

**VALUTAZIONE DELLA  
QUALITÀ DELL'ARIA  
MEDIANTE CAMPIONATORI  
PUNTIFORMI PASSIVI**

# **nei Parchi del Ticino**



VALUTAZIONE DELLA QUALITÀ DELL'ARIA  
MEDIANTE CAMPIONATORI PUNTIFORMI PASSIVI  
NEI PARCHI DEL TICINO

**VALUTAZIONE DELLA  
QUALITÀ DELL'ARIA  
MEDIANTE CAMPIONATORI  
PUNTIFORMI PASSIVI  
nei Parchi del Ticino**

*Lo studio è stato realizzato da:*



**Consorzio Parco Lombardo della Valle del Ticino**

Via Isonzo, 1 - 20013 Pontevecchio di Magenta (Mi)

Tel. 02/972101 - Fax 02/97950607

E-mail: [parcoticino@endoxa.it](mailto:parcoticino@endoxa.it)

Sito web: [www.parcoticino.it](http://www.parcoticino.it)

*In collaborazione con:*



**ARPA Lombardia** Sedi di:

**Varese** Via Caretti, 5 - 21100 Varese

Tel. 0332/327751 - Fax 0332/312079

E-mail: [lab.chim.arpavarese@libero.it](mailto:lab.chim.arpavarese@libero.it)

**Milano 1** Via Spagliardi, 19 - 20015 Parabiago (Mi)

Tel. 0331/449795 - Fax 0331/494691

E-mail: [arpami1.parabiago@virgilio.it](mailto:arpami1.parabiago@virgilio.it)



**Istituto di Ricerche AMBIENTE ITALIA**

Via Carlo Poerio, 39 - 20129 Milano

Tel. 02/277441

E-mail: [info@ambienteitalia.it](mailto:info@ambienteitalia.it)

Sito web: [www.ambienteitalia.it](http://www.ambienteitalia.it)



**FLA - Fondazione Lombardia per l'Ambiente**

Piazza Diaz, 7 - 20123 Milano

Tel. 02/8061611 - Fax 02/80616180

E-mail: [flanet@flanet.org](mailto:flanet@flanet.org)

Sito web: [www.flanet.org](http://www.flanet.org)



**Parco Naturale della Valle del Ticino**

Villa Picchetta - 28062 Cameri (No)

Tel. 0321/517706

E-mail: [info@parcodelticino.it](mailto:info@parcodelticino.it)

Sito web: [www.parcodelticino.pmn.it](http://www.parcodelticino.pmn.it)



**Regione Lombardia - Assessorato Territorio e Urbanistica**

Via Fabio Filzi, 22 - 20123 Milano

Tel. 02/67655744

Sito web: [www.regionelombardia.it](http://www.regionelombardia.it)

*Coordinatori della ricerca:*

**Dario Furlanetto**, Parco Lombardo del ticino

**Emma Porro**, A.R.P.A. di Varese

**Elisa Galimberti**, A.R.P.A. di Milano

*Gruppo di ricerca e testi:*

**Alessandro Borgini**,

**Armando Buffoni**,

**Giacomo Gerosa**,

**Marina Lanticina**,

**Mauro Tita**,

**Angela Manuela Vailati**

*Hanno inoltre collaborato:*

**Roberto Baromi**,

**Ilenia Canova**,

**Enrico Carena**,

**Daniele Clementi**,

**Antonio Ferrantino**,

**Gabriella Penna**,

**Rosaria Pirella**,

**Alessandro Tagliabue**,

**Gurdiaparco del Parco Naturale della Valle del Ticino**

*Coordinamento editoriale:*

**Marina Lanticina**, **Angela Manuela Vailati**

*Progetto grafico, impaginazione, fotolito e stampa:*

**Il Guado - Comunicazione Grafica e Stampa**

Via Pablo Picasso, 21/23 - 20011 Corbetta (Mi)

**Aprile 2002**



## INTRODUZIONE

Il compito della Regione Lombardia è individuare tutte le “politiche di accompagnamento” che permettono l’inserimento di una grande infrastruttura aeroportuale nel territorio circostante divenendo occasione di sviluppo.

Questo documento segue una serie di pubblicazioni di analisi fortemