato sull'indice di esposizione cumulativa chiamato AOT40 (ozone Accumulated Over a Threshold concentration of 40 ppb), che viene calcolato secondo la seguente formula:

$$\text{AOT 40} = \sum([\text{O}_3] - 40) \quad \text{per } [\text{O}_3] > 40 \text{ ppb}$$

Secondo la direttiva relativa alla qualità dell'aria (2008/50/EU, 11 June 2008), questo indice rappresenta la sommatoria delle eccedenze delle concentrazioni medie orarie di O₃ al di sopra del valore di 40 ppb (circa 80 µg m⁻³) tra le ore 8.00 e le ore 20.00, da maggio a luglio (Figura 7).

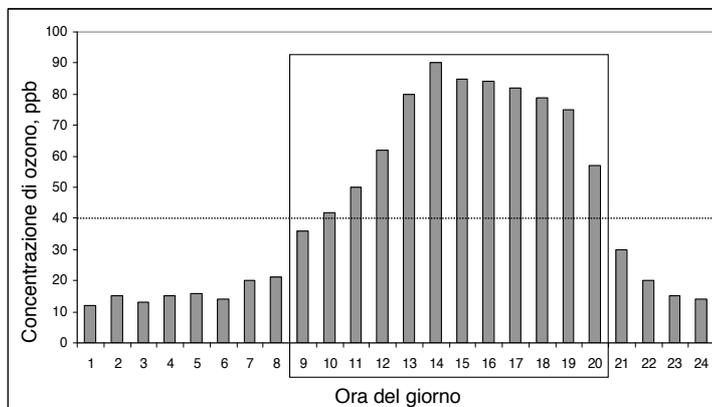


Figura 7. Esempio di profilo giornaliero delle concentrazioni orarie di ozono e valori considerati per il calcolo dell'AOT40.

La direttiva stabilisce i valori di AOT40 per la protezione della vegetazione; in particolare, fissa un obiettivo per il 2010 di 9.000 ppb h (circa 18.000 µg m⁻³ h) come media di 5 anni e un obiettivo di lungo periodo, non definito come scadenza, di 3.000 ppb h (circa 6.000 µg m⁻³ h), entrambi da calcolare sul periodo maggio - luglio. In ambito UNECE (UNECE, 2004) il livello critico per la protezione delle foreste è stato stabilito pari a 5.000 ppb h (10.000 µg m⁻³ h) per il periodo compreso tra l'1 aprile e il 30 settembre per le ore diurne (radiazione luminosa maggiore o uguale a 50 W m⁻²). Ad esso è associato convenzionalmente un danno pari alla riduzione di biomassa del 5%, riferito a latifoglie ozono-sensibili (faggio e betulla), in condizioni ambientali sensibili (favorevoli all'assorbimento stomatico di ozono) (Karlsson et al., 2004). Negli ultimi anni, la comunità scientifica ha ampiamente discusso sulla possibilità di sostituire, per la valutazione del rischio ozono, gli indici di esposizione con modelli di flusso stomatico cumulato (Mills et al., 2011). Se l'uso dei flussi stomatici può risultare concettualmente più appropriato perché consentirebbe di stimare quanto ozono entra nella pianta, va tuttavia tenuto in considerazione che i modelli per stimare tali flussi richiedono delle assunzioni e la necessità di stimare una serie di parametri tali che l'errore associato alla stima finale del flusso stomatico risulta, se non sconosciuto (Ferretti et al., 2007), comunque di difficile quantificazione (Gerosa and Anfodillo, 2003).

Il monitoraggio dell'ozono in l'Europa è stato avviato con una certa sistematicità alla fine degli anni '80 (Matyssek and Innes, 1999). Dal 2001 il Programma *EU and UNECE ICP Forests* ha lanciato una fase sperimentale per il monitoraggio dell'ozono nelle sue aree forestali per ovviare al fatto che la maggior parte dei dati disponibili a livello europeo riguardano aree urbane, suburbane ed industriali, dove le misure sono ottenute tramite centraline automatiche. Tale fase sperimentale si basa su misure delle concentrazioni atmosferiche di ozono con l'impiego di

campionatori passivi e sulla valutazione dei danni visibili sulla vegetazione. Le concentrazioni registrate in siti forestali italiani sono risultate tali da determinare frequentemente il superamento dei limiti stabiliti per la protezione delle foreste (Bussotti and Ferretti, 2009).

Il progetto *Ozone EFFORT*: Ozone Effects on FORests in Trentino

Il progetto *Ozone EFFORT* è nato dall'esigenza di conoscere i livelli di ozono su tutta la provincia di Trento e di comprendere i reali effetti di tale inquinante sulla vegetazione. All'inizio del progetto, i dati di concentrazione disponibili si riferivano a quelli misurati dalle centraline automatiche dell'Agenzia Provinciale per la Protezione dell'Ambiente di Trento (APPA TN, <http://www.appa.provincia.tn.it/aria/>), collocate prevalentemente in area urbana e in fondovalle, tranne quella del Monte Gaza posta a 1.601 m s.l.m.. I dati di quest'ultima e quelli rilevati al Passo Lavazè nell'ambito del programma CONECOFOR (Ferretti et al., 2003) avevano evidenziato la presenza di concentrazioni elevate di O₃ tali da far supporre una situazione di rischio potenziale per la vegetazione. Ciò nonostante, non esistevano misure sistematiche in aree forestali capaci di fornire informazioni sull'effettiva distribuzione territoriale di questo inquinante. Completamente assenti erano invece studi specifici dai quali fosse possibile ricavare informazioni relative ad eventuali effetti dell'ozono sulla vegetazione in Trentino. Per cercare di colmare tali lacune, il Centro Ricerca ed Innovazione della Fondazione Edmund Mach e TerraData environmetrics (*Spin-off* dell'Università di Siena) hanno avviato nel 2007 il progetto *Ozone EFFORT*, concordato ed in collaborazione con il Servizio Foreste e Fauna della Provincia Autonoma di Trento e con l'Agenzia Provinciale per la Protezione dell'Ambiente di Trento. Il progetto è stato suddiviso in diverse attività, programmate su cinque anni e concettualmente impostate in modo da dare risposta ai seguenti quesiti (Figura 8):

1. C'è un rischio potenziale per la vegetazione in Trentino dovuto all'ozono?
2. Ci sono sintomi specifici sulla vegetazione, correlabili all'ozono?
3. Ci sono effetti sulla salute e sugli accrescimenti degli alberi imputabili all'ozono?

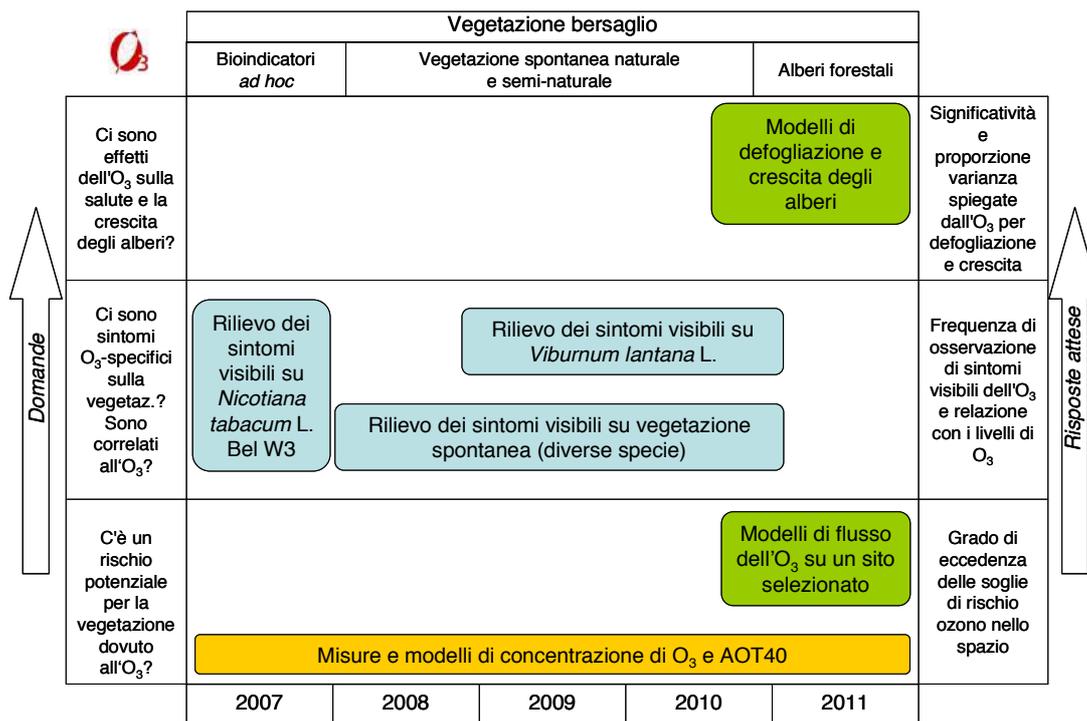


Figura 8. Schema del progetto Ozono EFFORT- Ozono Effects on FORests in Trentino.

Per rispondere alla prima domanda era necessario conoscere i reali livelli di ozono sull'intera superficie provinciale. Pertanto, nel 2007 è stata avviata una serie di campagne di misura delle concentrazioni di ozono, installando campionatori passivi (PASSAM AG, <http://www.passam.ch/ozone.htm>) presso i 15 siti forestali di monitoraggio delle condizioni dei boschi che ricadono sul territorio provinciale (rete ICP Forests di Livello I); le misure sono state estese nel 2009 ad altri 5 siti forestali, allo scopo di rendere più uniforme la copertura del territorio provinciale. I dati sono stati utilizzati per ottenere valori di concentrazione e di esposizione spazializzati sull'intera provincia e mappe di rischio potenziale per la vegetazione (Capitoli 2 e 3). Per rispondere al secondo quesito, sono stati intrapresi studi specifici mirati a verificare se i livelli di ozono riscontrati erano in grado di provocare effetti misurabili sulla vegetazione. Si è dunque proceduto per passi successivi, prendendo inizialmente in considerazione una pianta notoriamente supersensibile all'ozono, la cultivar di tabacco (*Nicotiana tabacum* L.) Bel-W3 (Cristofolini et al., 2011), allo scopo di capire se i livelli di ozono in Trentino fossero tali da causare un danno alla vegetazione sensibile, proporzionale alle concentrazioni misurate (Capitolo 4.1). Successivamente lo studio è stato mirato alla comprensione delle risposte all'ozono da parte della vegetazione spontanea. Pertanto, negli anni 2008-2011 sono state condotte una serie di campagne di osservazione in siti forestali per verificare se vi fossero sintomi fogliari sulla vegetazione spontanea imputabili all'ozono; i rilievi sono stati effettuati riferendosi alla metodica ICP Forests (Submanual for the Assessment of Ozone Injury on European Forest Ecosystems - Intensive Monitoring Plots Level II - <http://www.ozoneinjury.org>). Gli studi sulle

risposte della vegetazione spontanea hanno anche riguardato in dettaglio la specie arbustiva *Viburnum lantana* L., anch'essa nota per la sensibilità all'ozono. Attraverso due studi in campo impostati *ad hoc*, sono state esplorate le potenzialità di questa specie, e verificati i requisiti necessari per essere impiegata come bioindicatore dell'ozono *in situ* (Capitolo 4.2). Un'indagine specifica sui sintomi fogliari presenti sulla vegetazione spontanea è stata condotta presso i siti di monitoraggio *ICP Forests* di Livello I presenti in provincia di Trento (Capitolo 4.3). Infine, per valutare i possibili effetti dell'ozono su accrescimento e salute delle foreste in Trentino, è stato svolto uno studio correlativo basato sui dati raccolti sui siti di Livello I e di Passo Lavazè (Capitolo 4.4).

I capitoli seguenti descrivono in modo dettagliato le varie parti di lavoro affrontate nell'ambito del progetto *Ozone EFFORT* mirate a rispondere agli specifici quesiti.

Bibliografia

2008/50/EU, D., 11 June 2008. Directive 2008/50/EC of the European Parliament and of the Council of 21 May 2008 on ambient air quality and cleaner air for Europe. Journal of the European Union.

Ashmore, M.R., 2005. Assessing the future global impacts of ozone on vegetation. *Plant Cell and Environment* 28, 949-964.

Booker, F., Muntifering, R., McGrath, M., Burkey, K., Decoteau, D., Fiscus, E., Manning, W., Krupa, S., Chappelka, A., Grantz, D., 2009. The Ozone Component of Global Change: Potential Effects on Agricultural and Horticultural Plant Yield, Product Quality and Interactions with Invasive Species. *Journal of Integrative Plant Biology* 51, 337-351.

Bussotti, F., 2008. Functional leaf traits, plant communities and acclimation processes in relation to oxidative stress in trees: a critical overview. *Global Change Biology* 14, 2727-2739.

Bussotti, F., Ferretti, M., 2009. Visible injury, crown condition, and growth responses of selected Italian forests in relation to ozone exposure. *Environmental Pollution* 157, 1427-1437.

Bytnerowicz, A., Godzik, B., Grodzinska, K., Fraczek, W., Musselman, R., Manning, W., Badea, O., Popescu, F., Fleischer, P., 2004. Ambient ozone in forests of the Central and Eastern European mountains. *Environmental Pollution* 130, 5-16.

Colbeck, I., Harrison, R.M., 1985. The frequency and causes of elevated concentrations of ozone at ground-level at rural sites in northwest England. *Atmospheric Environment* 19, 1577-1587.

Cristofolini, F., Cristofori, A., Gottardini, E., Maccherini, S., Ferretti, M., 2011. Constraints in the identification and interpretation of ozone as a significant predictor of effects on the supersensitive indicator *Nicotiana tabacum* Bel-W3 in biomonitoring studies. *Ecological Indicators* 11, 1065-1073.

Derwent, R.G., Simmonds, P.G., Manning, A.J., Spain, T.G., 2007. Trends over a 20-year period from 1987 to 2007 in surface ozone at the atmospheric research station, Mace Head, Ireland. *Atmospheric Environment* 41, 9091-9098.

EEA, 2009. Assessment of ground-level ozone in EEA member countries, with a focus on long-term trends. European Environment Agency Report no 7/2009. ISSN 1725-2237. European Environment Agency Report no 7/2009. ISSN 1725-2237.

Ferretti, M., Brusasca, G., Buffoni, A., Bussotti, F., Cozzi, A., Petriccione, B., Pompeii, E., Silibello, C., 2003. Ozone risk in the permanent plots of the Italian intensive monitoring of forest ecosystems - An introduction. *Annali dell'Istituto Sperimentale per la Selvicoltura* 30, 3-28.

Ferretti, M., Fagnano, M., Amoriello, T., Badiani, M., Ballarin-Denti, A., Buffoni, A., Bussotti, F., Castagna, A., Cieslik, S., Costantini, A., De Marco, A., Gerosa, G., Lorenzini, G., Manes, F., Merola, G., Nali, C., Paoletti, E., Petriccione, B., Racalbutto, S., Rana, G., Ranieri, A., Tagliaferri, A., Vialetto, G., Vitale, M., 2007. Measuring, modelling and testing ozone exposure, flux and effects on vegetation in southern European conditions - What does not work? A review from Italy. *Environmental Pollution* 146, 648-658.

- Fiscus, E.L., Booker, F.L., Burkey, K.O., 2005. Crop responses to ozone: uptake, modes of action, carbon assimilation and partitioning. *Plant Cell and Environment* 28, 997-1011.
- Gerosa, G., Anfodillo, T., 2003. Modelling stomatal uptake of ozone: data requirements and applicability to the CONECOFOR PMPs in Italy. *Annali dell'Istituto Sperimentale per la Selvicoltura* 30, 85-97.
- Guderian, R., Tingey, D.T., Rabe, R., 1985. Effects of photochemical oxidants on plants. *Air pollution by photochemical oxidants*, 129-331.
- Hunova, I., Matouskova, L., Srnensky, R., Kozelkova, K., 2011. Ozone influence on native vegetation in the Jizerske hory Mts. of the Czech Republic: results based on ozone exposure and ozone-induced visible symptoms. *Environmental Monitoring and Assessment* 183, 501-515.
- Kangasjarvi, J., Jaspers, P., Kollist, H., 2005. Signalling and cell death in ozone-exposed plants. *Plant Cell and Environment* 28, 1021-1036.
- Karlsson, P.E., Pleijel, H., Belhaj, M., Danielsson, H., Dahlin, B., Andersson, M., Hansson, M., Munthe, J., Grennfelt, P., 2005. Economic assessment of the negative impacts of ozone on crop yields and forest production. A case study of the estate Ostads Sateri in southwestern Sweden. *Ambio* 34, 32-40.
- Karlsson, P.E., Uddling, J., Braun, S., Broadmeadow, M., Elvira, S., Gimeno, B.S., Le Thiec, D., Oksanen, E., Vandermeiren, K., Wilkinson, M., Emberson, L., 2004. New critical levels for ozone effects on young trees based on AOT40 and simulated cumulative leaf uptake of ozone. *Atmospheric Environment* 38, 2283-2294.
- Krupa, S., McGrath, M.T., Andersen, C.P., Booker, F.L., Burkey, K.O., Chappelka, A.H., Chevone, B.I., Pell, E.J., Zilinskas, B.A., 2001. Ambient ozone and plant health. *Plant Disease* 85, 4-12.
- Loibl, W., Winiwarer, W., Kopsca, A., Zueger, J., Baumann, R., 1994. Estimating the spatial distribution of ozone concentrations in complex terrain. *Atmospheric Environment* 28, 2557-2566.
- Lorenzini, G., Nali, C., 2005. *Le piante e l'inquinamento dell'aria*. Springer-Verlag, Italia.
- Matyssek, R., Innes, J.L., 1999. Ozone - A risk factor for trees and forests in Europe? *Water Air and Soil Pollution* 116, 199-226.
- Mills, G., Buse, A., Gimeno, B., Bermejo, V., Holland, M., Emberson, L., Pleijel, H., 2007. A synthesis of AOT40-based response functions and critical levels of ozone for agricultural and horticultural crops. *Atmospheric Environment* 41, 2630-2643.
- Mills, G., Hayes, F., Simpson, D., Emberson, L., Norris, D., Harmens, H., Buker, P., 2011. Evidence of widespread effects of ozone on crops and (semi-)natural vegetation in Europe (1990-2006) in relation to AOT40- and flux-based risk maps. *Global Change Biology* 17, 592-613.
- Moldau, H., Vahisalu, T., Kollist, H., 2011. Rapid stomatal closure triggered by a short ozone pulse is followed by reopening to overshooting values. *Plant signaling & behavior* 6, 311-313.
- Payne, R.J., Stevens, C.J., Dise, N.B., Gowing, D.J., Pilkington, M.G., Phoenix, G.K., Emmett, B.A., Ashmore, M.R., 2011. Impacts of atmospheric pollution on the plant communities of British acid grasslands. *Environmental Pollution* 159, 2602-2608.
- Pfleeger, T.G., Plocher, M., Bichel, P., 2010. Response of pioneer plant communities to elevated ozone exposure. *Agriculture Ecosystems & Environment* 138, 116-126.
- Plochl, M., Lyons, T., Ollerenshaw, J., Barnes, J., 2000. Simulating ozone detoxification in the leaf apoplast through the direct reaction with ascorbate. *Planta* 210, 454-467.
- Screpanti, A., De Marco, A., 2009. Corrosion on cultural heritage buildings in Italy: A role for ozone? *Environmental Pollution* 157, 1513-1520.
- Sharma, Y.K., Davis, K.R., 1997. The effects of ozone on antioxidant responses in plants. *Free Radical Biology and Medicine* 23, 480-488.
- Skarby, L., Ro-Poulsen, H., Wellburn, F.A.M., Sheppard, L.J., 1998. Impacts of ozone on forests: a European perspective. *New Phytologist* 139, 109-122.
- Stafoggia, M., Forastiere, F., Faustini, A., Biggeri, A., Bisanti, L., Cadum, E., Cernigliaro, A., Mallone, S., Pandolfi, P., Serinelli, M., Tessari, R., Vigotti, M.A., Perucci, C.A., EpiAir, G., 2010. Susceptibility Factors to Ozone-related Mortality A Population-based Case-Crossover Analysis. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine* 182, 376-384.
- Stockwell, W.R., Kramm, G., Scheel, H.E., Mohnen, V.A., Seiler, W., 1997. Ozone formation, destruction and exposure in Europe and the United States.
- The Royal Society, 2008. *Ground-level ozone in the 21st century: future trends, impacts and policy implications*. The Royal Society, London, UK. RS Policy document 15/08. ISBN: 978-0-85403-713-1. <http://royalsociety.org/policy/publications/2008/ground-level-ozone/>

UNECE, 2004. Manual on the methodologies and criteria for modelling and mapping critical loads and levels and air pollution effects, risks and trends. Revision 2004.

UNECE, 1996. Eds: L. Kärenlampi. and L. Skärby. Critical levels for ozone in Europe: testing and finalising the concepts. UN-ECE workshop report, University of Kuopio, Finland.

Varotsos, C., Tzanis, C., Cracknell, A., 2009. The enhanced deterioration of the cultural heritage monuments due to air pollution. *Environmental Science and Pollution Research* 16, 590-592.

Vingarzan, R., 2004. A review of surface ozone background levels and trends. *Atmospheric Environment* 38, 3431-3442.

WHO, 2008. Health risks of ozone from long-range transboundary air pollution, in: Amann M, D., R, Forsberg B, et al. (Ed.), p. 93.

Wittig, V.E., Ainsworth, E.A., Naidu, S.L., Karnosky, D.F., Long, S.P., 2009. Quantifying the impact of current and future tropospheric ozone on tree biomass, growth, physiology and biochemistry: a quantitative meta-analysis. *Global Change Biology* 15, 396-424.

2. Concentrazioni, esposizione e flussi stomatici di ozono in Trentino

Fabiana Cristofolini¹, Elena Gottardini¹, Antonella Cristofori¹, Giacomo Gerosa^{2,3}, Angelo Finco³, Marco Ferretti⁴

¹ *Fondazione Edmund Mach, Centro Ricerca ed Innovazione IASMA, Dipartimento Agroecosistemi Sostenibili e Biorisorse, Via E. Mach 1, 38010 San Michele all'Adige, (TN), Italia*

² *Dipartimento di Matematica e Fisica, Università Cattolica del Sacro Cuore, Brescia, Italia*

³ *Ecometrics s.r.l., via G. Rosa 24, Brescia*

⁴ *TerraData environmetrics, via L. Bardelloni 19, 58025 Monterotondo M.mo, Grosseto, Italia*

Riassunto. *Nel progetto Ozono EFFORT sono state effettuate misure delle concentrazioni di ozono troposferico in aree rurali e forestali della provincia di Trento con l'obiettivo di comprendere i rischi potenziali per la vegetazione. I dati sono stati raccolti nel periodo tardo-primaverile ed estivo per i 5 anni di durata del progetto (2007-2011) mediante una rete di campionatori passivi. I valori registrati sono coerenti con i dati rilevati dagli analizzatori automatici della rete gestita dall'Agenzia Provinciale per la Protezione dell'Ambiente di Trento. I siti forestali con le concentrazioni medie stagionali più alte sono risultati essere Brentonico ($154 \pm 14,41 \mu\text{g m}^{-3}$), Condino ($131,45 \pm 6,49 \mu\text{g m}^{-3}$) e Andalo ($128,27 \pm 17,86 \mu\text{g m}^{-3}$), mentre i valori più bassi sono stati rilevati in Val Canali ($61,87 \pm 5,93 \mu\text{g m}^{-3}$), Pinzolo ($68,28 \pm 5,69 \mu\text{g m}^{-3}$) e Castello Tesino ($70,70 \pm 12,47 \mu\text{g m}^{-3}$). Partendo da tali valori è stata stimata l'esposizione della vegetazione in termini di AOT40. Il Valore Obiettivo previsto dalla Direttiva 2008/50/EU per il 2010 di $18.000 \mu\text{g m}^{-3} \text{ h}$ per la protezione della vegetazione è stato mediamente superato in 16 stazioni su 21; in alcuni casi sono stati registrati valori medi di AOT40 fino a tre volte superiori. Al fine di valutare la dose di ozono effettivamente assorbita dalle piante, presso il sito di Livello II di Passo Lavazé sono stati stimati i flussi stomatici per gli anni dal 1996 al 2009. I valori di esposizione e dose stomatica sono risultati entrambi elevati per l'intero periodo e ben correlati tra loro.*

Parole chiave: ozono troposferico, campionatori passivi, concentrazioni, AOT40, flussi stomatici

Abstract. *Within the Ozono EFFORT project, measurement of tropospheric ozone concentrations were carried out at rural and forest sites of the Trento province. The goal was to evaluate the potential risk for vegetation due to ozone. Measurements were carried out by passive sampling during late-spring and summer from 2007 to 2011. Recorded values and time course of ozone are consistent between measures by passive samplers and automatic analyzers (network of the Environmental Protection Agency of the Trento province). The forest sites with the highest seasonal average ozone concentrations were Brentonico ($154 \pm 14.41 \mu\text{g m}^{-3}$), Condino ($131.45 \pm 6.49 \mu\text{g m}^{-3}$) and Andalo ($128.27 \pm 17.86 \mu\text{g m}^{-3}$), while the lowest values were detected in Val Canali ($61.87 \pm 5.93 \mu\text{g m}^{-3}$), Pinzolo ($68.28 \pm 5.69 \mu\text{g m}^{-3}$) and Castello Tesino ($70.70 \pm 12.47 \mu\text{g m}^{-3}$). On the basis of the concentration values, the vegetation exposure index AOT40 was estimated. The Directive 2008/50/EU provides the AOT40 target value for 2010 of $18,000 \mu\text{g m}^{-3} \text{ h}$ for the protection of vegetation; in the case study, this limit is exceeded at 16 of 21 stations, with AOT40 up to three times higher the threshold. Stomatal ozone flux was estimated for the Level II site of Passo Lavazé, in order to assess the actual dose of ozone absorbed by the plant. The exposure and the stomatal dose appear linearly correlated.*

Keywords: tropospheric ozone, passive sampling, concentrations, AOT40, stomatal flux

Introduzione

L'ozono è un inquinante secondario che si origina prevalentemente dagli ossidi di azoto (NO_x) e dai composti organici volatili (COV), le cui sorgenti sono per lo più di natura antropica. Nel corso dell'ultimo secolo le concentrazioni di ozono troposferico sono pressoché raddoppiate (Derwent et al., 2007; Vingarzan, 2004). Nonostante gli sforzi messi in atto dai Paesi europei fin dagli anni '90 per mitigare l'inquinamento da ozono attraverso la riduzione delle emissioni antropogeniche dei precursori, le concentrazioni di tale inquinante nelle aree urbane e rurali dell'Europa non mostrano alcun trend di diminuzione. Attualmente la concentrazione di O_3 "al suolo" ad un livello di *background* è pari a 20-40 ppb (circa 40-80 $\mu\text{g m}^{-3}$, con 1 ppb = 1,96 $\mu\text{g m}^{-3}$ a 20 °C e 101,325 kPa). La conoscenza delle concentrazioni di ozono è il primo elemento necessario per valutare l'eventualità di un rischio per la vegetazione. I dati a disposizione per il Trentino ottenuti da studi pregressi (TECHNE Consulting s.r.l., 2006; MEMOSA Projekt, 1996), ed i valori registrati con gli analizzatori automatici dalla rete gestita dall'Agenzia Provinciale per la Protezione dell'Ambiente di Trento (APPA TN, <http://www.appa.provincia.tn.it/aria/>) non erano infatti sufficienti per elaborare stime di rischio per la vegetazione. Pertanto è stata intrapresa una campagna di misura delle concentrazioni di ozono mirata alle aree rurali e forestali della provincia di Trento e protratta per cinque anni. In considerazione dell'andamento stagionale dell'ozono e del periodo di riferimento indicato dalla normativa, le misure si sono concentrate nel periodo estivo. Sulla base dei dati raccolti si è anche proceduto a stimare l'indice di esposizione per la vegetazione in termini di AOT40 (ozone Accumulated Over Threshold 40 ppb) a tutti i siti di misura ed a stimare il flusso stomatico per il sito di Passo Lavazè.

Materiali e metodi

Misure di concentrazione – disegno di campionamento

La Tabella 1 riassume le informazioni relative a coordinate, quota, categoria di uso del suolo in base al sistema *Corine Land Cover* (<http://www.eea.europa.eu/themes/landuse/clc-download>) per ogni punto di misura. Inoltre è descritto il sistema di misura, gli anni di attività ed il periodo, espresso in settimane, in cui sono stati raccolti i valori di concentrazione di ozono. Le misure di concentrazioni si sono svolte in maniera regolare e continua su una rete sistematica di punti coincidente con quella *ICP Forests* (UNECE) di monitoraggio delle foreste, detta di Livello I. Tale rete consiste in un grigliato di 16x16 km ed individua 15 siti sul territorio provinciale. A partire dal 2009, sono stati aggiunti altri cinque siti forestali di misura per garantire una miglior copertura del territorio; nella stagione 2010 le misure sono state estese ad un altro sito forestale, posto in Val Canali all'interno del Parco Naturale Paneveggio - Pale di San Martino. Inoltre è stato utilizzato un sito di controllo presso la centralina del Parco S. Chiara di Trento. Complessivamente i siti

forestali di misura sono 21; oltre a questi punti di misura altri sono stati di volta in volta aggiunti per specifiche fasi di progetto (Tabella 1):

- nel 2007 sono state condotte misure di ozono nelle stazioni individuate per il biomonitoraggio mediante introduzione di piante della cultivar sensibile *Nicotiana tabacum* L. Bel-W3 (vedi Capitolo 4.1);
- nel 2009 sono state affiancate misure di ozono alle osservazioni condotte in campo sulla specie spontanea sensibile *Viburnum Lantana* L. (vedi Capitolo 4.2);
- misure con campionatori passivi sono state raccolte in parallelo agli analizzatori automatici per la validazione dei dati.

La Figura 1 rappresenta la distribuzione spaziale di tutti i siti di misura delle concentrazioni di ozono, aggregando tutti i punti considerati nelle diverse fasi di progetto, nonché i siti della rete di monitoraggio dell'APPA di Trento.

Misure di concentrazione – sistema di misura

Le misure sono state condotte utilizzando dei campionatori passivi per l'ozono, sostituiti a cadenza settimanale (PASSAM AG – per dettagli vedi <http://www.passam.ch/>; Figura 2, sx). I campionatori passivi per la misura dell'ozono sono costituiti da fiale in polipropilene con un filtro in fibra di vetro imbevuto con soluzione di acido acetico e 1,2-di(4-piridil)-etilene, che reagisce con l'ozono entrato nel campionatore per diffusione. La reazione comporta la formazione di un'aldeide, la cui determinazione quantitativa mediante spettrofotometria (a 442 nm) consente di risalire alla concentrazione media oraria settimanale di ozono. Dato il costo limitato e la facilità di gestione (non è richiesto l'uso di corrente elettrica), i campionatori passivi trovano ampio utilizzo soprattutto per il monitoraggio su ampie superfici e in aree remote. I campionatori sono stati esposti a circa 2 m di altezza nell'area aperta più vicina al sito di Livello I, in modo da garantire una sufficiente circolazione di aria (Figura 2, dx).

Studio di variabilità spaziale

Nel primo anno di progetto (2007) i dati di concentrazione di ozono sono stati raccolti a diversa scala spaziale: per l'intera provincia riferendosi al grigliato dei siti di Livello I ed in un'area ristretta per la parte specifica di progetto relativa al biomonitoraggio con piante della cultivar sensibile *Nicotiana tabacum* L. Bel-W3 (vedi Capitolo 4.1). Disporre di tali misure nello stesso intervallo temporale e a diversa scala ha permesso di indagare la variabilità spaziale delle concentrazioni di ozono (vedi per i dettagli Gottardini et al., 2010).

Tabella 1. Sintesi delle informazioni relative ai siti di misura dell'ozono. La colonna durata, dove riferita a più anni, è relativa al periodo di campionamento medio. L'uso del suolo si riferisce alla classificazione Corine Land Cover (<http://www.eea.europa.eu/themes/landuse/clc-download>).

Stazioni	Sistema di misura	Anni di campionamento	Durata	x_UTM WGS84	y_UTM WGS84	Quota m s.l.m.	Uso del suolo
Bedollo	passivo	2007-2011	13 settimane	681000	5118000	1400	boschi misti
Canazei	passivo	2007-2011	13 settimane	714000	5148000	1588	boschi di conifere
Castello Tesino	passivo	2007-2011	13 settimane	699000	5118000	1549	boschi di conifere
Cles	passivo	2007-2011	13 settimane	651000	5133000	1698	boschi di conifere
Concei	passivo	2007-2011	13 settimane	633000	5085000	1309	boschi misti
Condino	passivo	2007-2011	13 settimane	618000	5085000	1856	pascoli e praterie
Coredo	passivo	2007-2011	13 settimane	666000	5133000	1389	boschi di conifere
Faedo	passivo	2007-2011	13 settimane	666000	5118000	306	vigneti
Folgaria	passivo	2007-2011	13 settimane	666000	5085000	1210	boschi misti
Fondo	passivo	2007-2011	13 settimane	666000	5148000	1375	boschi di conifere
Levico Terme	passivo	2007-2011	13 settimane	681000	5100000	1105	colt. agr. spazi nat.
Peio	passivo	2007-2011	13 settimane	633000	5133000	1675	boschi di conifere
Predazzo	passivo	2007-2011	13 settimane	699000	5133000	1464	boschi di conifere
Tonadico	passivo	2007-2011	13 settimane	714000	5133000	1854	pascoli e praterie
Trento	passivo	2007-2011	13 settimane	666000	5100000	359	boschi di latifoglie
Pinzolo	passivo	2009-2011	13 settimane	633000	5118000	971	boschi misti
Andalo	passivo	2009-2011	13 settimane	651000	5118000	1563	boschi di conifere
Canal San Bovo	passivo	2009-2011	13 settimane	714000	5118000	1503	prati stabili
Tione	passivo	2009-2011	13 settimane	633000	5100000	719	boschi misti
Brentonico	passivo	2009-2011	13 settimane	651000	5070000	1464	prati stabili
Val Canali	passivo	2010-2011	13 settimane	721385	5120350	1038	boschi di conifere
Cadine (3 aree)	passivo	2007	4 settimane	659500	5105500	635	coltivazioni compl.
Lasino N (3 aree)	passivo	2007, 2009	4, 21 settimane	653500	5098500	451	coltivazioni compl.
Lasino S (3 aree)	passivo	2007	4 settimane	653500	5097500	475	tessuto urbano disc.
Margone (3 aree)	passivo	2007, 2009	4, 21 settimane	652500	5103500	900	boschi di latifoglie
Maso Ariol (3 aree)	passivo	2007	4 settimane	656500	5107500	657	boschi misti
Monte Terlago (3 aree)	passivo	2007	4 settimane	657500	5107500	698	boschi misti
Borgo Valsugana	automatico	2007-2011	in continuo	689854	5102722	380	tessuto urbano cont.
Grumo S. Michele a/A	automatico	2007	in continuo	664104	5118111	228	tessuto urbano disc.
Riva del Garda	automatico	2007-2011	in continuo	643094	5083639	73	tessuto urbano disc.
Rovereto Largo Posta	automatico	2007-2011	in continuo	658357	5084026	200	tessuto urbano cont.
Trento Gardolo	automatico	2007	in continuo	663108	5107970	196	tessuto urbano disc.
Trento Parco S. Chiara	automatico	2007-2011	in continuo	664449	5103237	203	tessuto urbano cont.
Monte Gaza	automatico	2007-2011	in continuo	651389	5105081	1601	pascoli e praterie
Piana Rotaliana	automatico	2008-2011	in continuo	663134	5118479	211	vigneti

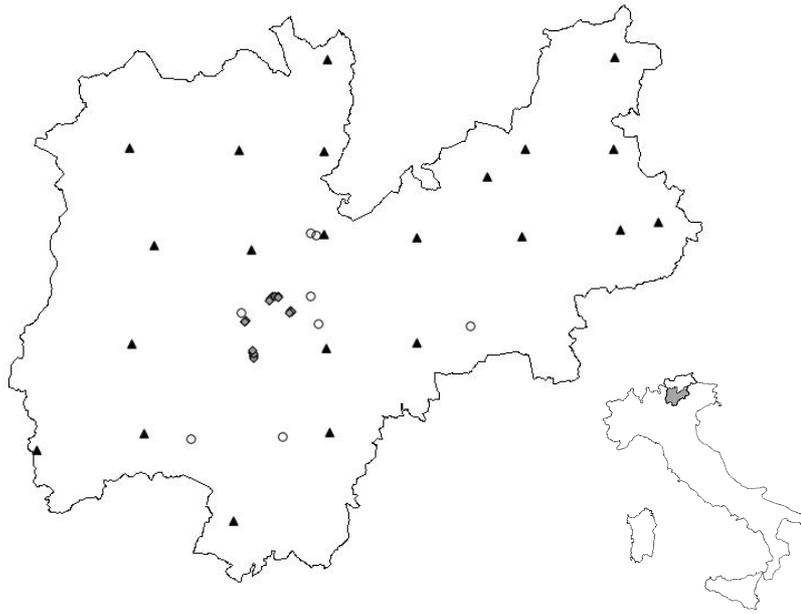


Figura 1. Area di studio e dislocazione dei siti di misura: siti forestali (▲), siti per fasi di progetto con bioindicatori (◆) (vedi Capitolo 4.1 e 4.2), stazioni automatiche (○).



Figura 2. A sinistra: campionatore passivo con fiale e supporto (da <http://www.passam.ch/>); a destra: modalità di esposizione in una stazione forestale.

Metodo di stima di esposizione con AOT40

Per valutare il rischio dell'ozono sulla vegetazione si fa riferimento al concetto di livello critico, inteso come "la concentrazione atmosferica dell'inquinante al di sopra della quale possono verificarsi effetti negativi sui recettori". Il livello critico adottato per l'ozono è basato sull'indice di esposizione cumulativa chiamato AOT40. Per la stima dei valori di AOT40 si è fatto riferimento alla metodologia descritta da Gerosa et al. (2003, 2007) sulla base di Loibl et al. (2004). I dati di concentrazione raccolti ed i corrispondenti valori di AOT40 stimati secondo tale procedimento negli anni 2007-2009 hanno permesso di elaborare una funzione per calcolare i valori stagionali di AOT40 partendo dai dati medi di concentrazione. La funzione fornisce delle stime rapide e realistiche, senza la necessità di dati aggiuntivi, assunzioni e/o funzioni matematiche complesse (Figura 3a) e – nella sua formulazione per stime su base settimanale – ne è stata provata la validità anche a scala nazionale (Ferretti et al., 2012; Figura 3b). La relazione individuata tra i valori di concentrazione media stagionale di ozono (calcolati su un periodo di 13 settimane) ed i corrispondenti valori di AOT40 è stata applicata per stimare l'AOT40 nel 2010 e 2011.

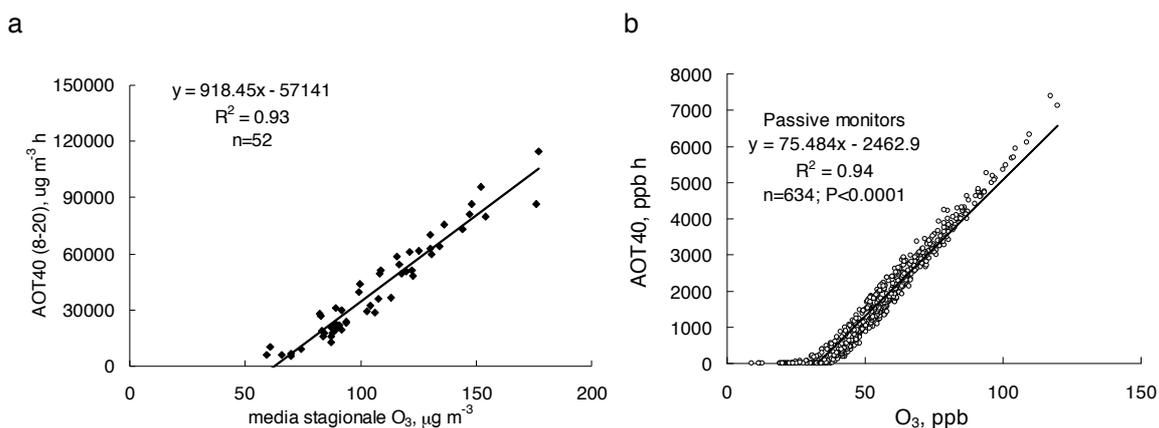


Figura 3. Correlazione lineare semplice tra valori medi stagionali (a) e settimanali (b) di concentrazione di ozono e i corrispondenti valori di AOT40. Figura b da: Ferretti et al., 2012.

Stima dei flussi stomatici di ozono

Considerata la mole di dati necessaria per effettuare la stima dei flussi stomatici di ozono, si è deciso di applicare tale approccio su un solo sito, ma su un'ampia finestra temporale; la stima è dunque stata effettuata per il sito di monitoraggio delle foreste di Livello II del Passo Lavazè, per il quale, grazie al programma CONECOFOR, erano disponibili dati di concentrazione di ozono dal 1996 al 2009. La stima dei flussi stomatici di ozono richiede l'implementazione di un modello che calcoli la reale quantità di ozono che penetra negli stomi delle piante nell'unità di tempo, a partire dai dati orari delle concentrazioni atmosferiche di O₃, delle condizioni atmosferiche, della geometria del popolamento, dell'acqua disponibile nel suolo e della fisiologia della pianta. Tale quantità, integrata per l'intero periodo vegetativo, costituisce la dose di ozono assorbita dalle

piante. Essendo disponibili solamente dati meteorologici provenienti da una stazione di monitoraggio automatizzata posta a 2 m dal suolo e dati di concentrazione di ozono alla stessa altezza, non è stato possibile determinare le caratteristiche di stabilità dell'atmosfera. Si è pertanto scelto di procedere utilizzando un profilo logaritmico con atmosfera neutra. Grazie a questo procedimento è possibile stimare le concentrazioni di ozono al *top-canopy* permettendo anche stime più accurate dell'esposizione. Le concentrazioni orarie di ozono sono state ottenute con un processo di disaggregazione dei valori medi settimanali di concentrazione di O₃ rilevate dai dosimetri passivi esposti nel sito di studio, ipotizzando un'evoluzione giornaliera media del profilo di O₃ tipica di aree montuose poste alla stessa quota altimetrica (Loibl et al., 1994; Gerosa et al. 2007). Il modello implementato si rifà al modello DO3SE utilizzato in ambito UNECE per la stima dei flussi stomatici, del quale sono stati mutuati integralmente struttura e parametrizzazioni adattandole alle serie dei dati meteo chimici disponibili. Il modello prevede una *canopy* forestale di 28,2 m di altezza, con *Leaf Area Index* (LAI) di 2,94 costante nel corso della stagione, e stima la dose stomatica di ozono per una porzione apicale di chioma di LAI unitario. Le resistenze alla deposizione di ozono, atmosferiche e della *canopy*, sono state calcolate a partire dagli input meteorologici (*in primis* il vento) e dalla conduttanza stomatica fogliare. Quest'ultima è stata simulata mediante un sottomodulo prognostico di tipo *jarvisiano* a partire dalla conduttanza stomatica massima per la specie (125 nmol m⁻² s⁻¹) (UNECE, 2009) e dell'azione limitante giocata dal potere evaporante dell'atmosfera (VPD), dalla temperatura, dalla luce (che ne determina la dinamica circadiana) e dalla disponibilità di acqua nel suolo. Quest'ultima è stata stimata dinamicamente a partire dalla tessitura del suolo e dalla profondità di esplorazione delle radici, tenendo conto del bilancio giornaliero tra precipitazioni ed evapotraspirazione (*bucket strategy*). Le simulazioni sono state condotte per gli anni compresi tra il 1996 e il 2009 con l'eccezione del 1998 (solo 1/6 di dati disponibili e con disposizione temporale disomogenea) e del 2007 (per mancanza dati di ozono). Per gli anni precedenti al 2002, in mancanza di dati di vento e di radiazione solare, si è proceduto applicando la ventosità e la radiazione media di quelle disponibili tra il 2002 e il 2009. Per tutti gli altri anni utili sono stati considerati i dati relativi al periodo 1 Aprile – 30 Settembre.

Procedure di qualità

Completezza del dato

Nei confronti dei dati di concentrazione la completezza dei dati è risultata quasi sempre superiore al 90% (Tabella 2). In alcuni casi si sono verificati problemi dovuti a motivi diversi: presenza d'insetti nelle fiale di campionamento, impossibilità a raggiungere il sito per neve, *etc.* Si riporta in Tabella 2 il valore percentuale di completezza del dato per i siti forestali coinvolti nel progetto. Si osservano valori elevati di completezza con un andamento pressoché stabile della completezza media percentuale nel corso degli anni.

Tabella 2. Valori percentuali di completezza dei dati di concentrazione di ozono raccolti utilizzando i campionatori passivi nei siti forestali nei diversi anni; media % per sito, media % per anno.

NOME STAZIONE	completezza %					Media %
	2007	2008	2009	2010	2011	
ANDALO			100	100	92	97
BEDOLLO	92	100	100	100	100	98
BRENTONICO			100	92	92	95
CANAL SAN BOVO			92	92	100	95
CANAZEI	100	100	100	100	100	100
CASTELLO TESINO	92	85	85	85	100	89
CLES	92	92	100	100	100	97
CONCEI	92	100	100	100	100	98
CONDINO	92	77	92	92	100	91
COREDO	92	100	100	92	100	97
FAEDO	100	92	85	100	100	95
FOLGARIA	92	100	92	100	100	97
FONDO	100	92	100	100	100	98
LEVICO TERME	92	100	92	100	100	97
PEIO	100	92	92	100	100	97
PINZOLO		85	62	85	77	77
PREDAZZO	92	85	100	92	100	94
TIONE	100	100	62	92	85	88
TONADICO	92	100	100	100	100	98
TRENTO			85	100	100	95
VAL CANALI				100	100	100
Media %	95	94	92	96	97	

Prima di effettuare le elaborazioni, in caso di dati mancanti e/o per la sostituzione di dati anomali, sono state adottate tecniche di *gap filling* come descritto di seguito:

- verifica della presenza di dati anomali attraverso confronto con gli andamenti temporali di stazioni affidabili;
- eliminazione dei dati anomali;
- calcolo del fattore di correzione per ciascun sito, ottenuto dal rapporto tra dato medio della stazione su tutta la stagione e dato medio di tutte le stazioni;
- computazione dei dati mancanti, moltiplicando il dato medio calcolato su tutte le stazioni per la settimana di interesse per il fattore di correzione calcolato per la stazione di interesse.

Validazione delle misure di ozono ottenute da campionatori passivi

Al fine di verificare l'affidabilità dei dati, durante il 2007 il campionamento con dosimetri passivi è stato effettuato anche presso centraline automatiche dell'APPA (4 siti urbani e 1 remoto), assumendo i dati delle centraline come riferimento affidabile. I dati di ozono ottenuti con i campionatori passivi posizionati presso le centraline automatiche sono risultati ben correlati con quelli misurati dagli analizzatori automatici ($R^2=0,90$), anche se si nota una certa sovrastima dei dosimetri passivi per i valori alti (Figura 4). Negli anni 2008, 2010 e 2011 è stato mantenuto un punto di validazione (Trento, Parco S. Chiara) che ha fornito risultati analoghi a quelli illustrati. Questo conferma che i dati ottenuti con campionatori passivi possono essere considerati buoni

predittori dei valori misurati con il metodo stabilito come riferimento dal D. Lg. 183/04 (metodo fotometrico UV).

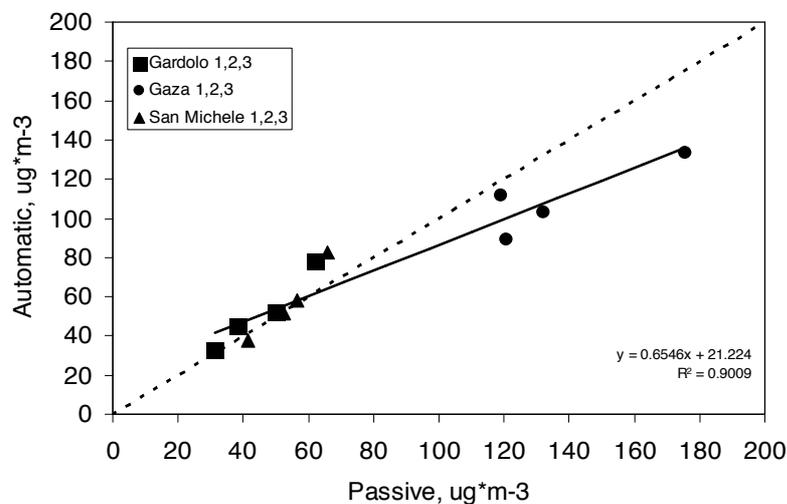


Figura 4. Regressione dei valori medi orari per settimana di O_3 misurati con le centraline automatiche (y) contro quelli misurati dai passivi (x) (in $\mu g m^{-3}$) (da Gottardini et al., 2008).

Risultati

Valori di concentrazione

Si riportano in Tabella 3 i valori di concentrazione media di ozono registrati nei diversi siti forestali con associato il valore di deviazione standard. I dati registrati in altri siti per fasi specifiche di progetto si riportano nei relativi capitoli (capitolo 4.1, capitolo 4.2) poiché funzionali all'analisi dei dati in quella sede. Nei 15 siti *ICP Forests* di Livello I le misure di ozono sono state effettuate per l'intera durata del progetto (2007-2011). Ulteriori cinque siti di misura sono stati aggiunti nel 2009 e quello della stazione della Val Canali nel 2010. Poter disporre di misure pluriennali e con buona distribuzione spaziale sul territorio provinciale fornisce la base di partenza sia per le stime di esposizione attraverso il calcolo dell'AOT40 sia per la spazializzazione attraverso modelli (vedi capitolo 3).

Tabella 3. Concentrazioni medie e deviazione standard di ozono rilevate tra il 2007 ed il 2011 in provincia di Trento mediante dosimetri passivi.

	2007		2008		2009		2010		2011	
	media [O ₃] µg m ⁻³	deviazione standard	media [O ₃] µg m ⁻³	deviazione standard	media [O ₃] µg m ⁻³	deviazione standard	media [O ₃] µg m ⁻³	deviazione standard	media [O ₃] µg m ⁻³	deviazione standard
Andalo					116.27	22.51	119.75	21.38	148.79	31.94
Bedollo	69.20	18.65	69.51	16.51	93.11	23.19	69.55	11.46	73.53	19.03
Brentonico					140.02	16.75	154.91	42.74	168.83	31.36
Canal San Bovo					113.15	22.98	108.31	16.79	120.85	23.56
Canazei	89.78	18.20	78.28	19.04	91.60	14.85	95.08	19.35	108.01	22.09
Castello Tesino	65.21	18.04	67.24	15.87	92.29	14.79	60.29	8.49	68.46	15.77
Cles	93.92	20.83	88.17	16.89	105.96	11.95	91.27	17.52	95.74	16.33
Concei	120.57	20.20	95.36	26.57	114.97	14.26	139.85	17.73	130.97	17.07
Condino	129.29	22.12	140.10	24.02	122.97	15.52	129.72	29.83	135.16	18.64
Coredo	87.34	23.78	74.07	15.30	94.55	10.69	94.37	15.79	94.62	23.84
Faedo	63.11	16.33	78.62	24.81	83.21	10.91	86.63	9.11	95.42	18.79
Folgaria	86.44	12.41	82.44	14.49	97.72	11.85	97.61	19.80	107.85	20.35
Fondo	89.49	17.13	70.32	10.76	116.97	16.21	83.31	16.59	90.37	24.88
Levico	69.19	19.68	68.92	17.28	84.66	13.30	69.27	12.12	84.45	19.74
Peio	74.16	20.22	74.65	12.68	81.92	11.38	70.72	18.79	84.68	22.45
Pinzolo					65.88	13.73	64.19	12.25	74.78	22.78
Predazzo	89.73	16.09	73.69	14.75	96.67	17.04	75.62	17.12	81.19	17.50
Tione					83.36	8.46	83.07	19.33	95.45	22.13
Tonadico	121.07	20.00	102.85	19.29	120.06	22.63	139.12	35.03	127.56	22.66
Trento	63.09	12.18	70.33	17.55	83.72	9.53	75.02	15.92	96.99	17.45
Val Canali							57.68	12.50	66.07	14.77

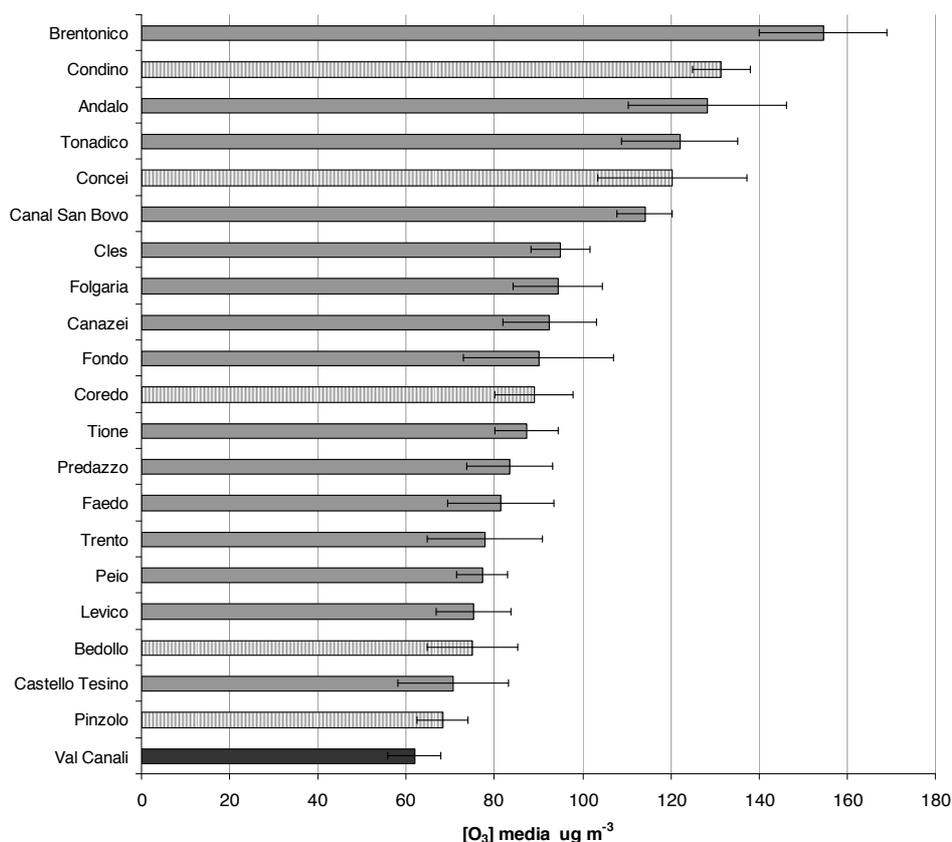


Figura 5. Media delle concentrazioni medie annuali di ozono e relativa deviazione standard calcolata sul periodo 2007-2011 (grigio), 2009-2011 (grigio chiaro), 2010-2011 (grigio scuro.)

Con l'obiettivo di rappresentare in modo riassuntivo la situazione provinciale, in Figura 5 si riportano i dati mediati relativamente all'intero periodo di misura disponibile. Le stazioni che hanno fatto registrare le concentrazioni medie stagionali più alte sono Brentonico ($154 \pm 14,41 \mu\text{g m}^{-3}$) Condino ($131,45 \pm 6,49 \mu\text{g m}^{-3}$), Andalo ($128,27 \pm 17,86 \mu\text{g m}^{-3}$) mentre i valori più bassi sono stati registrati in Val Canali ($61,87 \pm 5,93 \mu\text{g m}^{-3}$), Pinzolo ($68,28 \pm 5,69 \mu\text{g m}^{-3}$) e Castello Tesino ($70,70 \pm 12,47 \mu\text{g m}^{-3}$).

L'andamento delle concentrazioni misurate dai dosimetri passivi risulta coerente con quello rilevato dai sistemi automatici di misura della Agenzia Provinciale della Protezione dell'Ambiente (APPA) (Figura 6).

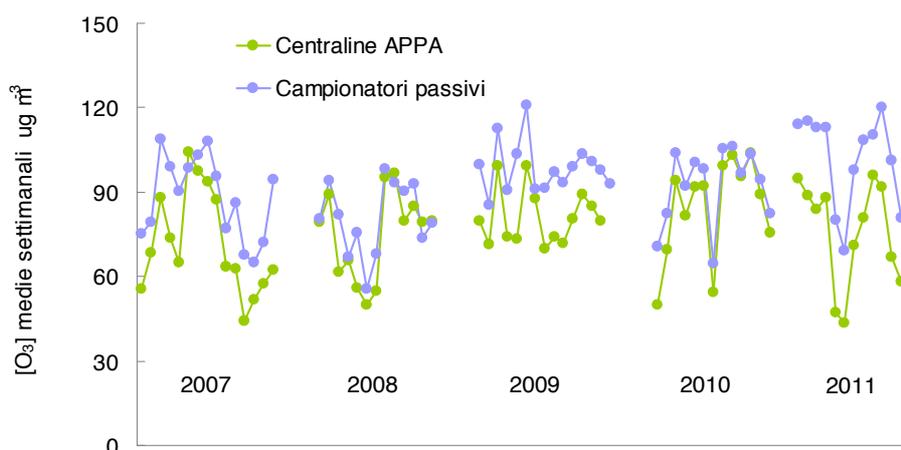


Figura 6. Andamento settimanale delle concentrazioni nei cinque anni di misure rilevate dalla rete provinciale di analizzatori automatici (APPA) e dai campionatori passivi.

Lo scostamento tra le due serie di valori, con valori maggiori registrati dai dosimetri passivi rispetto a quelli registrati dagli analizzatori automatici della rete APPA, trovano spiegazione nella diversa localizzazione delle due reti di misura: le centraline, infatti, sono localizzate in fondovalle (ad eccezione del punto di misura del Monte Gaza), dove le concentrazioni di ozono sono tendenzialmente inferiori rispetto alle quote più elevate (vedi Capitolo 1).

Studio di variabilità spaziale

Dallo studio relativo alla variabilità spaziale condotto nel 2007 (vedi Gottardini et al., 2010) si evince come la variabilità tra le concentrazioni di ozono misurate entro celle unichilometriche sia molto bassa, con un coefficiente di variazione (CV) pari a 0,12; tale valore supera di poco l'errore di misura dei dosimetri passivi (CV=0,08). Il valore di variabilità aumenta passando a scale più ampie (da 225 km² all'intera provincia), sino a picchi di 0,40. La risoluzione spaziale 1x1 km appare perciò corretta per il mappaggio delle concentrazioni (vedi capitolo 3).

Esposizione e stima dei valori di AOT40

In Figura 7 si riportano per i siti forestali la media dei valori stagionali di AOT40 stimati partendo dalle misure raccolte con i dosimetri passivi. Al fine di interpretare i valori ottenuti, si riportano anche i limiti definiti per la protezione della vegetazione. Più precisamente, la Direttiva 2008/50/EU, 11 June 2008, fissa un Valore Obiettivo di 18.000 µg m⁻³ h (circa 9.000 ppb h) come obiettivo medio su 5 anni da raggiungere nel 2010 e un Obiettivo a Lungo Termine, non definito come scadenza, di 6.000 µg m⁻³ h (circa 3.000 ppb h) da calcolare sul periodo maggio - luglio. In ambito UNECE (2004) il Livello Critico per la protezione delle foreste è stato stabilito in 10.000 µg m⁻³ h (circa 5.000 ppb h) per il periodo compreso tra l'1 aprile e il 30 settembre per le ore diurne (radiazione luminosa maggiore o uguale a 50 W m⁻²). Si rileva come solo la stazione della Val

Canali presenti valori medi di AOT40 inferiori all'Obiettivo *Long Term* di $6.000 \mu\text{g m}^{-3}$ h; i dati di questa stazione mancano non si riferiscono però ad un periodo di 5 anni, come richiesto dalla Direttiva, ma solo agli ultimi due anni di progetto. La stazione di Pinzolo presenta valori medi di AOT40 lievemente inferiori al limite definito da UNECE; è comunque necessario tener presente che i dati raccolti si riferiscono ad un intervallo di accumulo di 13 settimane, pari alla metà del periodo di misura previsto da UNECE.

Il limite di $18.000 \mu\text{g m}^{-3}$ h previsto come Valore Obiettivo per il 2010 dalla Direttiva è superato da 16 stazioni su 21, in alcuni casi facendo registrare valori medi di AOT40 superiori a tre volte la soglia (Canal San Bovo, Concei, Condino, Andalo, Tonadico, Brentonico).

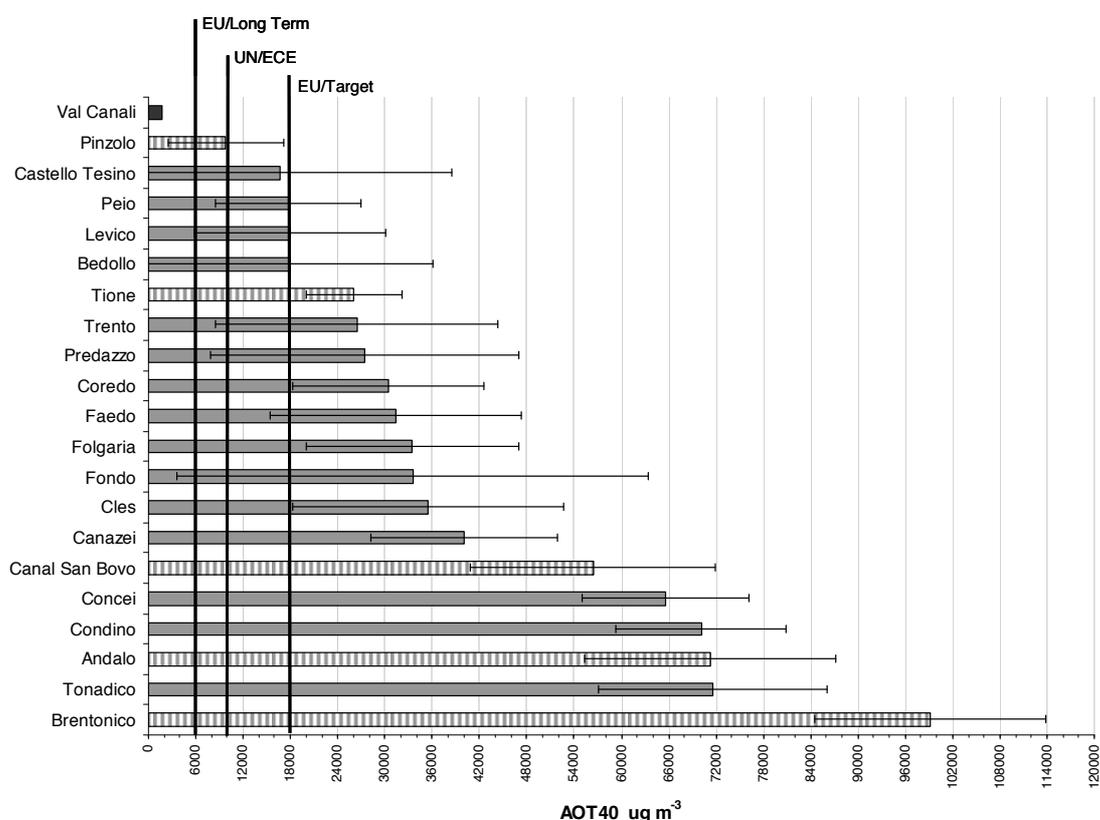


Figura 7. Si riportano i valori medi di AOT40 e deviazione standard registrati in 13 settimane nel periodo estivo (2007: giugno-settembre; 2008-2011: maggio-luglio) nei siti forestali. In grigio chiaro le stazioni con 5 anni di dati (2007-2011), a linee le stazioni con 3 anni di dati (2009-2011), in grigio scuro il sito in Val Canali con solo 2 anni di dati (2010-2011, per questa stazione non è riportata la deviazione standard). Le linee verticali indicano le soglie stabilite come Obiettivo a Lungo Termine della Direttiva 2008/50/EU (EU/Long term), Livello Critico dall'UNECE (UNECE) e Valore Obiettivo per il 2010 dalla Direttiva 2008/50/EU (EU/Target).

A titolo esemplificativo si riporta l'andamento medio temporale dell'AOT40 registrato nel 2009 (Figura 8); è possibile osservare come il superamento del limite meno restrittivo considerato dalla Direttiva 2008/50/EU ($18.000 \mu\text{g m}^{-3}$ h) avvenga già a metà giugno.

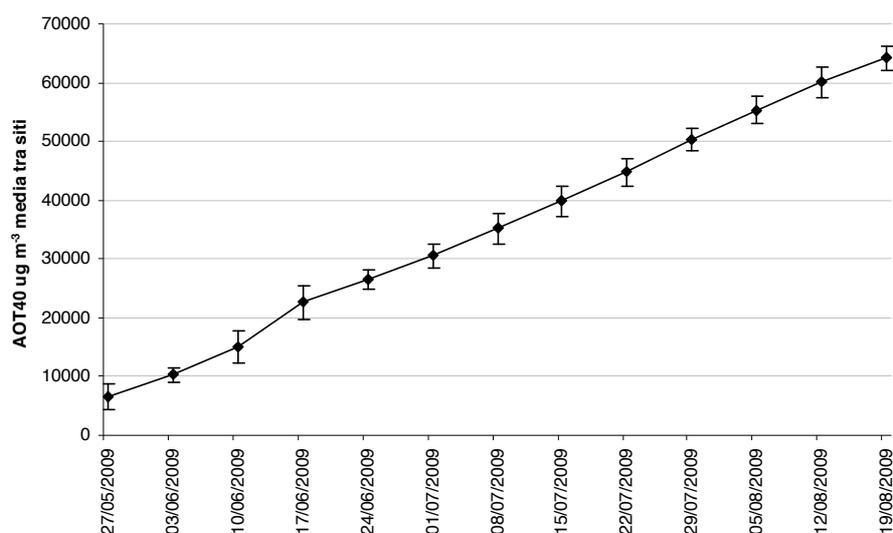


Figura 8 . Andamento temporale medio dei valori di AOT40 registrati nel 2009 in tutti i siti di misura dell'ozono. Le barre di errore rappresentano la deviazione standard tra le varie stazioni.

Stima dei flussi stomatici di ozono

I risultati evidenziano come il sito di Passo Lavazè sia interessato da un'elevata esposizione all'ozono (AOT40 medio = 112,491 $\mu\text{g m}^{-3} \text{ h}$; AOT40 massimo = 170,602 $\mu\text{g m}^{-3} \text{ h}$) e da un flusso stomatico significativo (AF_{st0}) compreso tra 36,3 e 49,4 mmol m^{-2} (Figura 9). Anche tenendo conto della capacità detossificante delle piante, simulata mediante l'introduzione della soglia istantanea di flusso di 1,6 $\text{nmol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ da sottrarre a ciascun flusso orario ($AF_{st1.6}$), la dose di ozono fitotossicologicamente attiva (compresa tra un minimo di 22,1 e un massimo di 35,7 $\text{nmol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) appare rilevante se confrontata con il Livello Critico provvisoriamente stabilito in 4 mmol m^{-2} dall'UNECE (2009) per faggio e betulla, le uniche specie per le quali è stato derivato il livello critico di flusso. L'esposizione e la dose stomatica appaiono ben correlate linearmente ($R^2 = 0,85$ nel caso di $AF_{st1.6}$) (Figura 10), a rivelare la pressoché trascurabile influenza della disponibilità idrica sulla conduttanza stomatica esibita dalle piante nel sito di Passo Lavazè. I parametri che appaiono limitare più fortemente la conduttanza stomatica (e dunque la dose assorbita), infatti, sono la temperatura dell'aria e il *Vapour Pressure Deficit* (VPD).

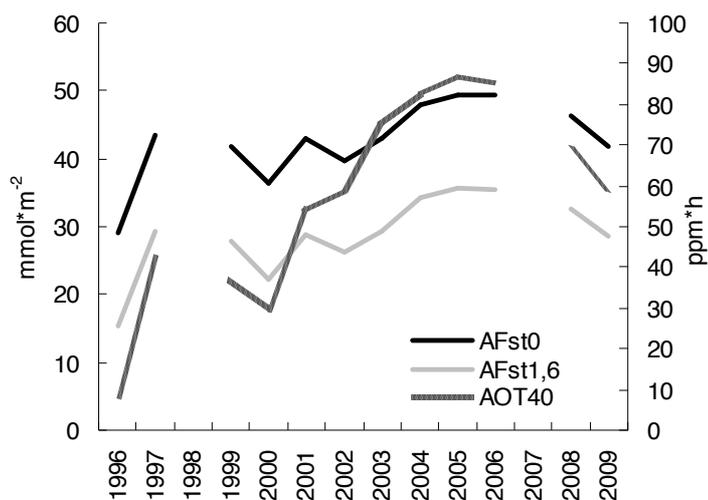


Figura 9. Stime di flusso stomatico (AFst0), flusso stomatico con soglia (AFst1,6) ed AOT40 per il sito di Livello II di Passo Lavazè.

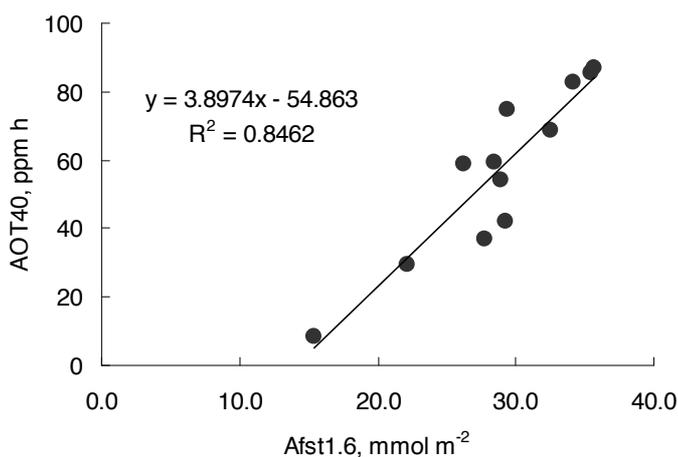


Figura 10. Correlazione tra esposizione all'ozono (AOT40) e dose stomatica con soglia (AFst1,6) per il sito di Livello II di Passo Lavazè.

Discussione e conclusioni

La raccolta sistematica di dati portata avanti nel periodo 2007-2011 ha permesso di ottenere dati robusti di concentrazione di ozono in zone remote e forestali, per le quali le misure disponibili erano scarsi o assenti. Le procedure adottate per la validazione dei dati ottenuti con i campionatori passivi hanno confermato come i valori di concentrazione misurati siano ben

correlati con i valori forniti dagli analizzatori automatici della rete APPA e di come sia coerente l'andamento temporale registrato dai due sistemi di misura (Gottardini et al. 2007, Gottardini et al. 2010). I valori di concentrazione di ozono registrati durante il periodo estivo dal 2007 al 2011 sono stati utilizzati per stimare i valori di esposizione espressi come AOT40. I risultati mostrano superamenti di tutti gli standard (Direttiva 2008/50/EU e UNECE) nella gran maggioranza dei siti, indicando una situazione di elevato rischio potenziale per la vegetazione. Tale situazione di rischio appare particolarmente severa in 6 siti forestali, per i quali sono stati registrati valori di AOT40, calcolati come media dei 5 anni di studio, superiori a $56.000 \mu\text{g m}^{-3} \text{ h}$. Da un'elevata esposizione all'ozono (AOT40 medio pari a circa $112.000 \mu\text{g m}^{-3} \text{ h}$) appare interessato anche il sito di livello II di Passo Lavazè, indagato per un intervallo temporale più ampio (1996-2009). Per tale sito anche i valori di flusso stomatico sono risultati piuttosto elevati: anche tenendo conto della capacità detossificante delle piante, la dose di ozono fitotossicologicamente attiva appare rilevante se confrontata con il Livello Critico provvisoriamente stabilito dall'UNECE per l'abete rosso (8 mmol m^{-2}).

Bibliografia

Directive 2008/50/EC of the European Parliament and of the Council of 21 May 2008 on ambient air quality and cleaner air for Europe. Journal of the European Union.

Ferretti, M., Cristofolini, F., Cristofori, A., Gerosa, G., Gottardini, E., 2012. A simple linear model to estimate ozone AOT40 at forest sites from raw passive sampling data. Journal of Environmental Monitoring, accepted.

Gerosa, G., Ferretti, M., Buffoni, A., Spinazzi, F., 2003. Vegetation exposure to ozone at the permanent monitoring plots of the CONECOFOR Programme in Italy: estimating AOT40 by means of passive samplers. Annali dell'Istituto Sperimentale per la Selvicoltura 30, 53-62.

Gerosa, G., Ferretti, M., Bussotti, F., Rocchini, D., 2007. Estimates of ozone AOT40 from passive sampling in forest sites in South-Western Europe. Environmental Pollution 145, 629-635.

Gottardini E., Cristofori A., Cristofolini F., Ferretti M., 2008. Rilevamento di Ozono presso i siti forestali UNECE Level I nella Provincia di Trento nel 2007. Relazione dello studio realizzato nell'ambito della convenzione tra IASMA e Servizio Foreste e Fauna della Provincia Autonoma di Trento (Convenzione N. 4297 del 12/3/08). <http://hdl.handle.net/10449/20387>

Gottardini, E., Cristofori, A., Cristofolini, F., Ferretti, M., 2010. Variability of ozone concentration in a montane environment, northern Italy. Atmospheric Environment 44, 147-152.

Loibl, W., Winiwarter, W., Kopsca, A., Zueger, J., Baumann, R., 1994. Estimating the spatial distribution of ozone concentrations in complex terrain. Atmospheric Environment 28(16), 2557-2566.

Loibl, W., Bolhar-Nordenkampf, H.R., Herman, F., Smidt, S., 2004. Modelling critical levels of ozone for the forested area of Austria modifications of the AOT40 concept. Environmental Science and Pollution Research 11, 171-180.

MEMOSA Projekt. 1996. Rilevamento e simulazione del comportamento di sostanze inquinanti aeriformi in ambiente alpino. Provincia Autonoma di Bolzano, Provincia Autonoma di Trento.

TECHNE Consulting s.r.l., 2006. Studio modellistico sulla generazione e trasporto dell'ozono. APPA TN, N.Raccolta 13/05, pp.106.

UNECE 2004. Manual on methodologies and criteria for modeling and mapping critical load and levels and air pollution effects, risks and trends, Federal Environmental Agency, Berlin. Revision 2009 and Revision 2010.

3. Modellizzazione e spazializzazione delle concentrazioni di ozono e stima del rischio potenziale per la vegetazione

Antonella Cristofori¹, Fabiana Cristofolini¹, Elena Gottardini¹, Giovanni Bacaro^{2,3},
Francesco Geri^{2,3}, Fabio Zottele⁴, Marco Ferretti²

¹ Fondazione Edmund Mach, Centro Ricerca ed Innovazione IASMA, Dipartimento Agroecosistemi Sostenibili e Biorisorse, Via E. Mach 1, 38010 San Michele all'Adige, (TN), Italia

² TerraData environmetrics, via L. Bardelloni 19, 58025 Monterotondo M.mo, Grosseto, Italia

³ BIOCONNET, Biodiversity and CONservation NETwork, Department of Environmental Science "G. Sarfatti", University of Siena, Via P.A. Mattioli 4, 53100 Siena, Italy

⁴ Fondazione Edmund Mach, Centro Trasferimento Tecnologico IASMA, Dipartimento Consulenza e Servizi per le Imprese, Via E. Mach 1, 38010 San Michele all'Adige, (TN), Italia

Riassunto. I dati sulle concentrazioni di ozono in aree forestali, unitamente a quelli della rete di analizzatori automatici dell'Agenzia Provinciale per la Protezione dell'Ambiente della Provincia Autonoma di Trento (APPA), ai dati di temperatura ed ai dati territoriali (quote, uso del suolo) sono stati utilizzati per modellizzare e spazializzare le concentrazioni di ozono sul territorio provinciale. A tal fine è stato utilizzato un approccio geostatistico che ha tenuto in considerazione la dipendenza spaziale dei dati. Sono stati considerati i dati mediati su un periodo di 13 settimane per anno, considerando solo gli anni con periodi di misure comuni (2008-2011) ed i siti forestali con almeno tre anni di dati (20 siti forestali più uno urbano di validazione presso una centralina). La quota e la temperatura sono risultate essere i predittori ambientali significativi dei livelli di ozono in Trentino. Le stime così ottenute sono state validate mediante cross-validation attraverso la procedura leave-one-out, che ha evidenziato scostamenti medi dai dati misurati pari a $15 \mu\text{g m}^{-3}$. Le stime indicano valori di ozono talvolta superiori a $140 \mu\text{g m}^{-3}$ nella parte sud-occidentale della provincia, a ridosso dell'Adamello e tra le valli Giudicarie e la val d'Adige, e nel settore nord-orientale, dalla Marmolada al Primiero. Dopo aver stimato l'indice di esposizione AOT40 ed averne sovrapposto i valori alla mappa di uso del suolo, sono state realizzate mappe di rischio per la vegetazione forestale e semi-naturale per la provincia di Trento. I risultati evidenziano come, considerando i limiti della Direttiva 2008/50/EC ed i livelli critici UNECE, dal 34 all' 88% delle vegetazione forestale in Trentino sia esposta a livelli di ozono eccedenti due volte le soglie di rischio.

Parole chiave: modello geostatistico, predittori ambientali, mappe di rischio, ozono

Abstract. Ozone concentration data collected by passive sampling in forest areas and by the network of automatic analyzers of the Environmental Protection Agency in Trento (APPA), temperature and spatial data (elevation, co-ordinates, , land use), were used to model ozone concentrations over the Trento province. We used a geostatistical approach, which takes into account the spatial dependence of the data. We considered data averaged over a 13 weeks period, considering only those years with common ozone measuring periods (2008-2011) and sites with at least three years of data (20 forest sites plus an urban site by an automatic analyzer as a validation). Elevation and temperature were found to be significant environmental predictors of ozone concentrations in Trentino. The estimates were validated using the procedure of leave-one-out cross-validation, which resulted in an average deviation from the measured data of $15 \mu\text{g m}^{-3}$. The estimates indicate high values (up to $> 140 \mu\text{g m}^{-3}$) in the south-west of the province, by the Adamello and between the Giudicarie Valleys and Valley of Adige, and in the north-east, from the Marmolada mountain chain to the Primiero valley. Estimated AOT40 values were overlaid on land use to derive relative potential risk maps for forests and semi-natural vegetation in the Trento province. Taking into account EU 2008/50/EC Directive and UNECE Critical Levels, results show that 34-88% of forest vegetation in Trentino is actually exposed to ozone values exceeding 2 times the levels above which adverse effects are expected to occur.

Keywords: geostatistical modeling, environmental predictors, risk mapping, ozone

Introduzione

L'ozono è l'inquinante gassoso di più ampia diffusione spaziale ed i suoi livelli sono tendenzialmente crescenti, sia in termini di proiezioni (Vingarzan, 2004) che di dati misurati (Mangoni e Buffoni, 2005). Salute umana, materiali e vegetazione sono potenziali bersagli dell'azione dannosa dell'ozono (Mapping Manual UNECE, 2004). Sulla base di studi in campo, in laboratorio e di ricerche scientifiche specifiche, la Comunità Europea e l'UNECE hanno quindi stabilito valori obiettivo, obiettivi a lungo termine e livelli critici per la protezione della salute umana e della vegetazione (Direttiva 2008/50/CE; Mapping Manual UNECE 2004 e revisioni). Nell'ottica della Direttiva comunitaria, per la valutazione del rischio per la vegetazione risulta essenziale poter conoscere la concentrazione di ozono, da cui calcolare l'esposizione in termini di AOT40¹. La Direttiva prevede la possibilità di ricorrere a tecniche di modellizzazione e/o misurazioni indicative per avere informazioni circa la distribuzione geografica delle concentrazioni. Cercando di approfondire le conoscenze relative alle aree forestali in Trentino, ci si trova a dover fronteggiare alcuni problemi: le centraline automatiche di misura sono di solito localizzate in siti urbani o suburbani, dove generalmente le concentrazioni di ozono sono più basse rispetto alle aree più remote; anche utilizzando campionatori passivi, le misure in siti forestali sono possibili solo presso un numero limitato di siti e quindi le misure ottenute non rappresentano – per definizione - tutte le aree vegetate, e di conseguenza non sono direttamente utilizzabili per quantificare il rischio potenziale dell'ozono per la vegetazione del Trentino. A questo è da aggiungere anche l'alta complessità orografica della provincia che porta ad un grado di variabilità ancora maggiore nella distribuzione dell'inquinante, tale da non consentire l'uso di informazioni derivate da modelli a larga-scala (Gottardini et al., 2010). Per questi motivi, nel progetto *Ozono EFFORT* una parte significativa di lavoro è stata dedicata all'elaborazione di un modello in grado di stimare la concentrazione di ozono per tutto il territorio provinciale. Attraverso i dati stimati dal modello ed i dati sull'uso del suolo, l'obiettivo era quello di creare delle mappe di rischio potenziale dovuto all'esposizione all'ozono, basate sulle soglie stabilite dall'UNECE e dalla Comunità Europea per la protezione della vegetazione.

Materiali e metodi

Variabile di risposta: concentrazione di ozono

Per lo sviluppo di un modello previsionale di distribuzione delle concentrazioni di ozono per la provincia di Trento, è stato utilizzato un data set composto da repliche temporali e spaziali basate su misure di ozono attraverso campionatori passivi distribuiti su una rete a maglia omogenea. I

¹ Accumulated Over Threshold 40, somma delle concentrazioni di ozono eccedenti le 40 ppb ($\sim 80 \mu\text{g m}^{-3}$), misurate tra le 8 e le 20 e cumulate nei tre mesi maggio, giugno, luglio, secondo la Direttiva 2008/50/CE.

dati di concentrazione di ozono utilizzati per lo sviluppo dei modelli si riferiscono ad un totale di 1.014 settimane di misura, raccolte in 20 siti forestali di misurazione (vedi Capitolo 2) più uno urbano di calibrazione nei seguenti periodi:

2008 – dal 30/04 al 24/07

2009 – dal 20/05 al 12/08

2010 – dal 05/05 al 28/07

2011 – dal 11/05 al 03/08.

Sono stati considerati solo i siti con almeno 3 anni di dati e solo le settimane con dati validati o eventualmente ricostruiti (vedi Capitolo 2). E' stato scelto inoltre di non utilizzare le misure del 2007 a causa dello sfasamento temporale del periodo di misura, cosa che avrebbe potuto portare a stime di esposizione falsate rispetto agli altri anni considerati. In Tabella 1 si riportano per ogni sito le coordinate, la quota, i valori di temperatura media e i valori di concentrazione di ozono mediati su tutto il periodo.

Tabella 1. Coordinate Gauss-Boaga, quota, temperatura media, concentrazione media di ozono per il periodo 2008-2011 per i 21 siti di misura utilizzati come base del modello.

Stazione	X_coord	Y_coord	Quota	Temperatura media	Ozono Conc. media, $\mu\text{g m}^{-3}$
Andalo	1653255	5115751	1563	13,13	128,27
Bedollo	1680976	5117859	1400	13,56	76,43
Brentonico	1650217	5069802	1464	14,24	154,59
Canal San Bovo	1715044	5119100	1503	12,45	114,10
Canazei	1713980	5148362	1588	11,22	93,24
Castello Tesino	1698517	5117954	1549	11,44	72,10
Cles	1651186	5132648	1698	11,74	95,28
Concei	1635204	5084579	1309	14,12	121,81
Condino	1617253	5081830	1856	10,29	131,99
Coredo	1665450	5132359	1389	14,08	89,40
Faedo	1665324	5118424	306	20,70	86,07
Folgaria	1666290	5084879	1210	14,56	96,40
Fondo	1665949	5148025	1375	14,26	90,24
Levico	1680918	5100063	1105	16,56	76,83
Peio	1632826	5133037	1675	13,37	77,99
Pinzolo	1636967	5116462	971	15,50	68,28
Predazzo	1699060	5132798	1464	14,42	81,62
Tione	1633074	5099886	719	18,14	87,29
Tonadico	1713788	5132795	1854	10,03	122,40
Trento	1665808	5099179	359	20,70	81,75
Trento PSC	1664477	5103260	203	21,67	71,06

Temperatura

Le mappe di temperatura media settimanale sono state costruite a partire dai dati medi orari di 91 stazioni meteorologiche della rete della Fondazione E. Mach (Sistema Informativo Geografico, FEM) e 22 stazioni della rete di Meteotrentino, distribuite su un ampio intervallo altitudinale. I dati

grezzi di temperatura media oraria sono stati validati attraverso una *routine* di controllo di qualità sui valori registrati di temperatura. In caso di presenza di un significativo gradiente ambientale e di un'autocorrelazione spaziale dei residui delle temperature rispetto al *trend*, è stato utilizzato un modello di adattamento al variogramma empirico. Quindi, la mappa delle temperature è stata ottenuta come somma dell'*ordinary kriging* dei residui e del *trend* (Hengl et al., 2007). Se il gradiente ambientale non era significativo, ma era presente un'autocorrelazione spaziale significativa, la mappa delle temperature è stata ottenuta applicando direttamente l'*ordinary kriging* alle temperature. Le temperature giornaliere sono state derivate dalle mappe di temperature orarie con una risoluzione spaziale di 250x250 m, sovracampionate alla griglia di risoluzione di 1x1 km, mediando nell'arco della giornata il valore di ogni pixel.

Quota

Per ogni cella unichilometrica è stata utilizzata la quota sul livello del mare, derivata dal Modello Digitale del Terreno (DTM) con risoluzione 1x1 km. È stato inoltre acquisito un modello digitale del terreno in formato GRID (ESRI), con una risoluzione spaziale originale di 75 metri, tagliato sui confini della Provincia di Trento e ricampionato sulla base della grana specifica della griglia utilizzata, al fine di operare elaborazioni statistiche di superficie sulla base della diversa altimetria.

Metodo geostatistico applicato

Aspetti generali

All'interno delle statistiche spaziali, il termine "geostatistica" si riferisce a quei modelli e metodi sviluppati per dati che presentano le seguenti caratteristiche:

- i valori di una variabile Y_i ; $i = 1, \dots, n$ sono osservati per un set discreto di punti di osservazioni x_i all'interno di una determinata area A (comune, provincia, regione o nazione, ad esempio);
- ogni valore osservato Y_i rappresenta una misura diretta, o comunque risulta statisticamente relazionato, al valore di un certo fenomeno continuo nello spazio $S(x)$ ("segnale", in termini geostatistici; ad esempio si può annoverare come fenomeno continuo nello spazio la concentrazione di ozono, oppure la concentrazione di un certo inquinante nel suolo), per quella specifica località x_i (Diggle and Ribeiro, 2007).

Gli obiettivi principali di un'analisi geostatistica sono fondamentalmente rappresentati da due processi:

- il processo di stima: si riferisce alla necessità di fare inferenza relativamente ai parametri di un processo stocastico partendo dai dati raccolti. Vengono quindi considerati e stimati quei parametri di interesse diretto, come ad esempio quelli che definiscono una relazione regressiva tra una variabile di risposta (la concentrazione di ozono) e una variabile di tipo esplicativo (la temperatura), oppure i parametri di interesse indiretto, per esempio quelli che definiscono la struttura di covarianza per il modello del "segnale" in analisi $S(x)$.

- il processo previsionale: si riferisce invece all'inferenza che viene effettuata relativamente alla realizzazione di un "segnale" $S(x)$ non osservato. Da un punto di vista applicativo, l'obiettivo specifico di una previsione potrebbe includere la predizione di un certo fenomeno $S(x)$ per una arbitraria località x all'interno di una certa area A . Il risultato di questo processo viene classicamente rappresentato da una mappa dell'area A in cui vengono riportati i valori predetti di $S(x)$ per tutte le possibili località x .

Date queste premesse concettuali, si è proceduto, attraverso le metodologie geostatistiche, a creare delle previsioni spazialmente continue della concentrazione media di ozono, relativamente all'intera superficie della provincia di Trento, per il periodo 2008-2011. Partendo dai dati puntiformi e discreti disponibili per le concentrazioni di ozono è stato formulato un modello formale e successivamente, sono stati stimati tutti i parametri necessari alla sua definizione.

Sulla base dei parametri utilizzati e stimati, sono stati poi successivamente spazializzati (predetti) i valori di ozono su tutta l'area di interesse, separatamente per gli anni indagati. Si procede alla descrizione dettagliata del metodo di formulazione del modello, di stima dei parametri e, infine, di spazializzazione utilizzata. Ovviamente, come per ogni analisi statistica, è necessario, in fase preliminare, realizzare un'analisi esplorativa dei dati grezzi, così da essere in grado di selezionare le adeguate trasformazioni e i diversi accorgimenti per rendere i modelli previsionali il più robusti possibili. Queste analisi esplorative vengono quindi descritte come primo punto del procedimento complessivo.

Analisi esplorative

i) Non-spaziali: è stata dapprima valutata l'esistenza di asimmetrie nella distribuzione delle concentrazioni di ozono (deviazione dalla normalità), così come analizzata la presenza di *outliers*. Per descrivere quantitativamente la deviazione dei valori medi di ozono da una distribuzione normale, è stato applicato il test di Shapiro –Wilk (Shapiro and Wilk, 1965).

Per garantire la normalità nella distribuzione del dato, alle concentrazioni di ozono è stata applicata la trasformazione di Box-Cox (Box and Cox, 1964) con un lambda di -1.557.

ii) Spaziali: il metodo più semplice per analizzare quantitativamente la dipendenza spaziale nella distribuzione della variabile di interesse è di effettuare una semplice regressione tra la variabile di risposta e le singole componenti spaziali (latitudine e longitudine). Inoltre, per verificare se i dati di concentrazione di ozono misurati fossero spazialmente autocorrelati, è stato calcolato un semivariogramma empirico per la media della concentrazione per anno considerato. Da un punto di vista generale, per ogni set di dati spazialmente definiti come $(x_i, y_i) : i = 1, \dots, n$, le ordinate del semivariogramma empirico rappresentano le quantità

$$v_{ij} = \frac{1}{2} (y_i - y_j)^2$$

Se i valori y_i presentano una media e una varianza spazialmente costante, allora i valori v_{ij} sono proporzionali a:

$$\sigma^2 \{1 - \rho(x_i, x_j)\}$$

dove σ^2 rappresenta la varianza, mentre $\rho(x_i, x_j)$ quantifica la correlazione esistente tra i valori di y_i e y_j .

Se gli y_i sono generati da un processo spaziale stazionario, allora si avrà che il valore $\rho(x_i, x_j)$ dipende esclusivamente dalla distanza tra x_i e x_j e tende allo 0 all'aumentare della distanza considerata. Ne consegue che i valori attesi di v_{ij} tendono ad un valore costante rappresentato da σ^2 , allorché la distanza u_{ij} tra x_i e x_j aumenta. Al contrario, se i valori y_i non sono tra loro spazialmente correlati, allora tutti i valori v_{ij} assumeranno il valore σ^2 . Il semivariogramma viene quindi rappresentato, per comodità di lettura, come i valori di v_{ij} (solitamente il valore medio di semivarianza mediato per la classe di distanza considerata) verso la corrispondente distanza u_{ij} . Da un punto di vista pratico ciò significa che se la semivarianza v_{ij} in un semivariogramma tende ad aumentare in modo costante, questo risultato potrà essere interpretato come se i valori osservati della variabile di risposta siano stati generati da un processo stocastico di tipo stazionario. In altre parole, l'intervallo della correlazione spaziale esistente tra i valori della variabile si estenderà anche al di fuori dell'area di studio esaminata. Al contrario, se il semivariogramma presenta un classico andamento in cui inizialmente i valori di v_{ij} crescono per poi raggiungere un andamento asintotico al crescere della distanza tra punti di osservazione, l'autocorrelazione spaziale esistente tra le osservazioni potrà essere correttamente stimata e parametrizzata (attraverso la stima dei parametri del semivariogramma, si veda in seguito) e inclusa nel modello predittivo finale, per ottenere stime maggiormente accurate.

Formulazione del modello geostatistico

Classicamente, un modello geostatistico viene specificato nel seguente modo: in assenza di qualsiasi variabile esplicativa (e.g., quota), e considerando $(x_i, y_i): i = 1, \dots, n$ le località x_i in cui sono stati misurati i valori della variabile di interesse y_i , si ha che il modello stazionario Gaussiano è specificato dalle due componenti:

1) $\{S(x) : x \in \mathbb{R}^2\}$ rappresenta un processo Gaussiano con media μ , varianza $\sigma^2 = \text{Var}\{S(x)\}$ e funzione di correlazione $\rho(u) = \text{Corr}\{S(x), S(x')\}$, dove, come in precedenza, $u = \|x - x'\|$ e $\|\cdot\|$ esprimono la distanza tra i punti di misurazione.

2) condizionate rispetto a $\{S(x) : x \in \mathbb{R}^2\}$, le misurazioni y_i rappresentano misurazioni mutualmente indipendenti della variabile casuale Y_i , normalmente distribuite con media condizionale $E[Y_i | S(\cdot)] = S(x_i)$.

In forma più semplice, il modello può essere specificato utilizzando la seguente notazione

$$Y_i = S(x_i) + Z_i : i = 1, \dots, n$$

dove $\{S(x) : x \in \mathcal{R}^2\}$ è definito dall'assunto al punto uno precedentemente descritto, mentre Z_i sono variabili random con distribuzione $N(0, \tau^2)$ mutualmente indipendenti.

Componenti spaziali e non del modello geostatistico e stima dei loro parametri

Il modello geostatistico appena descritto necessita dunque di diverse specificazioni e della stima di molti parametri. Per quanto riguarda la componente spaziale, al fine di specificare un modello corretto, la funzione di correlazione $\rho(u)$ (quindi la componente spaziale in senso stretto) deve essere positivamente definita. Questa funzione, che tende a 0 al crescere della distanza tra le osservazioni, viene graficamente descritta come la componente del semivariogramma che esprime il tasso di crescita della semivarianza al crescere della distanza (quando il semivariogramma assume un andamento asintotico al crescere della distanza u_{ij} , significa che la funzione di correlazione tra le osservazioni $\rho(u)$ tende al valore 0). La funzione $\rho(u)$ viene stimata fittando al semivariogramma empirico una funzione definita Matern, esplicitata come:

$$\rho(u) = 2^{k-1} \Gamma(k)^{-1} (u/\phi)^k K_k(u/\phi)$$

e di cui deve essere stimato il parametro di scala ϕ (per la spiegazione degli altri parametri, si rimanda direttamente a Diggle and Ribeiro, 2007). Poiché la componente spaziale è rappresentata anche dagli altri parametri che descrivono il semivariogramma, sempre utilizzando il semivariogramma empirico costruito sui dati misurati dovranno essere stimati l'intercetta τ^2 (definita anche *nugget* e che rappresenta il valore di semivarianza alla distanza pari a 0; ove sia maggiore di 0, rappresenta la variabilità nei valori osservati dovuta alla varianza presente a scale di osservazione inferiori rispetto a quella considerata e che non è possibile descrivere –rumore o variazione stocastica) e il valore di semivarianza raggiunto nella parte asintotica del semivariogramma, pari a $\tau^2 + \sigma^2$ (questo valore viene definito anche *sill*, che corrisponde alla somma della varianza *nugget* e alla varianza del processo osservato σ^2 , come precedentemente definita). Riassumendo, dunque, per descrivere la struttura di covarianza spazialmente esplicita delle concentrazioni medie di ozono per ciascun anno considerato, sono stati stimati 3 diversi parametri a partire dal semivariogramma empirico costruito sui dati: ϕ , τ^2 e σ^2 .

Predittori ambientali

I valori assunti dalla variabile di interesse rispetto alle diverse località in cui questa viene misurata possono dipendere direttamente dalla contestuale variazione di altri parametri fisico-chimici, così come anche topografici. Al fine di considerare questi effetti all'interno di un modello geostatistico, si deve considerare che il valore medio μ del "segnale" in analisi $S(x)$ è dato da:

$$\mu = \beta_0 + \sum \beta_i d_i(x)$$

dove, come in un classico modello regressivo di tipo lineare, β_0 rappresenta l'intercetta, mentre $d_i: i=1, \dots, n$ rappresentano gli i -esimi predittori e $\beta_i: i=1, \dots, n$ i rispettivi coefficienti. L'introduzione di predittori all'interno di un modello geostatistico dà vita ad un modello definito "a media non costante". Per questo tipo di modelli dovranno dunque essere stimati tutti i parametri (coefficienti) relativi a ciascun predittore più, ovviamente, il parametro che esprime l'intercetta.

Per quanto riguarda le concentrazioni di ozono, relativamente al periodo considerato, sono stati utilizzati i seguenti predittori continui: 1) quota, 2) temperatura, 3) latitudine, 4) longitudine.

L'analisi ha avuto come obiettivo quello di sviluppare un modello "parsimonioso", cioè in grado di spiegare il massimo della varianza con il minor numero di predittori. Per questo scopo, oltre al *fit* individuale dei predittori rispetto alle concentrazioni medie di ozono (per valutare la varianza spiegata da ogni singolo predittore), sono stati costruiti un modello nullo (solo con i parametri spaziali, come definiti al punto precedente) ed un modello totale (considerando congiuntamente tutti i predittori all'interno del modello). Dal confronto di questi due modelli, attraverso una procedura di eliminazione progressiva di predittori dal modello totale (*stepwise* di tipo *backward*), si è giunti alla formulazione del miglior modello parsimonioso. Per evitare al massimo grado la soggettività nella selezione di un modello parsimonioso, è stato inoltre adottato, in fase di *backward selection*, un duplice criterio di esclusione dei predittori: infatti, oltre a considerare il valore di verosimiglianza dei vari modelli ridotti rispetto ai dati di concentrazione stagionale di ozono (*log-likelihood*, dove ad un valore più alto di questo parametro corrisponde una maggiore similarità del fit del modello rispetto ai dati osservati), è stato calcolato per ogni *step* il valore della statistica AIC (Akaike Information Criterion; Burnham and Anderson, 2002). Il valore di AIC per un determinato modello viene determinato dalla seguente equazione:

$$AIC = 2k - 2 \ln(L)$$

dove k rappresenta il numero di parametri stimati nel modello statistico, L rappresenta invece il valore di massima verosimiglianza per il medesimo modello. Nella costruzione dei modelli basati sul calcolo dell'AIC si preferiscono soluzioni in cui il valore di questa statistica è minimizzato. In altre parole, mediante l'utilizzo dell'AIC si tenta di trovare il modello migliore in grado di spiegare i dati a disposizione utilizzando il minor numero di parametri. L'utilizzo del duplice criterio di selezione ha permesso di effettuare la scelta del miglior modello parsimonioso. Per quanto riguarda la stima dei parametri (spaziali e non) del modello, la metodologia applicata è stata quella della massimizzazione della verosimiglianza (*maximum likelihood*) per il cui calcolo si rimanda a testi specialistici (Pawitan, 2001). Tutte le analisi sono state effettuate utilizzando il software R (R Development Core Team, 2010).

Spazializzazione del modello geostatistico

Una volta controllata l'accuratezza del modello sviluppato, i parametri stimati (spaziali e relativi alle variabili ambientali) sono stati utilizzati per la predizione spaziale dei valori delle concentrazioni di ozono per tutta la provincia di Trento. In particolare, per ottenere i valori di ozono per ciascuna delle celle 1x1 km ottenute, è stato applicato il metodo definito di *kriging* semplice. Le concentrazioni di ozono, per ogni località di interesse, sono state dunque calcolate come:

$$S(x) = \mu + \sum_{i=1}^n w_i(x)(y_i - \mu)$$

dove $w_i(x)$ sono funzioni esplicite dei parametri di covarianza ϕ , τ^2 e σ^2 .

Le mappe di sintesi della concentrazione di ozono e della corrispondente varianza, le analisi e i *layout* tematici, sono state realizzate utilizzando una griglia con risoluzione 1x1 km e estensione pari alla provincia di Trento. La maglia spaziale di riferimento è stata scelta in base ai risultati di uno studio sulla variabilità spaziale della concentrazione di ozono, che ha dimostrato come la griglia 1x1 km rappresenti la risoluzione più appropriata per lo sviluppo di modelli (Gottardini et al., 2010). La griglia è stata sviluppata in modo automatico utilizzando un generatore di griglia di Quantum GIS (QGIS, <http://www.qgis.org>) e i centroidi delle celle utilizzate nel processo di modellizzazione. L'importazione dei dati provenienti dal processo di modellizzazione è stata effettuata attraverso l'importazione diretta in Qgis di file csv (*comma separated value*). Successivamente i risultati della concentrazione di ozono sono stati proiettati al sistema di riferimento UTM WGS84 fuso 32N (srid: 32632) con la conseguente produzione della mappa della distribuzione della concentrazione di ozono. Al fine di una corretta visualizzazione ed interpretazione dei dati, la classificazione dei dati è stata effettuata attraverso una scala di colore elaborata su un intervallo di $20 \mu\text{g m}^{-3}$, con una soglia minima impostata a valori inferiori a $60 \mu\text{g m}^{-3}$ ed una massima a concentrazioni maggiori di $180 \mu\text{g m}^{-3}$. Analogamente sono stati proiettati anche i valori di varianza con una classificazione effettuata attraverso una scala di colore elaborata su un intervallo di $30 \mu\text{g m}^{-3}$, con una soglia minima a valori inferiori a $30 \mu\text{g m}^{-3}$ e una massima a concentrazioni maggiori di $240 \mu\text{g m}^{-3}$.

Validazione del modello geostatistico via *Leave One Out*

Per la validazione di un modello di regressione è consuetudine basarsi su tecniche di *cross validation*, ovvero su metodiche di validazione che prevedono la costruzione del modello su di un *dataset* privato di una o più osservazioni, che poi vengono successivamente predette dal modello stesso. In base alla capacità del modello di predire le osservazioni, è possibile valutarne l'efficienza (in termini di errore sulla stima). Il metodo di validazione utilizzato per il modello di concentrazioni medie per il periodo 2008-2011 è stato il *Leave One Out* (LOO). Una semplice

regressione tra valori predetti in fase di LOO e valori osservati per ciascun punto è stata calcolata per ottenere una stima della bontà del modello (*goodness of fit*).

Stima dell'AOT40 per le celle unichilometriche della provincia di Trento

Un modello lineare semplice lega le concentrazioni di ozono e i valori di AOT40 (Ferretti et al., 2012). L'equazione della retta di regressione lineare costruita tra i valori medi di concentrazione stagionale e il corrispondente valore di AOT40 cumulato (vedi Capitolo 2) è stata utilizzata per la stima dell'AOT40 per ognuna delle celle unichilometriche della provincia di Trento dai dati di concentrazione di ozono media sulle 13 settimane stimata dal modello. I valori predetti di AOT40 sono quindi stati importati con un file csv e proiettati nel sistema di riferimento spaziale UTM WGS84.

Sviluppo delle mappe di rischio potenziale per la vegetazione

L'analisi di rischio potenziale si propone di individuare e quantificare le superfici vegetate per le quali sono superati i livelli di ozono al di sopra dei quali sono da attendersi effetti dannosi sulla vegetazione secondo i limiti forniti dalla Direttiva 2008/50/EC e il Livello Critico UNECE. Attraverso operazioni di connessione spaziale tra strati sovrapposti è stato associato il valore predetto di AOT40 alla cella corrispondente. Il modello ottenuto è stato applicato alle classi di uso del suolo estratte dal *Corine Land Cover* (CLC; <http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data#c12=corine+land+cover+version+13>) per la provincia di Trento, riaggregate sulla base di caratteristiche omogenee (codice CLC vegetazione foreste: 3.1; codice CLC semi-naturale: 3.2). Sono state quindi ottenute 6 mappe di rischio relative ai diversi limiti UNECE ed EU per la protezione della vegetazione forestale (boschi di latifoglie, boschi di conifere, faggete, abetine e boschi totali), e semi-naturale (dominata da piante annuali o perenni).

Attraverso l'applicazione di legende di riferimento per ciascuna mappa sono stati realizzati i *layout* grafici corrispondenti e le relative statistiche di superficie. Le legende di riferimento sono state definite in modo da evidenziare le situazioni in cui i limiti erano rispettati (valori entro la soglia di rischio), situazioni in cui la soglia di rischio era superata sino a due volte il suo valore e situazioni in cui la soglia di rischio era superata oltre due volte il suo valore.

Risultati

Selezione del modello geostatistico per la provincia di Trento

Dal *fit* individuale dei singoli predittori ambientali si osserva come la temperatura e la quota presentino in generale un più basso valore di AIC rispetto alle sole coordinate spaziali dei punti di misura (Tabella 2).

Tabella 2. Stima dell'Akaike Information Criterion (AIC) per i singoli predittori.

Fit Individuali	AIC
Coordinate	199,3
Quota	191,2
Temperature	196,7

In seguito alla costruzione di un modello totale e al processo di *backward* selection dei predittori, si è ottenuto un modello ridotto costituito da quote e temperature, per il set di dati trasformati. Il valore di AIC, che pesa il numero di predittori (e quindi di parametri stimati nel modello), è pressoché paragonabile al modello ridotto e al modello totale, confermando l'adeguatezza del modello parsimonioso (Tabella 3).

Tabella 3. Descrizione sintetica dei modelli spaziale ridotti ottenuti dopo le procedure di selezione dei predittori.

Modello	Intercetta	X	Y	Quota	T(°)	Parametri Spaziali			AIC
						σ^2	ϕ	r^2	
Totale	3209,32	0,039	-0,0006	0,0391	1,5464	0	0	257,2868	192,1
Ridotto	-26,0915			0,0523	4,0435	583,31	34013,96	0	192,4

Dall'andamento dei valori di concentrazione di ozono media per sito sul periodo di 13 settimane per gli anni 2008-2011 (Figura 1) si nota come ci sia una buona concordanza tra valori predetti e osservati, con una tendenza alla sottostima della predizione quando le concentrazioni si assestano a valori superiori ai $120 \mu\text{g m}^{-3}$ (Figura 1, a sinistra). Analizzando l'errore della predizione sito per sito (Figura 1, a destra, in alto), l'istogramma di distribuzione degli scarti mostra come questi siano più numerosi ai valori più bassi, tra $0 \pm 20 \mu\text{g m}^{-3}$. L'errore totale in cross-validazione risulta distribuito casualmente rispetto ai valori predetti (Figura 1, a destra, al centro), mentre gli scarti hanno valori negativi per concentrazioni di ozono osservate minori di $80 \mu\text{g m}^{-3}$ e valori positivi per concentrazioni superiori ai $110 \mu\text{g m}^{-3}$ (Figura 1, a destra, in basso). Questo indica come le predizioni del modello tendano ad avere una sovrastima per concentrazioni più basse, e ad una sottostima per concentrazioni più alte.

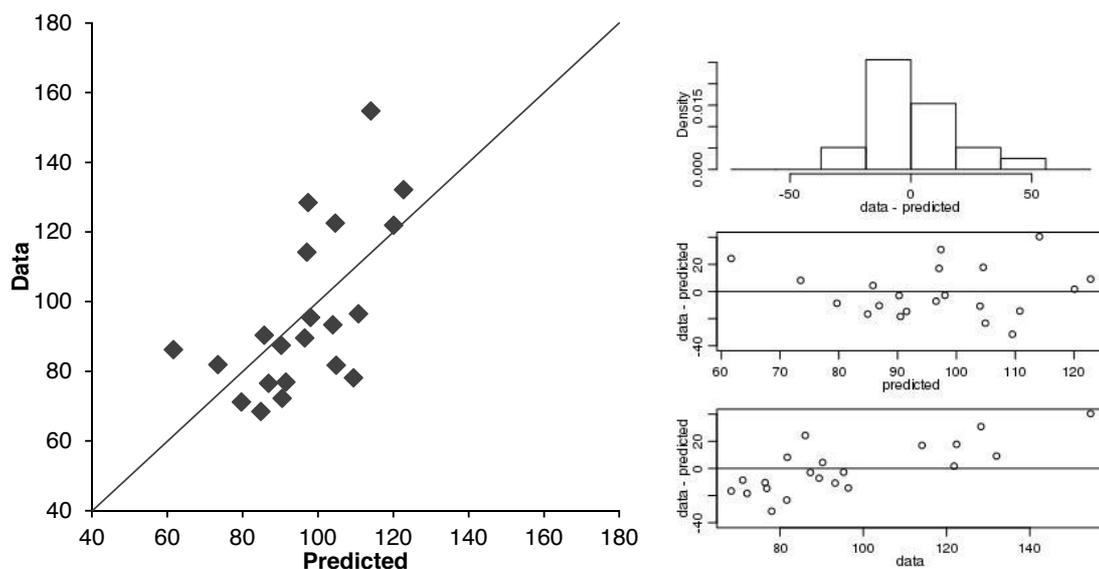


Figura 1. A sinistra: confronto tra valori predetti dal modello spaziale in seguito a LOO (predicted) e valori realmente osservati, normalizzati, per le concentrazioni medie di ozono (Data) sul periodo di 13 settimane per gli anni 2008-2011; la retta indica la relazione 1:1. A destra in alto: istogramma di distribuzione degli scarti (osservato-predetto, data-predicted); a destra al centro: distribuzione degli scarti rispetto ai valori predetti (predicted); a destra in basso: distribuzione degli scarti rispetto ai valori osservati. Tutti i valori di concentrazione sono espressi in $\mu\text{g m}^{-3}$.

Mappe di concentrazione di ozono e varianza

La Figura 2 rappresenta la mappa delle concentrazioni medie di ozono. I valori elevati (oltre i $140 \mu\text{g m}^{-3}$) sono concentrati nella parte sud-occidentale della provincia, tra le Giudicarie e la Val d'Adige, e nel settore orientale, dalla Marmolada al Primiero. Le zone a quota inferiore sono interessate da concentrazioni più basse, probabilmente a causa della rimozione chimica dell'ozono da parte degli inquinanti primari (NO_x). La mappa della varianza (Figura 3), evidenzia una buona capacità di stima da parte del modello, ed una distribuzione piuttosto omogenea sul territorio, come risultato dell'ampliamento della rete per coprire le zone della provincia non incluse nella rete ICP *Forests* di Livello I, utilizzata inizialmente come base per le misure. La stima risulta maggiormente soggetta ad errori per le zone in prossimità dei confini della provincia, come prevedibile dalla localizzazione intra-provinciale dei siti di misura della concentrazione di ozono, utilizzati come input per la costruzione del modello geostatistico.

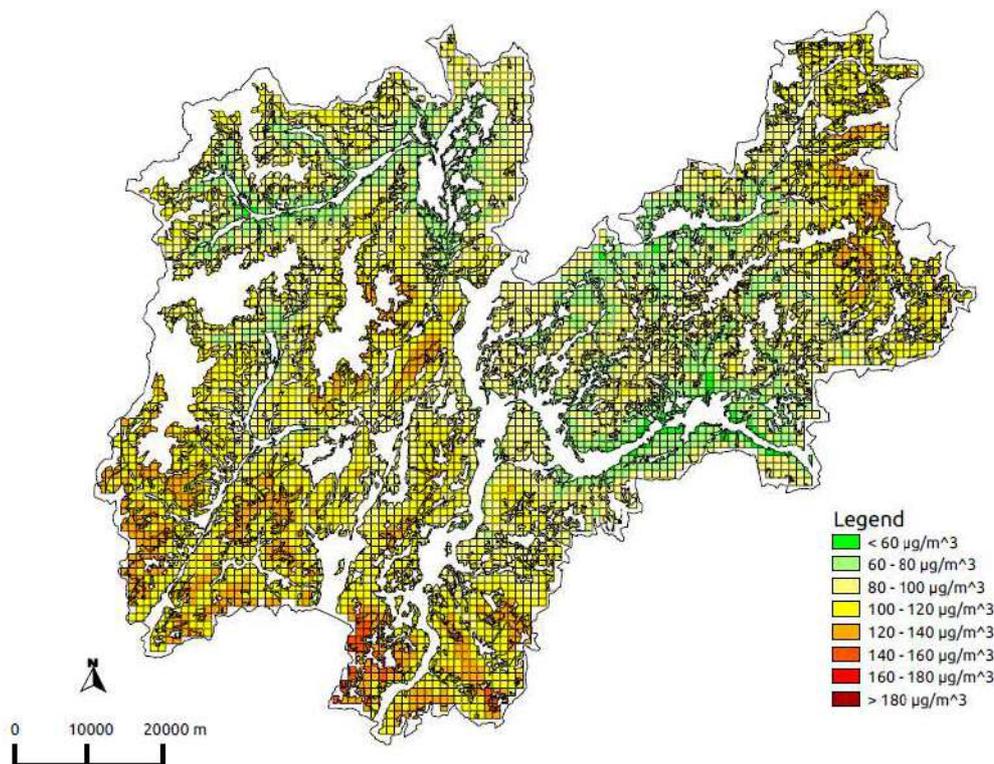


Figura 2. Mappa delle concentrazioni medie stimate di ozono sul periodo 2008-2011 per la provincia di Trento.

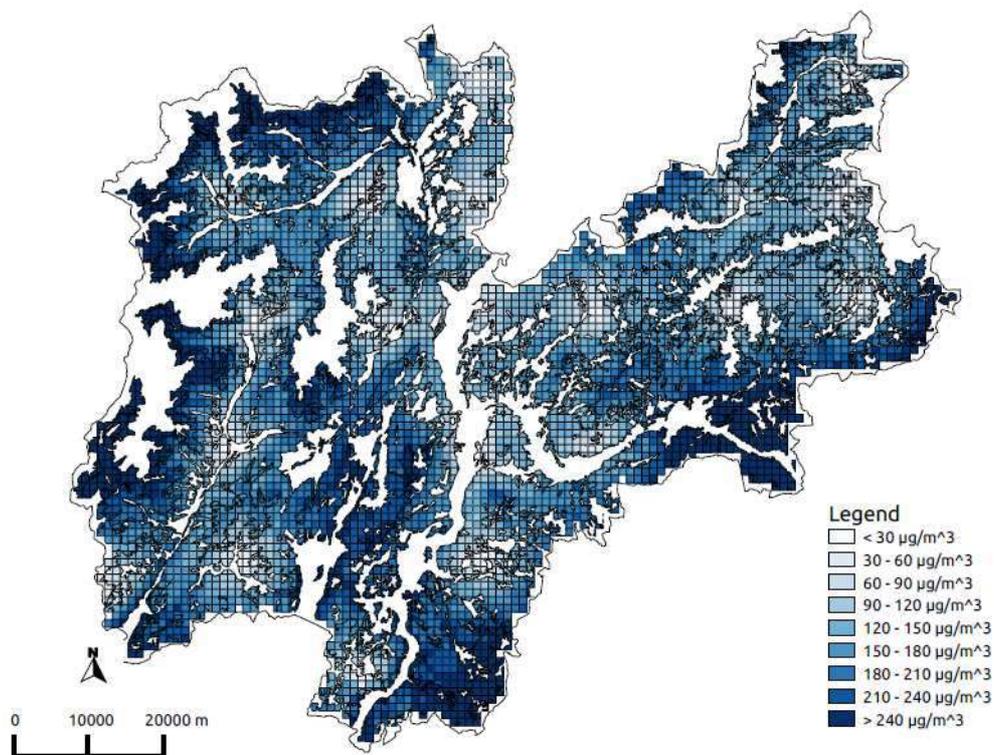


Figura 3. Mappa della varianza della concentrazione di ozono stimata sul periodo 2008-2011 per la provincia di Trento.

Mappe di rischio potenziale per la vegetazione forestale e semi-naturale

Nelle Figure 4-9, sono visualizzate le mappe di rischio potenziale per la vegetazione forestale e semi-naturale della provincia di Trento secondo le varie soglie di esposizione indicate dalla Direttiva EU e dall'UNECE. Per ogni mappa è stata definita una legenda che identifica tre livelli di eccedenza relativa rispetto al limite considerato: non eccedenza (AOT40 inferiore al limite), eccedenza tra 1 e 2 volte il limite, eccedenza sopra le 2 volte il limite. Partendo dalla vegetazione forestale, che copre - secondo la classificazione utilizzata - una superficie di 329.639 ettari, la mappa di rischio potenziale costruita sul Valore Obiettivo per il 2010 stabilito dalla Direttiva 2008/50/EC per la protezione della vegetazione ($18.000 \mu\text{g m}^{-3} \text{ h}$) è mostrata in Figura 4. Le zone più critiche risultano essere quella del Trentino sud-occidentale e orientale, dove l'AOT40 arriva a valori superiori al doppio del Valore Obiettivo. La mappa di rischio per la vegetazione forestale costruita sul Livello Critico del Manuale UNECE ($10.000 \mu\text{g m}^{-3} \text{ h}$; Figura 5) mostra una situazione ovviamente più critica, con solo alcune aree a bassa quota in Valsugana, Valle di Fiemme e Val di Sole a valori inferiori al Livello Critico (circa 10% della superficie forestale). Applicando infine alla superficie forestale il valore Obiettivo a Lungo Termine per la protezione della vegetazione della Direttiva 2008/50/EC ($6.000 \mu\text{g m}^{-3} \text{ h}$; Figura 6), le zone al di sotto del livello critico si riducono ulteriormente e quasi tutta la superficie forestale risulta esposta a livelli di ozono potenzialmente dannosi.

Tabella 4. Superfici forestali esposte ai diversi livelli di rischio secondo il Mapping Manual 2004 UNECE rev. 2010 (UNECE) e la Direttiva 2008/50/EC (Valore Obiettivo e Obiettivo a Lungo Termine EU).

AOT40	Soglia	Rischio potenziale in classi	Area (ha)	Area (%)
≤18000	Valore Obiettivo EU	Nessun rischio	77.647	23,6
>18000-36000	Valore Obiettivo EU	Eccedenza 1-2 volte la soglia	138.147	41,9
>36000	Valore Obiettivo EU	Eccedenza >2 volte la soglia	113.845	34,5
≤10000	UNECE	Nessun rischio	32.216	9,8
>10000-20000	UNECE	Eccedenza 1-2 volte la soglia	62.010	18,8
>20000	UNECE	Eccedenza >2 volte la soglia	235.413	71,4
≤6000	Obiettivo a Lungo Termine EU	Nessun rischio	17.355	5,3
>6000-12000	Obiettivo a Lungo Termine EU	Eccedenza 1-2 volte la soglia	23.109	7,0
>12000	Obiettivo a Lungo Termine EU	Eccedenza >2 volte la soglia	289.175	87,7
Totale foreste			329.639	

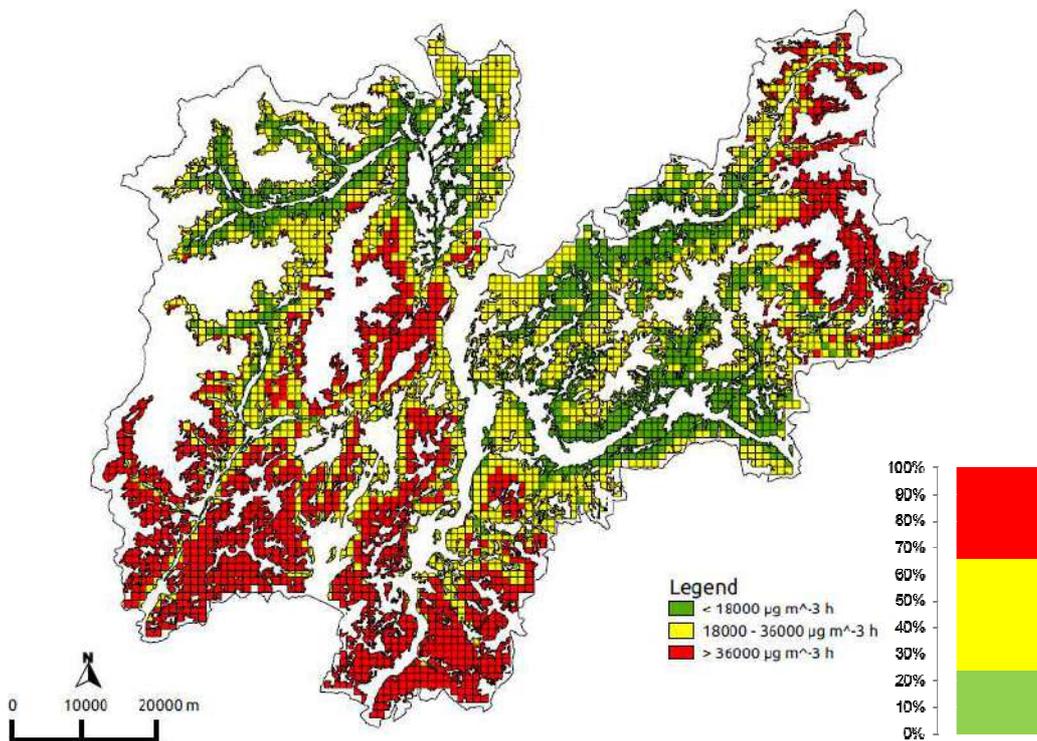


Figura 4. Rischio potenziale medio per la vegetazione applicando il Valore Obiettivo per il 2010 della Direttiva 2008/50/EC ($18.000 \mu\text{g m}^{-3} \text{ h}$) sul periodo 2008-2011 per la provincia di Trento.

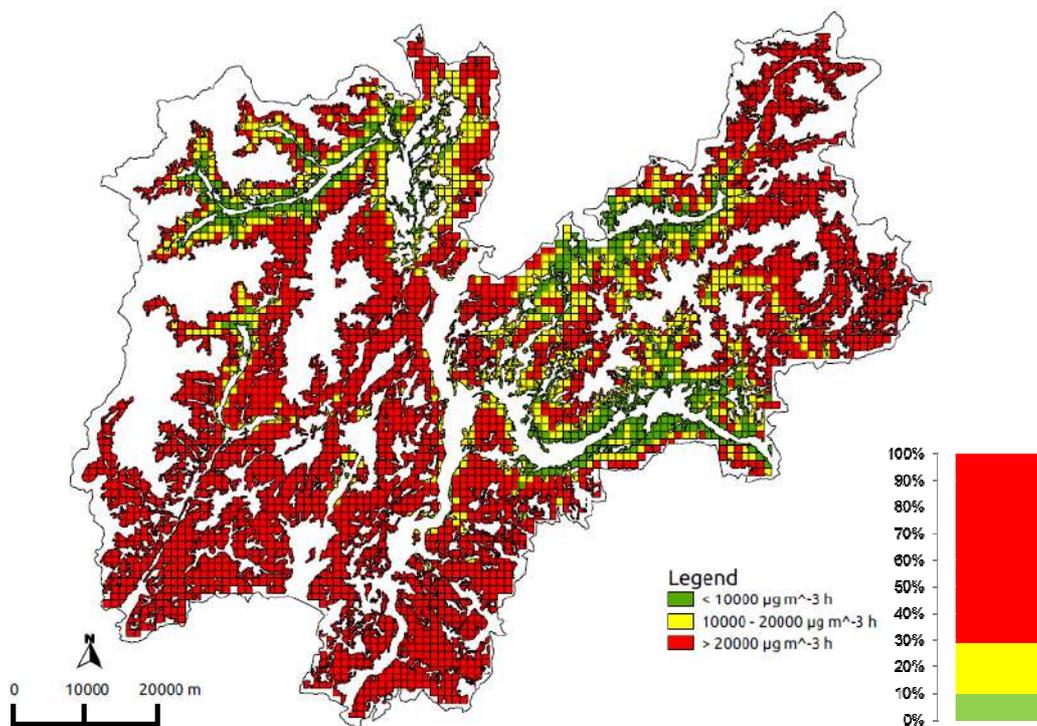


Figura 5. Rischio potenziale medio per la vegetazione forestale applicando il Livello Critico UNECE ($10.000 \mu\text{g m}^{-3} \text{ h}$) sul periodo 2008-2011 per la provincia di Trento.

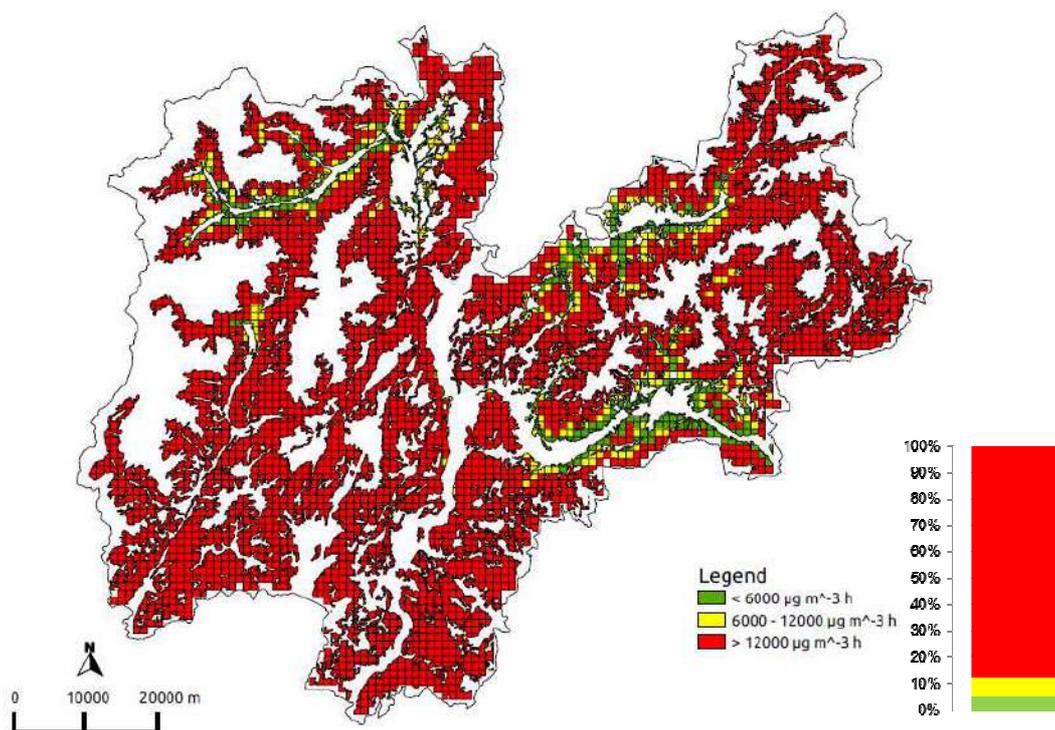


Figura 6. Rischio potenziale medio per la vegetazione forestale applicando l'Obiettivo a Lungo Termine della Direttiva 2008/50/EC ($6.000 \mu\text{g m}^{-3} \text{h}$) sul periodo 2008-2011 per la provincia di Trento.

Passando ad analizzare la situazione di rischio per la vegetazione semi-naturale, che interessa una superficie di 84.954 ettari, si può constatare come, considerando il Valore Obiettivo per il 2010 della Direttiva 2008/50/EC ($18.000 \mu\text{g m}^{-3} \text{h}$; Figura 7), solo alcune zone del Trentino nord-occidentale e centro-orientale si trovano sotto le 2 volte la soglia, con una percentuale non esposta a rischio del 6% (Tabella 5). Applicando il Livello Critico UNECE per la vegetazione semi-naturale con prevalenza di specie perenni ($10.000 \mu\text{g m}^{-3} \text{h}$), la situazione si aggrava e solo poche aree (2% della vegetazione semi-naturale) si trovano esposte a livelli inferiori a $10.000 \mu\text{g m}^{-3} \text{h}$ (Figura 8). Lo stesso accade anche considerando infine il valore UNECE per la vegetazione semi-naturale con prevalenza di annuali, che coincide con l'Obiettivo a Lungo Termine della Direttiva 2008/50/EC per la protezione della vegetazione ($6.000 \mu\text{g m}^{-3} \text{h}$), praticamente tutta la vegetazione semi-naturale della provincia (98%) si trova esposta a valori di AOT40 che eccedono le due volte la soglia (Figura 9).

Tabella 5. Superfici di vegetazione semi-naturale esposte ai diversi livelli di rischio secondo il Mapping Manual 2004 UNECE rev. 2010 (UNECE) e la Direttiva 2008/50/EC (Valore Obiettivo e Obiettivo a Lungo Termine EU).

AOT40	Soglia	Rischio potenziale in classi	Area (ha)	Area (%)
≤18000	Valore Obiettivo EU	Nessun rischio	4.740	5,6
>18000-36000	Valore Obiettivo EU	Eccedenza 1-2 volte la soglia	29.056	34,2
>36000	Valore Obiettivo EU	Eccedenza >2 volte la soglia	51.158	60,2
≤10000	UNECE specie perenni	Nessun rischio	1.701	2,0
>10000-20000	UNECE specie perenni	Eccedenza 1-2 volte la soglia	4.403	5,2
>20000	UNECE specie perenni	Eccedenza >2 volte la soglia	78.850	92,8
≤6000	UNECE specie annuali ed Obiettivo a Lungo Termine EU	Nessun rischio	1.071	1,3
>6000-12000	UNECE specie annuali ed Obiettivo a Lungo Termine EU	Eccedenza 1-2 volte la soglia	942	1,1
>12000	UNECE specie annuali ed Obiettivo a Lungo Termine EU	Eccedenza >2 volte la soglia	82.941	97,6
Totale vegetazione semi-naturale			84.954	

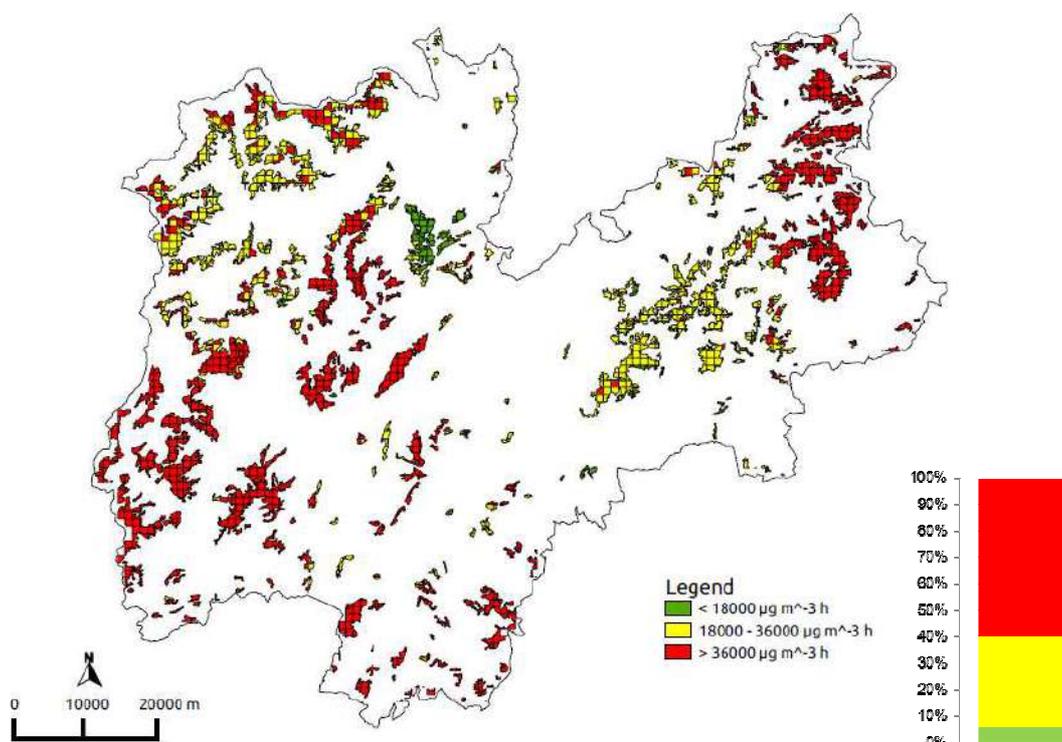


Figura 7. Rischio potenziale medio per la vegetazione semi-naturale applicando il Valore Obiettivo per il 2010 della Direttiva 2008/50/EC ($18.000 \mu\text{g m}^{-3} \text{ h}$) sul periodo 2008-2011 per la provincia di Trento.

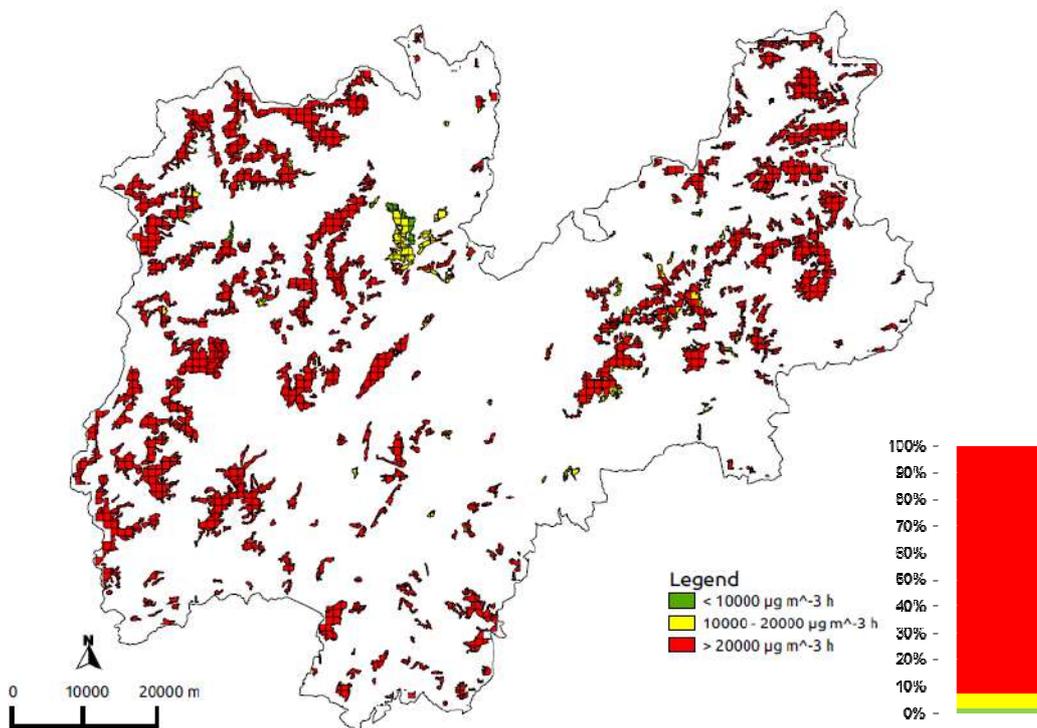


Figura 8. Rischio potenziale medio per la vegetazione semi-naturale applicando il Livello Critico UNECE per le specie perenni ($10.000 \mu\text{g m}^{-3}\text{ h}$) sul periodo 2008-2011 per la provincia di Trento.

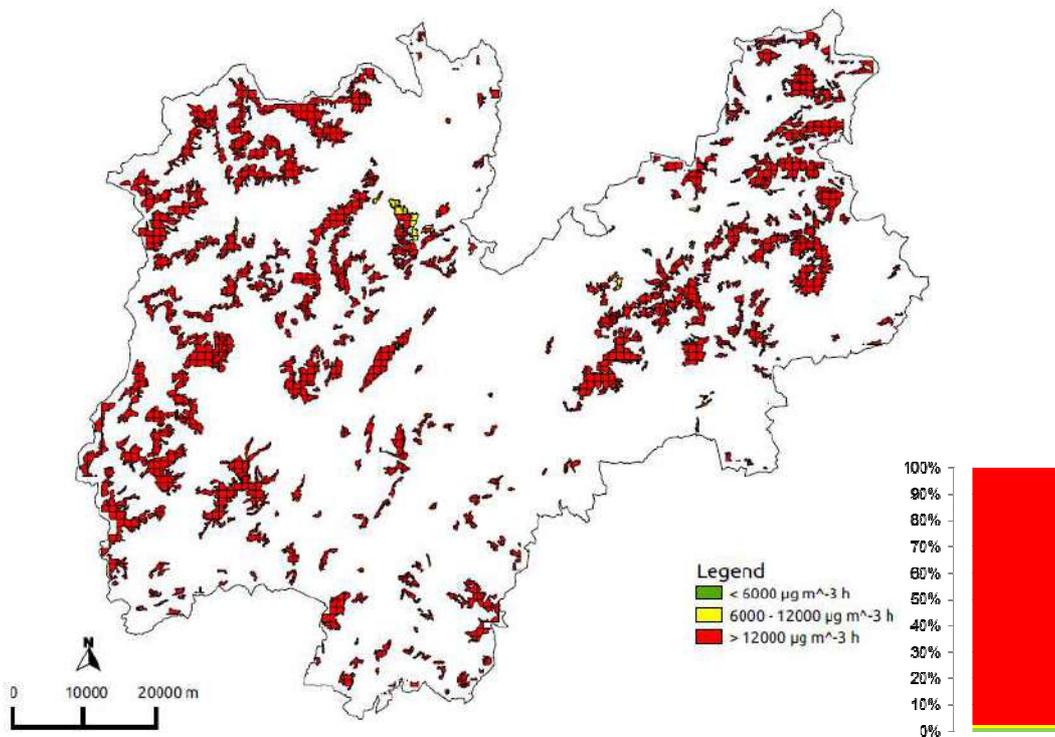


Figura 9. Rischio potenziale medio per la vegetazione semi-naturale applicando il Livello Critico UNECE per specie annuali e l'Obiettivo a Lungo Termine della Direttiva 2008/50/EC ($6.000 \mu\text{g m}^{-3}\text{ h}$) sul periodo 2008-2011 per la provincia di Trento.

Discussione e conclusioni

I risultati dimostrano che è possibile modellizzare tramite approcci geostatistici le concentrazioni medie settimanali di ozono a scala provinciale, con livelli di incertezza noti e tutto sommato accettabili, considerando i metodi di misura e l'estrema variabilità territoriale della provincia. La differenza tra dati misurati (medie settimanali) e dati stimati è risultata mediamente del 16%, ca. $15 \mu\text{g m}^{-3}$. A causa della definizione diversa del parametro di incertezza questo dato non è direttamente comparabile con i requisiti di incertezza per la modellistica e per le stime stabilito dalla Direttiva (incertezza del 50% sui valori orari o sulla media delle otto ore; 75% sui valori obiettivo). Tuttavia, data l'ampiezza di queste tolleranze, è prevedibile il rispetto dei requisiti di incertezza richiesti. Le possibili applicazioni delle stime di concentrazione sono molteplici ed includono la valutazione del rischio potenziale che l'ozono può causare alla vegetazione. Le mappe di rischio potenziale, prodotte attraverso le stime del modello, evidenziano una situazione potenzialmente critica per la vegetazione trentina, con un'esposizione a valori di AOT40 quasi sempre eccedenti le soglie stabilite dalla normativa europea e dai gruppi di lavoro internazionali. Ovviamente, la situazione di rischio potenziale che emerge dipende dal valore soglia considerato: si ha un rischio più basso quando i limiti si alzano (esempio: valore obiettivo 2010) e più alto quando i limiti si abbassano (esempio: valore obiettivo a lungo termine). In generale, emerge comunque una situazione di rischio potenziale diffusa, che per le foreste interessa dal 76 al 95% della superficie e per la vegetazione semi-naturale dal 94 al 99% della superficie. Anche limitandosi alle sole eccedenze superiori a 2 volte il limite, le superfici a rischio potenziale risultano comprese tra 34 ed 88% (foreste) e 60-98% (vegetazione semi-naturale). Considerata la tendenza alla sottostima del modello per valori di concentrazione alti, è da attendersi che anche l'esposizione stimata ed il rischio potenziale siano valutati in maniera conservativa.

Bibliografia

- Box, G.E.P., Cox, D.R., 1964. An analysis of transformation. *Journal of the Royal Statistical Society. Series B (Methodological)* 26, 211-252.
- Burnham, K.P., Anderson, D.R., 2002. *Model Selection and Multimodel Inference: A Practical Information-Theoretic Approach*, 2nd ed. Springer-Verlag, New York, NY, USA.
- Cameletti, M., 2009. Stem: Spatio-temporal models in R. R package version 1.0. <http://cran.r-project.org/web/packages/Stem/>
- Diggle, P.J., Ribeiro, P.J., 2007. *Model-based Geostatistics*. Springer Series in Statistics XIII, 230 p. Springer Science +Business Media, LLC, New York, NY 10013, USA. ISBN 978-0-387-32907-9
- Direttiva 2008/50/EC. <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2008:152:0001:0044:IT:PDF>
- Durbin J., Koopman S., 2001. *Time Series Analysis by State Space Methods*. Oxford University Press, New York
- Ferretti, M., Cristofolini, F., Cristofori, A., Gerosa, G., Gottardini, E., 2012. A simple linear model to estimate ozone AOT40 at forest sites from raw passive sampling data. *Journal of Environmental Monitoring*, accepted.

- Gerosa, G., Ferretti, M., Bussotti, F., Rocchini, D., 2007. Estimates of ozone AOT40 from passive sampling in forest sites in South-Western Europe. *Environmental Pollution* 145, 629-635.
- Gottardini, E., Cristofori, A., Cristofolini, F., Ferretti, M., 2008. Rilevamento di Ozono presso i siti forestali UNECE Level I nella Provincia di Trento nel 2007. Relazione dello studio realizzato nell'ambito della convenzione tra IASMA e Servizio Foreste e Fauna della Provincia Autonoma di Trento (Convenzione N. 4297 del 12/3/08)
- Gottardini, E., Cristofori, A., Cristofolini, F., Ferretti, M., 2010. Variability of ozone concentration in a montane environment, northern Italy. *Atmospheric Environment* 44, 147-152.
- Hengl, T., Heuvelink, G.B.M., Rossiter, D.G., 2007. About regression-kriging: From equations to case studies. *Computers & Geosciences* 33, 1301-1315.
- Mangoni, M., Buffoni, A., 2005. Status and trend of ground-level ozone at the CONECOFOR plots, 1996-2005. *Annali dell'Istituto Sperimentale per la Selvicoltura* 34, 85-99.
- Mapping Manual 2004 rev. 2010. <http://www.rivm.nl/en/themasites/icpmm/manual-and-downloads/index.html>
- McLachlan, G. J., Krishnan, T., 1997. *The EM Algorithm and Extensions*. John Wiley & Sons, New York
- Pawitan, Y., 2001. In *All Likelihood: Statistical Modelling and Inference Using Likelihood*. Oxford Science Publication, Cary, NC, U.S.A.
- R Development Core Team, 2010. <http://www.r-project.org/>
- Shapiro, S.S., Wilk, M.B., 1965. An analysis of variance test for normality (complete samples). *Biometrika* 52, 591-611.
- Vingarzan, R., 2004. A review of surface ozone background levels and trends. *Atmospheric Environment* 38, 3431-3442.

4

EFFETTI SULLA VEGETAZIONE

4.1 Sintomi attribuibili ad ozono sul bioindicatore specifico *Nicotiana tabacum* L. Bel-W3¹

Fabiana Cristofolini¹, Elena Gottardini¹, Antonella Cristofori¹, Simona Maccherini^{2,4},
Cristina Nali³, Marco Ferretti⁴

¹ Fondazione Edmund Mach, Centro Ricerca ed Innovazione IASMA, Dipartimento Agro-ecosistemi Sostenibili e Biorisorse, Via E. Mach 1, 38010 San Michele all'Adige, (TN), Italia

² BIOCONNET, BIODiversity and CONservation NETwork, Department of Environmental Science "G. Sarfatti", University of Siena, Via P.A. Mattioli 4, 53100 Siena, Italy

³ Università di Pisa, Dipartimento di Coltivazione e Difesa delle Specie Legnose "Giovanni Scaramuzzi", Via del Borghetto 80, 56124 Pisa, Italia

⁴ TerraData environmetrics, via L. Bardelloni 19, 58025 Monterotondo M.mo, Grosseto, Italia

Riassunto Il biomonitoraggio con la cultivar sensibile *Nicotiana tabacum* L. Bel-W3 è frequentemente utilizzato per ottenere informazioni sul potenziale effetto dell'ozono sulle piante e stimare l'esposizione della vegetazione a tale inquinante. In questo lavoro, abbiamo valutato il ruolo di vari predittori (tempo, sito, ozono, temperatura, umidità) nella crescita delle piante e nello sviluppo di sintomi fogliari visibili. L'indagine è stata condotta in un'area relativamente piccola (256 km²) utilizzando un disegno di campionamento random e adottando procedure QA/QC in ogni fase del processo. I risultati mostrano una correlazione lineare positiva di indice di danno fogliare (LII) ed incremento in altezza (H.I.) con concentrazioni di ozono, quota, temperatura (T), ed una correlazione negativa con l'umidità relativa (U.R.). Tutti i predittori sono correlati tra loro e ciò complica l'interpretazione del fenomeno. L'indice di danno fogliare è risultato dipendente sia dalle concentrazioni di ozono sia dai fattori stagionali, integrandone l'effetto in modo combinato. La crescita delle piante sembra favorita da valori alti di temperatura ed umidità relativa, ma ostacolata da concentrazioni elevate di ozono.

Parole chiave: bioindicatori, *Nicotiana tabacum* L. Bel-W3, ozono, indice di danno fogliare (LII)

Abstract Biomonitoring by means of the supersensitive cultivar *Nicotiana tabacum* L. Bel-W3 is frequently used to obtain information on ozone effects on plants and estimate ozone exposure. We tested the relative role of different predictors (time, site, ozone, temperature and humidity) on height growth and on the development of visible foliar symptoms of *N. tabacum* Bel-W3 plants. To do this, we investigated a relatively small area (256 km²), used a random design at every stage of the survey, controlled watering and protected plants from direct solar radiation and wind. QA/QC procedures were adopted at every stage of the investigation. Linear correlation shows that Leaf Injury Index (LII) and height increment (H.I.) positively related to ozone concentration, elevation and temperature (T), and negatively to relative humidity (RH). All the predictors correlate to each other. In short, LII seemed to be not solely dependent on ozone, T and RH, but showed to integrate their combined effect. On the other side, H.I. seemed to be favoured by high RH and T, and depressed by high ozone.

Key word: bioindicators, *Nicotiana tabacum* L. Bel-W3, ozone, Leaf Injury Index (LII)

¹ Basato su: Cristofolini et al., 2011. Constraints in the identification and interpretation of ozone as a significant predictor of effects on the supersensitive indicator *Nicotiana tabacum* Bel-W3 in biomonitoring studies. *Ecological Indicators*, 11: 1065-1073.

Introduzione

Il biomonitoraggio dell'ozono mediante la cultivar ozono-sensibile di tabacco (*Nicotiana tabacum* L.) Bel-W3 (Krupa et al., 1993; Klumpp et al., 2006; Nali et al., 2006) rappresenta da circa cinquanta anni un metodo semplice ed affidabile per ottenere informazioni sulla presenza nell'ambiente di concentrazioni fitotossiche di ozono (Heggestad, 1991). I pregi fondamentali di questo sistema sono:

- la notevole sensibilità di questa pianta all'ozono: a concentrazioni maggiori di 40-50 ppb per 4-5 ore, le piante presentano evidenti sintomatologie fogliari;
- la tipicità e specificità dei sintomi: sviluppo di aree necrotiche fogliari bifacciali, internervali, di colore dal grigio all'avorio-marrone.

Solitamente si utilizzano piante adulte che restano esposte per circa 4 settimane. Personale ben addestrato rileva le percentuali di superficie fogliare danneggiata per il calcolo del Leaf Injury Index (LII). L'intera procedura è stata standardizzata ed è contenuta in una norma messa a punto da VDI (*Verein Deutscher Ingenieure*, VDI, 2003). Proprio in virtù delle sue riconosciute proprietà come bioindicatore, il tabacco Bel-W3 è stato utilizzato nell'ambito del progetto *Ozono EFFORT* per una prima valutazione dei potenziali effetti dell'ozono sulla vegetazione in Trentino. Questo lavoro riferisce sui risultati ottenuti da una campagna di biomonitoraggio svolta tra la fine di maggio e la fine di giugno 2007 durante la quale ai rilievi dei sintomi sono state affiancate misurazioni di ozono, temperatura ed umidità.

Materiali e metodi

Area di studio

L'area di studio è definita da un quadrato di 15x15 km posto nella parte centrale della provincia di Trento, che interessa parte della Valle dei Laghi (Figura 1). L'area è stata individuata e selezionata in modo che rispondesse alla caratteristica di presentare zone con concentrazioni attese di ozono "basse" ed "alte" su un'estensione geografica relativamente piccola.

Disegno di campionamento

L'indagine è stata limitata alle zone al di sotto dei 1000 m s.l.m. in modo da porsi in condizioni ambientali non sfavorevoli al tabacco e di lavorare in un ambito più omogeneo. Il territorio provinciale è stato dapprima suddiviso in quadrati non sovrapponibili di 1x1 km. Per ciascuna cella si è calcolato il valore medio di ozono del periodo maggio – luglio (in riferimento alla Direttiva 2002/3/CE) partendo dai valori stimati di ozono forniti dal modello elaborato da Techne (2006) (Figura 1, sn).

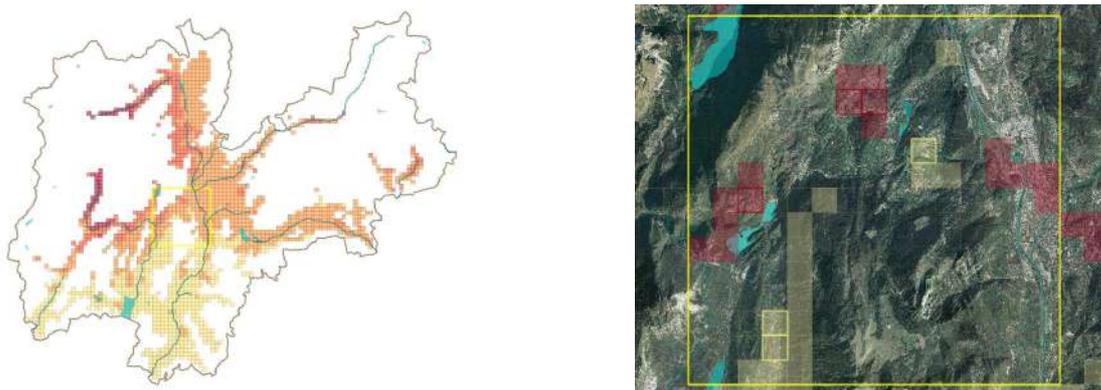


Figura 1. A sinistra. Rappresentazione grafica dei livelli medi di ozono stimati dalla modellistica per le celle 1x1 km presenti in Trentino sotto i 1000 m s.l.m.; il riquadro giallo delimita l'area di studio di 15x15 km. A destra. Area di studio con celle ad alto (rosso) e basso (giallo) livello stimato di O₃; le celle con il bordo evidenziato sono quelle selezionate casualmente per lo studio.

Per avere un *range* sufficientemente ampio di concentrazioni di ozono su una superficie contenuta, è stata individuata un'area di 15x15 km. In tale area risultavano esserci 154 celle idonee; partendo dai relativi valori medi di ozono predetti dal modello TECHNE per queste celle, sono stati calcolati il 10° e il 90° percentile, risultati rispettivamente: 10° percentile = 77,45 $\mu\text{g m}^{-3}$, 90° percentile = 110,86 $\mu\text{g m}^{-3}$.

Questi valori sono stati assunti come limiti per definire le celle a basso (quelle con valori inferiori al 10° percentile) ed alto (quelle con valori superiori al 90° percentile) livello di ozono. Adottando tale criterio, sono state individuate 16 celle a basso e 16 ad alto livello di ozono; tra queste ne sono state selezionate casualmente 3+3 celle (Figura 1, dx). In ciascuna delle 6 celle sono state individuate tutte le aree aperte disponibili (ogni area la cui dimensione minima era uguale o maggiore all'altezza dell'ostacolo più prossimo) e, tra queste, ne sono state selezionate 3 casualmente. In ciascuna area aperta è stato esposto un campionatore passivo di ozono (vedi Capitolo 2), posizionato a circa 1,8 m dal livello del suolo; in una delle tre aree aperte individuate per ciascuna cella è stata installata anche un'unità di biomonitoraggio (Figura 2).



Figura 2. Stazione di biomonitoraggio equipaggiata con 6 piante di *Nicotiana tabacum L. cv. Bel-W3*.

Validazione di bioindicatori e campionatori passivi

Al fine di realizzare una validazione dei dati, presso gli analizzatori automatici di rilievo degli inquinanti atmosferici di San Michele all'Adige, Gardolo e Monte Gaza sono stati posizionati tre campionatori passivi per l'ozono e una stazione di biomonitoraggio. L'elenco completo delle stazioni è riportato in Tabella 1.

Tabella 1. Elenco delle località di riferimento per le celle 1x1 km selezionate casualmente (le prime sei) e delle tre centraline automatiche utilizzate per la validazione, con coordinate e quote dei siti di esposizione delle stazioni di biomonitoraggio.

codice	Stazione	x_UTM WGS84	y_UTM WGS84	quota m s.l.m.
1	Cadine	659500	5105500	635
2	Lasino S	653500	5097500	475
3	Lasino N	653500	5098500	451
4	Maso Ariol	656500	5107500	657
5	Margone	652500	5103500	900
6	Monte Terlago	657500	5107500	698
7	San Michele	664104	5118111	228
8	Gardolo	663108	5107970	196
9	Monte Gaza	651389	5105081	1601

Produzione del materiale vegetale ed esposizione delle unità di monitoraggio

Le piante di tabacco della *cultivar* ozono-sensibile Bel-W3 sono state prodotte nelle serre della Fondazione E. Mach, a partire da semi forniti dal Dipartimento di Coltivazione e Difesa delle Specie Legnose "Giovanni Scaramuzzi" dell'Università di Pisa. La semina è avvenuta su pastiglie di torba poste in cella fitoclimatica (20-23 °C; 70-80% U.R.). Dopo tre settimane, a sviluppo completo delle prime due foglie, è avvenuto il primo trapianto in vasetti di torba. Dopo altre tre settimane, con la terza e quarta foglia in espansione, le piante sono state trapiantate in vasi di plastica di ca. 4 dm³ di volume, contenenti una miscela in parti uguali di letame maturo, terra di bosco e torba, addizionata con opportuno concime a lento rilascio. Le piante sono state tolte dalla cella climatica e poste in serra. Dopo circa otto settimane dalla semina (4-5 foglie completamente espanse), le piante erano pronte per l'esposizione. Al fine di allestire complessivamente 9 stazioni di biomonitoraggio, ciascuna costituita da 6 piante, sono stati numerati 54 vasi. I 9 gruppi di 6 piante sono stati allestiti per estrazione casuale delle piante; i 9 gruppi sono stati a loro volta assegnati casualmente alle rispettive stazioni. Le piante sono state poste sotto una copertura di rete ombreggiante, fissata ad una intelaiatura, al fine di essere riparate dalla radiazione solare diretta e da altri agenti dannosi (ad esempio vento, grandine, animali) (Figura 2). Ogni stazione è stata attrezzata con un cartello esplicativo ed equipaggiata di

sensori di temperatura e umidità relativa. La campagna di rilievi si è svolta tra il 30 maggio ed il 27 giugno 2007, per un totale di 4 settimane.

Variabili di risposta

Le variabili di risposta considerate sono state:

- incremento in altezza assoluto della pianta, misurato come differenza in cm tra settimane successive (H.I., cm);
- incremento in altezza relativo della pianta, calcolato come percentuale di incremento rispetto alla settimana precedente (H.I., %);
- indice di danno fogliare (LII), basato su una valutazione visiva delle tipiche necrosi fogliari (Ashmore et al., 1980) rilevata settimanalmente partendo dal primo giorno di esposizione (t_0). Per ogni foglia (> 6 cm) di ciascuna pianta è stata registrata la percentuale di superficie necrotizzata, assegnata per confronto con le fotografie del manuale VDI (2003) (Figura 3). Per facilitare la valutazione del danno fogliare, le foglie 3-6-9 di ogni pianta sono state marcate permanentemente con nastri di diverso colore fissati al picciolo. La percentuale di superficie fogliare necrotizzata è stata espressa in classi di danno del 5%: 0= nessun danno fogliare; 5= >0-5%; 10= >5-10%; 15= >10-15%; etc. L'indice di danno fogliare (*Leaf Injury Index*, LII) è stato calcolato ogni settimana per ogni pianta adottando la seguente formula:

$$LII = \sum_n^N (D_t - D_{t-1}) / N$$

dove:

LII = indice di danno fogliare

n = numero progressivo della foglia dal basso verso l'alto;

N = numero di foglie valutate;

D_t = danno fogliare alla fine della settimana considerata (t);

D_{t-1} = danno fogliare alla fine della settimana precedente (t - 1).

Al fine di garantire una corretta esecuzione del lavoro, soprattutto relativamente all'identificazione e quantificazione dei sintomi fogliari, questa fase è stata preceduta da uno specifico addestramento del personale coinvolto (vedi il paragrafo *Procedure di qualità*).



Figura 3. A sinistra: esempio di una scheda del manuale VDI (Verein Deutscher Ingenieure, Düsseldorf) utilizzata come confronto per l'attribuzione delle classi di danno fogliare. A destra: esempio di foglia di tabacco con sintomi di necrosi da ozono.

Predittori

I predittori considerati sono le concentrazioni di ozono (misurate con campionatori passivi, vedi Capitolo 2), la temperatura dell'aria e l'umidità relativa. Per i dati meteorologici ogni stazione di biomonitoraggio è stata equipaggiata con sensori Tinytag Ultra (Gemini Data Loggers Ltd., Chichester, UK).

Analisi statistica

Le analisi statistiche sono descritte in dettaglio da Cristofolini et al. (2011). La relazione tra predittori e tra essi e le variabili di risposta è stata valutata mediante il coefficiente di correlazione di Spearman. L'interazione tra fattori "sito", "settimana" (settimana di rilevamento) ed ozono è stata studiata mediante un'analisi statistica permutazionale basata su una matrice di distanze, applicata ad un modello di Analisi della Covarianza (ANCOVA). Infine, è stata condotta un'analisi di correlazione parziale per evidenziare il ruolo di singoli predittori.

Procedure di qualità

Le procedure di qualità hanno interessato le misure con i passivi attraverso la loro esposizione presso i tre siti di calibrazione; questa fase è descritta nel Capitolo 2. Per quanto riguarda il bioindicatore, la qualità dei dati è stata assicurata adottando procedure operative standard (SOPs) per la coltivazione delle piante (Lorenzini, 1999) e per la valutazione dei sintomi (VDI, 2003). L'armonizzazione e calibrazione degli operatori per il rilievo visivo dei danni fogliari sono state raggiunte grazie alla partecipazione ad un corso di *training* a seguito del quale è stato

possibile registrare un livello di accuratezza del 97,5% ed una ripetibilità media di $95,2 \pm 4,9\%$ (Francini et al., 2009). Durante le fasi di rilevamento è stato effettuato un controllo incrociato in campo che ha rivelato un buon accordo tra operatori. Infine, un ulteriore controllo sulla valutazione di danno fogliare è stato condotto a posteriori: sovrapponendo una griglia $0,5 \times 0,5$ cm ad immagini fogliari di grandezza fissa ($29,67 \times 20,99$ cm), è stata valutata la percentuale di intersezioni del grigliato posizionate in corrispondenza di danni per ogni foglia. I dati ottenuti mostrano un buon accordo con la stima visiva. Solo in un caso la valutazione visiva mostrava una sovrastima eccedente i limiti fissati per il raggiungimento dell'obiettivo di qualità (± 1 classe).

Risultati

In Tabella 2 sono riportati i valori medi registrati di temperatura (T), umidità relativa (U.R.) ed ozono durante il periodo di studio nei diversi siti. Si osservano valori piuttosto stabili per umidità relativa mentre la temperatura media varia da 13,1 a 22,0 °C e le concentrazioni di ozono sono comprese tra 45,5 e 144,4 $\mu\text{g m}^{-3}$.

Tabella 2. Variabili ambientali misurate in ogni stazione nel periodo di studio: umidità relativa (U.R.), temperatura media (T media), minima (T min) e massima (T max), concentrazione di ozono (O_3) e relativa deviazione standard (d.s.)

Codice	Stazione	U.R., %	T media, °C	T min, °C	T max, °C	O_3 , $\mu\text{g m}^{-3}$	
						media	d.s.
1	Cadine	65,1	19,03	14,15	25,87	96,94	13,6
2	Lasino S	75,9	19,38	13,84	25,88	90,10	20,8
3	Lasino N	74,7	20,31	14,25	28,30	71,10	12,4
4	Maso Ariol	65,3	18,84	13,67	25,87	86,31	35,8
5	Margone	78,8	17,62	12,60	26,05	97,53	20,4
6	Monte Terlago	78,0	18,73	13,39	26,88	101,88	52,1
7	San Michele	61,6	22,01	16,76	28,77	54,05	10,1
8	Gardolo	64,9	21,59	16,95	26,90	45,44	13,6
9	Monte Gaza	75,8	13,06	8,37	17,67	144,35	25,7

Relativamente alle variabili di risposta (Tabella 3), l'indice di danno fogliare (LII) varia tra 1,1 e 4,0; la crescita delle piante varia tra 3,08 cm e 17,71 cm in termini assoluti mentre la crescita relativa è tra 22,84% e 73,45%.

Tabella 3. Valori medi e deviazione standard (dev st) delle variabili di risposta rilevate in ogni stazione: indice di danno fogliare (LII), incremento in altezza assoluto (cm) e percentuale.

Codice	Stazione	LII		Incremento in altezza, cm		Incremento in altezza, %	
		media	dev st	media	dev st	media	dev st
1	Cadine	1,50	0,55	10,92	7,36	55,49	9,05
2	Lasino S	2,44	1,21	13,67	9,41	62,94	6,53
3	Lasino N	1,69	1,35	16,25	12,22	73,45	5,27
4	Maso Ariol	1,74	0,78	11,71	7,36	58,74	4,56
5	Margone	1,59	0,70	8,67	5,25	46,36	6,90
6	Monte Terlago	1,61	0,53	10,08	6,21	49,16	7,14
7	San Michele	1,19	0,68	15,50	6,36	62,87	22,00
8	Gardolo	1,14	0,34	17,71	8,33	72,14	22,33
9	Monte Gaza	4,02	1,13	3,08	0,70	22,84	1,21

Analizzando il *trend* temporale dei parametri ambientali (Figura 4), durante la campagna di rilievi si nota una lieve diminuzione dei valori di umidità relativa ed un aumento delle temperature e dei valori di concentrazione di ozono; riferendosi invece alle variabili di risposta, la crescita media settimanale in termini assoluti aumenta ma in termini relativi mostra un leggero decremento; LII mostra mediamente un *trend* di crescita.

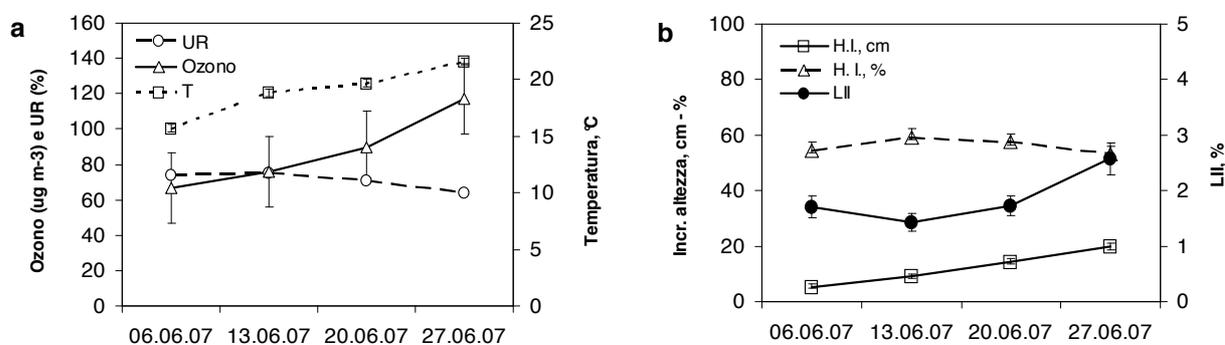


Figura 4. Andamento temporale durante il periodo di studio dei predittori (a) e delle variabili di risposta (b). Le barre rappresentano l'errore standard del campione.

Considerando i soli siti di validazione (Gardolo, San Michele, Monte Gaza), la Figura 5 evidenzia la buona correlazione tra concentrazioni medie settimanali di ozono e danno fogliare (LII).

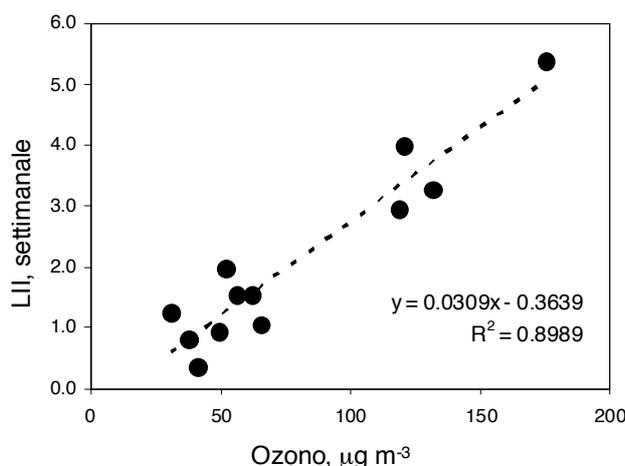


Figura 5. Regressione lineare tra valori medi settimanali di concentrazione di ozono ed indice di danno fogliare e coefficiente di determinazione per i siti di validazione.

Considerando l'intero set di predittori, emerge come vi sia una co-variazione delle variabili ambientali: ozono, temperatura, quota, umidità relativa (Tabella 4), tali da rendere difficile l'interpretazione del fenomeno.

Tabella 4. Relazioni tra le variabili ambientali (valore Rho) derivati da correlazione di Spearman. Tutte le relazioni investigate sono significative per $P < 0,05$.

Quota	1				
U.R.%	0,71	1			
T media	-0,98	-0,73	1		
[O₃]	0,93	0,73	-0,92	1	
AOT40	0,93	0,82	-0,92	0,97	1
	Quota	U.R.%	T media	[O₃]	AOT40

In prima analisi l'indice di danno fogliare risulta correlato positivamente con la quota, le concentrazioni di ozono, il livello di esposizione all'ozono (AOT40) e l'umidità relativa; negativamente con la temperatura media. L'opposto è vero per gli incrementi di crescita (H.I.): la crescita diminuisce quando ozono ed umidità relativa aumentano, e aumenta con l'aumentare della temperatura (Tabella 5).

Tabella 5. Relazioni tra variabili ambientali e variabili di risposta (indice di danno fogliare medio = LII media, incrementi di crescita assoluti = H.I. cm, incrementi di crescita relativa = H.I.%,). Valore Rho e significatività statistica derivati da correlazione di Spearman. Tutte le relazioni investigate sono significative per $P < 0,05$.

	LII media (n=54)	H.I., cm (n=54)	H.I., % (n=54)
Quota	0,54	-0,84	-0,80
U.R. %	0,41	-0,49	-0,48
T media	-0,53	0,82	0,76
[O₃]	0,55	-0,82	-0,78
AOT40	0,57	-0,80	-0,77

Per analizzare più in dettaglio le relazioni tra predittori e variabili di risposta è stata utilizzata una analisi statistica permutazionale basata su una matrice di distanze, applicata ad un modello di Analisi della Covarianza (ANCOVA) in grado di valutare l'effetto combinato dei fattori fissi categorici "sito" e "settimana" e di una covariata rappresentata dalle concentrazioni di ozono (Tabella 6) su differenti variabili di risposta (Cristofolini et al., 2011). Per il danno fogliare, tutti e tre i fattori sono risultati significati, oltre alla combinazione "ozono x sito" ed "ozono x settimana". Per la crescita assoluta (cm), sono risultati significativi il "sito", la "settimana" e le interazioni "ozono x sito", "ozono x settimana" e "sito x settimana". Per la crescita relativa (%), tutti i fattori e le loro interazioni sono risultate significative.

Tabella 6. Sintesi dei risultati dell'analisi statistica permutazionale ANCOVA per le diverse variabili di risposta.

VARIABILI di RISPOSTA	FATTORI SIGNIFICATIVI
indice di danno fogliare	O ₃ , sito, settimana, O ₃ x sito, O ₃ x settimana
incremento di crescita (cm)	sito, settimana, O ₃ x sito, O ₃ x settimana, sito x settimana
incremento di crescita (%)	O ₃ , sito, settimana, O ₃ x sito, O ₃ x settimana, sito x settimana

Dai risultati emerge l'importanza, oltre che del fattore "ozono", anche del fattore "sito"; le piante sembrano integrare i diversi aspetti ambientali stazionali. In termini pratici, nel caso di studio, dove la tipologia e l'umidità del suolo sono fattori controllati e omogenei, e le piante sono protette dalla luce solare e dal vento, le principali variabili che rappresentano il fattore "sito" sono essenzialmente temperatura ad umidità dell'aria. Pertanto, la successiva analisi statistica applicata è stata quella della correlazione parziale, analisi che permette di verificare la correlazione tra due variabili eliminando gli effetti di una terza o di un restante gruppo di k variabili. L'esito dell'analisi è riportato in Tabella 7.

Tabella 7. Risultati dell'analisi di correlazione parziale; gradi di libertà=50; LII, indice di danno fogliare; O₃, concentrazioni di ozono; U.R., umidità relativa; T, temperatura; valore Rho e significatività (* P<0,05, ** P<0,01) statistica derivati da correlazione di Spearman.

		Variabili controllate		
		T, U.R.	O ₃ , U.R.	O ₃ , T
LII	O ₃	n.s.		
	T		n.s.	
	U.R			n.s.
H.I. (cm)	O ₃	-0,36**		
	T		0,39**	
	U.R			0,36**
H.I. (%)	O ₃	- 0,38**		
	T		0,24**	
	U.R			0,28*

L'indice di danno fogliare non mostra una dipendenza significativa dalle variabili considerate singolarmente. LII sembra dipendere complessivamente dalle concentrazioni di ozono e dai fattori stagionali (che, nel presente studio, corrispondono con buona approssimazione a temperatura ed umidità relativa), integrandone il loro effetto in modo combinato. Inoltre, la crescita delle piante sembra favorita da valori alti di temperatura ed umidità relativa ma limitata da concentrazioni elevate di ozono.

Discussione e conclusioni

Questo fase del progetto *Ozono EFFORT* ha da un lato dimostrato la validità del bioindicatore specifico *Nicotiana tabacum* L. Bel-W3 anche nel contesto locale del Trentino e dall'altro ha evidenziato come le concentrazioni di ozono ivi presenti siano in grado di causare danni alla vegetazione sensibile. Considerando separatamente i singoli predittori, è stato possibile verificare come il danno fogliare e l'incremento di crescita siano correlati in maniera significativa con le concentrazioni di ozono, la temperatura e l'umidità, fattori questi collegati alle caratteristiche del sito di esposizione. Recenti studi (Calatayud et al., 2007; Penuelas et al., 1999; Ribas et al., 1998) hanno tuttavia sottolineato come la risposta delle piante di tabacco valutata alla luce delle variabili ambientali non sia facilmente interpretabile. Infatti, le analisi condotte hanno evidenziato come il fattore "sito" e le sue interazioni con l'ozono risultino significativi nello spiegare la variazione di danno fogliare e di crescita. Controllando i fattori suolo, rifornimento idrico, irraggiamento e vento grazie alla struttura sperimentale e considerando il variare di temperatura ed umidità, non si evidenzia una relazione significativa tra ozono e danno fogliare. Le

concentrazioni di ozono correlano invece negativamente con la crescita in altezza delle piante. Ciò evidenzia sia la complessità delle interazioni tra ozono e fattori ambientali, sia come le piante di *N. tabacum* Bel-W3 integrino l'effetto fitotossico dell'ozono nell'insieme dei vari agenti di stress ossidativo. Quindi, laddove sia necessario valutare se, complessivamente, le concentrazioni di ozono e le condizioni ambientali sono in grado di arrecare danni alla vegetazione, l'uso del bioindicatore fornisce utile supporto.

Bibliografia

Ashmore, M.R., Bell, J.N.B., Reily, C.L., 1980. The distribution of phytotoxic ozone in the British - Isles. Environmental Pollution Series B-Chemical and Physical 1, 195-216.

Calatayud, V., Sanz, M.J., Calvo, E., Cervero, J., Ansel, W., Klumpp, A., 2007. Ozone biomonitoring with Bel-W3 tobacco plants in the city of Valencia (Spain). Water Air and Soil Pollution 183, 283-291.

Cristofolini, F., Cristofori, A., Gottardini, E., Maccherini, S., Ferretti, M., 2011. Constraints in the identification and interpretation of ozone as a significant predictor of effects on the supersensitive indicator *Nicotiana tabacum* Bel-W3 in biomonitoring studies. Ecological Indicators 11, 1065-1073.

Francini, A., Pellegrini, E., Lorenzini, G., Nali, C., 2009. Non-sampling error in ozone biomonitoring: the role of operator training. JEM Journal of Environmental Monitoring 11, 736-744.

Heggestad, H.E., 1991. Origin of Bel-W3, Bel-C and Bel-B tobacco varieties and their use as indicators of ozone. Environmental Pollution 74, 264-291.

Klumpp, A., Ansel, W., Klumpp, G., Vergne, P., Sifakis, N., Sanz, M.J., Rasmussen, S., Ro-Poulsen, H., Ribas, A., Penuelas, J., Kambezidis, H., He, S., Garrec, J.P., Calatayud, V., 2006. Ozone pollution and ozone biomonitoring in European cities Part II. Ozone-induced plant injury and its relationship with descriptors of ozone pollution. Atmospheric Environment 40, 7437-7448.

Krupa, S.V., Manning, W.J., Nosal, M., 1993. Use of tobacco cultivars as biological indicators of ambient ozone pollution - an analysis of exposure-response relationships. Environmental Pollution 81, 137-146.

Lorenzini G., 1999. Piante vascolari come bioindicatori della qualità dell'aria (inquinamento da ozono): proposte metodologiche. In: Atti del Workshop "Biomonitoraggio della qualità dell'aria sul territorio nazionale". Serie Atti 2/1999. ANPA, Roma

Nali, C., Francini, A., Lorenzini, G., 2006. Biological monitoring of ozone: the twenty-year Italian experience, pp. 25-32.

Penuelas, J., Ribas, A., Gimeno, B.S., Filella, I., 1999. Dependence of ozone biomonitoring on meteorological conditions of different sites in Catalonia (NE Spain). Environmental Monitoring and Assessment 56, 221-224.

Ribas, A., Filella, I., Gimeno, B.S., Penuelas, J., 1998. Evaluation of tobacco cultivars as bioindicators and biomonitors of ozone phytotoxic levels in Catalonia. Water Air and Soil Pollution 107, 347-365.

TECHNE Consulting s.r.l., 2006. Studio modellistico sulla generazione e trasporto dell'ozono. APPA TN, N.Raccolta 13/05, pp.106.

VDI, 2003. VDI 3957. Part 6. Biological measuring techniques for the determination und evaluation of the effects of air pollutants on plants (bioindication) – Determination and evaluation of the phytotoxic effect of photooxidants – Method of the standardised tobacco exposure. Verein Deutscher Ingenieure, Düsseldorf.

4.2 Sintomi attribuibili ad ozono sulla specie spontanea sensibile *Viburnum lantana* L.: potenzialità come bioindicatore *in situ*¹

Elena Gottardini¹, Fabiana Cristofolini¹, Antonella Cristofori¹, Filippo Bussotti², Marco Ferretti³

¹ Fondazione Edmund Mach, Centro Ricerca ed Innovazione IASMA, Dipartimento Agroecosistemi Sostenibili e Biorisorse, Via E. Mach 1, 38010 San Michele all'Adige, (TN), Italia

² Università di Firenze, Dipartimento di Biotechnologie Agrarie, Piazzale delle Cascine 28, 50144 Firenze, Italia

³ TerraData environmetrics, via L. Bardelloni 19, 58025 Monterotondo M.mo, Grosseto, Italia

Riassunto. Questo lavoro mira ad esplorare le potenzialità di utilizzo della specie arbustiva *Viburnum lantana* L. come bioindicatore *in situ* per valutare gli effetti dell'ozono sulla vegetazione spontanea. Benché la sensibilità e la specificità di risposta (sintomi fogliari) nei confronti dell'ozono siano caratteristiche note e documentate di questa specie, occorre verificare l'effettiva capacità di risposta delle piante spontanee di *V. lantana* all'ozono in condizioni di campo e durante l'intero periodo vegetativo, e la relazione tra l'intensità di tali risposte ed i livelli di esposizione all'ozono. A tale scopo sono stati svolti due studi in campo, in provincia di Trento, considerando come indicatori di risposta all'ozono la presenza di sintomi fogliari ozono-specifici, il contenuto fogliare di clorofilla SPAD e la fluorescenza della clorofilla a valutata tramite l'analisi del transient di fluorescenza (JIP-test). I risultati hanno consentito di verificare uno sviluppo temporale delle risposte di *V. lantana* coerente con l'andamento dei livelli di esposizione all'ozono ed una maggior probabilità di trovare elevate percentuali di piante sintomatiche dove i livelli di ozono sono maggiori. A parità di range di AOT40, le piante sintomatiche sono risultate più frequenti alle quote più elevate, facendo supporre che si trovino in condizioni ambientali più favorevoli all'assorbimento stomatico di ozono (maggiore U.R., T meno elevata) nonché soggette ad un maggior stress ossidativo (radiazione solare). Contemporaneamente alla comparsa e diffusione dei sintomi fogliari, si è verificata la diminuzione del contenuto di clorofilla e un calo della performance fotosintetica. Indicatore precoce e specifico di stress da ozono sembra invece essere l'ampiezza della fase I-P del transient di fluorescenza. I sintomi su *V. lantana* sembrano dunque adatti per valutare in maniera qualitativa l'impatto potenziale dell'ozono sulla vegetazione in aree remote. La valutazione simultanea di sintomi e parametri fotosintetici costituisce un valido strumento diagnostico.

Parole chiave: *Viburnum lantana* L., ozono, contenuto di clorofilla, fotosintesi, sintomi fogliari, JIP-test

Abstract. This work aims at evaluating the potential of the shrub species *Viburnum lantana* L. as bioindicator *in situ* for ozone effects on vegetation. Although the sensitivity and specificity of response (foliar symptoms) to ozone are well known and documented for this spontaneous species in controlled environment, the responsiveness under field conditions and along the growing season was not investigated up to now, as well as the relation between the degree of response and exposition to ozone. Two studies were carried out in the field, with occurrence of foliar symptoms, chlorophyll content (SPAD) and chlorophyll a fluorescence (JIP-test) as response indicators. Results allowed to identify a marked temporal development of symptoms consistent with the levels of ozone exposure, and a greater frequency of symptomatic plants at higher ozone levels. For the same AOT40 range, symptomatic plants were more frequent at higher elevations, where environmental conditions may facilitate stomatal ozone uptake (higher RH, lower T) and cause a

¹ Basato su:

- Gottardini et al., 2010. Responsiveness of *Viburnum lantana* L. to tropospheric ozone: field evidence under contrasting site conditions in Trentino, northern Italy. *Journal of Environmental Monitoring*, 12: 2189–2312.

- Gottardini et al. The potential of Chlorophyll a fluorescence transient analysis to support the assessment of ozone effects on native *Viburnum lantana* L. plants. *Environmental and Experimental Botany* (submitted).

greater oxidative stress (solar radiation). Simultaneously with the onset and spread of foliar symptoms, a decrease in chlorophyll content and in photosynthetic performance was observed. The amplitude of the I-P phase of the fluorescence transient seems to be an early indicator of ozone stress. Symptoms on V. lantana appeared suitable for in situ bio-indication and qualitative assessment of the potential impact of ozone on vegetation in remote areas. The concurrent evaluation of foliar symptoms and photosynthetic performance is a valuable diagnostic tool.

Key words: *Viburnum lantana* L., ozone, chlorophyll content, photosynthesis, foliar injury, JIP-test

Introduzione

Nel determinare il reale impatto dell'ozono sulla vegetazione entrano in gioco diversi fattori quali i livelli di inquinante in atmosfera (UNECE, 2004), l'assorbimento stomatico - che a sua volta dipende da condizioni ambientali e fisiologiche e che determina la quantità di ozono fitotossicamente disponibile (Emberson et al., 2000) -, le capacità di difesa messe in atto dalla pianta per limitare e/o riparare il danno (Castagna and Ranieri, 2009; Gravano et al., 2004). La complessità di tali fattori e le loro interazioni possono rendere difficoltosa la possibilità di stabilire una chiara relazione tra ozono e risposta della pianta in condizioni reali di campo. L'uso di bioindicatori può rappresentare una soluzione adatta a superare tali difficoltà: essi forniscono informazioni sul reale effetto del fattore di stress, sintetizzando la complessità di tutti i processi che intervengono tra l'esposizione ad esso e la risposta dell'organismo (Cristofolini et al., 2011; Markert, 2007; Sawidis et al., 2011).

Sviluppo di sintomi fogliari, alterazioni nell'accrescimento e nella capacità riproduttiva e ridotta vitalità sono alcuni dei possibili indicatori di risposta considerati per riconoscere e misurare il danno dell'ozono sulla vegetazione. Da quasi cinquant'anni il biomonitoraggio dell'ozono viene realizzato impiegando la cultivar ozono-sensibile di tabacco (*Nicotiana tabacum* L.) Bel-W3 (Klumpp et al., 2006; Krupa et al., 1993; Nali et al., 2006): questa pianta sviluppa tipiche lesioni fogliari che consistono in necrosi bifacciali grigiastre distribuite sulla lamina fogliare. Altro bioindicatore è la cultivar di trifoglio *Trifolium repens* cv Regal (<http://icpvegetation.ceh.ac.uk/>), con i due cloni NC-S ozono-sensibile e NC-R ozono-resistente, che mostrano differenze nella crescita in seguito ad esposizione all'ozono. Per quanto riguarda l'uso di piante arboree nel biomonitoraggio dell'ozono, i cloni di pioppo *Populus maximowiczii* Henry x *P. x berolinensis* Dippel (nome breve: Oxford clone) e *Populus x euramericana* (Dode) Guinier cv. Dorskamp sono attualmente utilizzati nel progetto PO3PLAR (http://www.wsl.ch/fe/walddynamik/projekte/po3plar/index_EN) come complemento del programma di valutazione dei danni da ozono presso i siti di monitoraggio delle foreste di Livello II, realizzato dal gruppo di lavoro *Ambient Air Quality* dell'ICP *Forests (International Co-operative Programme on assessment and monitoring of air pollution effects on Forests)*, programma di monitoraggio delle foreste a livello europeo istituito dalla *United Nations Economic Commission for Europe - UNECE*).

Gli esempi di biomonitoraggio descritti si riferiscono ad un approccio cosiddetto "attivo", che prevede l'esposizione *ad hoc* di piante indicatrici nei siti dove si intendono monitorare gli effetti dell'inquinante. Non sempre, però, è possibile estendere i risultati ottenuti tramite questo approccio alla vegetazione naturale e semi-naturale, a causa della variabilità dei genotipi, della composizione delle comunità, ma soprattutto degli adattamenti ambientali delle piante spontanee. Inoltre il comportamento dei bioindicatori attivi potrebbe essere influenzato anche dal cambiamento delle condizioni ambientali in seguito all'esposizione. Pertanto, per monitorare gli effetti dell'ozono sulla vegetazione spontanea, alcuni autori (Chappelka et al., 1999; Davis and Orendovici, 2006; Manning et al., 2002; Paoletti et al., 2009) suggeriscono l'uso di piante *in situ*. Tale approccio dovrebbe garantire una risposta delle piante solo al verificarsi di condizioni ambientali che favoriscano l'assorbimento stomatico di una quantità tale di ozono - e per un tempo sufficientemente lungo - da determinare l'inattivazione (o il superamento) dei meccanismi di difesa delle piante (Manning et al., 2002). Le piante spontanee, inoltre, già ben adattate all'ambiente, non subiscono stress aggiuntivi dovuti al trapianto e sono meno sensibili alle variazioni delle condizioni ambientali.

In quest'ottica si inserisce il lavoro su *Viburnum lantana*, mirato a verificare le potenzialità di utilizzo di questa specie arbustiva - già nota per la sua sensibilità nei confronti dell'ozono - in programmi di biomonitoraggio *in situ* per valutare l'effetto tossico dell'ozono troposferico sulla vegetazione spontanea. A tale scopo è necessario accertare l'esistenza dei requisiti necessari ad un organismo per essere considerato - e dunque utilizzato - come bioindicatore (Doley, 2010): (i) ampia diffusione sul territorio; (ii) elevata e documentata sensibilità all'inquinante; (iii) specificità della risposta all'inquinante; (iv) capacità di rispondere all'inquinante durante tutto il periodo vegetativo; (v) risposta quantitativa in relazione con i livelli di esposizione all'inquinante.

I requisiti (i), (ii) e (iii) sono già stati largamente documentati e dunque è ben nota la sensibilità di *V. lantana* nei confronti dell'ozono, accertata la specificità delle manifestazioni sintomatiche in termini di danno fogliare e verificata l'ampia diffusione (Kollmann & Grubb, 2002; Novak et al., 2008). Non esiste invece documentazione sull'evoluzione temporale delle risposte della pianta nel corso dell'intera stagione vegetativa (iv) e nemmeno sulla relazione tra l'intensità delle risposte ed i livelli di esposizione all'ozono (v). Per cercare di chiarire questi aspetti fondamentali la ricerca è stata organizzata in due studi osservazionali, svolti in condizioni reali di campo e su piante spontanee.

Materiali e metodi

Primo studio in campo

Disegno sperimentale

Lo studio è stato realizzato in due aree del Trentino, presso Lasino e Margone, caratterizzate rispettivamente da livelli bassi (Lasino) e alti (Margone) di ozono troposferico. Le due aree, delle

dimensioni di 1 km² e distanti tra loro circa 3 km, sono state selezionate sulla base dei risultati ottenuti con un precedente lavoro realizzato al fine di valutare gli effetti dell'ozono troposferico sulla vegetazione sensibile (*Nicotiana tabacum* L. Bel-W3) (Cristofolini et al., 2011) (Tabella 1). Un'area di un chilometro quadrato è omogenea per quanto riguarda le concentrazioni di ozono (Gottardini et al., 2010). All'interno di ogni quadrato, sono state selezionate in maniera casuale tre aree aperte (= repliche) tra quelle dove era presente un numero $N \geq 10$ piante di *V. lantana* lungo il margine. Per area aperta s'intende una radura nella vegetazione la cui ampiezza minima sia almeno pari al doppio dell'altezza dell'ostacolo più prossimo. Per ciascuna area aperta sono state selezionate casualmente n piante, dove $n = 0,2 N$; se il risultante $n < 10$, il numero di piante considerate è stato portato a 10. In una replica per ciascuno dei due quadrati (contrassegnata con l'asterisco in Tabella 1) sono state individuate casualmente 6 piante tra le n selezionate per lo studio morfo-fisiologico. Su ogni pianta sono state scelte casualmente e marcate permanentemente 5 foglie ben sviluppate su cui eseguire osservazioni specifiche sull'intensità dei sintomi e misure fisiologiche di attività fotosintetica e contenuto di clorofilla.

Tabella 1. Siti, repliche e numero di piante monitorate. Con l'asterisco sono indicate le due Repliche dove sono state effettuate osservazioni specifiche sull'intensità dei sintomi e misure fisiologiche su sei piante individuate casualmente tra tutte quelle selezionate per lo studio.

Nome del sito 1x1 km	N. totale aree aperte nel quadrato 1x1 km	N. aree aperte idonee	N. aree aperte selezionate (= Repliche)	Codice dell'area aperta	Long. E	Lat. N	Quota m s.l.m.	N. tot piante per replica	N. di piante selezionate
Lasino	13	6	3	L1	1653069	5098585	483	11	10
				L6*	1653924	5098140	517	30	10
				L18	1653801	5098767	491	10	10
				M3	1652173	5103667	919	77	16
Margone	11	9	3	M7	1652100	5103869	967	32	10
				M8*	1652124	5103913	973	59	12

Rilievo dei parametri ambientali

I rilievi in campo sono stati svolti dal 6 maggio al 30 settembre 2009. In ciascuna delle 6 repliche sono stati settimanalmente rilevati temperatura e dell'umidità relativa dell'aria (Tinytag Ultra, Gemini Data Loggers Ltd., Chichester, UK) e le concentrazioni di ozono utilizzando due campionatori passivi (Passam ag, Männedorf, Switzerland) in ogni sito di misura e per ogni settimana (per ulteriori dettagli si veda il Capitolo 2).

Rilievo degli indicatori di risposta delle piante

Sintomi fogliari - Le osservazioni sui sintomi fogliari ozono-specifici sono state effettuate con cadenza bisettimanale. Ciascuna pianta è stata classificata come sintomatica o non in base alla presenza o assenza di sintomi fogliari, valutata esaminando le foglie con una lente

d'ingrandimento 10x. Sulle 5 foglie marcate delle 6 + 6 piante è stata inoltre effettuata l'attribuzione della percentuale di superficie fogliare danneggiata, espressa in classi del 5%. Sono stati identificati come tipici sintomi fogliari attribuibili all'ozono le punteggiature bruno-scure (*stipples*), internervali, presenti sulla superficie adassiale (superiore) della foglia, secondo quanto definito nel protocollo del *Working Group on Air Quality* (UNECE, 2004) e riferendosi alla guida fotografica di Innes et al. (2001). I rilievi in campo sono stati validati mediante osservazioni microscopiche seguendo la metodica indicata da vari autori (Gunthardt-Goerg and Vollenweider, 2007; Vollenweider et al., 2003). La tipica presenza di cellule del tessuto a palizzata collassate a causa del danno subito dall'ozono è stata verificata realizzando delle sezioni sottili di foglia (50 μm) utilizzando un microtomo a lama vibrante (Vibratome® Series 1500, St Louis, MO, USA) ed effettuando osservazioni al microscopio ottico ad ingrandimento 400X (Leitz Diaplan optical microscope, Ernst Leitz Wetzlar GmbH, Wetzlar, Germany).

Contenuto di clorofilla - Il contenuto di clorofilla è stato misurato in vivo utilizzando il clorofillometro portatile SPAD-502DL Plus, Minolta (Spectrum Technologies Ltd, Plainfield, IL, USA). Per ogni foglia sono state acquisite 5 misure e ne è stato calcolato il valore medio.

Performance fotosintetica - L'analisi della fluorescenza diretta della clorofilla *a* (Chl *a*) nel fotosistema II (PSII) è una tecnica usata per ottenere informazioni sull'efficienza dell'apparato fotosintetico; consente di valutare lo stato di vitalità delle piante in maniera rapida e non invasiva. Le misure della fluorescenza diretta della Chl *a* (*transient* di fluorescenza, FT) sono state effettuate con un fluorimetro portatile Handy-Pea (Hansatech Instruments, Norfolk, UK). Prima delle misure, le foglie sono state adattate al buio per 30 minuti utilizzando delle *clip* fogliari. La curva di induzione della fluorescenza dal valore di intensità minimo (F_0) a quello massimo (F_M) corrisponde al *transient* di fluorescenza (Strasser et al., 2000; Strasser et al., 2004; Strasser et al., 2010) e rappresenta la "cinetica veloce". Rappresentato su scala temporale logaritmica, il *transient* mostra un andamento polifasico (Figura 1). I differenti step della curva sono contrassegnati dalle lettere: O (20-50 μm), J (2 ms), I (30 ms) and P (*peak*); quest'ultima indica l'intensità di fluorescenza massima (F_M). Le fasi tra i diversi *step* della curva descrivono gli eventi fotochimici di riduzione e successiva ri-ossidazione degli accettori di elettroni nella fase luminosa della fotosintesi. I parametri considerati in questo studio sono:

Fase I-P (ΔV_{I-P}) = $1 - V_I = (F_M - F_{30\text{ms}}) / (F_M - F_0)$; indica l'ampiezza della fase I-P, cioè l'efficienza di trasporto di elettroni attorno al fotosistema I nella riduzione degli accettori finali della catena di trasporto degli elettroni (ferridossina, NADP). V_I indica la fluorescenza relative variabile a 2 ms (*transient* normalizzato tra F_0 e F_M).

Performance Index totale (PI_{TOT}); indica la capacità di conservazione dell'energia dai fotoni assorbiti dal PSII fino al flusso di riduzione degli accettori finali di elettroni del PSI. Si tratta di un'espressione multiparametrica che combina quattro parametri favorevoli all'attività fotosintetica (Strasser et al., 2004; Strasser et al., 2010).

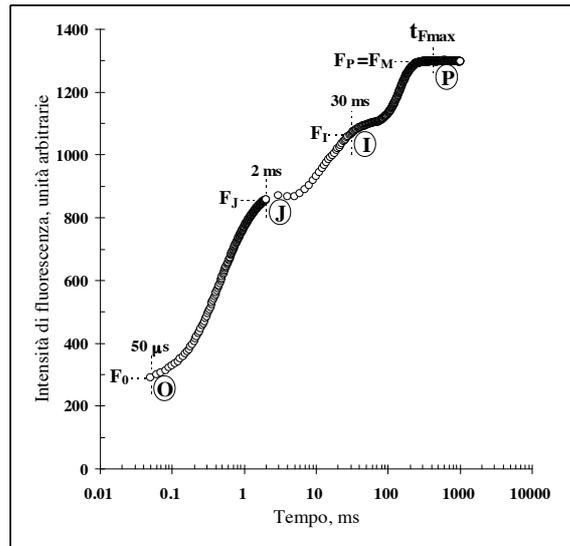


Figura 1. Tipico andamento polifasico del transient di fluorescenza della clorofilla a di piante superiori. Il transiente è rappresentato su scala logaritmica da 50 μ s a 1 s. I segnali sono le intensità di fluorescenza: F_0 (a 50 μ s); F_J (a 2 ms); F_I (a 30 ms); $F_P=F_M$ (intensità di fluorescenza massima al tempo t_{Fmax}).

Secondo studio in campo

Questo studio è stato realizzato adottando un disegno sperimentale randomizzato, stratificato per quota e livello di AOT40. Attraverso tale approccio sperimentale sono state selezionate 30 celle unichilometriche ed in queste sono stati effettuati i rilievi per definire la percentuale di piante sintomatiche presenti.

Selezione delle aree di studio

E' stata innanzitutto considerata la distribuzione di *V. lantana* in Trentino ottenuta dalla mappa con le segnalazioni della presenza di piante spontanee di viburno realizzate dal Museo Civico di Rovereto nell'ambito del progetto di Cartografia Floristica (Figura 2a). La mappa floristica è stata sovrapposta alla mappa di rischio potenziale da ozono per la vegetazione della provincia di Trento (Figura 2b) (Bacaro et al., 2008) (vedi dettagli nel Capitolo 3). Tale mappa rappresenta i valori di AOT40 stimati su tutte le celle unichilometriche in cui risulta suddivisa la provincia di Trento a partire dai dati di concentrazione di ozono misurati nel 2007. Dall'intersezione delle due mappe sono stati estrapolati tutti i possibili quadrati 1x1 km idonei, ovvero tutte le celle unichilometriche in cui ricadeva almeno una segnalazione di *V. lantana* (Figura 2c). Dal totale degli $N = 1.256$ quadrati idonei, ne sono stati estratti $n = 30$ (+ riserve) in maniera random, secondo un disegno stratificato per quota e AOT40 (Figura 2d; Tabella 2). Il limite inferiore di AOT40 ($9.000 \mu\text{g m}^{-3} \text{h}$) è stato scelto come sottomultiplo del valore obiettivo della direttiva europea ($18.000 \mu\text{g m}^{-3} \text{h}$) e che approssima anche i $10.000 \mu\text{g m}^{-3} \text{h}$, valore fissato dall'UNECE come livello critico per la protezione delle foreste.

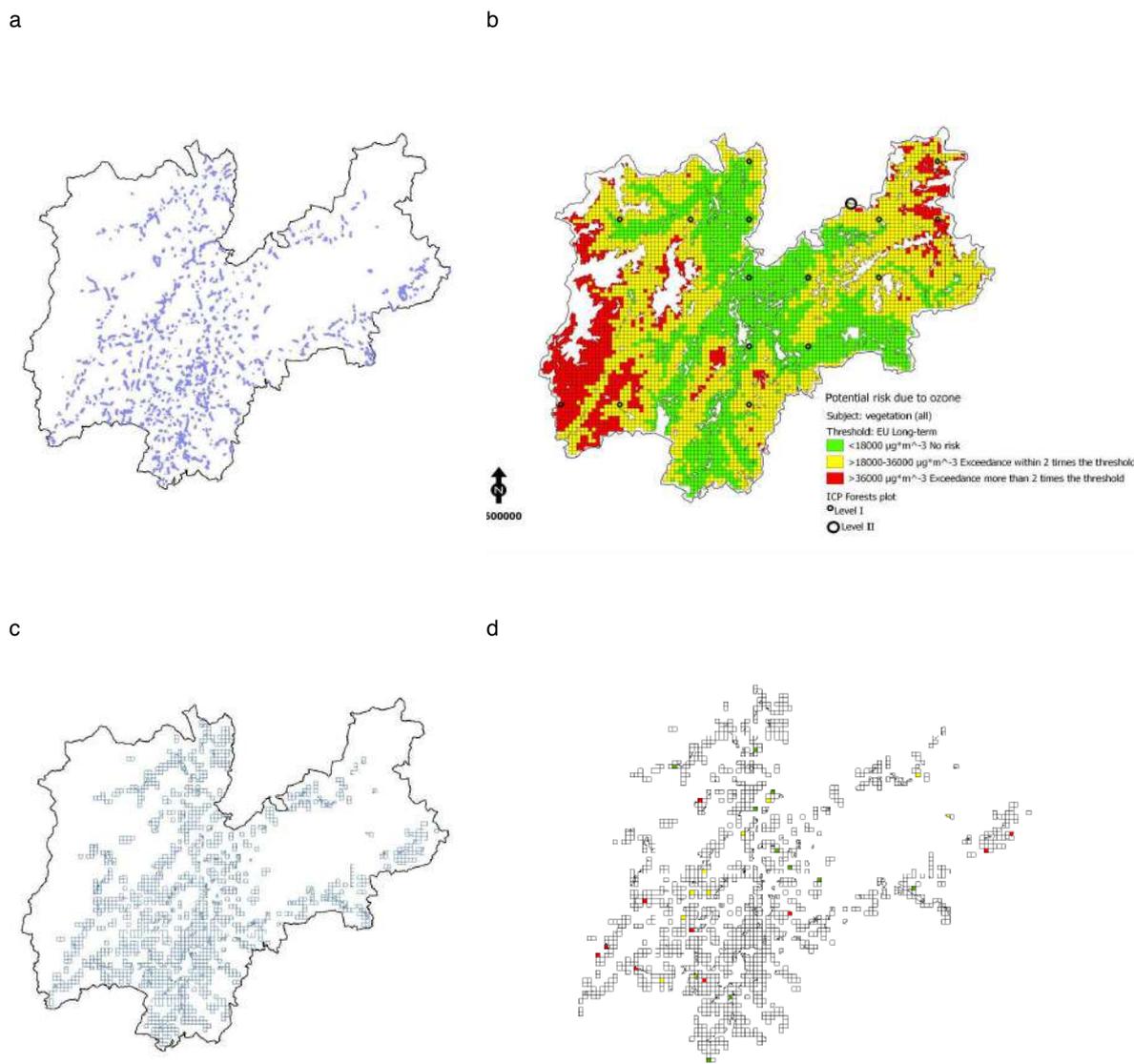


Figura 2. a) Segnalazioni di *V. lantana* nella provincia di Trento; b) Rischio potenziale dovuto all'ozono per la vegetazione in provincia di Trento basato sul superamento di soglie di esposizione ad AOT40 nel 2007; c) Quadrati idonei; d) Quadrati selezionati per lo studio.

Tabella 2. Disegno sperimentale: numero di quadrati da selezionare in base alla stratificazione delle celle 1x1 km secondo quota e valori di AOT40.

Fasce altitudinali	Categorie di AOT40, $\mu\text{g m}^{-3} \text{ h}$		
	< 9.000	9.000 - 18.000	> 18.000
< 700 m s.l.m.	5	5	5
> 700 m s.l.m.	5	5	5

Procedura per l'individuazione delle piante

Per ogni quadrato selezionato è stata localizzata la segnalazione di *V. lantana*. In caso di più segnalazioni, ne è stata scelta una casualmente. Con l'ausilio di foto aeree, è stato identificato il centro della segnalazione e quindi è stata localizzata l'area aperta più vicina, escludendo quelle in prossimità di strade ad elevato traffico. Le piante sono state individuate in campo ispezionando i margini boschivi delle aree aperte (Figura 3).

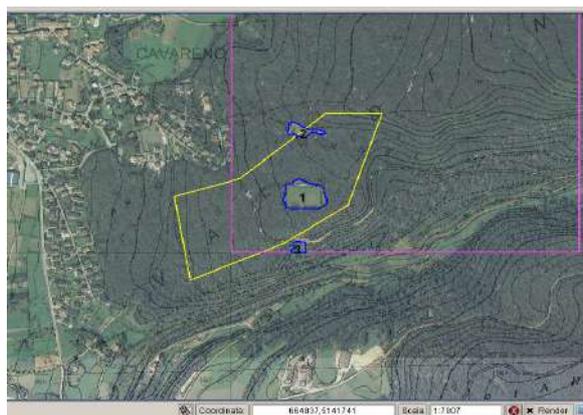


Figura 3. Esempio di una parte di cella unichilometrica (rosa) con segnalazione areale di *V. lantana* (giallo) e individuazione delle tre aree aperte (blu).

Sono state prese in considerazione tutte le piante di altezza superiore ai 50 cm presenti lungo il margine boschivo ispezionato. Il quadrato è stato ritenuto idoneo se presenti un minimo di 10 piante. Il rilevamento è stato effettuato su un massimo di 30 piante.

Ad ogni pianta osservata è stato attribuito un codice per i sintomi:

0 = assenza sintomi;

1 = esclusivamente sintomi da ozono;

2 = altri sintomi;

3 = 2+1.

Il suddetto protocollo è stato applicato nel corso del mese di agosto 2010, realizzando i rilievi sulla vegetazione nei 30 quadrati selezionati.

Procedure di qualità

La qualità del lavoro è stata curata durante tutti gli stadi del progetto, a partire dal disegno di campionamento, fino alle fasi di rilievo e di analisi dei dati. Per quanto riguarda la valutazione dei sintomi da ozono sulla vegetazione forestale, la qualità è stata assicurata attraverso:

- *Training* degli operatori con partecipazione al corso introduttivo “Sintomi da ozono sulla vegetazione: metodi, valutazione e validazione”, San Michele all'Adige, agosto 2008 e a diverse edizioni del corso internazionale di intercalibrazione “UNECE/ICP-Forests Intercalibration Course on the Assessment of Ozone Visible Injury” (8° Ljubljana 2007, 9° Trento 2008, 10° Budapest 2009, 11° Valencia 2010);

- Adozione di metodiche operative standard (SOPs), indicate nelle linee guida europee dell'ICP Forests "Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests. Part VIII, Assessment of Ozone Injury" (http://www.icp-forests.org/pdf/FINAL_AAQsympt.pdf);
- Confronto "alla cieca" sul rilievo sintomi da ozono, attraverso valutazione contemporanea delle piante da parte di un esperto;
- Validazione dei sintomi fogliari: microscopica e attraverso confronto con gli esperti del *Working Group on Ambient Air Quality*, UNECE, ICP Forests;
- Confronto dei sintomi osservati in campo con il materiale iconografico di riferimento (Innes et al., 2001).

Risultati

Sviluppo temporale dei sintomi fogliari

I sintomi fogliari osservati in campo sono risultati corrispondenti a quelli riportati in letteratura come indotti dall'ozono: le piante sintomatiche hanno infatti manifestato le tipiche punteggiature internervali (*stipple*) sulla faccia superiore della lamina fogliare, con diffusione iniziale prevalentemente sulle foglie più vecchie (Figura 4).



Figura 4. Sintomi da ozono rilevati in campo su piante spontanee di *V. lantana*.

Ulteriori conferme della corretta diagnosi dei sintomi sono state ottenute attraverso osservazioni microscopiche effettuate su sezioni di foglie (Figura 5).

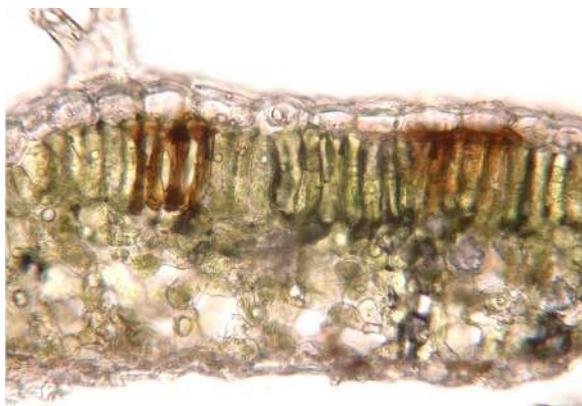


Figura 5. Sezioni di lamina fogliare di V. lantana al microscopio ottico; si notano i gruppi di cellule del tessuto a palizzata collassate a causa del danno subito dall'ozono.

La Figura 6 riporta lo sviluppo temporale della frequenza di piante sintomatiche nelle sei repliche. I sintomi sono comparsi più precocemente e si sono sviluppati in maniera più rapida nel sito di Margone rispetto a quello di Lasino: nel primo sito - ad alto ozono - i sintomi sono stati individuati per la prima volta all'inizio di luglio, mentre nel sito a basso ozono i sintomi sono comparsi solo all'inizio di agosto. L'incremento maggiore della percentuale di piante sintomatiche si è verificato tra metà luglio e metà agosto in entrambi i siti, con una tempistica analoga a quella riportata da Bussotti et al., (2005). A metà settembre, la frequenza media delle piante sintomatiche era del 71% (intervallo di confidenza al 95%: 54,5 - 79,0 %) a Margone e del 17 % (intervallo di confidenza al 95%: 5,9 - 50,2) a Lasino. Nella seconda metà di settembre non è stato più possibile identificare chiaramente i sintomi indotti dall'ozono a causa della senescenza fogliare.

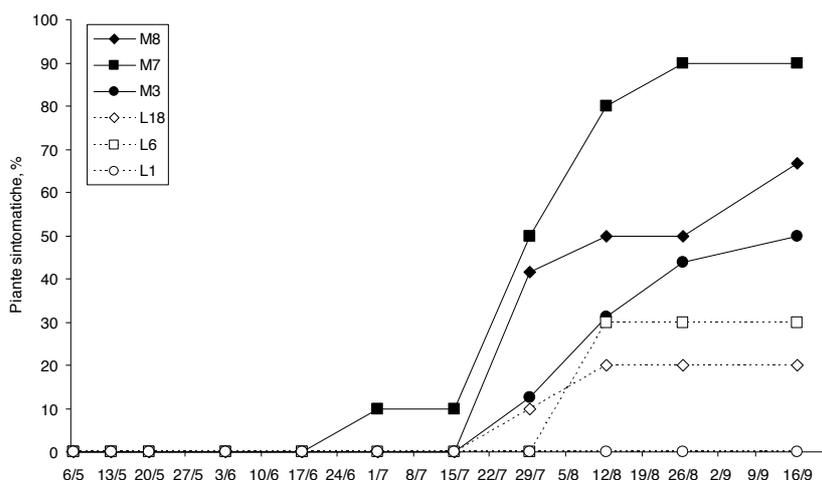


Figura 6. Sviluppo temporale della percentuale di piante sintomatiche nelle sei repliche. I simboli pieni rappresentano le tre aree aperte ad alto ozono (Margone); i simboli vuoti rappresentano le tre aree aperte a basso ozono (Lasino).

Relazioni tra parametri ambientali e risposte morfo-fisiologiche delle piante

Il possibile ruolo delle variabili ambientali nello sviluppo dei sintomi fogliari e la tempistica delle diverse risposte morfologiche e funzionali delle piante sono stati indagati sulla base delle differenze tra i due siti. La Figura 7 riporta lo sviluppo temporale delle differenze cumulate tra i dati rilevati nei due siti (Margone - Lasino). In particolare, la Figura 7a rappresenta la percentuale delle piante sintomatiche a confronto con i diversi parametri ambientali misurati (temperatura, umidità relativa, ozono). In Figura 7b, invece, i dati relativi alla frequenza di piante sintomatiche sono messi a confronto con quelli del contenuto di clorofilla e con parametri di attività fotosintetica. Le differenze nei sintomi aumentano coerentemente con l'andamento delle differenze delle concentrazioni di ozono e di umidità relativa; un andamento opposto è invece manifestato dalle differenze di temperatura. Per quanto riguarda il confronto con i parametri fisiologici delle piante, il maggior incremento delle differenze nei sintomi tra i due siti si manifesta in corrispondenza della diminuzione del contenuto di clorofilla e dell'indice di *performance*; l'incremento dei sintomi è invece preceduto di quasi un mese dalla diminuzione delle differenze dei valori dell'ampiezza della fase I-P (ΔV_{I-P}).

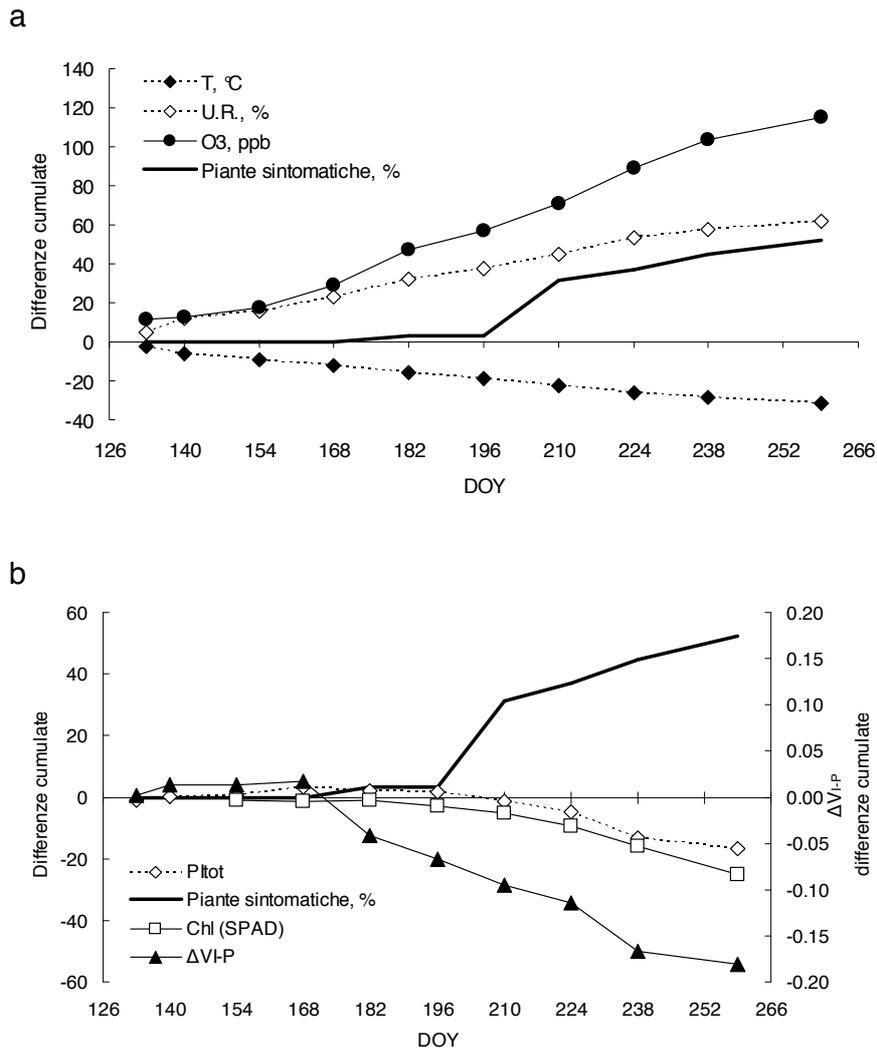


Figura 7. Sviluppo temporale delle differenze cumulate nella frequenza di piante sintomatiche dei due siti (Margone – Lasino) e: a) temperatura, umidità relativa, concentrazione di ozono; b) contenuto di clorofilla (SPAD), Performance Index (PI_{TOT}) e $\Delta VI-P$.

Relazione tra frequenza di piante sintomatiche e livelli di AOT40

Con il secondo studio in campo sono state complessivamente osservate 676 piante, per una media di 22,5 piante per quadrato. In Tabella 3 è riportato l'elenco dei 30 quadrati osservati, con i rispettivi riferimenti geografici, strato di appartenenza relativamente a quota e livello di AOT40, data e numero di piante osservate, numero e percentuale di piante sintomatiche.

Tabella 3. Elenco dei 30 quadrati 1x1 km osservati, riferimenti geografici, strato di appartenenza, data e numero di piante osservate, numero e percentuale di piante sintomatiche.

CODICE QUADRATO	QUOTA CENTRO QUADRATO, m s.l.m.	LONGITUDINE	LATITUDINE	STRATO QUOTA, m s.l.m.	STRATO AOT40, $\mu\text{g m}^{-3}\text{ h}$	DATA RILIEVO	DOY	N PIANTE OSSERV.	N PIANTE SINTOM.	% PIANTE SINTOM.
3059	90	1645029	5080025	<700	<9000	25/08/2010	237	30	3	10
4514	209	1660029	5110025	<700	<9000	11/08/2010	223	30	3	10
3843	366	1653029	5104025	<700	<9000	10/08/2010	222	30	1	3
4319	503	1658029	5105025	<700	<9000	19/08/2010	231	23	18	78
4439	528	1659029	5130025	<700	<9000	09/08/2010	221	30	1	3
3807	542	1653029	5068025	<700	<9000	23/08/2010	235	10	3	30
3878	590	1653029	5139025	<700	<9000	09/08/2010	221	20	9	45
3915	500	1654029	5081025	<700	9000-18000	17/08/2010	229	30	21	70
2224	505	1636029	5100025	<700	9000-18000	25/08/2010	237	12	3	25
3617	545	1651029	5068025	<700	9000-18000	17/08/2010	229	13	1	8
9267	644	1710029	5113025	<700	9000-18000	20/08/2010	232	9	4	44
874	421	1622029	5080025	<700	>18000	25/08/2010	237	15	7	47
4111	470	1656029	5087025	<700	>18000	10/08/2010	222	10	1	10
3440	664	1649029	5081025	<700	>18000	13/08/2010	225	13	3	23
2034	678	1634029	5100025	<700	>18000	19/08/2010	231	30	7	23
4536	714	1660029	5132025	>700	<9000	09/08/2010	221	30	2	7
7449	724	1691029	5100025	>700	<9000	26/08/2010	238	13	5	38
2730	834	1641029	5131025	>700	<9000	05/08/2010	217	23	5	22
6428	839	1680029	5124025	>700	<9000	26/08/2010	238	20	16	80
8309	1047	1700029	5105025	>700	<9000	20/08/2010	232	20	13	65
4760	769	1663029	5071025	>700	9000-18000	17/08/2010	229	30	30	100
9931	838	1717029	5112025	>700	9000-18000	19/08/2010	231	30	1	3
3561	904	1650029	5107025	>700	9000-18000	09/08/2010	221	30	20	67
3431	1208	1649029	5072025	>700	9000-18000	11/08/2010	223	30	21	70
3707	1272	1652029	5063025	>700	9000-18000	04/08/2010	216	30	4	13
2602	824	1640029	5098025	>700	>18000	27/08/2010	239	30	25	83
4305	1001	1658029	5091025	>700	>18000	03/09/2010	246	30	18	60
4115	1042	1656029	5091025	>700	>18000	25/08/2010	237	30	20	67
3387	1379	1648029	5123025	>700	>18000	19/08/2010	231	15	7	47
5207	1562	1667029	5138025	>700	>18000	04/08/2010	216	10	1	10

Sul totale delle piante osservate, 273 (40%) hanno mostrato sintomi fogliari ozono-specifici. In Figura 8 sono rappresentati i valori medi di frequenza di piante sintomatiche suddivisi secondo la stratificazione per quota e AOT40. Si nota che, a parità di classe di AOT40, le piante sintomatiche sono sempre più frequenti alle quote più elevate. Per i quadrati sopra i 700 m s.l.m. si riscontra una proporzionalità diretta tra percentuale media di piante sintomatiche e livello di AOT40.

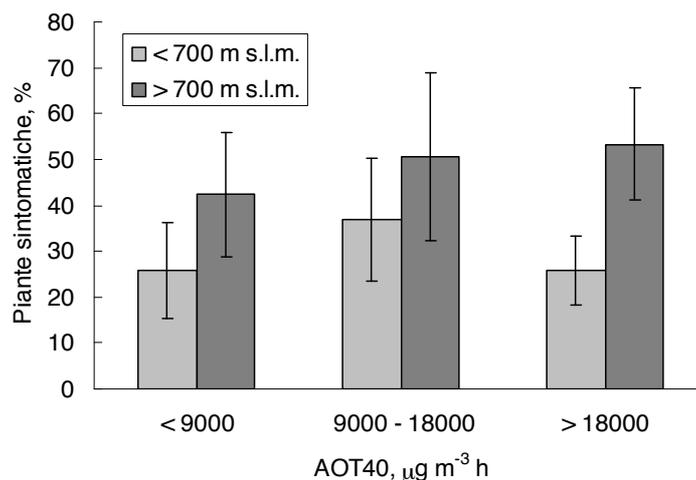


Figura 8. Percentuale di piante sintomatiche di *V. lantana* per livello di quota e di AOT40 definiti dal disegno sperimentale. Le barre rappresentano l'errore standard.

Discriminando i quadrati secondo il valore di AOT40 pari a $18.000 \mu\text{g m}^{-3} \text{ h}$ - valore stabilito dalla direttiva europea come livello critico per la protezione della vegetazione - sono state calcolate le percentuali di quadrati che ricadono nelle seguenti tre classi:

- quadrati in cui la presenza di piante sintomatiche è infrequente, $\leq 20\%$;
- quadrati in cui la presenza di piante sintomatiche è mediamente frequente, compresa tra 20% e 60% ;
- quadrati in cui la frequenza di piante sintomatiche è abbondante, $\geq 60\%$.

Dalla Figura 9 emerge una maggiore frequenza di quadrati con una percentuale bassa - media di piante sintomatiche ($\leq 20\%$; $20\%-60\%$) in corrispondenza di valori di AOT40 inferiori a $18.000 \mu\text{g m}^{-3} \text{ h}$; al contrario, quelli con alta percentuale di piante sintomatiche ($\geq 60\%$) sono più frequenti in corrispondenza di valori di AOT40 maggiori di $18.000 \mu\text{g m}^{-3} \text{ h}$.

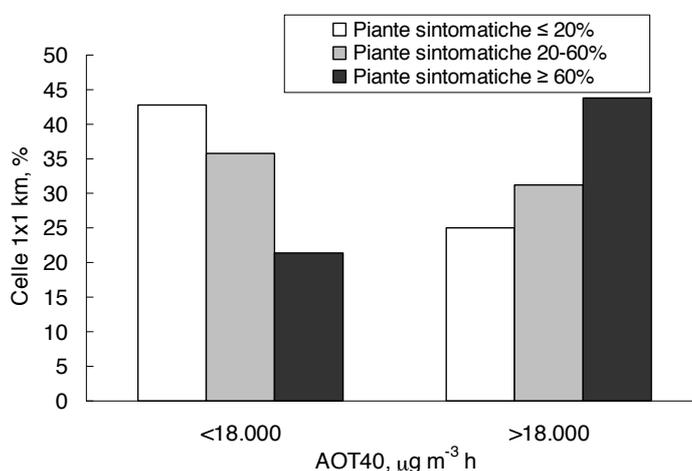


Figura 9. Percentuale di quadrati con tre diverse frequenze di piante sintomatiche suddivisi in due classi di valori di AOT40, inferiori e superiori a $18.000 \mu\text{g m}^{-3} \text{ h}$ (media 2007-2010).

Discussione e conclusioni

L'obiettivo di questo lavoro era verificare – in condizioni reali di campo – le potenzialità di *V. lantana* come bioindicatore degli effetti dell'ozono sulla vegetazione. Nota la sua sensibilità e specificità di risposta nei confronti dell'ozono, nonché la sua ampia diffusione sul territorio, occorre dimostrare altri due importanti requisiti:

V. lantana risponde all'ozono durante il periodo vegetativo?

V. lantana manifesta una risposta quantitativa in relazione con i livelli di esposizione all'ozono?

E' stato innanzitutto verificato che, su questa specie, i sintomi fogliari indotti dall'ozono sono di facile riconoscimento anche in campo e su piante spontanee. Quest'aspetto è particolarmente

importante poiché il rilievo dei sintomi fogliari è sempre più considerato una tecnica rapida ed economica per valutare situazioni di stress delle piante imputabili ad inquinanti (Doley, 2010).

Lo sviluppo temporale dei sintomi - verificatosi principalmente da luglio a settembre - è avvenuto in modo peculiare, con un'anticipata insorgenza ed un più rapido incremento della frazione di piante sintomatiche nel sito ad alto ozono rispetto a quello a basso ozono. Questo comportamento può essere imputabile a diversi fattori. E' noto che le concentrazioni di ozono in aree montane tendono ad aumentare con la quota (Bytnerowicz et al., 2004); data la covariatione delle variabili ambientali (T e U.R.) con la quota, le concentrazioni più alte di ozono sono state riscontrate dove l'umidità relativa era più alta e la temperatura (relativamente) più bassa: questa situazione può aver favorito un maggior assorbimento stomatico di ozono a Margone (sito ad alto ozono) rispetto a Lasino.

Le differenze tra i due siti in termini di frequenza di sintomi fogliari hanno mostrato un andamento analogo a quello delle differenze del contenuto di clorofilla: pur trattandosi di un indicatore non specifico per l'ozono, il contenuto di clorofilla misurato tramite SPAD potrebbe comunque essere utilizzato per evidenziare un generico stato di sofferenza della pianta. Per quanto riguarda i risultati ottenuti con l'analisi della fluorescenza, è stato messo in evidenza un calo dell'efficienza fotosintetica (*Performance Index*) contemporaneo all'insorgenza e diffusione dei sintomi fogliari. Interessante è inoltre la diminuzione precoce - quasi un mese prima della comparsa dei sintomi fogliari - riscontrata per l'ampiezza della fase I-P. Ciò indica una riduzione nella capacità di gestire il flusso di elettroni da parte degli accettori finali del sistema fotosintetico, fenomeno che comporta la presenza di elettroni liberi in grado di provocare la produzione di ROS (*Reactive Oxygen Species*). Tali sostanze sarebbero la causa di processi di foto-ossidazione del contenuto cellulare che determinerebbero lo sviluppo dei sintomi fogliari. L'ampiezza della fase I-P è già stata individuata da altri autori (Bussotti et al., 2011) come indicatore specifico di danno da ozono. Con il secondo lavoro in campo è stato verificato che, a parità di range di valori di AOT40, le piante sintomatiche sono mediamente più frequenti alle quote più elevate, ed in genere le aree con una maggiore percentuale di piante sintomatiche sono più frequenti a valori di $AOT40 > 18.000 \mu g m^{-3} h$. Questo risultato conferma quanto già osservato con il primo studio in campo e dunque anche l'ipotesi che, alle quote superiori, si verificano condizioni più favorevoli all'assorbimento stomatico dell'ozono e di maggior stress ossidativo: tali eventi potrebbero far sì che le piante non riescano a mettere in atto tempestive e/o sufficienti strategie difensive nei confronti dell'ozono e che dunque il danno si manifesti più intensamente e più precocemente.

In sintesi, dai risultati ottenuti si può concludere che la specie arbustiva *V. lantana* L. sembra adatta per valutare in maniera qualitativa l'impatto potenziale dell'ozono sulla vegetazione. L'uso di specie spontanee come bioindicatori offre alcuni vantaggi pratici, ad esempio per studi in aree remote e su larga scala, dove il mantenimento di piante esposte *ad hoc* sarebbe - tra l'altro - difficoltoso. Occorre però tenere in considerazione che l'uso di specie spontanee introduce anche alcuni elementi di "disturbo", quali la variabilità genotipica e fenotipica all'interno della specie, che

possono comportare una certa variabilità nella risposta del bioindicatore e dunque difficoltà nell'interpretazione dei risultati (Falla et al., 2000). Tali fattori possono essere in parte controllati adottando un appropriato disegno sperimentale (Bussotti et al., 2005; Ferretti and Cozzi, 2002) ed implementando procedure di *Quality Assurance* negli studi di biomonitoraggio (Ferretti, 2011; Ferretti et al., 2009)

Bibliografia

- Bacaro, G., Calderisi, M., Cristofolini, F., Cristofori, A., Gottardini, E., Rocchini, D., Ferretti, M., 2008. Studio di un modello per la stima dell'ozono troposferico in provincia di Trento. Final report. Contract between IASMA and Servizio Foreste e Fauna della Provincia Autonoma di Trento (Contract N. 4297 del 12/3/08), 45 pp.
- Bussotti, F., Agati, G., Desotgiu, R., Matteini, P., Tani, C., 2005. Ozone foliar symptoms in woody plant species assessed with ultrastructural and fluorescence analysis. *New Phytologist* 166, 941-955.
- Bussotti, F., Desotgiu, R., Cascio, C., Pollastrini, M., Gravano, E., Gerosa, G., Marzuoli, R., Nali, C., Lorenzini, G., Salvatori, E., Manes, F., Schaub, M., Strasser, R.J., 2011. Ozone stress in woody plants assessed with chlorophyll a fluorescence. A critical reassessment of existing data. *Environmental and Experimental Botany* 73, 19-30.
- Bytnerowicz, A., Godzik, B., Grodzinska, K., Fraczek, W., Musselman, R., Manning, W., Badea, O., Popescu, F. & Fleischer, P. (2004) Ambient ozone in forests of the Central and Eastern European mountains. *Environmental Pollution*, 130, 5-16.
- Castagna, A., Ranieri, A., 2009. Detoxification and repair process of ozone injury: From O₃ uptake to gene expression adjustment. *Environmental Pollution* 157, 1461-1469.
- Chappelka, A., Skelly, J., Somers, G., Renfro, J., Hildebrand, E., 1999. Mature black cherry used as a bioindicator of ozone injury. *Water Air and Soil Pollution* 116, 261-266.
- Cristofolini, F., Cristofori, A., Gottardini, E., Maccherini, S., Ferretti, M., 2011. Constraints in the identification and interpretation of ozone as a significant predictor of effects on the supersensitive indicator *Nicotiana tabacum* Bel-W3 in biomonitoring studies. *Ecological Indicators* 11, 1065-1073.
- Davis, D.D., Orendovici, T., 2006. Incidence of ozone symptoms on vegetation within a National Wildlife Refuge in New Jersey, USA. *Environmental Pollution* 143, 555-564.
- Doley, D., 2010. Rapid quantitative assessment of visible injury to vegetation and visual amenity effects of fluoride air pollution. *Environmental Monitoring and Assessment* 160, 181-198.
- Emberson, L.D., Ashmore, M.R., Cambridge, H.M., Simpson, D., Tuovinen, J.P., 2000. Modelling stomatal ozone flux across Europe. *Environmental Pollution* 109, 403-413.
- Falla, J., Laval-Gilly, P., Henryon, M., Morlot, D., Ferard, J.F., 2000. Biological air quality monitoring: A review. *Environmental Monitoring and Assessment* 64, 627-644.
- Ferretti, M., 2011. Quality assurance: a vital need in ecological monitoring. *CAB Reviews: Perspectives in Agriculture, Veterinary Science, Nutrition and Natural Resources* 6, 1-14.
- Ferretti, M., Cozzi, A., 2002. Alcuni problemi metodologici nella valutazione e quantificazione dei sintomi da ozono in rilevamenti di campagna. *Informatore Fitopatologico*, 31-38.
- Ferretti, M., Koenig, N., Rautio, P., Sase, H., 2009. Quality assurance (QA) in international forest monitoring programmes: activity, problems and perspectives from East Asia and Europe. *Annals of Forest Science* 66.
- Gottardini, E., Cristofori, A., Cristofolini, F., Ferretti, M., 2010. Variability of ozone concentration in a montane environment, northern Italy. *Atmospheric Environment* 44, 147-152.
- Gravano, E., Bussotti, F., Strasser, R.J., Schaub, M., Novak, K., Skelly, J., Tani, C., 2004. Ozone symptoms in leaves of woody plants in open-top chambers: ultrastructural and physiological characteristics. *Physiologia Plantarum* 121, 620-633.
- Gunthardt-Goerg, M.S., Vollenweider, P., 2007. Linking stress with macroscopic and microscopic leaf response in trees: New diagnostic perspectives. *Environmental Pollution* 147, 467-488.

- Innes, J.L., Skelly, J.M., Schaub, M., 2001. Ozone and broadleaved species. A guide to the identification of ozone-induced foliar injury. *Ozon, Laubholz- und Krautpflanzen. Ein Führer zum Bestimmen von Ozonsymptomen.* Birmensdorf, Eidgenössische Forschungsanstalt WSL, Bern, Stuttgart, Wien.
- Klumpp, A., Ansel, W., Klumpp, G., Vergne, P., Sifakis, N., Sanz, M.J., Rasmussen, S., Ro-Poulsen, H., Ribas, A., Penuelas, J., Kambezidis, H., He, S., Garrec, J.P., Calatayud, V., 2006. Ozone pollution and ozone biomonitring in European cities Part II. Ozone-induced plant injury and its relationship with descriptors of ozone pollution. *Atmospheric Environment* 40, 7437-7448.
- Kollmann, J. & Grubb, P.J. (2002) *Viburnum lantana* L. and *Viburnum opulus* L. (*V. lobatum* Lam., *Opulus vulgaris* Borkh.). *Journal of Ecology*, 90, 1044-1070.
- Krupa, S.V., Manning, W.J., Nosal, M., 1993. Use of tobacco cultivars as biological indicators of ambient ozone pollution - An analysis of exposure-response relationships. *Environmental Pollution* 81, 137-146.
- Manning, W.J., Godzik, B., Musselman, R., 2002. Potential bioindicator plant species for ambient ozone in forested mountain areas of central Europe. *Environmental Pollution* 119, 283-290.
- Markert, B., 2007. Definitions and principles for bioindication and biomonitring of trace metals in the environment. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology* 21, 77-82.
- Nali, C., Francini, A., Lorenzini, G., 2006. Biological monitoring of ozone: the twenty-year Italian experience. *Journal of Environmental Monitoring* 8, 25-32.
- Novak, K., Schaub, M., Fuhrer, J., Skelly, J.M., Frey, B. & Krauchi, N. (2008) Ozone effects on visible foliar injury and growth of *Fagus sylvatica* and *Viburnum lantana* seedlings grown in monoculture or in mixture. *Environmental and Experimental Botany*, 62, 212-220.
- Paoletti, E., Ferrara, A.M., Calatayud, V., Cervero, J., Giannetti, F., Sanz, M.J., Manning, W.J., 2009. Deciduous shrubs for ozone bioindication: *Hibiscus syriacus* as an example. *Environmental Pollution* 157, 865-870.
- Sawidis, T., Breuste, J., Mitrovic, M., Pavlovic, P., Tsigaridas, K., 2011. Trees as bioindicator of heavy metal pollution in three European cities. *Environmental Pollution* 159, 3560-3570.
- UNECE, 2004. Manual on the methodologies and criteria for modelling and mapping critical loads and levels and air pollution effects, risks and trends. Revision 2004.
- Vollenweider, P., Ottiger, M., Gunthardt-Goerg, M.S., 2003. Validation of leaf ozone symptoms in natural vegetation using microscopical methods. *Environmental Pollution* 124, 101-118.

4.3 Sintomi attribuibili ad ozono sulla vegetazione spontanea forestale

Antonella Cristofori¹, Fabiana Cristofolini¹, Elena Gottardini¹, Marco Ferretti²

¹ *Fondazione Edmund Mach, Centro Ricerca ed Innovazione IASMA, Dipartimento Agroecosistemi Sostenibili e Biorisorse, Via E. Mach 1, 38010 San Michele all'Adige, (TN), Italia*

² *TerraData environmetrics, via L. Bardelloni 19, 58025 Monterotondo M.mo, Grosseto, Italia*

Riassunto. *Le mappe di rischio potenziale da ozono per la vegetazione evidenziano una situazione critica per le foreste trentine. Nell'ottica di valutare quindi gli effetti di questo inquinante sulla vegetazione spontanea provinciale, è stato realizzato uno studio sulla presenza di danni causati da ozono, espressi come sintomi fogliari specifici. A tale scopo sono stati considerati un sito di Livello II (Passo Lavazè) e sei siti di Livello I della rete ICP Forests. Questi ultimi sono stati selezionati tra quelli con valori di esposizione più bassi del limite UNECE (3 siti con AOT40 <5.000 ppb h) e quelli con i valori più alti di esposizione (AOT40 > 25.000 ppb h). I risultati mostrano come, nonostante la vegetazione forestale trentina sia esposta ad alti livelli di ozono, i sintomi specifici sulla vegetazione spontanea siano infrequenti. I sintomi di altra natura (biotici ed abiotici) sono invece frequenti e sulle latifoglie sembrano aumentare di intensità nel corso della stagione vegetativa soprattutto nei siti con maggiore esposizione ad ozono.*

Parole chiave: sintomi fogliari, alberi forestali, rischio potenziale, AOT40

Abstract. *Ozone risk maps for vegetation show a critical situation for Trentino forests. In order to evaluate the ozone effects on native vegetation, a survey on foliar symptoms was carried out at one ICP Forests Level II forest site (Passo Lavazè) and six Level I sites. Level I sites were selected according to the UNECE Critical Level (AOT40 <5,000 ppb h), with three sites with distinctly low exposure (AOT40 < 5,000 ppb h) and three sites with distinctly high exposure (AOT40 > 25,000 ppb h). Results show that, despite the forest vegetation is exposed at high ozone levels, visible injury is infrequent. Symptoms due to other (biotic and abiotic) causes, instead, are frequent and – in broadleaves – they increase along the growing season, and to a greater extent at the sites with high ozone exposure.*

Keywords: foliar symptoms, forest trees, potential risk, AOT40

Introduzione

Le mappe di rischio potenziale da ozono per la vegetazione preparate per la provincia di Trento (Capitolo 3) evidenziano una situazione piuttosto allarmante, con gran parte della vegetazione forestale e semi-naturale esposta a livelli potenzialmente dannosi di ozono. Il progetto *Ozono EFFORT* ha quindi previsto una fase di verifica in campo sui reali effetti dell'ozono sulla vegetazione in provincia di Trento. L'ozono è un inquinante che non lascia residui chimici misurabili con tecniche analitiche, ma provoca nelle piante dei danni fogliari piuttosto specifici, con morfologia caratteristica e ben identificabile (Innes et al., 2001). Gli effetti sulla vegetazione in provincia di Trento erano quindi stati verificati, come primo approccio, attraverso la valutazione

dei sintomi fogliari visibili su bioindicatori specifici introdotti, come la cultivar di tabacco *Nicotiana tabacum* L. Bel-W3 (Capitolo 4.1), o spontanei, come il *Viburnum lantana* L. (Capitolo 4.2). Il passo successivo è stato quello di verificare la presenza dei sintomi sulla vegetazione forestale spontanea presso i siti di Livello I e II della rete trentina di monitoraggio forestale. I risultati di questo studio, per il quale è stata utilizzata una metodologia ampiamente applicata da programmi di monitoraggio sia europei (Manuale UNECE, 2004) che americani (USDA Forest service, Skelly et al., 1987), sono presentati in questo capitolo.

Materiali e metodi

Le osservazioni dei sintomi fogliari da ozono sulla vegetazione forestale sono state effettuate nel corso delle stagioni vegetative presso i seguenti siti forestali:

- sei siti di Livello I: Bedollo, Castello Tesino, Pejo, Tonadico, Condino e Concei; i rilievi sono stati condotti in due momenti successivi della stessa stagione vegetativa 2008 (12-26/6/2008 e 1-4/9/2008) e a settembre 2009;
- il sito di Livello II di Passo Lavazé; i rilievi sono stati condotti dal 2008 al 2011 nei seguenti periodi: 17/9 – 8/10/2008, 24/9/2009, 20/8/2010, 24/8/2011;
- siti di Margone e Monte Terlago; i rilievi sono stati condotti il 28/8/2008, durante gli esercizi di intercalibrazione nell'ambito del 9th *UNECE/ICP-Forests Intercalibration Course on the Assessment of Ozone Visible Injury*, (27-29 agosto 2008, San Michele all'Adige, TN).

Selezione dei siti di Livello I

La selezione dei sei siti di Livello I si è basata sui risultati delle misure di ozono effettuate con campionatori passivi nel corso del 2007 ed, in particolare, è stato utilizzato l'indice di esposizione AOT40 (Figura 1). Sono stati scelti i 3 siti che mostravano i valori più elevati di AOT40 (Tonadico, Condino e Concei, AOT40 >25.000 ppb h) ed i 3 con valori inferiori al livello critico di 5.000 ppb h (Bedollo, Castello Tesino e Peio), stabilito da UNECE per la protezione della vegetazione. Nella selezione si è cercato di minimizzare la differenza di quota tra i due gruppi di siti, ed il *range* di quota complessivo è risultato di 1.300-1.800 m s.l.m. In termini di concentrazione di ozono, i tre siti ad alto AOT40 presentavano valori medi stagionali di concentrazione >120 $\mu\text{g m}^{-3}$; i tre siti a basso AOT40 presentavano valori medi di concentrazione <100 $\mu\text{g m}^{-3}$.

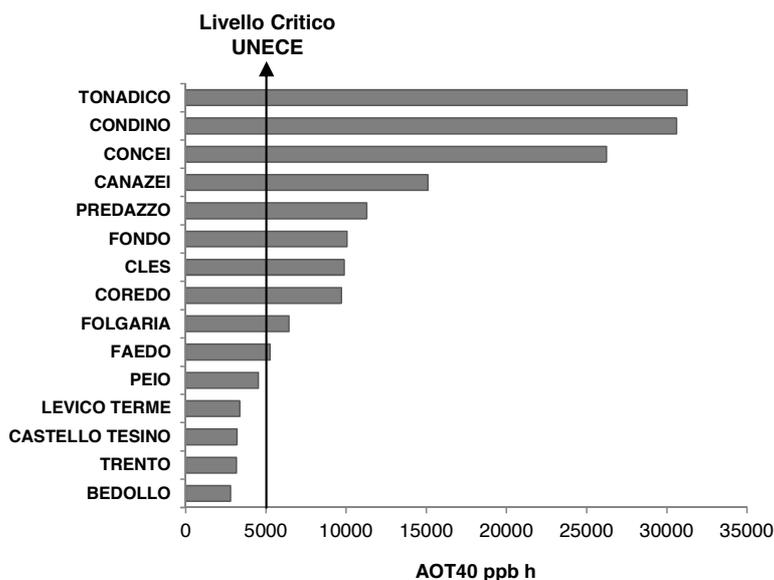


Figura 1. Valori di AOT40 per i 15 siti di Livello I, stimati a partire dai dati di concentrazione settimanale di O₃, misurata con campionatori passivi per un periodo di 3 mesi nel 2007. La linea rappresenta il limite UNECE per la protezione della vegetazione forestale, calcolato come esposizione su un periodo di 6 mesi.

Individuazione delle aree di campionamento

Il rilievo dei sintomi da ozono sulla vegetazione è stato realizzato seguendo le procedure operative standard indicate nel manuale UNECE ICP Forests (2004, revisione 2010). In sintesi, la procedura prevede l'installazione lungo il margine forestale scelto (vedi sotto) di una serie di miniplot di forma rettangolare e dimensione 1x2 m. Come indicato dal manuale, il margine forestale considerato per i rilievi è stato selezionato in base alla vicinanza al campionario passivo per l'ozono ed all'esposizione alla luce, per valutare quella vegetazione maggiormente sottoposta agli effetti dell'ozono, che quindi potenzialmente può presentare la massima espressione dei sintomi ad esso attribuibili. La procedura standard per l'individuazione dei siti di campionamento (*Light Exposed Sampling Sites* o LESS) è stata rigorosamente applicata al sito forestale di Livello II di Passo Lavazé, a Monte Terlago e a Margone. Nei siti di Livello I, in considerazione della presenza di margini forestali con complessità e lunghezza molto differenti tra loro, è stata adottata invece una procedura semplificata, che definiva a priori di esaminare le sole piante legnose, su un margine forestale di lunghezza massima pari a 200 m ed un numero di miniplot fisso n = 10.

Rilevamento dei sintomi da ozono sulla vegetazione

Una volta definita, per estrazione casuale, la posizione dei miniplot 1x2 m rispetto al punto di inizio del margine forestale, si sono posizionati e delimitati i rettangoli con il lato maggiore lungo il margine forestale e con il vertice in alto a sinistra in corrispondenza del metro selezionato. Per

ogni miniplot è stata compilata la lista delle specie legnose che ricadevano completamente o in parte in esso (es. rami di piante radicate all'esterno) sino ad un'altezza di 1,80 m da terra.

Le tipologie di sintomi considerati come attribuibili all'ozono sono state individuate come:

- piccoli punti rossicci, gialli o neri (*stipples*) omogeneamente distribuiti sulla superficie superiore della foglia;
- decolorazione omogenea, arrossamento o bronzatura generale della superficie superiore della foglia;
- aree clorotiche a bordi indefiniti, di colore giallo o verde chiaro (*chlorotic mottling*), sugli aghi delle conifere.

Altre caratteristiche ricercate per l'attribuzione dei sintomi sono state l'interessamento della sola superficie superiore della lamina fogliare delle latifoglie, la distribuzione omogenea ed il mancato coinvolgimento delle venature. È stata considerata anche la distribuzione dei sintomi, che generalmente appaiono prima sulle foglie più vecchie, esposte alla luce, mentre non colpiscono le zone ombreggiate della foglia (*shade effect*) e le foglie giovani. Il rilevamento dei sintomi è stato effettuato con l'ausilio di una lente d'ingrandimento 10x, seguendo i criteri suggeriti nel manuale dell'ICP Forests che fornisce un diagramma di flusso per ottimizzare la diagnosi dei danni da ozono. La presenza di sintomi attribuibili ad altre cause, biotiche od abiotiche, è sempre stata considerata e indicata nelle schede di rilievo.

Procedure di qualità

Le procedure di qualità applicate per la valutazione dei sintomi da ozono sono simili a quanto esposto nel Capitolo 4.2. La qualità del lavoro è stata curata durante tutti gli stadi del progetto, a partire dal disegno di campionamento, fino alle fasi di rilievo e di analisi dei dati. Per quanto riguarda la valutazione dei sintomi da ozono sulla vegetazione forestale, la qualità è stata assicurata attraverso:

- *Training* degli operatori con partecipazione al corso introduttivo "Sintomi da ozono sulla vegetazione: metodi, valutazione e validazione", San Michele all'Adige, agosto 2008 e a diverse edizioni del corso internazionale di intercalibrazione "*UNECE/ICP-Forests Intercalibration Course on the Assessment of Ozone Visible Injury*" (8° Ljubljana 2007, 9° Trento 2008, 10° Budapest 2009, 11° Valencia 2010);
- Adozione di metodiche operative standard (SOPs), indicate nelle linee guida europee dell'ICP Forests "*Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests. Part VIII, Assessment of Ozone Injury*" (http://www.icp-forests.org/pdf/FINAL_AAQsympt.pdf);
- Confronto "alla cieca" sul rilievo sintomi da ozono, attraverso valutazione contemporanea delle piante da parte di un esperto;
- Validazione dei sintomi fogliari: microscopica e attraverso confronto con gli esperti del *Working Group on Ambient Air Quality, UNECE, ICP Forests*;

- Confronto dei sintomi osservati in campo con il materiale iconografico di riferimento (Innes et al., 2001).

Risultati

Considerando complessivamente tutti i rilievi eseguiti nel periodo 2008 - 2009, sono state osservate 33 specie legnose distribuite nei 60 miniplot di 1x2 m installati presso i 6 siti di Livello I nei due anni di studio (Figura 2). La specie più frequentemente osservata è risultata essere *Picea abies* L. (abete rosso), presente in più della metà dei plot rilevati, seguita da *Rubus idaeus* L. (lampone), *Vaccinium myrtillus* L. (mirtillo) e *Larix decidua* Mill. (larice).

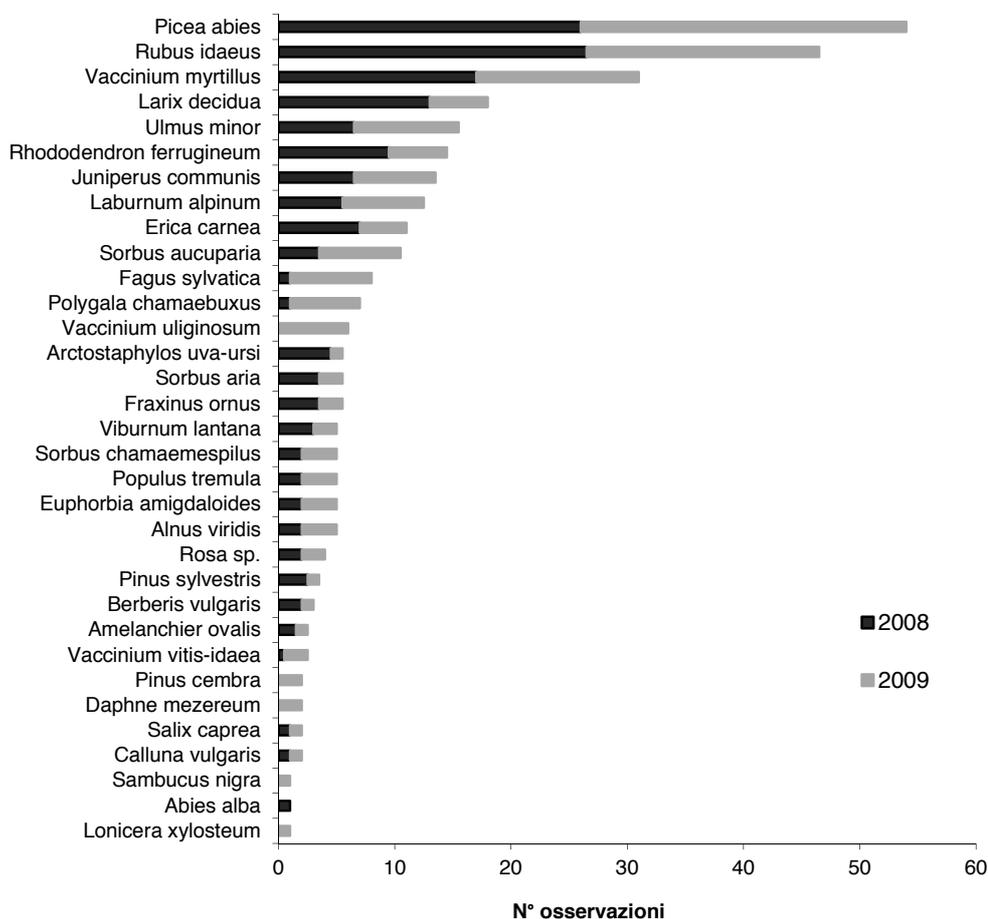


Figura 2. Specie rilevate nei sei siti forestali di Livello I nel 2008 e 2009 e numero di casi osservati (numero di plot in cui era presente) come media tra i rilievi di giugno e settembre per il 2008 e come totale per il 2009.

La presenza di danno fogliare da ozono è stata complessivamente valutata su 473 casi, come sommatoria del numero di specie osservate in ciascun plot sui 3 rilievi (2 nel 2008 + 1 nel 2009). Mediamente la ricchezza di specie per area di saggio era di 2-3 specie per plot, con un massimo di 8, e un numero di specie per sito variabile tra 1 e 19 (Tabella 1). Nessuna specie legnosa osservata all'interno dei plot ha mostrato danni fogliari attribuibili ad ozono.

Tabella 1. Numero totale di specie rilevate (N°tot specie), ricchezza di specie per area di saggio (N°specie/plot) media, minima e massima, numero di osservazioni totali (N°casi), e frequenza suddivisa per tipologia di sintomo, per sito forestale di Livello I e data di osservazione.

Sito	Data rilievo	N°tot specie	N°specie/plot			N°casi	Sintomi assenti	Sintomi da ozono	Altri sintomi	Sintomi combinati
			Media	Min	Max					
Bedollo	20/06/2008	3	2	1	3	20	0,25	0	0,75	0
	04/09/2008	4	1,9	1	2	20	0,15	0	0,85	0
	28/09/2009	3	1,8	1	2	18	0	0	1	0
Castello Tesino	23/06/2008	6	2,6	1	4	26	0,12	0	0,88	0
	03/09/2008	6	2,7	1	4	27	0,04	0	0,96	0
	17/09/2009	6	2,2	1	6	22	0,05	0	0,95	0
Peio	23/06/2008	3	1,3	1	2	13	0,38	0	0,62	0
	01/09/2008	4	1,3	1	2	14	0,10	0	0,86	0
	02/10/2009	5	1,4	1	3	14	0,07	0	0,93	0
Concei	12/06/2008	17	3,4	1	7	34	0,76	0	0,24	0
	02/09/2008	13	3,7	1	7	37	0,03	0	0,97	0
	15/09/2009	19	4,5	3	7	45	0,04	0	0,96	0
Condino	12/06/2008	10	4,8	3	7	50	0,76	0	0,24	0
	02/09/2008	10	5,3	3	8	53	0,23	0	0,77	0
	15/09/2009	13	4,9	2	7	48	0,10	0	0,90	0
Tonadico	24/06/2008	2	1	1	1	10	0,10	0	0,90	0
	03/09/2008	1	1	1	1	10	0	0	1	0
	17/09/2009	4	1,2	1	2	12	0	0	1	0

Sono risultati assai frequenti, invece, i sintomi attribuibili ad agenti diversi (funghi, insetti, altri agenti non identificati), rilevati in oltre 171 casi nel 2008 e 150 nel 2009. La frequenza di questi sintomi è risultata più elevata nel rilevamento di settembre 2008 rispetto a quello di giugno 2008, con un aumento più marcato sulle latifoglie nei siti forestali di Livello I caratterizzati da alti valori di esposizione ad ozono (Figura 3). Tale aumento di frequenza non è stato osservato presso il sito ad alto AOT40 di Tonadico, probabilmente a causa della composizione di specie, caratterizzata dalla presenza quasi esclusiva di abete rosso (90% delle osservazioni): questa specie ha mostrato invece sintomi di natura non identificabile, non attribuibili con certezza né all'ozono né ad altre cause.

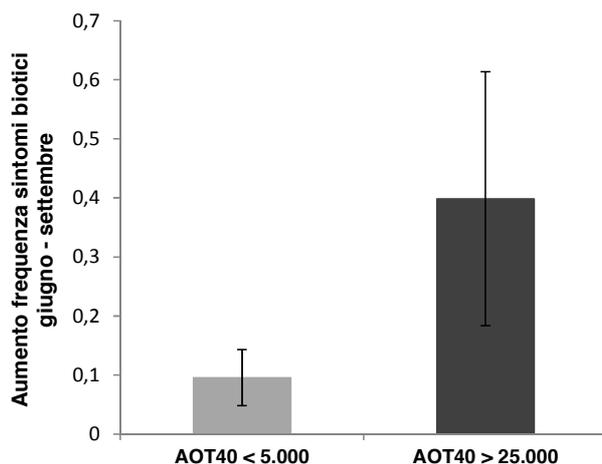


Figura 3. Aumento di frequenza dei sintomi attribuibili a cause diverse dall'ozono tra i due rilevamenti di giugno e settembre 2008 (settembre-giugno), come media sui siti forestali di Livello I ad AOT40 basso (< 5.000 ppb h) e alto (> 25.000 ppb h); le barre indicano l'errore standard.

Sintomi fogliari visibili attribuibili ad ozono sono stati invece osservati su piante di *Viburnum lantana* L. off plot presso il sito forestale di Livello I di Concei, e su piante di *Acer campestre* L., *Viburnum lantana* L., *Rhamnus cathartica* L., *Prunus mahaleb* L., *Cornus mas* L., e *Cornus sanguinea* L. (Figura 4) presso Monte Terlago e Margone durante i rilievi effettuati a fine agosto 2008 nel corso del 9th UNECE/ICP-Forests Intercalibration Course on the Assessment of Ozone Visible Injury.

Monte Terlago



Margone



Figura 4. Esempi di piante con sintomi fogliari attribuibili ad ozono rilevate durante il 9th UNECE/ICP-Forests Intercalibration Course on the Assessment of Ozone Visible Injury presso i siti di Monte Terlago e Margone, 2008.

Osservazioni sul sito forestale di Livello II di Passo Lavazé

I rilievi effettuati presso il sito forestale di Livello II di Passo Lavazé hanno interessato un margine forestale di 1.268 m. Sono state effettuate complessivamente 465 osservazioni, con una ricchezza media di specie per area di saggio di 4-5 specie per plot, (massimo 12), ed un numero di specie per sito variabile tra 8 e 34 (Tabella 2). Nessuna specie legnosa né erbacea osservata all'interno dei plot ha mostrato danni fogliari attribuibili ad ozono. Gli unici sintomi rilevati sono quelli attribuibili a cause diverse dall'ozono (gelo, insetti, funghi, ecc.).

Tabella 2. Sito forestale di Livello II di Passo Lavazé: numero di plot, specie totali, ricchezza media, minima e massima di specie per plot, numero di osservazioni totali (N°casi) e frequenza dei diversi sintomi.

Anno	N° plot	N° tot specie	N° specie/plot			N° casi	Sintomi assenti	Sintomi da ozono	Altri sintomi	Sintomi combinati
			Media	Min	Max					
2008	22	18	4,82	1	9	106	0,14	0	0,86	0
2009	23	34	7,30	1	12	168	0,41	0	0,59	0
2010	33	8	3,58	1	7	109	0,06	0	0,97	0
2011	23	9	3,28	1	7	82	0,28	0	0,72	0

Discussione e conclusioni

Attraverso la valutazione visiva della presenza di sintomi fogliari specifici, l'obiettivo di questo studio era verificare il reale effetto dell'ozono sulla vegetazione forestale effettivamente presente presso i siti di osservazione. I sintomi da ozono non sono risultati presenti sulla vegetazione dei *miniplot* nei siti forestali di Livello I e II della rete *ICP Forests* negli anni 2008-2011. I pochi casi di specie arbustive sintomatiche, nei siti della rete *ICP Forests*, sono stati osservati al di fuori dei *plot* selezionati, e nel 2008 durante la sessione di intercalibrazione internazionale 9th *UNECE/ICP-Forests Intercalibration Course on the Assessment of Ozone Visible Injury*. Quindi, nonostante la vegetazione forestale trentina sia esposta ad alti livelli di rischio potenziale da ozono (Capitolo 3), vi sono scarse evidenze di danni visibili. Benché numerosi autori riportino come l'ozono causi effetti negativi sugli alberi forestali (Matyssek et al., 2007; Wipfler et al., 2009), la maggior parte di tali risultati sono stati ottenuti in condizioni controllate e/o su piante giovani, e dunque non necessariamente sono applicabili a condizioni reali di campo su alberi adulti. Studi in foresta su piante mature evidenziano infatti come la frequenza di specie con danni visibili da ozono non sia completamente spiegata dal livello di esposizione all'ozono (Bussotti and Ferretti, 2009), con una relazione non chiara tra concentrazione di ozono, esposizione ed entità

del danno (Baumgarten et al., 2009). Una possibile spiegazione alle scarse evidenze di danno rilevate potrebbe essere legata a meccanismi di adattamento delle piante che, esposte già negli stadi precoci dello sviluppo vegetativo ad alti livelli cronici di ozono, aumentano le difese a livello cellulare, potenziando le loro capacità detossificanti. Futuri approfondimenti potrebbero interessare il chiarimento della natura dei sintomi rilevati sull'abete rosso e la verifica dell'apparente maggior aumento di danni di natura diversa esibito dalle latifoglie nei siti ad alta esposizione all'ozono (ipotesi di interazione tra risposte a patogeni e ozono, vedi Wellburn et al., 1997).

Bibliografia

Baumgarten, M., Huber, C., Bueker, P., Emberson, L., Dietrich, H.-P., Nunn, A.J., Heerd, C., Beudert, B., Matyssek, R., 2009. Are Bavarian Forests (southern Germany) at risk from ground-level ozone? Assessment using exposure and flux based ozone indices. *Environmental Pollution* 157, 2091-2107.

Bussotti, F., Ferretti, M., 2009. Visible injury, crown condition, and growth responses of selected Italian forests in relation to ozone exposure. *Environmental Pollution* 157, 1427-1437.

Innes, J.L., Skelly, J.M., Schaub, M., 2001. Ozone and broadleaved species. A guide to the identification of ozone-induced foliar injury. *Ozon, Laubholz- und Krautpflanzen. Ein Führer zum Bestimmen von Ozonsymptomen*. Eidgenössische Forschungsanstalt WSL, Birmensdorf, Stuttgart, Wien, p. 136.

Matyssek, R., Bahnweg, G., Ceulemans, R., Fabian, P., Grill, D., Hanke, D.E., Kraigher, H., Osswald, W., Rennenberg, H., Sandermann, H., Tausz, M., Wieser, G., 2007. Synopsis of the CASIROZ case study: Carbon sink strength of *Fagus sylvatica* L. in a changing environment - Experimental risk assessment of mitigation by chronic ozone impact. *Plant Biology* 9, 163-180.

Wellburn, A.R., Barnes, J.D., Lucas, P.W., McLeod, A.R., Mansfield, T.A., 1997. Controlled O₃ exposures and field observations of O₃ effects in the UK. *Forest decline and ozone. A comparison of controlled chamber and field experiments.*, 201-247.

Wipfler, P., Seifert, T., Biber, P., Pretzsch, H., 2009. Intra-annual growth response of adult Norway spruce (*Picea abies* L. KARST.) and European beech (*Fagus sylvatica* L.) to an experimentally enhanced, free-air ozone regime. *European Journal of Forest Research* 128, 135-144.

4.4 Defogliazione ed accrescimento degli alberi nei siti di monitoraggio delle foreste in Trentino: relazione con fattori stazionali, nutrizionali, meteorologici ed ozono nel periodo 2005-2011

Marco Ferretti¹, Giovanni Bacaro^{1,2}, Giorgio Brunialti¹, Fabiana Cristofolini³, Antonella Cristofori³, Luisa Frati¹, Simona Maccherini^{1,2}, Elena Gottardini³

¹TerraData environmetrics, Via L. Bardelloni 19, 58025 Monterotondo Marittimo, Grosseto, Italia

²BIOCONNET, BIOdiversity and CONservation NETwork, Department of Environmental Science "G. Sarfatti", University of Siena, Via P.A. Mattioli 4, 53100 Siena, Italy

³Fondazione Edmund Mach, Centro Ricerca ed Innovazione IASMA, Dipartimento Agroecosistemi Sostenibili e Biorisorse, Via E. Mach 1, 38010 San Michele all'Adige, (TN), Italia

Riassunto. I dati di defogliazione 2007-2011 e accrescimento relativo nel periodo 2005-2009 raccolti sui punti di monitoraggio ICP Forests di Livello I (n=15) e nell'area di Livello II di Passo Lavazè sono stati studiati in relazione ad una serie di variabili stazionali ed ambientali, tra cui l'ozono. In questi siti le concentrazioni medie di ozono nel periodo maggio-luglio risultavano comprese tra 70 e 135 $\mu\text{g m}^{-3}$, corrispondenti a valori di AOT40 tra 7.000 e 60.000 $\mu\text{g m}^{-3} \text{ h}$. Per il sito di Lavazè, i flussi stomatici stimati ammontavano a 20-35 mmol m^{-2} . I dati sono stati analizzati mediante regressione lineare multipla (defogliazione media ed accrescimento medio del periodo espresso come Basal Area Increment relativo al 2005) e linear mixed models (LMM) (defogliazione annuale). I risultati per la defogliazione evidenziano, con entrambi i modelli, che la defogliazione aumenta con la frequenza dei danni biotici ed abiotici e – scontato questo effetto - diminuisce all'aumentare del rapporto N:K nelle foglie/aghi. L'accrescimento relativo aumenta con il rapporto N:Mg nelle foglie/aghi e – scontato questo effetto - diminuisce all'aumentare del diametro medio, considerato un buon proxy dell'età. Nonostante gli alti valori registrati, stando ai dati disponibili, l'ozono non è risultato essere una variabile in grado di spiegare la defogliazione e le variazioni di accrescimento nei siti di monitoraggio in Trentino. Questa conclusione è confermata dalla serie di dati 2000-2009 di Lavazè, dove ad ampie variazioni di esposizione e flussi stomatici di ozono non risulta associata una variazione di defogliazione ed accrescimento. La relazione emersa con i danni osservati e la nutrizione minerale collegata all'azoto suggerisce la necessità di un approfondimento.

Parole chiave: effetti, monitoraggio foreste, ozono, Linear Mixed Models, regressione multipla, flusso stomatico

Abstract. Defoliation (2007-2009) and growth (2005-2009) data collected at the ICP Forests Level I (n=15) and Level II (1 site, Passo Lavazè) sites in Trentino were investigated in relation to site and environmental factors, including ozone. Ozone concentrations at the sites varied from 70 to 135 $\mu\text{g m}^{-3}$, leading to AOT40 values from 7,000 to 60,000 $\mu\text{g m}^{-3} \text{ h}$. Stomatal ozone flux estimated at the Lavazè site was 20-35 mmol m^{-2} . Multiple regression (mean defoliation and growth reported as relative Basal Area Increment, BAI) and Linear Mixed Models (LMM, annual defoliation data) were used. Both multiple regression and LMM showed that defoliation values increased with increasing frequency of reported damage (biotic+abiotic) and with decreasing level of foliar N:K. Relative BAI was reported to increase with foliar N:Mg and to decrease with diameter, considered a proxy for age. Despite the high values recorded, and within the examined dataset, ozone was never reported as a significant predictor of defoliation and BAI at the sites in Trentino. These results were further confirmed for the 2000-2009 period, taking into account AOT40, stomatal flux, defoliation and growth at the Passo Lavazè site. Large variations in exposure and flux did not result into consistent variation in growth and defoliation. The reported relationships with observed damage and nutritional aspects requires a closer evaluation.

Key words: effects, forest monitoring, ozone, Linear Mixed Models, multiple regression models, stomatal flux

Introduzione

Numerose evidenze sperimentali sembrano confermare gli effetti negativi dell'ozono sulla vegetazione (e.g. Wittig et al., 2009). Negli esperimenti condotti su alberi maturi, gli effetti più frequentemente riportati sono alterazioni a livello metabolico, aumentata sensibilità a parassiti e diminuzioni di accrescimento (e.g. Matyssek et al., 2007). La questione di interesse dal punto di vista della gestione forestale è tuttavia più concreta (Ferretti et al., 2002): in condizioni "reali", ci sono effetti misurabili dell'ozono tali da condizionare la salute e la produttività delle foreste? A questo fine, la difficoltà di condurre esperimenti con sufficiente livello di replicazione in reali condizioni di ambiente forestale ha fatto sì che venissero sviluppati approcci alternativi allo studio degli effetti dell'ozono. Uno di questi è rappresentato dagli studi definiti "correlativi", studi basati sull'analisi statistica di dati riguardanti due serie di variabili, una di "risposta" (*response*: ad esempio, defogliazione, accrescimento) ed una di "predittrici" (*predictors*: ad esempio, parametri stazionali, danni di varia natura, suolo, variabili meteo, ozono), raccolti su definiti siti di campionamento distribuiti su una popolazione forestale di interesse. All'analisi statistica di questi dati si affida il compito di identificare, su base probabilistica, il ruolo (significativo o meno), l'importanza (in termini di varianza spiegata) e la direzione (positiva o negativa) dell'azione esercitata da ciascuna variabile predittrice sulla variabile di risposta. L'esistenza a livello italiano ed europeo di reti di monitoraggio forestale che da lungo tempo raccolgono dati su una numerosa serie di variabili utili a questi scopi ha favorito tale approccio (e.g. Bussotti e Ferretti, 2009, e riferimenti ivi presenti). I risultati ottenuti dai numerosi studi correlativi svolti negli ultimi 15 anni forniscono tuttavia risultati contraddittori, e i pochi studi condotti in Italia hanno rilevato un ruolo talvolta statisticamente significativo, ma sempre limitato, delle concentrazioni di ozono su salute ed accrescimento delle foreste (Ferretti et al., 2003; Bussotti e Ferretti, 2009; Ferretti et al., 2007a, b).

Le foreste trentine ammontano a circa 375.000 ha in superficie (INFC, 2007) e in circa 31 milioni di tonnellate in termini di C nella biomassa epigea (Tonolli e Salvagni, 2007). Sebbene le osservazioni condotte sullo stato delle chiome degli alberi in Trentino non abbiano mai evidenziato ampi fenomeni di deperimento (Salvadori et al., 2004), Maresi e Salvadori (2004) riportano che "occorre valutare su periodi più lunghi di tempo gli effetti dell'eutrofizzazione dei suoli forestali (N-fertilization), così come gli effetti potenziali delle aumentate concentrazioni di ozono". Una valutazione del genere è particolarmente importante quando si considerino i livelli di ozono misurati in Trentino (vedi Capitolo 2) e l'entità ed estensione del rischio potenziale (vedi Capitolo 3), tale da poter causare – secondo gli *standard* della Direttiva EU ed i *Critical Levels* UNECE – significative riduzioni di accrescimento su gran parte delle foreste trentine. In questa linea, l'obiettivo del presente lavoro è di valutare nel periodo 2007-2011 il possibile ruolo dell'ozono nel contesto di altre variabili stazionali, nutrizionali e meteorologiche su defogliazione e accrescimento degli alberi misurati in una serie di siti di campionamento della rete UNECE ICP Forests di Livello I e II (Ferretti et al., 2010) presenti in provincia di Trento.

Materiali e metodi

Concetto dello studio

Dato un set di variabili predittrici, lo studio mira ad identificare un modello esplicativo di defogliazione (espressa come valore mediano dei singoli alberi di ciascun plot) ed accrescimento (espresso come media delle differenze di area basimetrica, o *Basal Area Increment*, BAI, tra il 2005 ed il 2009 per le specie più frequenti in ciascun sito). Lo studio sulla defogliazione ha considerato due approcci: nel primo approccio sono stati considerati i dati per sito e per anno ed è stato usato un *Linear Mixed Model* (LMM, vedi sotto). Questo studio è stato ripetuto anche considerando un *time lag* di un anno su temperature, precipitazioni ed ozono, senza però ottenere risultati diversi. Nel secondo approccio i dati annuali sono stati mediati per sito ed è stato utilizzato un modello di regressione lineare multipla con selezione *forward* delle variabili (vedi sotto). Lo stesso metodo è stato utilizzato per lo studio sull'accrescimento che aveva a disposizione solo dati periodici (2005-2009).

Dati utilizzati

Siti di osservazione

I siti considerati sono i 15 punti di campionamento di Livello I e l'area Livello II di Passo Lavazè afferenti alla rete UNECE (Tabella 1). I punti di Livello I sono stati a suo tempo selezionati come sotto-campione dell'Inventario Forestale Nazionale Italiano (IFNI), basato su una rete 3x3 km (MAF/ISAFA, 1988). L'area di Livello II di Lavazè è invece stata selezionata successivamente su basi non statistiche e per scopi di monitoraggio intensivo (Minerbi et al., 1996).

Variabili predittive

Le variabili predittive includono dati stazionali, chimica del suolo (pH, e rapporto C/N di strato organico e minerale), chimica delle foglie (N, S, P, Ca, Mg, K, rapporti N:P, N:Ca, N:Mg), frequenza di danni osservati sugli alberi (sintomi di varia natura su fusto, rami, foglie), temperature medie annue, precipitazioni totali annue, e concentrazioni medie di ozono. Questi dati sono stati forniti dal Servizio Foreste della PAT (punti Livello I) e dal programma CONECOFOR (area Livello II Passo Lavazè). Per i punti di Livello I, i dati meteorologici sono stati ottenuti dalle stazioni della rete FEM-SIG e Meteo Trentino più prossime ai punti stessi.

I dati stazionali sono riportati in Tabella 1. Complessivamente, i siti sono compresi tra i 300 ed i 1800 m s.l.m. su una varietà di condizioni geografiche, esposizione, e suolo. I dati del suolo (Tabella 2) derivano da campioni prelevati presso i punti di Livello I ed analizzati secondo metodologie standard ICP Forests (<http://icp-forests.net/page/icp-forests-manual>). Il pH varia tra 3 e 7 sia nello strato organico che minerale. Il rapporto C/N è quasi sempre superiore a 20 negli strati organici e intorno a 20 negli strati minerali.

Tabella 1. Punti di campionamento di Livello I, area di Livello II e loro caratteristiche geografiche, composizione, diametro medio, concentrazioni di ozono, precipitazioni e temperatura. Nota: in caso di presenza di più specie, singoli punti possono essere riportati più volte.

ID plot	Lat	Long	Quota, m slm	Esp	Specie principale	Diametro medio 2009, cm	O ₃ , µg m ⁻³ 2007-2011	Pr 2006-2011, mm	T media 2006-2011 °C	Danni osservati, media delle mediane annue, n
UTRE0049	462751	110943	1375	E	<i>Larix decidua</i>	43.6	90.2	929.2	9.7	1.2
UTRE0049	462751	110943	1375	E	<i>Pinus sylvestris</i>	37.3	90.2	929.2	9.7	0.9
UTRE0052	462703	114711	1525	NW	<i>Picea abies</i>	32.6	92.6	1014.2	4.3	1.3
UTRE0052	462703	114711	1525	NW	<i>Pinus cembra</i>	29.4	92.6	1014.2	4.3	0.7
UTRE0052	462703	114711	1525	NW	<i>Larix decidua</i>	28.9	92.6	1014.2	4.3	0.6
UTRE0071	462012	104341	1525	SW	<i>Larix decidua</i>	45.4	77.5		6.4	1.4
UTRE0071	462012	104341	1525	SW	<i>Picea abies</i>	54.5	77.5		6.4	0
UTRE0072	461957	105742	1525	NW	<i>Picea abies</i>	55.8	95.0	1018.9	9.6	0.2
UTRE0073	461946	110924	1375	NE	<i>Abies alba</i>	35.1	89.1	851.7	10.3	1
UTRE0073	461946	110924	1375	NE	<i>Picea abies</i>	31.6	89.1	851.7	10.3	1
UTRE0075	461914	113506	1475	E	<i>Picea abies</i>	40.7	83.5	1088.4	8.2	1.2
UTRE0076	461856	114646	1525	N	<i>Picea abies</i>	37.0	122.5	866.4	3.1	0.2
UTRE0076	461856	114646	1525	N	<i>Larix decidua</i>	45.1	122.5	866.4	3.1	0
UTRE0099	461140	110905	475	NW	<i>R. pseudoacacia</i>	27.8	81.6	1073.1	10.3	1.7
UTRE0100	461125	112044	1375	SE	<i>Picea abies</i>	43.5	75.1	1028.8	8.3	1
UTRE0101	461107	113442	1525	W	<i>Larix decidua</i>	49.3	70.9	1699.2	4.9	1
UTRE0101	461107	113442	1525	W	<i>Picea abies</i>	60.1	70.9	1699.2	4.9	0.4
UTRE0127	460157	110842	375	W	<i>Pinus sylvestris</i>	36.8	77.9	1164.8	13.0	0.8
UTRE0127	460157	110842	375	W	<i>Larix decidua</i>	27.9	77.9	1164.8	13.0	0.6
UTRE0127	460157	110842	375	W	<i>Picea abies</i>	35.9	77.9	1164.8	13.0	1.1
UTRE0128	460142	112019	1025	SW	<i>Quercus pubescens</i>	16.3	75.5	1184.7	10.7	1
UTRE0157	455426	103117	1525	NE	<i>Larix decidua</i>	29.1	131.9	1391.4	11.3	0.4
UTRE0158	455417	104253	1175	SE	<i>Fagus sylvatica</i>	23.6	121.8	1345.8	9.7	1.4
UTRE0160	455351	110823	1125	W	<i>Picea abies</i>	47.1	94.7	1343.4	8.3	0.8
UTRE0160	455351	110823	1125	W	<i>Fagus sylvatica</i>	28.1	94.7	1343.4	8.3	1
UTRE0160	455351	110823	1125	W	<i>Larix decidua</i>	61.6	94.7	1343.4	8.3	0.8
Lavazè	462137	112942	1775	N	<i>Picea abies</i>	45.1	112.1	945.5	4.1	0.73

I dati di chimica fogliare utilizzati riguardano le concentrazioni nelle foglie o aghi dell'anno corrente (Tabella 2). I dati rappresentano una media e derivano da campioni fogliari *pooled* (ottenuti da cinque alberi e mescolati insieme all'origine) prelevati a più riprese presso i punti di campionamento. Da questi dati sono stati calcolati i rapporti tra N e P, Ca, Mg, K che forniscono una sintesi efficace dello stato di equilibrio nutrizionale degli alberi.

Tabella 2. Chimica di suolo e foglie. pH e rapporto C/N nel suolo (strati organici e minerali). Concentrazione media di N, P, Ca, Mg e K in campioni di foglie/aghi prelevati presso i punti di campionamento. Nota: in caso di presenza di più specie, singoli punti possono essere riportati più volte.

ID plot	specie	Suolo				Foglie					
		C/N org	pH org	C/N min	pH min	N tot	S inorg.	P tot	Ca tot.	Mg tot	K tot
UTRE0049	116	30.36	4.97	18.66	6.87	23.37	0.60	1.14	5.29	2.73	4.41
UTRE0049	134	30.36	4.97	18.66	6.87	16.38	0.30	0.96	3.99	1.01	4.67
UTRE0052	118	29.35	5.34	30.12	5.62	13.40	0.36	1.23	5.92	1.23	6.98
UTRE0052	123	29.35	5.34	30.12	5.62	18.20	0.49	1.34	4.35	1.76	5.96
UTRE0052	116	29.35	5.34	30.12	5.62						
UTRE0071	116	29.67	4.86	19.88	4.73	24.10	0.51	2.60	4.97	1.79	7.24
UTRE0071	118	29.67	4.86	19.88	4.73	15.20	0.41	2.27	6.49	1.28	7.49
UTRE0072	118	25.04	5.18	17.74	4.88	15.10	0.39	1.60	6.76	1.05	7.54
UTRE0073	100	25.84	4.71	24.40	5.79	14.60	0.56	0.86	9.73	2.33	4.98
UTRE0073	118	25.84	4.71	24.40	5.79						
UTRE0075	118	18.75	4.44	42.68	4.28	12.40	0.33	1.53	4.85	1.38	3.72
UTRE0076	118	32.69	4.59	21.11	4.33	16.10	0.38	1.69	4.37	0.99	6.20
UTRE0076	116	32.69	4.59	21.11	4.33						
UTRE0099	56	16.82	5.85	15.33	5.09	39.70	0.87	1.69	22.74	3.03	9.71
UTRE0100	118	20.51	5.54	14.01	5.13	16.80	0.43	1.67	4.91	1.09	6.45
UTRE0101	116	29.04	4.63	17.27	4.13	25.97	0.53	1.67	5.20	1.59	5.47
UTRE0101	118	29.04	4.63	17.27	4.13						
UTRE0127	134	29.49	4.83	20.32	5.11	18.16	0.48	1.21	4.51	1.34	5.24
UTRE0127	116	29.49	4.83	20.32	5.11						
UTRE0127	118	29.49	4.83	20.32	5.11	14.8	0.41	1.03	7.82	1.25	5.34
UTRE0128	49	29.11	4.88	27.43	3.95	23.52	0.65	1.25	6.74	1.65	9.11
UTRE0157	116	23.20	4.17	19.40	3.37	27.75	0.45	1.43	4.39	1.12	5.21
UTRE0158	20	22.00	6.34	21.57	6.30	25.43	0.87	0.86	14.48	1.01	8.13
UTRE0160	118	28.18	4.89	23.87	6.73	13.85	0.52	1.13	7.23	0.84	6.52
UTRE0160	20	28.18	4.89	23.87	6.73						
UTRE0160	116	28.18	4.89	23.87	6.73						
Lavazè	118	30.50	3.30	25.8	3.55	12.9	0.4	1.4	7.2	1.4	5.4

I dati medi per sito di temperatura media giornaliera, precipitazione annuale e concentrazioni di ozono sono riportati in Tabella 1 assieme alle caratteristiche stazionali. Le precipitazioni variano tra 850 e 1700 mm per anno e le temperature medie tra 3 e 13 °C, quest'ultime con un distinto gradiente altimetrico. Le concentrazioni di ozono (Tabella 1) sono state misurate nel corso del progetto presso i siti di Livello I mediante dosimetri passivi (vedi Capitolo 2; Gottardini et al., 2010). Le concentrazioni medie sono sempre ben correlate all'esposizione in termini di AOT40. I valori medi variano nel campo tra 70 e 135 $\mu\text{g m}^{-3}$, corrispondenti a valori di AOT40 tra 7.000 e 60.000 $\mu\text{g m}^{-3} \text{ h}$. Infine, dai sintomi osservati sui singoli alberi è stata calcolata la mediana per ciascuna plot ed anno (Tabella 1). I danni sono in genere poco frequenti.

Variabili di risposta

Le variabili di risposta considerate sono la defogliazione e l'accrescimento. La defogliazione è stata valutata mediante osservazione visiva condotta annualmente su ciascuno degli alberi presenti nei 15 punti di osservazione della rete europea di Livello I presenti in Trentino e nell'area di Passo Lavazè. I primi dati disponibili risalgono al 1997 e quelli utilizzati ai fini del presente studio sono quelli del periodo 2007-2011. Complessivamente, a partire dal 1997 per ciascun anno sono stati osservati circa 520 alberi per anno (pari a 28-46 alberi per punto di campionamento e per anno) nei siti di Livello I e circa 30 a Passo Lavazè, di cui la maggior parte erano abeti rossi (35,8%) e larici (30,8%) (Tabella 3). Di ciascun albero sono quindi disponibili dati di defogliazione (in % rispetto ad uno standard di riferimento) e numero di agenti di danno segnalati. I dati di Passo Lavazè sono stati ottenuti dal programma CONECOFOR.

I dati di accrescimento sono stati ottenuti come differenza tra due successive misurazioni di diametro effettuate nel 2005 e nel 2009 e rappresentano quindi una misura diretta di accrescimento corrente medio sul periodo esaminato. In totale, per i punti di Livello I è stato possibile valutare il confronto su 354 alberi, anche in questo caso con prevalenza di abete rosso e larice (Tabella 2). I valori di diametro sono stati convertiti in area basimetrica (*Basal Area*, BA) da cui sono stati ricavati i valori di incremento (*Basal Area Increment*, BAI). Dato che i punti di campionamento di Livello I non avevano sino al 2009 una superficie di riferimento, non è possibile esprimere i valori di accrescimento per ha, ma si tratta di un semplice confronto tra gli stessi soggetti arborei. I dati sono stati quindi espressi come BAI relativo, cioè come variazione percentuale rispetto alla BA del 2005. I dati di Passo Lavazè sono stati ottenuti dal programma CONECOFOR e sono riferibili all'ettaro. Anch'essi sono espressi come BAI relativo rispetto al 2005, dato che sconta una mortalità pari a 0.12% della BA originale. Data la diversa numerosità delle osservazioni, esistono ovvi limiti di comparabilità dei dati tra i punti di Livello I e quelli di Passo Lavazè.

Qualità dei dati

La defogliazione è valutata secondo manuali e standard da tempo in uso a livello nazionale ed internazionale (Ferretti et al., 2010) e sostenuta da apposite procedure di assicurazione di qualità (Ferretti et al., 1999). Secondo Bussotti et al. (2009), oltre il 90% delle osservazioni effettuate in Italia rientra nei limiti di tolleranza ritenuti accettabili ($\pm 10\%$ rispetto al valore di riferimento).

Per le misurazioni di diametro non sono invece disponibili test specifici. Dato il carattere speditivo delle misurazioni, che spesso hanno fornito valori negativi di differenza tra due occasioni successive, sono state introdotte alcune cautele:

- Variazioni di diametro negative inferiori a -3 cm: valori non plausibili e non correggibili, quindi scartati;
- Variazioni di diametro negative tra -3 cm e 0: considerati errori di misurazione. Ad essi è stato attribuito valore di accrescimento=0;
- Variazioni di diametro positive comprese tra 0 e 5 cm: valori plausibili, quindi accettati;

- Variazioni di diametro superiori a 5 cm: valori non plausibili e non correggibili, quindi scartati.
- Ne consegue che i dati di accrescimento disponibili riguardano un numero minore di piante rispetto all'attuale presenza nei punti di campionamento e vanno considerati con una certa cautela.
- Per i dati meteo, sono state utilizzate solo le centraline e le annate con una completezza di dati superiore al 90%.

Tabella 3. Composizione specifica e numerosità del campione di alberi ai vari punti di Livello I. A: rilevamento della defogliazione; B: misure di accrescimento.

A

ID plot	Fagus sylvatica	Quercus pubescens	Robinia pseudoacacia	Abies alba	Larix decidua	Picea abies	Pinus cembra	Pinus sylvestris	altre	Totale
UTRE0049					23	1		8		32
UTRE0052					12	5	14			31
UTRE0071					22	13				35
UTRE0072				2	1	30				33
UTRE0073	1			17	4	9			1	32
UTRE0075				1	4	37				42
UTRE0076					15	20				35
UTRE0099			30							30
UTRE0100	1			1	3	31		2		38
UTRE0101	1				21	9				31
UTRE0127					10	10		14		34
UTRE0128	1	43			1	1				46
UTRE0157	1				37	1				39
UTRE0158	23					2		3		28
UTRE0160	6			2	7	17		2		34
Totale	34	43	30	23	160	186	14	29	1	520
%	6.5	8.3	5.8	4.4	30.8	35.8	2.7	5.6	0.2	100.0

B

ID plot	Fagus sylvatica	Quercus pubescens	Robinia pseudoacacia	Abies alba	Larix decidua	Picea abies	Pinus cembra	Pinus sylvestris	altre	Totale
UTRE0049					22	1		6		29
UTRE0052					11	4	14			29
UTRE0071					17	8				25
UTRE0072				2	1	21				24
UTRE0073				17	4	9				30
UTRE0075				1	2	14				17
UTRE0076					12	15				27
UTRE0099			20							20
UTRE0100	1				1	23		1		26
UTRE0101					7					7
UTRE0127					3	7		11		21
UTRE0128		26			1	1				28
UTRE0157					19					19
UTRE0158	20					2		3		25
UTRE0160	5			1	6	12		3		27
Totale	26	26	20	21	106	117	14	24		354
%	7.3	7.3	5.6	5.9	29.9	33.1	4.0	6.8	0.0	100.0

Analisi statistiche

Analisi dei dati medi periodici di accrescimento e defogliazione: regressione lineare multipla

Per le due variabili di risposta, la defogliazione mediana e l'accrescimento relativo medio di area basimetrica del sito, sono stati considerati i dati medi sui periodi 2007-2011 e 2005-2009, rispettivamente. Per esplorare le relazioni esistenti tra la variabile di risposta e il set di predittori considerati, sono stati sviluppati modelli di regressione lineare multipla. Su entrambe le variabili di risposta è stato effettuato un Test Shapiro-Wilk e, dove questo risultasse statisticamente significativo, i dati sono stati normalizzati utilizzando la famiglia di trasformazioni Box-Cox (Box and Cox, 1964). Per rendere equiparabile il contributo delle variabili predittive al modello e considerato che queste sono misurate utilizzando scale differenti, si è proceduto alla loro standardizzazione (media 0, varianza 1). In questo modo, anche i valori stimati dei coefficienti risultano direttamente confrontabili. Considerato l'elevato numero di predittori disponibili rispetto all'esiguo numero di osservazioni (combinazioni sito e specie) e al fine di evitare errori nel processo di modellizzazione dovuti ad *overfitting* o alla multicollinearità, si è scelto di impiegare una selezione dei predittori di tipo *forward*, basata su tecniche di randomizzazione dei residui del modello (Blanchet et al., 2008). Le classiche tecniche di selezione *forward* delle variabili nei modelli ecologici presentano due problemi ben conosciuti: (i) un elevato tasso di errore di Tipo I e (ii) una sovrastima della varianza spiegata. La procedura proposta da Blanchet et al. (2008) supera questi problemi e la selezione dei predittori è fatta attraverso la permutazione dei residui del modello ridotto. La procedura proposta considera due criteri per fermare la procedura di randomizzazione: 1) il classico livello di significatività alfa (selezionato in questo caso pari a 0,05), 2) il valore del coefficiente di determinazione calcolato rispetto al numero totale di predittori inseriti (in questo caso, tale criterio non è stato applicato, considerato che il numero dei predittori è maggiore rispetto al numero dei casi ed il valore dell' R^2 globale risulta, a causa del ben noto fenomeno dell'*overfitting*, pari a 1. Quando la procedura di selezione identifica una variabile che supera uno dei due criteri, la selezione si interrompe. Il maggiore vantaggio nell'applicare questa procedura è che le variabili poco significative o di scarsa importanza non vengono incluse nei modelli parsimoniosi. Inoltre, questo metodo è altamente conservativo. Il numero di permutazioni utilizzate è pari 10000 al fine di far convergere il modello parsimonioso. Le analisi sono state effettuate utilizzando il *software* R (R Development Core Team 2012) e il pacchetto "*packfor*" (version 0.0-8) per effettuare la selezione delle variabili.

Analisi dei dati di defogliazione annuali: *linear mixed model* (LMM)

Un classico modello lineare può essere descritto come:

$$y = X\beta + \varepsilon$$

dove $\varepsilon \sim N_n(0, \sigma^2 I_n)$

e dove $y = (y_1, y_2, \dots, y_n)'$ rappresenta il vettore di risposta; X rappresenta la classica matrice del modello definita dalle righe $x_i' = (x_{1i}, x_{2i}, \dots, x_{pi})$; $\beta = (\beta_1, \beta_2, \dots, \beta_p)'$ è invece il vettore dei coefficienti di regressione; $\varepsilon = (\varepsilon_1, \varepsilon_2, \dots, \varepsilon_n)'$ rappresenta invece il vettore degli errori. Rispetto a questo modello classico, un modello ad effetti misti (*mixed effect*) include un termine random addizionale, particolarmente appropriato per descrivere dati clusterizzati o, comunque, che presentino una dipendenza nei valori espressi dalla variabile di risposta (tali dipendenze possono sorgere, ad esempio, quando i dati sono raccolti su base gerarchica o quando le osservazioni sono prese in tempi differenti su gli stessi individui o plot).

In termini statistici, un modello ad effetti misti può essere definito come segue (si rimanda a Laird and Ware, 1982 per i dettagli matematici):

$$y_{ij} = \beta_1 x_{1ij} + \dots + \beta_p x_{pij} + b_{i1} z_{1ij} + \dots + b_{iq} z_{qij} + \varepsilon_{ij}$$

$$b_{ik} \sim N(0, \psi^2_{kk}), \text{Cov}(b_k, b_k) = \psi_{kk}$$

$$\varepsilon_{ij} \sim N(0, \sigma^2 \lambda_{ij}), \text{Cov}(\varepsilon_{ij}, \varepsilon_{ij'}) = \sigma^2 \lambda_{ijj'}$$

Da un punto di vista pratico, i Modelli Lineari ad Effetti Misti vengono classicamente utilizzati quando le osservazioni in un certo *dataset* sono tra di loro non indipendenti. Tali modelli sono infatti in grado di considerare e modellare correttamente la struttura autocorrelativa dell'errore presente in osservazioni non indipendenti. Questi modelli sono stati sviluppati specificatamente per trattare variabili di risposta continue rispetto a variabili predittive di cui, almeno una, rappresenti una variabile categorica. Quest'ultima rappresenta un insieme di unità sperimentali (da intendersi come un insieme selezionato casualmente rispetto a tutti i valori della variabile). I parametri associati con particolari livelli di una covariata sono spesso definiti come "effetti" dei livelli. Se l'insieme dei livelli possibili della covariata è fisso e riproducibile, la covariata può essere modellata utilizzando parametri ad effetti fissi. Al contrario, se i livelli che si osservano rappresentano selezioni casuali dall'insieme di tutti i possibili livelli, tale effetto viene considerato come random nel modello lineare. Di solito, la variabile dipendente deve avere la caratteristica di essere quantitativa, normalmente distribuita e linearmente dipendente rispetto ai fattori fissi, random e alle covariate. In questo studio, l'utilizzo dei modelli lineari ad effetti misti è servito per spiegare la variabilità presente nella distribuzione dei valori di defogliazione media rispetto all'insieme dei predittori ecologici disponibili. L'utilizzo degli LMM si è reso necessario considerando la struttura clusterizzata dei dati e che genera un'elevata autocorrelazione nella distribuzione degli errori: i dati sono infatti raccolti in plot (Fattore "Plot", autocorrelazione spaziale), su specie differenti (ID_Specie, fonte di autocorrelazione dovuta alle caratteristiche biotiche delle specie), e, per gli stessi individui, per anni differenti (Fattore "Anno", autocorrelazione temporale che genera dati longitudinali). Questi tre fattori, considerati come fattori random, sono stati analizzati separatamente (tre modelli differenti) al fine di modellizzare la dipendenza nella distribuzione

dell'errore (e la quantità di variazione spiegata) generata da ciascuno di questi fattori. Al fine di rispettare tutti gli assunti di questi modelli, si è prima di tutto analizzata la distribuzione della variabile di risposta attraverso il test di normalità di Shapiro-Wilk e, se necessario, si è provveduto a trasformare la variabile utilizzando una normalizzazione Box-Cox. Allo stesso modo, al fine di rendere i coefficienti stimati del modello direttamente confrontabili, si è proceduto a standardizzare tutti i predittori continui (media 0 e varianza 1). Il numero totale di osservazioni utilizzato nei modelli sviluppati è di 78, una volta escluse tutte le osservazioni mancanti per le differenti variabili (valori assenti sia nella variabile di risposta che nei predittori). Lo sviluppo di un modello completo (che includesse tutte le fonti di variabilità sia fisse che random) non si è potuto effettuare a causa del basso numero di osservazioni (e quindi di gradi di libertà) disponibili e dei relativi problemi di overfitting: di conseguenza sono stati sviluppati tre singoli modelli, ciascuno con un solo fattore random incluso (Anno, ID_Specie e Plot) ed escludendo qualsiasi tipo di interazione. I modelli LMM sono stati sviluppati utilizzando il pacchetto "nlme" (Pinheiro et al., 2011) in ambiente R.

Risultati

Defogliazione ed accrescimento nei siti di monitoraggio

Defogliazione nel medio periodo: andamento 1997-2011

La Figura 1 riporta l'andamento della defogliazione media nel periodo 1997-2011 per le varie specie arboree della rete di Livello I. L'andamento complessivo evidenzia una diminuzione progressiva da una defogliazione media dal 14,5% nel 1997 a 9,5% nel 2011, con una media massima di 16,5% nel 2004. Il dato complessivo è determinato in gran parte da abete rosso e larice, le due sole specie diffuse su quasi tutti i siti ed i cui andamenti temporali della defogliazione determinano in buona sostanza quello generale, incluso il picco nel 2004, più marcato nel larice. A differenza dell'abete rosso, il larice mostra una certa fluttuazione tra il 2007 ed il 2011, con massimi di defogliazione (ca. 10%) nel 2008 e 2009 e minimi (ca. 5%) nel 2011. Data la minore numerosità e la distribuzione limitata a singoli punti, le altre specie si discostano di più dall'andamento medio. Il pino silvestre (siti UTRE0049 e 127) non ha tendenze caratteristiche, mostra un picco nel 2003 ed una certa fluttuazione tra il 2007 ed il 2011. L'abete bianco (sito UTRE0073) mostra una tendenza alla diminuzione, con valori massimi nel 1999. Relativamente al periodo 2007-2011, i valori massimi sono riportati per il 2010. Il cembro (UTRE0052) mostra una decisa diminuzione della defogliazione, da una media di 17% nel 1997 ad una di 3,5% nel 2011. Nel periodo 2007-2011, i valori medi sono più alti nel 2009-2010. In sintesi, con l'eccezione del pino silvestre, le conifere del campione mostrano una tendenza alla diminuzione dei valori di defogliazione. Il faggio (localizzato principalmente in UTRE0158) mostra ampie fluttuazioni con un picco nel 2003. Nel periodo 2007-2009, i valori di defogliazione mostrano minimi nel 2007-2008 e massimi nel 2011. La roverella (UTRE0128) mostra ampie e frequenti fluttuazioni, con massimi agli anni 2004 e 2008. Nel periodo di riferimento di quest'indagine, la defogliazione

arriva ai valori medi minimi della serie storica. Anche la robinia (UTRE0099) mostra forti fluttuazioni e, come la roverella, mostra massimi nel 2004 e nel 2008. In sintesi, le latifoglie mostrano ampie fluttuazioni, un possibile effetto dell'estate 2003 e si discostano molto di più dall'andamento medio della popolazione esaminata.

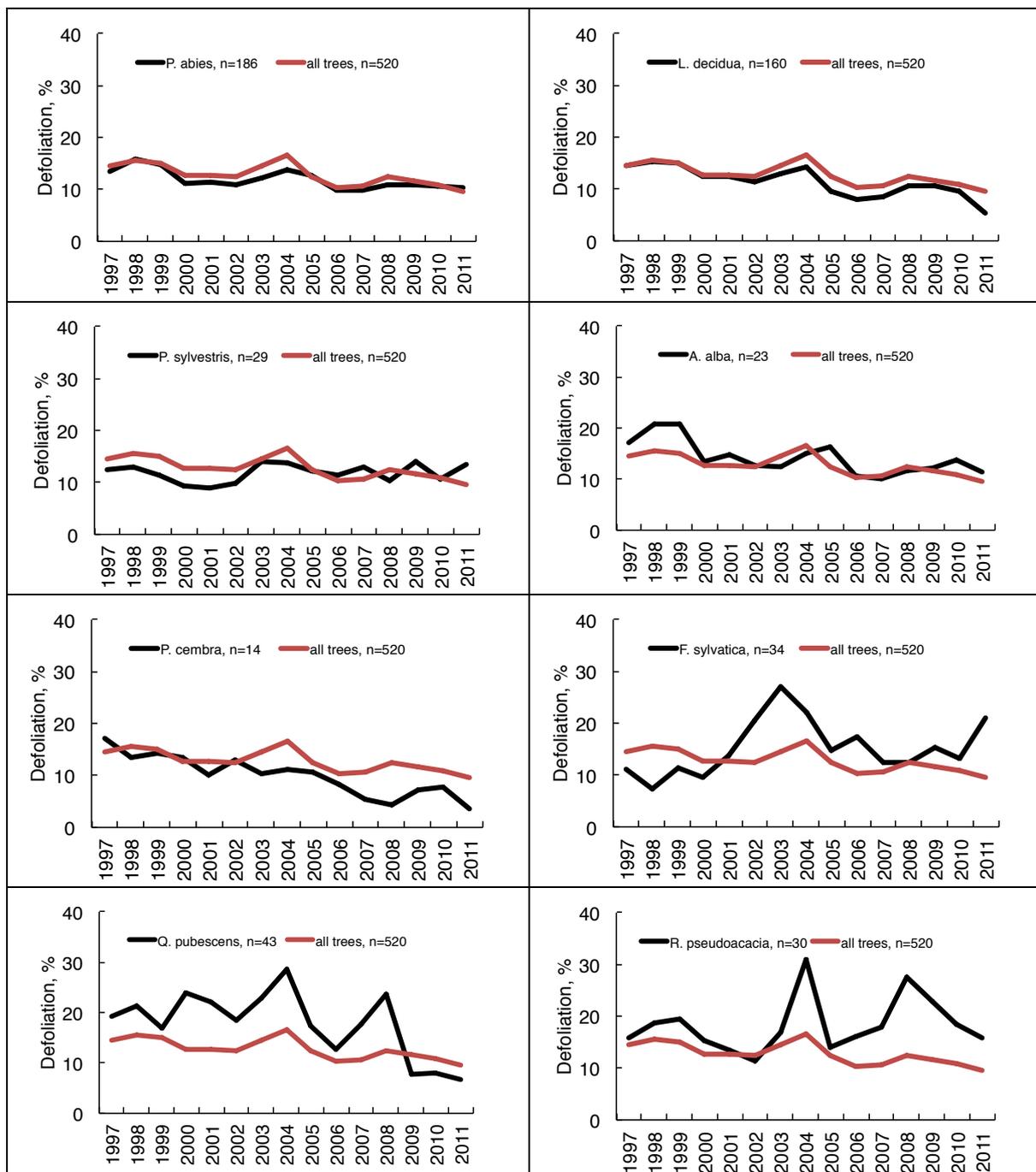


Figura 1. Andamento della defogliazione per le varie specie nei punti di Livello I in Trentino nel periodo 1997-2011. In legenda viene riportato il numero degli alberi.

Accrescimento nel periodo 2005-2009

Nel periodo 2005-2009, l'accrescimento diametrico medio dei 354 alberi per cui sono disponibili dati "appaiati" è stato di 1,25 cm, pari ad una media di 71,5 cm² di incremento di area basimetrica media. La Tabella 3B riporta i dati relativi ai siti e le specie per cui sono disponibili dati di chimica del suolo e delle foglie/aghi e quindi utilizzabili ai fini della modellistica: per questi siti, l'aumento relativo di area basimetrica è risultato pari mediamente al 9% (Tabella 4).

Tabella 4. *BAL_{rel}* in % dell'area basale al 2005 per sito e specie. Le numerosità per sito sono in Tabella 2 B. I dati dei siti UTRE sono un semplice confronto appaiato tra gli stessi alberi. I dati di Lavazè sono riferiti ad ettaro.

ID plot	Fagus sylvatica	Quercus pubescens	Robinia pseudoacacia	Abies alba	Larix decidua	Picea abies	Pinus cembra	Pinus sylvestris
Lavazè						1.9		
UTRE0049					1.5			9.9
UTRE0052					11.8	3.2	6.7	
UTRE0071					6.8	6.8		
UTRE0072						6		
UTRE0073				3.4		3.6		
UTRE0075						5.3		
UTRE0076					6.4	4.9		
UTRE0099			14.5					
UTRE0100						2.5		
UTRE0101					6.7			
UTRE0127					0	7.7		3.4
UTRE0128		17.6						
UTRE0157					25.5			
UTRE0158	24.6							
UTRE0160	6.4				9.3	4.4		

Variabili predittive e defogliazione nel periodo 2007-2011

Tra le variabili predittive, temperatura, precipitazioni, ozono e danni sono stati rilevati con cadenza annuale (Figura 2). La temperatura media annua ha oscillato tra i 7,9 e gli 8,7 tra il 2006 ed il 2010 ed ha avuto un massimo di 10,3 °C nel 2011. Le precipitazioni annuali hanno mostrato valori medi massimi nel 2008 e 2010 e minimi nel 2006, 2007 e 2011. I danni rilevati sugli alberi sono in genere contenuti e diminuiscono dal 2007 al 2011. I valori medi di ozono sui 15 siti di Livello I ed a Passo Lavazè variano tra 85 e 100 µg m⁻³, con valori massimi nel 2009 e 2011.

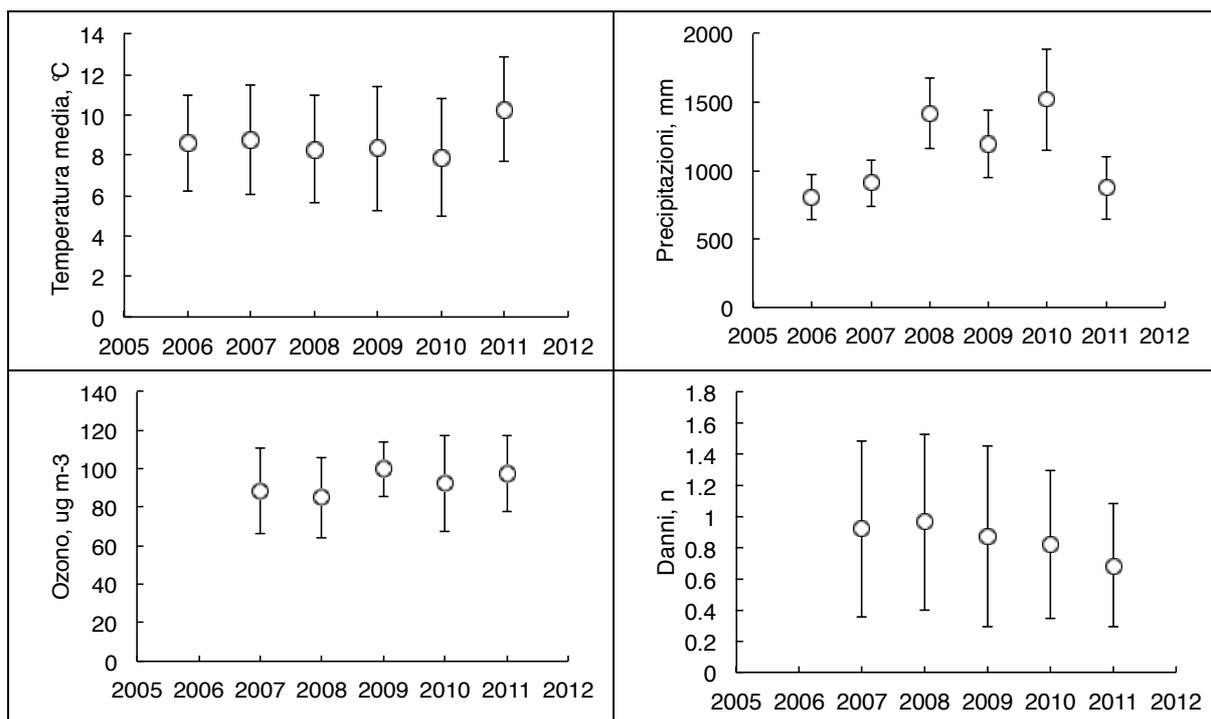


Figura 2. In senso orario: andamento di temperatura media, precipitazioni annuali, danni sugli alberi e ozono nei punti di Livello I (n=15) e Passo Lavazè nel periodo 2006-2011. Le barre di errore riportano la deviazione standard.

Le Figure 3-5 riportano per la specie principale di ciascun sito (Tabella 1) l'andamento di defogliazione, danni da agenti di varia natura, precipitazioni ed ozono nel periodo esaminato. Si nota, in generale, la "controfase" tra precipitazioni ed ozono: in annate di elevate precipitazioni, l'ozono è in genere più basso. Per l'abete rosso (Figura 3), in tre dei sei siti (UTRE0072, 0076 e Lavazè) non si notano variazioni di defogliazione, nonostante fluttuazioni talora anche ampie dei livelli di ozono e precipitazioni. Nel sito UTRE0075, i valori più elevati di defogliazione (peraltro sempre contenuta) corrispondono ai valori più bassi di precipitazione e più alti di ozono. Un andamento opposto è osservabile per UTR0100. Per UTRE0160 i dati sono incompleti: comunque, la defogliazione sembra diminuire all'aumentare delle precipitazioni.

Situazioni di analoga variabilità sono osservabili per il larice (Figura 4): nei siti UTRE0049 e UTRE0101 il valore di defogliazione massimo (comunque assai contenuta) corrisponde a quello massimo di ozono e ad una diminuzione delle precipitazioni. Nel sito UTRE0071 si ha un andamento opposto, mentre nel sito UTRE0157 la defogliazione rimane pressoché costante.

Le altre specie (Figura 5) mostrano una varietà altrettanto vasta di situazioni.

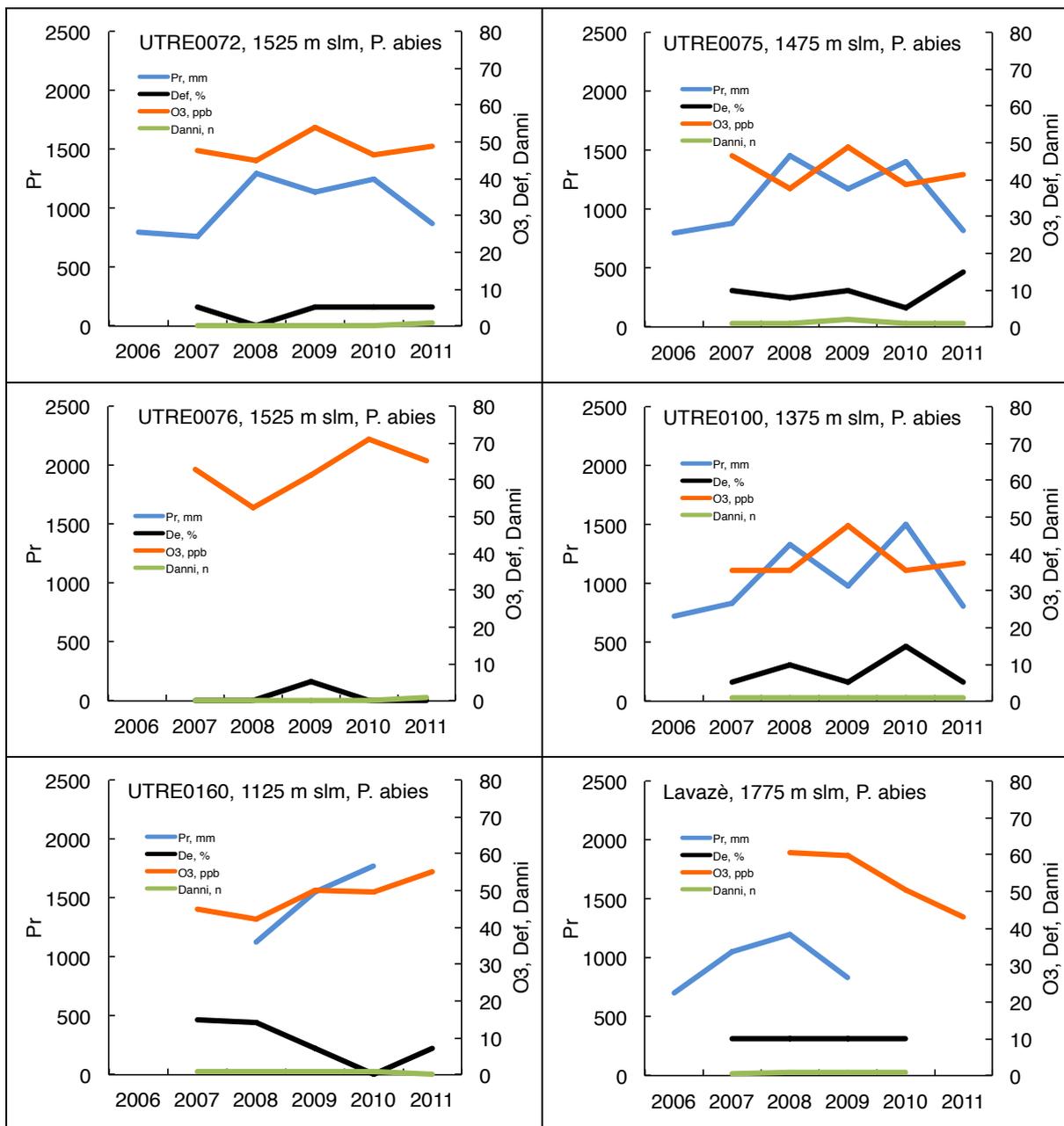


Figura 3. Andamento di defogliazione, danni osservati, precipitazioni ed ozono nel periodo di indagine per plot e specie principale del plot. Abete rosso.

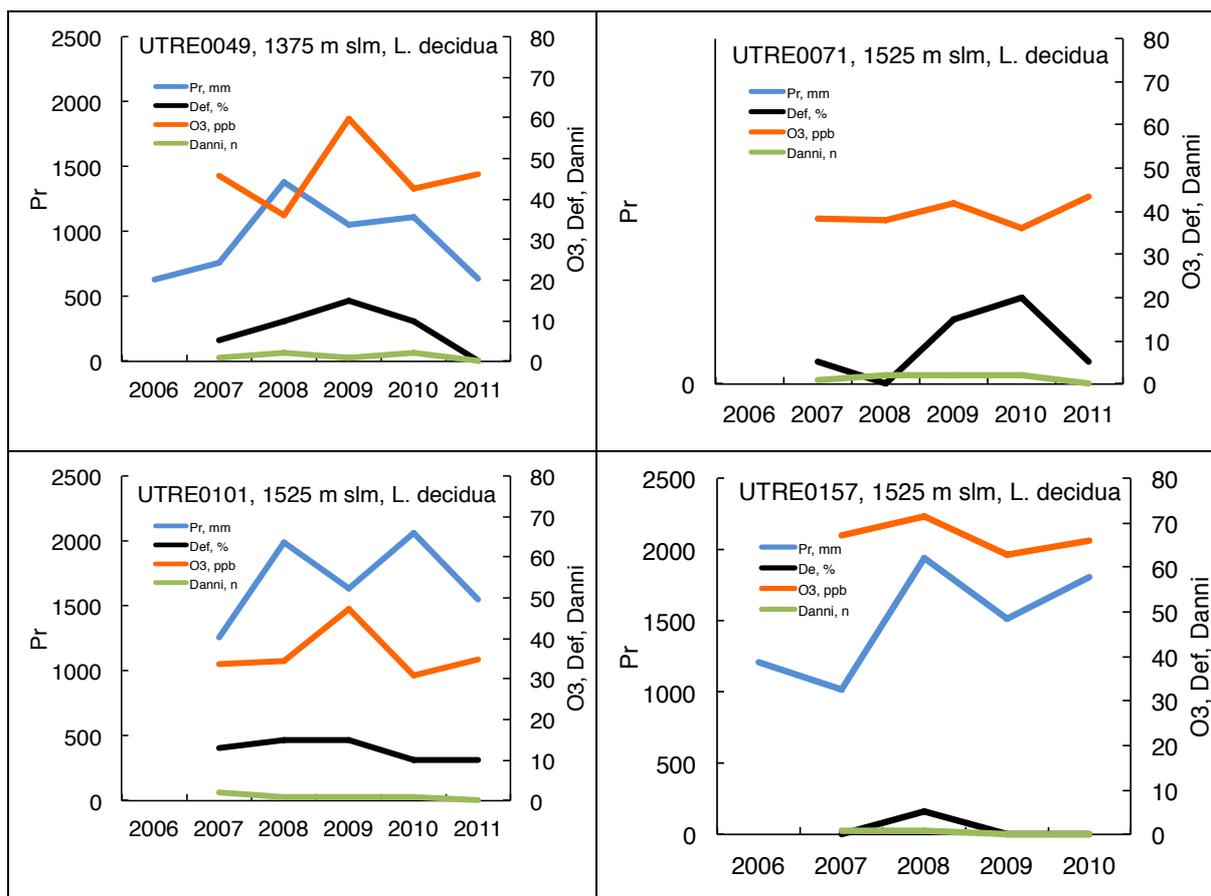


Figura 4. Andamento di defogliazione, danni osservati, precipitazioni ed ozono nel periodo di indagine per plot e specie principale del plot. Larice.

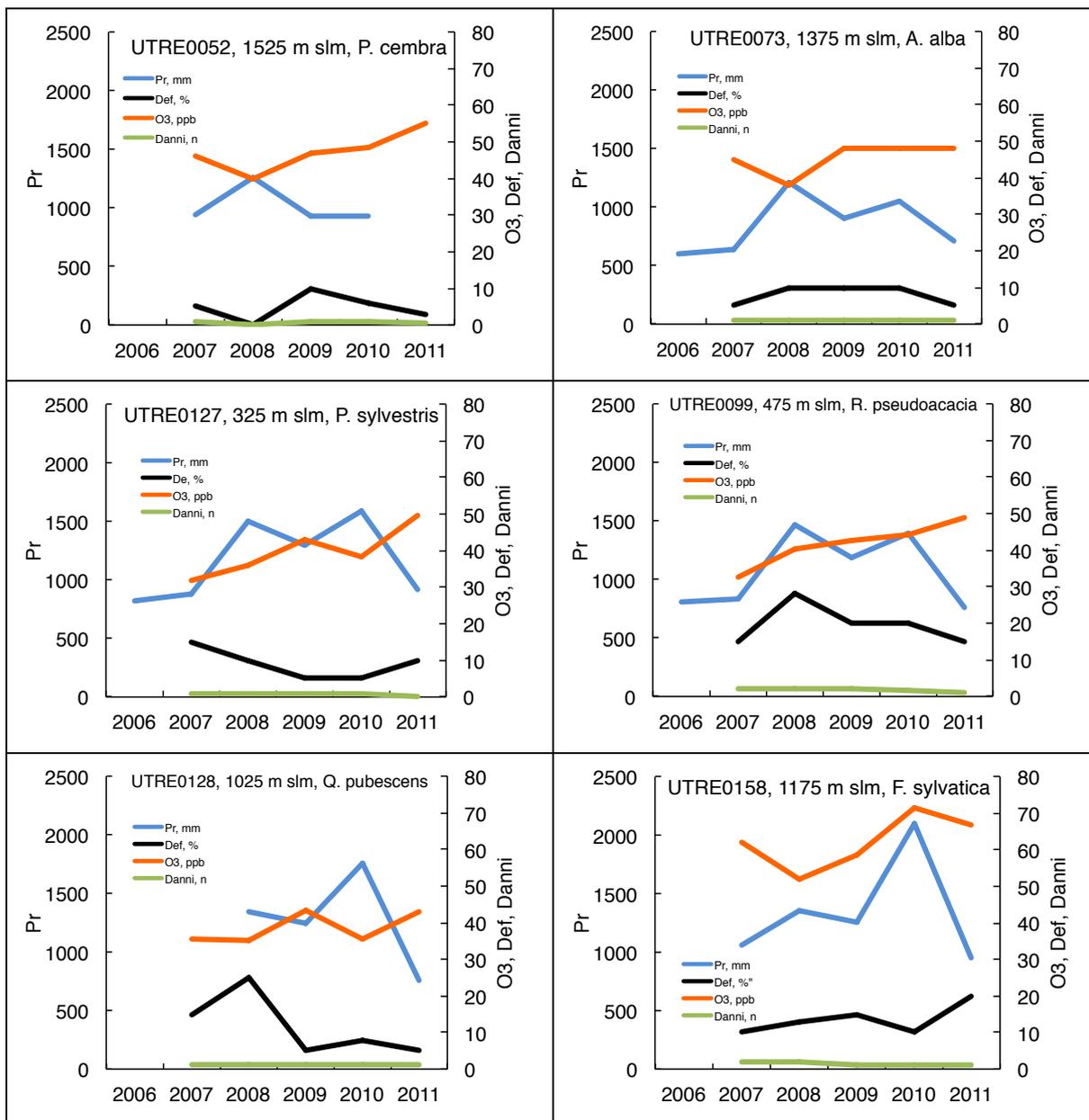


Figura 5. Andamento di defogliazione, danni osservati, precipitazioni ed ozono nel periodo di indagine per plot e specie principale del plot. Varie specie.

Fattori che influenzano la defogliazione

Linear Mixed Model (LMM) per la defogliazione, dati annuali 2007, 2008, 2009, 2010, 2011

I dati annuali relativi a defogliazione, predittori con valore variabile e predittori con valore costante sono stati analizzati mediante LMM. I risultati dei modelli per la defogliazione mediana per anno, specie e plot sono in Figura 6 e Tabella 5. Come si vede dai valori di deviazione standard (StDev, indicatore della varianza, espressa qui nella stessa unità della variabile di risposta trasformata per l'analisi), tra i tre fattori random considerati, è il punto di campionamento (plot) ad avere il maggior potere esplicativo, seguito dalla specie, mentre trascurabile risulta quello dell'anno. Una volta considerata la variabilità spiegata dallo specifico fattore random, i soli fattori fissi risultati significativi sono il rapporto N:K nelle foglie e la mediana dei danni rilevati sugli alberi. In particolare, quest'ultima è risultata sempre significativa. L'ozono non risulta essere un fattore significativo nello spiegare la defogliazione.

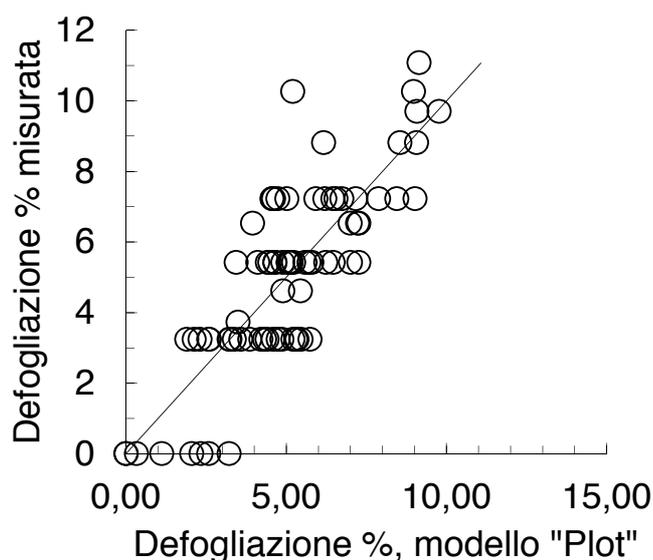


Figura 6. Valori predetti e osservati di defogliazione annuale. Modello con fattore random "plot". La linea indica il rapporto 1:1.

Tabella 5. LMM considerati. Prestazione dei modelli a fattori random, coefficienti, errore standard, gradi di libertà, valore t e significatività dei vari fattori fissi considerati una volta scontato l'effetto del relativo fattore random.

A - modello "Anno"						B - modello" Specie"					C - modello"Plot"				
<i>Performance</i>															
Fatt. random	Anno					Specie					Plot				
StDev	0.2223155					1.499918					2.053848				
Residui	1.746879					1.75631					1.75631				
Df	3					3					3				
AIC	380.6913					376.195					364.3144				
BIC	387.7227					383.2264					371.3458				
logLik	-187.3457					-185.098					-179.157				
<i>Fattori fissi</i>															
Variable	Coeff.	Std. Error	DF	t-value	p-value	Coeff.	Std. Error	DF	t-value	p-value	Coeff.	Std. Error	DF	t-value	p-value
(Intercept)	4.98	0.22	52	22.464	0.000	4.98	0.73	49	6.827	0.000	4.98	0.62	48	8.056	0.000
Z.c_nmin	-2.25	1.31	52	-1.716	0.092	-2.36	1.80	49	-1.31	0.197	-2.36	2.57	8	-0.92	0.386
Z.c_norg	-1.55	1.37	52	-1.133	0.262	-1.43	1.92	49	-0.75	0.460	-1.43	2.04	8	-0.70	0.504
Z.ca_tot	-3.69	23.45	52	-0.157	0.876	-2.65	39.48	49	-0.07	0.947	-2.65	47.10	48	-0.06	0.955
Z.diametro09	-7.96	8.26	52	-0.964	0.340	-8.20	13.27	49	-0.61	0.539	-8.20	17.92	48	-0.46	0.649
Z.k_tot	10.30	11.63	52	0.886	0.380	10.79	19.33	49	0.558	0.579	10.79	20.70	48	0.521	0.605
Z.lat	17.06	14.40	52	1.185	0.242	17.08	22.31	49	0.766	0.448	17.08	33.10	8	0.516	0.620
Z.long	-3.46	6.30	52	-0.549	0.585	-3.49	10.56	49	-0.33	0.742	-3.49	14.01	8	-0.25	0.809
Z.med_danni	0.66	0.28	52	2.323	0.024	0.67	0.28	49	2.369	0.022	0.67	0.28	48	2.369	0.022
Z.mg_tot	-14.48	7.37	52	-1.965	0.055	-15.33	8.44	49	-1.82	0.076	-15.33	12.14	48	-1.26	0.213
Z.n_ca	-12.75	23.36	52	-0.546	0.588	-12.24	39.55	49	-0.31	0.758	-12.24	49.17	48	-0.25	0.805
Z.n_k	33.87	12.07	52	2.807	0.007	34.82	14.51	49	2.400	0.020	34.82	22.32	48	1.560	0.125
Z.n_mg	11.89	19.01	52	0.625	0.535	11.22	30.05	49	0.373	0.710	11.22	44.08	48	0.255	0.800
Z.n_p	-67.71	54.29	52	-1.247	0.218	-68.11	85.17	49	-0.80	0.428	-68.11	123.8	48	-0.55	0.585
Z.n_tot	16.18	43.48	52	0.372	0.711	15.16	72.26	49	0.210	0.835	15.16	89.44	48	0.169	0.866
Z.O ₃ _medio	0.44	0.43	52	1.028	0.309	0.40	0.42	49	0.956	0.344	0.40	0.42	48	0.956	0.344
Z.p_tot	-31.17	21.62	52	-1.442	0.155	-31.11	33.44	49	-0.93	0.357	-31.11	50.32	48	-0.62	0.539
Z.ph_min	1.19	2.61	52	0.457	0.650	1.27	4.32	49	0.294	0.770	1.27	5.11	8	0.249	0.810
Z.precipi	0.20	0.37	52	0.527	0.600	0.24	0.36	49	0.675	0.503	0.24	0.36	48	0.675	0.503
Z.quota	1.26	2.19	52	0.575	0.568	1.49	2.77	49	0.539	0.592	1.49	3.03	8	0.492	0.636
Z.s_ino	31.43	23.94	52	1.313	0.195	31.85	36.96	49	0.862	0.393	31.85	54.18	48	0.588	0.559
Z.tempe	0.09	1.33	52	0.064	0.949	0.24	1.29	49	0.186	0.854	0.24	1.29	48	0.186	0.854

Il modello lineare per la defogliazione, dati medi sul periodo 2007-2011

I risultati del modello per la defogliazione media (media dei valori mediani annuali dei singoli siti) sono in Tabella 6 e 7 e Figura 7. Complessivamente il modello spiega l'81% della variabilità della defogliazione. La frequenza dei danni rilevati risulta il predittore più importante, seguita dal rapporto N:K. Le due variabili insieme spiegano circa il 67% della variabilità della defogliazione. Significativi, ma con importanza minore, sono le precipitazioni e l'esposizione sud. Come si vede, l'ozono non risulta essere tra i predittori selezionati.

Tabella 6. Variabili, varianza spiegata per singola variabile ed in totale e significatività del modello per la defogliazione media 2007-2011.

Variabile	Ordine Iniziale	R ²	R ² cumulato	Adj R ² cumulato	F	P-value
Media Mediana Danni	22	0.59	0.59	0.57	23.25	<0.000
N/K	26	0.12	0.71	0.67	6.30	0.025
Precipitazioni	36	0.08	0.79	0.75	5.28	0.037
Esposizione (SE)	14	0.06	0.86	0.81	5.82	0.035

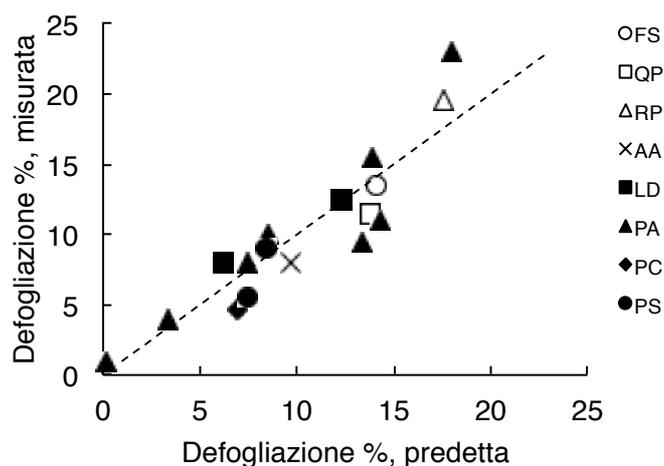


Figura 7. Valori predetti e misurati di defogliazione media 2007-2011. Ciascun punto corrisponde ad una combinazione sito-specie. Le sigle indicano la specie: FS: faggio; QP: roverella; RP: robinia; AA: abete bianco; LD: larice; PA: abete rosso; PC: pino cembro; PS: pino silvestre. La linea tratteggiata indica il rapporto 1:1.

Osservando i coefficienti, si nota come all'aumentare dei danni osservati aumentino anche i valori di defogliazione (Figura 8), che – una volta scontato l'effetto dei danni – diminuiscono invece con il rapporto N:K medio del sito. Una volta scontato l'effetto di queste due variabili, la defogliazione sembra aumentare all'aumentare delle precipitazioni e – al netto di queste – diminuire nelle esposizioni sud.

Tabella 7. Coefficienti delle variabili selezionate, relativo errore standard e significatività.

Coefficienti	Stima	Errore Standard	t	P-value
Intercetta	10.27	0.633	16.24	<0.000
Media Mediana Danni	5.17	0.645	8.03	<0.000
N/K	-3.00	0.675	-4.45	0.001
Precipitazioni	2.01	0.661	3.05	0.009
Esposizione (SE)	-4.85	2.009	-2.41	0.031

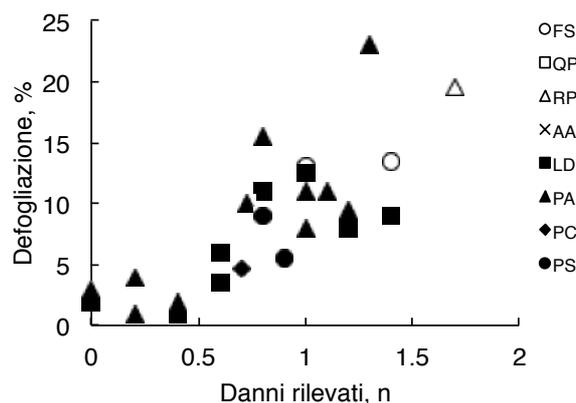


Figura 8. Media 2007-2011 dei valori medi di defogliazione contro media 2007-2011 della mediana dei danni osservati. Ciascun punto corrisponde ad una combinazione sito-specie. Le sigle indicano la specie: FS: faggio; QP: roverella; RP: robinia; AA: abete bianco; LD: larice; PA: abete rosso; PC: pino cembro; PS: pino silvestre.

I risultati confermano in buona sostanza quanto emerso con lo studio della defogliazione su base annuale: la frequenza dei danni (di varia natura, biotica ed abiotica) registrati su foglie, fusto e rami degli alberi è il predittore che spiega gran parte della variabilità della defogliazione. Il ruolo del rapporto N:K fogliare emerge nuovamente.

Fattori che influenzano l'accrescimento

I risultati del modello per l'accrescimento sono in Tabella 8 e 9 e Figura 9. Complessivamente il modello spiega il 77% della variabilità dei valori di accrescimento relativo (BAI_rel). Il rapporto N:Mg da solo ne spiega circa il 44%, ed il diametro – che rappresenta un buon proxy per l'età della pianta – circa il 20%. Importanza minore hanno la disponibilità d'acqua e l'esposizione. Come si vede, l'ozono non risulta essere tra i predittori selezionati.

Tabella 8. Variabili, varianza spiegata per singola variabile ed in totale e significatività del modello per l'accrescimento relativo (BAI_rel).

Variabile	Ordine Iniziale	R ²	R ² cumulato	Adj R ² cumulato	F	P-value
N/Mg fogliare	29	0.478	0.478	0.444	13.760	0.002
Diametro 2009	18	0.203	0.682	0.636	8.933	0.011
Acqua Disponibile (lev2)	2	0.092	0.773	0.721	5.268	0.039
Esposizione (Nord)	9	0.057	0.830	0.774	4.028	0.046

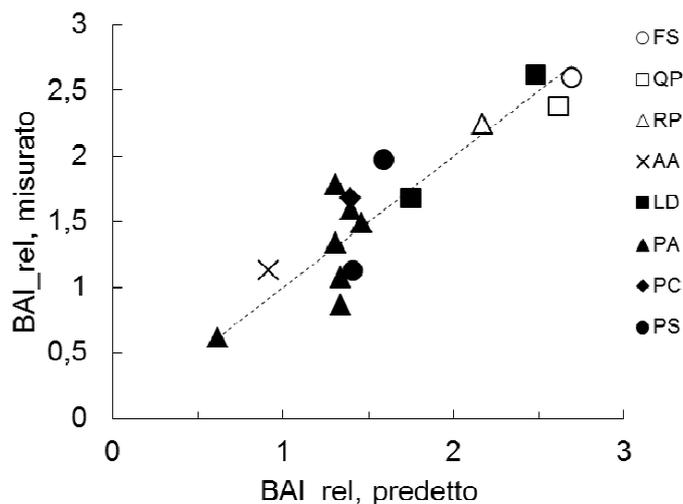


Figura 9. Valori predetti e misurati di accrescimento relativo (BAI_rel). I valori sono quelli trasformati per l'analisi. Ciascun punto corrisponde ad una combinazione sito-specie. Le sigle indicano la specie: FS: faggio; QP: roverella; RP: robinia; AA: abete bianco; LD: larice; PA: abete rosso; PC: pino cembro; PS: pino silvestre. La linea tratteggiata indica il rapporto 1:1.

Osservando i coefficienti, si nota come all'aumentare dei valori di N:Mg aumentino anche i valori di accrescimento relativo, che diminuiscono invece con il diametro medio del sito (Figura 10). Accrescimenti inferiori sono osservabili su quelle stazioni classificate a disponibilità di acqua "2" (sufficiente) e nelle esposizioni Nord.

Tabella 9. Coefficienti delle variabili selezionate, relativo errore standard e significatività.

Coefficienti	Stima	Errore Standard	t	P-value
Intercetta	1.94206	0.14109	13.765	<0.000
N/Mg	0.38645	0.08299	4.657	0.001
Diametro 2009	-0.31276	0.08233	-3.799	0.003
Acqua Disponibile (lev2)	-0.51852	0.17124	-3.028	0.011
Esposizione (Nord)	-0.71164	0.35457	-2.007	0.068

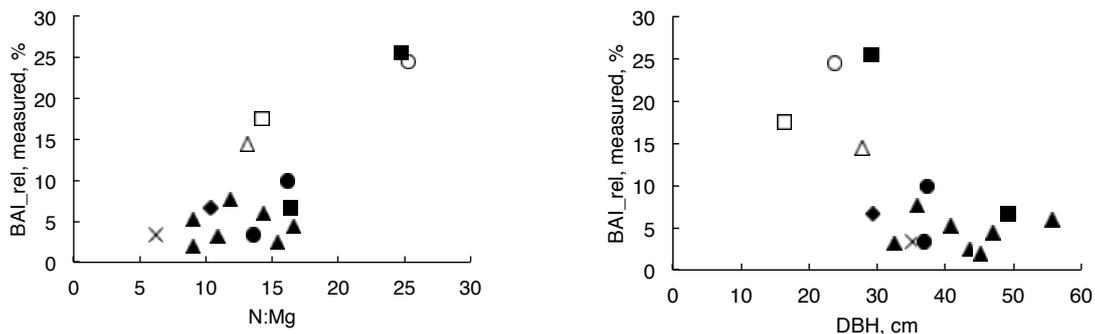


Figura 10. A sinistra: valori di accrescimento relativo (BAI_{rel}) misurati contro i valori del rapporto N:Mg nelle foglie o aghi. A destra: valori di BAI_{rel} misurati contro i valori del diametro a petto d'uomo del 2009 (DBH). Ciascun punto corrisponde ad una combinazione sito-specie. La simbologia è la stessa di Figura 9.

Defogliazione, accrescimento, AOT40 e flussi stomatici 1999-2009 a Passo Lavazè

Merita un'osservazione speciale il sito di Lavazè, per il quale esistono dati di medio termine su trasparenza della chioma, BAI, concentrazioni di ozono (grazie al programma CONECOFOR) e – grazie al progetto *Ozono EFFORT* – stime di flusso stomatico di ozono (vedi Capitolo 2), quest'ultimo considerato un miglior indicatore del rischio da ozono. Eliminando la variabilità spaziale inerente le altre analisi, questi dati permettono di valutare se, a variazioni nel tempo dei livelli di ozono (esposizioni e flussi) corrispondano variazioni di accrescimento o defogliazione (qui valutata con un suo *proxy*, la trasparenza della chioma). I dati sono riportati in Figura 11. Come si vede, anche nella dimensione temporale l'evoluzione della trasparenza e degli accrescimenti è indipendente da AOT40 e flusso stomatico di ozono, peraltro assai elevati e in buon accordo tra loro (Gerosa et al., 2012). Il sito di Lavazè è uno dei pochi siti della rete di Livello II in Italia a non aver mostrato riduzioni di accrescimento nel periodo 2000-2004 (Bertini et al., 2011).

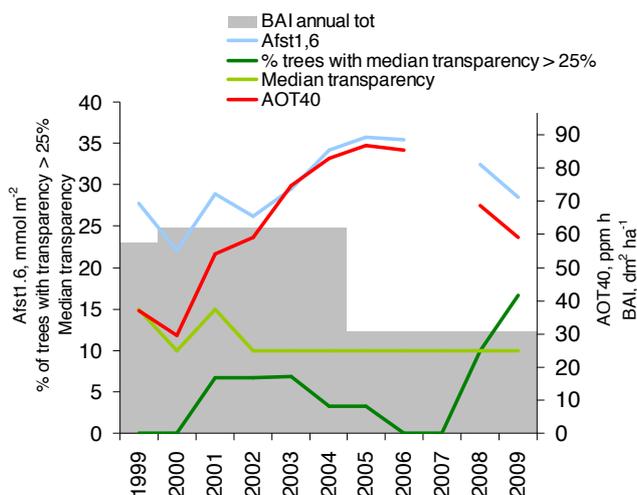


Figura 11. Andamento di AOT40, flusso stomatico (AFst), trasparenza e frequenza di alberi con trasparenza >25% e BAI totale (media annuale) a Passo Lavazè, 1999-2009. Per comodità di lettura il BAI è riportato in dm² ha⁻¹.

Discussione e conclusioni

Le stime prodotte dall'INFC indicano che le foreste trentine ammontano a circa 375,000 ha in superficie (INFC, 2007) e in circa 31 milioni di tonnellate in termini di C nella biomassa epigea (Tonolli e Salvagni, 2007). Dato il potenziale effetto negativo dell'ozono sul di *C-sink* delle foreste e le conseguenti implicazioni in termini di costi di mitigazione (Felzer et al., 2004), è evidente la necessità di valutare se esistano effetti misurabili dell'ozono anche sulle foreste trentine. A questo fine abbiamo operato integrando misurazioni di ozono in siti dove vengono routinariamente eseguite misure sullo stato di salute e accrescimento degli alberi. I dati di defogliazione mediana ed accrescimento relativo rispetto al 2005 ottenuti dalla rete di Livello I e dall'area di Lavazè sono stati analizzati in funzione di fattori stagionali (posizione geografica), nutrizionali (chimica di suolo e foglie), meteorologici (temperatura e precipitazioni) e concentrazioni di ozono. I risultati indicano che per la defogliazione la frequenza di danni osservati ed il sito (che include evidentemente anche il ruolo dei nutrienti fogliari, evidenziato dal rapporto N:K) rappresentano le variabili maggiormente esplicative. Le concentrazioni di ozono non sono invece risultate significative. Per l'accrescimento, il rapporto N:Mg nelle foglie risulta essere il predittore in grado di spiegare la maggior parte della variabilità, seguito dal diametro, che può essere considerato un buon *proxy* dell'età. I siti con alberi più piccoli (tendenzialmente più giovani) e con rapporto N:Mg più elevato crescono di più. Anche in questo caso, le concentrazioni di ozono non risultano essere esplicative della variabilità dell'accrescimento. Anche i dati di medio periodo di Passo Lavazè, che includono i flussi stomatici di ozono, non evidenziano relazione tra ozono (esposizione e flussi), trasparenza della chioma e accrescimento.

In sintesi, dai dati in nostro possesso e nel periodo esaminato, non sono emersi evidenti effetti diretti dell'ozono su defogliazione ed accrescimento. Rilevante appare invece il ruolo degli agenti di danno biotici ed abiotici e degli aspetti nutrizionali legati all'azoto.

In un recente articolo, Bussotti e Ferretti (2009) rilevano come, nonostante diversi studi correlativi portino ad evidenziare un ruolo negativo dell'ozono su defogliazione ed accrescimento, tale effetto è in genere di portata inferiore a quello dei tradizionali fattori ambientali (es. suolo, meteorologia, condizioni del sito) e che per l'Italia queste evidenze sono ancora più limitate, nonostante gli elevati livelli di ozono. Anche per l'Austria, Loibl et al. (2004) riportano scarse evidenze di effetti, nonostante l'apparente elevato rischio potenziale. Visti i risultati, sarebbe quindi auspicabile poter approfondire lo studio sulle condizioni dei boschi in due direzioni: (i) cercando di capire perché, anche in presenza di concentrazioni, esposizioni e flussi teoricamente in grado di arrecare danno alle piante forestali, tali effetti non siano stati osservati; (ii) investigando maggiormente sugli aspetti emersi. Se il ruolo dei fattori biotici ed abiotici tradizionali è già ben considerato in ambito provinciale, sarebbe forse

opportuno approfondire la questione della loro relazione con i livelli di ozono (e.g. Percy et al., 2002) e gli aspetti nutrizionali con speciale enfasi sull'azoto, deposizioni azotate e bilancio nutrizionale degli alberi. I dati a disposizione della Provincia Autonoma di Trento (rete di Livello I e II), quelli di INFOCARB e quelli raccolti nella pianificazione forestale potrebbero permetterlo.

Bibliografia

- Bertini G., Amoriello T., Fabbio G., Piovosi M., 2011. Forest growth and climate change: evidences from the ICP-Forests intensive monitoring in Italy. *iForest*, 4, 262-267.
- Blanchet F. G., Legendre P., Borcard D., 2008. Forward selection of explanatory variables. *Ecology* 89, 2623-2632.
- Box G. E. P., Cox D. R., 1964. An analysis of transformations (with discussion). *Journal of the Royal Statistical Society, Series B*, 26, 211-252.
- Bussotti F., Ferretti M., 2009. Visible injury, crown condition, and growth responses of selected Italian forests in relation to ozone exposure. *Environmental Pollution* 15, 1427-1437.
- Bussotti F., Cozzi A., Cenni E., Bettini D., Sarti C., Ferretti M., 2009. Measurement errors in monitoring tree crown conditions: entity, control, evolution and implications for results. *Journal of Environmental Monitoring*, 11, 769-773.
- Felzer B.S., Reilly J.M., Melillo J.M., Kicklighter D.W., Wang C., Prinn R.G., Sarofim M., Zhuang Q., 2004. Past and future effects of O₃ on net primary production and C sequestration using a global biogeochemical model. MIT joint programme on the science and policy of global change, Report 103.
- Ferretti M., Fischer R., Mues V., Granke O., Lorenz M., 2010. Basic design principles for the ICP Forests Monitoring Networks. Manual Part II, 22 pp. In: Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests. UNECE ICP Forests Programme Co-ordinating Centre, Hamburg. ISBN: 978-3-926301-03-1. [<http://www.icp-forests.org/Manual.htm>].
- Ferretti M., Bussotti F., Fabbio G., Petriccione B., 2003. Ozone levels, actual and potential effects on the vegetation at the Permanent Monitoring Plots of the CONECOFOR programme in Italy – Achievements, problems and perspectives. In: Ferretti M., Bussotti F., Fabbio G., Petriccione B., (Eds.), *Ozone and Forest Ecosystems in Italy. Second report of the Task Force on Integrated and Combined (I&C) evaluation of the CONECOFOR programme. Annali Istituto Sperimentale per la Selvicoltura, Special Issue, Arezzo Anno 1999 Vol. 30, Suppl. 1 2003: 121-126.*
- Ferretti M., Calderisi M., Bussotti F., 2007a. Ozone exposure, defoliation of beech (*Fagus sylvatica* L.) and visible foliar symptoms on native plants in selected plots of South-Western Europe. *Environmental Pollution* 145, 644-651.
- Ferretti M., Fagnano M., Amoriello T., Ballarin-Denti A., Badiani M., Buffoni A., Bussotti F., Castagna A., Cieslik S., Costantini A., Cozzi A., De Marco A., Gerosa G., Lorenzini G., Manes F., Merola G., Mosello R., Nali C., Paoletti E., Petriccione B., Racalbutto S., Rana G., Ranieri A., Tagliaferri A., Vialetto G., Vitale M., 2007b. Measuring, modelling and testing ozone exposure, flux and effects on vegetation in southern European conditions - what does not work. A Review from Italy. *Environmental Pollution* 146, 648-658.
- Ferretti M., Innes J.L., Jalkanen R., Saurer M., Schaeffer J., Spiecker H., von Wilpert K., 2002. Air pollution and environmental chemistry – What role for tree ring studies? *Dendrochronologia* 20, 1-2, 159-174.
- Ferretti M., Bussotti F., Cenni E., Cozzi A., 1999 - Implementation of Quality Assurance procedures in the Italian programs of forest condition monitoring. *Water Air Soil pollution* 116, 371-376.
- Gerosa G.A., Finco A., Riccardo M., Ferretti M., Gottardini E., 2012. When stomatal flux is predictable from AOT40. Results of a 13 years stomatal flux calculation exercise at an Alpine spruce forest with the DO3SE model” ICP Vegetation, 25th Task Force Meeting & one-day ozone workshop. Brescia, 31 gennaio - 2 febbraio 2012
- Gottardini E, Cristofori A., Cristofolini F., Ferretti M., 2010. Variability of ozone concentration in a montane environment, northern Italy. *Atmospheric Environment*, 44, 147-152.
- INFC, 2007. Le stime di superficie 2005 – Prima parte . Autori: G. Tabacchi, F. De Natale, L. Di Cosmo, A. Floris, C. Gagliano, P. Gasparini, L. Genchi, G., Scrinzi, V. Tosi. *Inventario Nazionale delle Foreste e dei Serbatoi Forestali di Carbonio. MiPAF – Corpo Forestale dello Stato - Ispettorato Generale, CRA -ISAFA, Trento. [on line] URL: <http://www.infcc.it>.*
- Laird N. M., Ware J. H., 1982. Random-Effects Models for Longitudinal Data. *Biometrics*, 38, 963–974.

- Loibl W., Bolhàr-Nordenkampf H. R., Herman F., Smidt S., 2004. Modelling Critical Levels of Ozone for the Forested Area of Austria. Modifications of the AOT40 Concept. *ESPR – Environ Sci & Pollut Res*, 2004, 1–10.
- MAF / ISAFA, 1988 Inventario Forestale Nazionale 1985: Sintesi metodologica e risultati. Temi. Trento.
- Maresi G., Salvadori C., 2004. Crown conditions and damages in two forest ecosystems in Trentino (Italy). *Studi Trent. Sci. Nat., Acta Biol.* 81 253-260.
- Matyssek R., Bahnweg G., Ceulemans R., Fabian P., Grill D., Hanke D.E., Kraigher H., Osswald W., Rennenberg H., Sandermann H., Tausz M., Wieser G., 2007. Synopsis of the CASIROZ case study: carbon sink strength of *Fagus sylvatica* L. in a changing environment – experimental risk assessment of mitigation by chronic ozone impact. *Plant Biology* 9, 163–180.
- Minerbi S., Ambrosi P., Bertolini F., 1996. Programma di monitoraggio in ecosistemi forestali nelle province di Bolzano e di Trento. *Primi risultati, Monti e boschi* 2, 26-33 .
- Percy K., Awmack C. S., Lindroth R. L., Kubiske M. E., Koppe, B. J., Isebrands J. G., Pregitzer K. S., Hendrey G. R., Dickson R. E., Zak D. R., Oksanen E., Soberk J., Harrington R., Karnosky D. F., 2002. Altered performance of forests pests under atmospheres enriched by CO₂ and O₃. *Nature*, 420, 403-407.
- Pinheiro J., Bates D., DebRoy S., Sarkar D., the R Development Core Team, 2011. *nlme: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models*. R package version 3,1-98.
- R Development Core Team, 2012). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Salvadori C., Tait D., Confalonieri M., Minerbi S., Ambrosi P., 2004. Stato delle chiome e deposizioni atmosferiche nei boschi de Trentino Alto Adige. *Linea Ecologica EM XXXVI* 6, 51-57.
- Tonolli S., Salvagni F., (a cura di), 2007. *InFoCarb Inventario Forestale del Carbonio della Provincia di Trento*, Centro di Ecologia Alpina; 176 pp.
- Wittig V. E., Ainsworth E. A., Naidu S. L., Karnosky D. F., Long S. P., 2009. Quantifying the impact of current and future tropospheric ozone on tree biomass, growth, physiology and biochemistry: a quantitative meta-analysis. *Global Change Biology* 15, 396–424.

5. Ozono EFFORT: conclusioni e prospettive

Elena Gottardini¹, Mauro Confalonieri², Fabiana Cristofolini¹, Antonella Cristofori¹, Marco Ferretti³

¹ Fondazione Edmund Mach, Centro Ricerca ed Innovazione IASMA, Dipartimento Agroecosistemi Sostenibili e Biorisorse, Via E. Mach 1, 38010 San Michele all'Adige, (TN), Italia

² Servizio Foreste e Fauna, Provincia Autonoma di Trento, Via G.B. Trener 3, 38121 Trento, Italia

³ TerraData environmetrics, via L. Bardelloni 19, 58025 Monterotondo M.mo, Grosseto, Italia

Riassunto. Il progetto Ozono EFFORT aveva obiettivi ben definiti a cui sono state date risposte chiare. Le concentrazioni, l'esposizione ed i flussi di ozono troposferico (O_3) in Trentino sono risultati tali da costituire un rischio potenziale per la vegetazione. Tuttavia, i tipici sintomi sono stati trovati solo su poche specie arbustive note come sensibili all'ozono e mai sulla vegetazione arborea. L'analisi statistica dei dati di defogliazione e accrescimento in relazione a variabili ambientali ed ozono non ha evidenziato un ruolo significativo di quest'ultimo. In questo capitolo vengono sintetizzati e discussi i risultati ottenuti e delineate possibili prospettive di studio.

Parole chiave: Trentino, foreste, ozono, rischio, danno, accrescimento, defogliazione

Abstract. The Ozono EFFORT project provided clear answers to its main objectives. Tropospheric ozone (O_3) concentration, exposure and flux exceeded the critical levels set to protect vegetation. However, typical ozone symptoms were exhibited only by few, sensitive species. Ozone symptoms were never recorded on forest trees. Statistical analyses of defoliation and growth data in relation to a set of variables do not show any significant effect of ozone. In this paper, main results are synthesized and discussed, together with possible avenues for future investigations.

Key words: Trentino, forests, ozone, risk, injury, growth, defoliation

L'ozono troposferico gioca un doppio ruolo negli scenari del cambiamento globale: da un lato contribuisce al riscaldamento globale con il suo *forcing* radiativo positivo (IPCC, 2007); d'altra parte, a causa del potenziale effetto negativo sulla vitalità e sulla crescita delle piante forestali, può avere un impatto sul *sink* del carbonio. Wittig et al. (2009) hanno stimato come le attuali concentrazioni di *background* di 40 ppb possano determinare una riduzione della biomassa totale degli alberi del 7%; le concentrazioni previste per il 2050 e il 2100 potrebbero addirittura provocare una riduzione dell'11% e 17% rispettivamente. Riducendo la capacità di stoccaggio del carbonio, l'ozono potrebbe dunque avere un *feedback* negativo anche sul riscaldamento globale e sui costi di mitigazione (Felzer et al., 2004).

Nel corso degli ultimi 20 anni il tema degli effetti dell'ozono sulla vegetazione forestale è stato ampiamente affrontato (Lindroth, 2010), adottando diversi approcci sperimentali, considerando diversi indicatori di risposta (lesioni fogliari, alterazioni fisiologiche, crescita, resa, stato di salute, diversità) e differenti tipi di vegetazione. Molti dati relativi all'impatto dell'ozono sulla vegetazione

derivano da esperimenti in ambiente controllato (Baldantoni et al., 2011), mentre studi su base epidemiologica sono più scarsi e non sempre sembrano portare a conclusioni chiare (Braun et al., 2007). Chi deve gestire le risorse boschive è però interessato soprattutto a sapere se ci sono rischi potenziali e un impatto reale dell'ozono sulla salute e la crescita delle piante. Le domande per le quali si attende una risposta sono: “*Esiste un problema ozono per la vegetazione?*”; “*Qual è la dimensione di questo problema?*”; “*Ci sono effetti dell'ozono sulla vegetazione chiaramente identificabili?*”; “*L'ozono provoca un deterioramento della salute delle foreste e della crescita delle piante?*”. Le risposte a tali quesiti sono fondamentali al fine di promuovere sia azioni mirate a ridurre i livelli di tale inquinante - da pianificare nell'ambito di politiche locali di miglioramento della qualità dell'aria - sia azioni di gestione delle foreste mirate a limitare l'impatto dell'ozono.

Il progetto *Ozono EFFORT* è stato affrontato proprio per cercare di chiarire la situazione a livello locale. Infatti, a fronte di numerose evidenze da parte della comunità scientifica internazionale sul fatto che l'ozono costituisca un problema per la vegetazione, i dati relativi al Trentino erano limitati per quanto riguarda le concentrazioni in aree forestali e pressoché nulli per effetti sulla vegetazione. Uno studio in questa direzione era quindi auspicabile (Maresi e Salvadori, 2004). Impostato secondo una serie di studi modulari e complementari realizzati dal 2007 al 2011, *Ozono EFFORT* ha consentito di ottenere dati e informazioni sulle concentrazioni di ozono in siti forestali, sui valori di esposizione ai livelli considerati dannosi per la vegetazione, sulla presenza di sintomi fogliari ozono-specifici, sugli effetti dell'ozono sullo stato delle chiome e sugli accrescimenti delle piante forestali. In sintesi, riprendendo i quesiti di partenza che hanno costituito lo schema portante del progetto, le risposte emerse dalla realizzazione di *Ozono EFFORT* sono riassumibili nei seguenti punti:

▪ *Domanda 1. C'è un rischio potenziale per la vegetazione in Trentino dovuto all'ozono?*

Sì, in provincia di Trento sono presenti elevate concentrazioni di ozono, con livelli di esposizione frequentemente superiori ai limiti stabiliti dalla normativa europea e dall'UNECE per la protezione della vegetazione. A seconda del limite considerato, dal 76 al 95% della superficie forestale risulta esposta a livelli di ozono potenzialmente dannosi. Anche la stima dei flussi stomatici effettuata per Passo Lavazè evidenzia livelli nettamente superiori a quanto considerato dannoso dai manuali UNECE.

▪ *Domanda 2. Ci sono sintomi fogliari specifici sulla vegetazione, correlabili all'ozono?*

Sì, ma sono stati riscontrati solo su alcune specie arbustive a nota sensibilità all'ozono. Le specie forestali osservate nei siti di livello I e II della rete *ICP Forests* non hanno invece mostrato sintomi specifici. Nel corso della stagione vegetativa, su queste specie è stato tuttavia registrato un aumento dei sintomi fogliari di altra natura più forte presso i siti con maggiore esposizione all'ozono.

▪ *Domanda 3. Ci sono effetti sulla salute e sugli accrescimenti degli alberi imputabili all'ozono?*

Le misure raccolte nel corso del progetto, la rete di monitoraggio di Livello I e II gestita dal Servizio Foreste della Provincia anche nell'ambito di programmi nazionali ed internazionali e le

reti meteorologiche della Fondazione Edmund Mach e Meteotrentino hanno fornito i dati necessari per valutare statisticamente il ruolo dell'ozono sulle condizioni delle chiome e l'accrescimento degli alberi presso i siti di osservazione. I risultati mostrano che – per i siti esaminati e nel periodo considerato - i fattori statisticamente significativi nello spiegare defogliazione ed accrescimento sono relativi al sito, alla presenza di danni di varia natura biotica ed abiotica, agli aspetti di nutrizione minerale ed all'età degli alberi. Nell'ambito di questo studio, l'ozono non è mai risultato un fattore significativo per spiegare accrescimento e defogliazione.

Dunque, a fronte di elevati livelli di ozono - sia in termini di esposizione che di flussi stomatici - non sono emerse chiare evidenze di effetti negativi su stato di salute ed accrescimenti delle piante forestali. Possibili spiegazioni andrebbero ricercate in varie direzioni; non è infatti chiaro se ciò possa dipendere (i) dall'inadeguatezza dei livelli critici stabiliti per la protezione della vegetazione, (ii) dalla presenza di forme di adattamento da parte delle piante alle alte concentrazioni di ozono, (iii) dalla scarsa sensibilità e/o specificità degli indicatori di risposta utilizzati o (iv) dalla necessità di integrare il set di dati da analizzare con altre sorgenti di informazione e in senso temporale.

(i) Inadeguatezza dei livelli critici stabiliti per la protezione della vegetazione

Anche altri autori (e.g. Loibl et al., 2004) hanno osservato che, a fronte di elevate esposizioni all'ozono, le piante forestali (abete rosso) non mostrano gli impatti attesi. Tali autori ipotizzano che le piante si siano adattate alle concentrazioni di ozono, le quali erano più elevate alle quote più alte anche in epoca pre-industriale. Sulla base di tale ipotesi, Loibl et al. (2004) hanno ricalcolato le soglie di concentrazione per il computo dell'AOT in funzione della quota. In Figura 1 sono riportati tali valori soglia ricalcolati, associati alla corrispondente superficie boscata del Trentino. Come si può ben osservare, il valore soglia di calcolo dell'AOT passerebbe dall'attuale 40 ppb ad oltre 50 ppb già ad 800 m di quota. Considerando che la maggior parte dei boschi trentini si trova oltre tale quota, ciò significa che, adottando tali soglie modificate, si ridurrebbero i valori di AOT alle quote più elevate e dunque si ridurrebbe la percentuale di vegetazione esposta a livelli di ozono ritenuti potenzialmente dannosi.

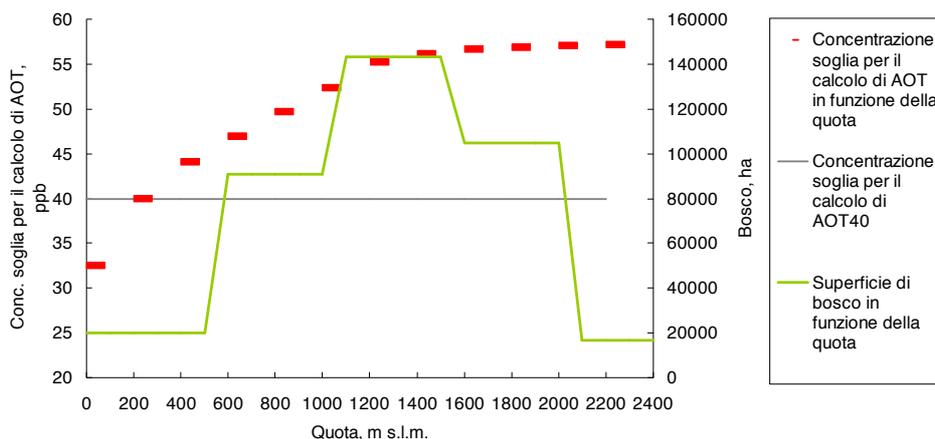


Figura 1. Valori soglia di concentrazione di ozono per il calcolo dell'AOT in funzione della quota e corrispondenti superfici di bosco in Trentino. Disegnato su dati da: Loib et al. (2004); Tonolli e Salvagni (2007).

(ii) Adattamento dei boschi ad alte concentrazioni di ozono

L'ipotesi formulata nel paragrafo precedente apre diverse questioni che vanno dallo sviluppo di forme di tolleranza e/o resistenza a livello genetico - esplicita attraverso l'induzione/soppressione di particolari geni coinvolti, ad esempio, nella sintesi di sostanze antiossidanti -, alla produzione di composti organici volatili (VOC) e del loro ruolo nell'aumentare la resistenza delle piante nei confronti di vari stress (Fineschi and Loreto, 2012; Holopainen, 2011).

(iii) Scarsa sensibilità e/o specificità degli indicatori di risposta utilizzati

Gli effetti dell'ozono sulle piante possono manifestarsi a diversi livelli, da quelli macroscopici quali sintomi fogliari e riduzioni di accrescimento, a quelli "invisibili" che comprendono alterazioni ultrastrutturali e inibizione della fotosintesi. Si possono verificare anche effetti secondari come una maggior suscettibilità della pianta nei confronti di altre avversità, biotiche ed abiotiche.

In questo lavoro sulle piante forestali sono stati indagati i sintomi fogliari e gli accrescimenti (come indicatori diretti di effetti dell'ozono) e lo stato delle chiome (come indicatore di effetti secondari). La mancata evidenza di una relazione tra ozono e le risposte considerate può far pensare ad una loro scarsa sensibilità e/o specificità nei confronti dell'inquinante. Un quadro maggiormente esaustivo della situazione potrebbe dunque essere fornito dall'ampliamento del set di indicatori, ad esempio applicando tecniche analitiche che consentano di ottenere informazioni a livello fisiologico, metabolico e genico. Certamente la funzionalità dell'apparato fotosintetico è un aspetto importante da considerare e dunque misure sulla *performance* fotosintetica potrebbero fornire importanti informazioni sullo stato di vitalità della pianta. A livello metabolico meriterebbe verificare la capacità di sintesi di antiossidanti, sostanze in grado di contrastare gli effetti negativi dell'ozono. Questo aspetto potrebbe essere in relazione con una

maggior capacità - sviluppata da parte delle piante che si trovano alle quote più elevate - di contrastare lo stress ossidativo complessivo (ozono, radiazione luminosa, basse temperature).

(iv) Necessità di integrare il set di dati da analizzare con altre sorgenti di informazione e in senso temporale

Il set di dati da utilizzare nell'analisi degli effetti dell'ozono e delle interazioni con altri fattori potrebbe essere migliorato sia a livello spaziale sia temporale attraverso l'armonizzazione, la validazione ed integrazione di dati forestali provenienti da sorgenti diverse (Piani di assestamento, Livello I e II, INFC, INFOCARB). L'ampliamento in senso temporale, ad esempio mediante dendrocronologia (Muzika et al., 2004) e mediante retrocalcolo dei valori di ozono sulla base dei dati e modelli disponibili, potrebbe fornire dati sugli accrescimenti annuali delle piante forestali da utilizzare in analisi correlative con parametri ambientali derivanti da modelli. Inoltre, le risorse di dati disponibili permetterebbero di valutare il ruolo e l'interazione di altri fattori, quali quelli nutrizionali ed in genere la *suite* di agenti biotici ed abiotici che abbiamo visto essere significativi nello spiegare sia defogliazione che accrescimenti.

I risultati del progetto *Ozono EFFORT* hanno fornito risposte chiare alle domande di partenza. Tuttavia, hanno anche evidenziato la complessità delle interazioni esistenti tra piante e fattori ambientali. Un ampliamento concettuale del progetto, che contempli l'integrazione e l'estensione dello studio ad altri fattori di stress, altri indicatori di risposta ed altri domini spaziali e temporali, potrebbe aiutare a comprendere se, dove e attraverso quali strategie i boschi del Trentino siano effettivamente in grado di difendersi dallo stress ossidativo dell'ozono.

Bibliografia

- Baldantoni, D., Fagnano, M., Alfani, A., 2011. Tropospheric ozone effects on chemical composition and decomposition rate of *Quercus ilex* L. leaves. *Science of the Total Environment* 409, 979-984.
- Braun, S., Schindler, C., Rihm, B., Flückiger, W., 2007. Shoot growth of mature *Fagus sylvatica* and *Picea abies* in relation to ozone. *Environmental Pollution* 146, 624-628.
- Felzer, B., Kicklighter, D., Melillo, J., Wang, C., Zhuang, Q., Prinn, R., 2004. Effects of ozone on net primary production and carbon sequestration in the conterminous United States using a biogeochemistry model. *Tellus Series B-Chemical and Physical Meteorology* 56, 230-248.
- Fineschi, S., Loreto, F., 2012. Leaf volatile isoprenoids: an important defensive armament in forest tree species. *Forest-Biogeosciences and Forestry* 5, 13-17.
- Holopainen, J.K., 2011. Can forest trees compensate for stress-generated growth losses by induced production of volatile compounds? *Tree Physiology* 31, 1356-1377.
- Lindroth, R.L., 2010. Impacts of Elevated Atmospheric CO₂ and O₃ on Forests: Phytochemistry, Trophic Interactions, and Ecosystem Dynamics. *Journal of Chemical Ecology* 36, 2-21.
- Loibl, W., Bolhar-Nordenkamp, H.R., Herman, F., Smidt, S., 2004. Modelling critical levels of ozone for the forested area of Austria modifications of the AOT40 concept. *Environmental Science and Pollution Research* 11, 171-180.
- Maresi, G., Salvadori, C., 2004. Crown conditions and damages in two forest ecosystems in Trentino (Italy). *Studi Trent. Sci. Nat., Acta Biol.* 81, 253-260.

Muzika, R.M., Guyette, R.P., Zielonka, T., Liebhold, A.M., 2004. The influence of O₃, NO₂ and SO₂ on growth of *Picea abies* and *Fagus sylvatica* in the Carpathian Mountains. *Environmental Pollution* 130, 65-71.

Tonolli, S., Salvagni, F., (a cura di), 2007. InFoCarb Inventario Forestale del Carbonio della Provincia di Trento, Centro di Ecologia Alpina; 176 pp.

Wittig, V.E., Ainsworth, E.A., Naidu, S.L., Karnosky, D.F., Long, S.P., 2009. Quantifying the impact of current and future tropospheric ozone on tree biomass, growth, physiology and biochemistry: a quantitative meta-analysis. *Global Change Biology* 15, 396-424.

ALLEGATO 1 – Attività e prodotti del progetto *Ozone EFFORT*

L'attuazione del progetto *Ozone EFFORT* ha comportato la realizzazione di alcune attività sia ad esso funzionali sia di valorizzazione dei risultati raggiunti quali la partecipazione a corsi e convegni, l'organizzazione di corsi e di eventi a carattere divulgativo, la stesura di rapporti tecnici, articoli divulgativi e scientifici. Di seguito si descrivono le diverse attività.

Attività formativa

Organizzazione

Corso di istruzione *Valutazione dei sintomi da ozono sul bioindicatore Nicotiana tabacum L. Bel-W3 nella Provincia di Trento*. San Michele all'Adige (TN), 17-18 Maggio 2007.

Corso introduttivo *Sintomi da ozono sulla vegetazione: metodi, valutazione e validazione*, San Michele all'Adige (TN), 25-27 agosto 2008; con il patrocinio dell'Agenzia Provinciale per la Protezione dell'Ambiente e del Servizio Foreste e Fauna della PAT.



Corso internazionale *9th UNECE/ICP-Forests Intercalibration Course on the Assessment of Ozone Visible Injury*, 27-29 agosto, San Michele all'Adige (TN), con incontro del Gruppo di Lavoro *Ambient Air Quality* di ICP Forests. Organizzato dalla Fondazione Edmund Mach in collaborazione con TerraData environmetrics *spin-off* dell'Università di Siena, in co-operazione con l'Istituto Federale svizzero di ricerca per le foreste, la neve ed il paesaggio (WSL) di Birmensdorf (CH) ed il Centro di studi ambientali del mediterraneo (CEAM) di Valencia, Spagna.



Partecipazione a corsi

Corso di istruzione *Valutazione dei sintomi da ozono sul bioindicatore Nicotiana tabacum Bel-W3 nella Provincia di Trento*. San Michele all'Adige (TN), 17-18 Maggio 2007.

Corsi internazionali d'intercalibrazione *UNECE/ICP-Forests Intercalibration Course on the Assessment of Ozone Visible Injury*:

- 8° Ljubljana, Slovenia - 2007
- 9° Trento, Italia - 2008

- 10°Budapest, Ungheria - 2009
- 11°Valencia, Spagna - 2010.

Attività di divulgazione scientifica

Organizzazione di incontri-workshop

Bio-monitoraggio integrato dell'ozono in Trentino. Presentazione del lavoro svolto nel 2007 in convenzione con APPA TN. Trento, 17 ottobre 2007.

Ozono troposferico in Trentino, verso la comprensione dei reali effetti sulla vegetazione. Incontro informativo, Trento, 18 giugno 2008. Organizzato da Fondazione Edmund Mach in collaborazione con TerraData environmetrics, APPA e Servizio Foreste e fauna della Provincia Autonoma di Trento.

Ozono troposferico in Trentino: possibili sviluppi di studio e monitoraggio. Incontro tecnico PAT, APPA, FEM IASMA, TerraData, Trento, 21 ottobre 2008.

Ozono e foreste in Trentino. Rischio – effetti – interazioni. Centro congressi Panorama - Sardagna (TN), 8 giugno 2012. Presentazione dei risultati del progetto *Ozono EFFORT. Workshop* organizzato da Fondazione Edmund Mach in collaborazione con TerraData environmetrics, APPA e Servizio Foreste e fauna della Provincia Autonoma di Trento.

Presentazioni a congressi

Gottardini E., Cristofolini F., Cristofori A., Ferretti M., 2008. Local scale variability of ozone concentration, exposure and impact on vegetation in a subalpine environment in Northern Italy. In: Schaub, M., Kaennel Dobbertin, M., Steiner, D. (Eds) 2008. In: Air Pollution and Climate Change at Contrasting Altitude and Latitude: 23rd IUFRO Conference for Specialists in Air Pollution and Climate Change Effects on Forest Ecosystems: abstracts. Murten, Switzerland, 7-12 Sept 2008. Birmensdorf, Swiss Federal Research Institute for forest, snow and landscape research. pp.162:144.

Gottardini E., Cristofolini F., Cristofori A., Ferretti M., 2009. Lo studio dei livelli e degli effetti dell'ozono nelle foreste del Trentino. Casteller di Trento, 5 giugno 2009.

Gottardini E., Cristofolini F., Cristofori A., Confalonieri M., Ferretti M., 2011. *Ozono EFFORT (Ozono Effects on FORests in Trentino): c'è un impatto misurabile dell'ozono sulla vegetazione in Trentino?* VIII Congresso SISEF, Rende (CS) 4-7 Ottobre 2011, Poster #p10.15.

Gottardini E., Cristofori A., Cristofolini F., Bussotti F., Ferretti M., 2011. Bioindicazione dell'ozono troposferico con vegetazione spontanea: le potenzialità di utilizzo di *Viburnum lantana* per indagini su larga scala in ambiente alpino. 25° CISBA - La bioindicazione come strumento di conoscenza e gestione degli ecosistemi. Firenze, 16-17 novembre 2011.

Gerosa G.A., Finco A., Riccardo M., Ferretti M., Gottardini E., 2012. When stomatal flux is predictable from AOT40. Results of a 13 years stomatal flux calculation exercise at an Alpine spruce forest with the DO3SE model. ICP Vegetation, 25th Task Force Meeting & one-day ozone workshop. Brescia, 31 gennaio - 2 febbraio 2012.

Gottardini E., Cristofolini F., Confalonieri M., Cristofori A., Gerosa G., Finco A., Ferretti M., 2012. Monitoring, surveying, modelling and mapping to detect ozone effects on forests in Trentino (Italy) - the ozone EFFORT project. IUFRO International Conference "Biological Reactions of Forests to Climate Change and Air Pollution". Kaunas (Lituania), 18 - 26 maggio 2012. Abstract & Programme, p. 44.

Pubblicazioni tecniche

Gottardini E., Cristofori A., Cristofolini F., Ferretti M. (2007). Bio-monitoraggio integrato dell'ozono in provincia di Trento. Relazione dello studio realizzato nel 2007 nell'ambito della convenzione stipulata tra APPA Trento e IASMA nel campo della tutela e studio della qualità dell'aria (Det. N. 174/2 del 09.07.2007). 19 pp. <http://hdl.handle.net/10449/20384>

Gottardini E., Cristofori A., Cristofolini F., Ferretti M., 2008. Rilevamento di Ozono presso i siti forestali UN/ECE Level I nella Provincia di Trento nel 2007. Relazione dello studio realizzato nell'ambito della convenzione tra IASMA e Servizio Foreste e Fauna della Provincia Autonoma di Trento (Convenzione N. 4297 del 12/3/08). 26 pp. <http://hdl.handle.net/10449/20387>

Gottardini E., Cristofolini F., Cristofori A., Ferretti M., 2009. Ozono troposferico in provincia di Trento: livelli ed effetti sulla vegetazione nel 2008. Relazione tecnica dello studio realizzato nel 2008 nell'ambito delle convenzioni stipulate dalla Fondazione Edmund Mach con il Servizio Foreste e Fauna e con l'Agenzia Provinciale per la Protezione dell'Ambiente della Provincia Autonoma di Trento. 35 pp. <http://hdl.handle.net/10449/20388>

Gottardini E., Cristofolini F., Cristofori A., Ferretti M., Bacaro G., Geri F., 2010. Ozono troposferico in provincia di Trento: livelli ed effetti sulla vegetazione nel 2009. Relazione tecnica dello studio realizzato nel 2009 nell'ambito delle convenzioni stipulate dalla Fondazione Edmund Mach con il Servizio Foreste e Fauna e con l'Agenzia Provinciale per la Protezione dell'Ambiente della Provincia Autonoma di Trento. 56 pp. <http://hdl.handle.net/10449/20389>

Gottardini E., Cristofolini F., Cristofori A., Ferretti M., Bacaro G., Geri F., Santi E., Veronesi L., 2011. Ozono troposferico in provincia di Trento: livelli ed effetti sulla vegetazione nel 2010. Relazione tecnica dello studio realizzato nel 2010 nell'ambito dell'incarico affidato alla Fondazione Edmund Mach dal Servizio Foreste e Fauna della Provincia Autonoma di Trento. 58 pp, più Allegato I. <http://hdl.handle.net/10449/20390>

Articoli scientifici

Cristofolini F., Cristofori A., Gottardini E., Maccherini S., Ferretti M., 2011. Constraints in the identification and interpretation of ozone as a significant predictor of effects on the supersensitive indicator *Nicotiana tabacum* Bel-W3 in biomonitoring studies. *Ecological Indicators* 11, 1065-1073.

Gottardini E., Cristofori A., Cristofolini F., Bussotti F., Ferretti M., 2010a. Responsiveness of *Viburnum lantana* L. to tropospheric ozone: field evidence under contrasting site conditions in Trentino, northern Italy. *Journal of Environmental Monitoring* 12, 2237-2243.

Gottardini E., Cristofori A., Cristofolini F., Ferretti M., 2010b. Variability of ozone concentration in a montane environment, northern Italy. *Atmospheric Environment* 44, 147-152.

Gerosa G, Finco A, Marzuoli R, Ferretti M, Gottardini E., 2012. Errors in ozone risk assessment using standard conditions for converting ozone concentrations obtained by passive samplers in mountain regions. *Journal of Environmental Monitoring*, DOI: 10.1039/C2EM10965D.

Ferretti M, Cristofolini F., Cristofori A., Gerosa G., Gottardini E., A simple linear model to estimate ozone AOT40 at forest sites from raw passive sampling data. *Journal of Environmental Monitoring*, accepted.

Gottardini E., Cristofori A., Cristofolini F., Ferretti M., Nali C., Pellegrini E., Bussotti F., The potential of Chlorophyll a fluorescence transient analysis to support the assessment of ozone effects on native *Viburnum lantana* L. plants. *Environmental and Experimental Botany*, submitted.

Tesi

Supporto all'attività di tirocinio di Francesco Camin per la realizzazione della tesi del corso di laurea triennale in Scienze e Tecnologie per l'Ambiente: Risposte delle piante all'ozono della troposfera. Relatore dott. Valerio Matozzo, dipartimento di Biologia dell'Università degli Studi di Padova. Tesi discussa il 10 dicembre 2010.

Gottardini E., 2012. Risposte morfologiche, fisiologiche e geniche all'ozono della specie arbustiva *Viburnum lantana* L.. Tesi di Dottorato discussa presso l'Università degli Studi di Firenze il 24 aprile 2012. Docente prof. Paolo Grossoni; tutor dott. Filippo Bussotti; co-tutor dott. Cristina Nali, dott. Nicola La Porta, dott. Marco Ferretti.

Articoli divulgativi

Gottardini E., Cristofori A., Cristofolini F. Inquinamento da ozono: effetti sulla vegetazione. *Terra Trentina* 6/2007: 23-26.

Gottardini E., Cristofolini F., Cristofori A., Ferretti M., 2008. Ozono troposferico in Trentino: verso la comprensione degli effetti sulla vegetazione. *Terra Trentina* 10/2008: 30-33.

Tropospheric ozone in Trentino: a danger to forests? E. Gottardini, F. Cristofolini, A. Cristofori, M.C. Viola. *Annual Report IASMA Research Centre* 2009: 61-63.

Stampa

- Ozono: l'inquinamento è in montagna. *L'Adige*, 3 settembre 2008.
- Ricercatori di ozono – Margone. www.valledeilaghi.it, 2008.
- Analizzatori di ozono – Margone. www.valledeilaghi.it, 2009.
- Inquinamento da ozono, nuove ricerche. *L'Adige*, 16 maggio 2009.
- L'ozono fa paura, ricerca sugli effetti. *L'Adige*, 12 gennaio 2010.
- Danni da ozono, arriva il premio. *Trentino*, 24 dicembre 2010.
- Danni da ozono sulle piante, premiata la ricerca di San Michele all'Adige. www.viniesapori.net, 23 dicembre 2010.
- Ricerca sull'effetto dell'ozono. Un premio alla Fondazione Mach. *L'Adige*, 13 ottobre 2011.
- Troppo ozono per il 70% degli alberi. *Trentino*, 2 novembre 2011.
- Premio Bagnaresi. La Fondazione Mach vince per la ricerca sull'ozono in Trentino. *L'agrotecnico oggi*, 2011, 11: 28.

Ringraziamenti

Progetto realizzato grazie al contributo di Servizio Foreste e Fauna e Agenzia Provinciale per la Protezione dell'Ambiente della Provincia Autonoma di Trento.

Si ringraziano:

Per la collaborazione nella raccolta dei dati ozono con campionatori passivi:

- il personale forestale e di custodia delle stazioni forestali di:
 - Andalo
 - Baselga di Pinè
 - Canal San Bovo e Caoria
 - Cles
 - Condino
 - Coredo
 - Demaniale di Paneveggio e Cadino
 - Folgaria
 - Fondo
 - Ledro
 - Levico
 - Mori
 - Ossana
 - Pinzolo
 - Pozza di Fassa
 - Predazzo
 - Tione
- il personale del centro vivaistico forestale di Casteller
- Cristian Tabarelli
- Maurizio Salvadori del Parco di Paneveggio-Pale di San Martino

Gabriele Tonidandel dell'Agenzia Provinciale per la Protezione dell'Ambiente di Trento, per i dati di concentrazione di ozono misurati dalla rete di centraline automatiche

Filippo Prosser del Museo di Rovereto, per le mappe floristiche del viburno

Maria Cristina Viola della Fondazione Edmund Mach, per l'affiancamento nelle fasi di lavoro in campo, in laboratorio e per l'allestimento delle sezioni fogliari

Giambattista Toller della Fondazione Edmund Mach, Centro Trasferimento Tecnologico, Unità Sistema Informativo Geografico, per i dati di temperatura delle centraline meteorologiche

Lisa Veronesi e Davide Bettini, per la collaborazione nei rilievi in campo dell'estate 2010

Corrado Tani dell'Università di Firenze, per i suggerimenti tecnici nelle fasi di preparazione del materiale fogliare per la validazione microscopica

Wolfgang Loibl dell'Austrian Institute of Technology GmbH di Vienna (A), per il modello di ricostruzione delle concentrazioni orarie di ozono da dati settimanali

il Ministero delle Politiche Agricole, Alimentari e Forestali, Corpo Forestale dello Stato (Servizio CONECOFOR) per i dati dell'area di Livello II di Passo Lavazè, raccolti nell'ambito del Programma Nazionale per il Controllo degli Ecosistemi Forestali (CONECOFOR), co-finanziato dalla Commissione Europea.

Fondazione Edmund Mach



ISBN: 978-88-7843-037-2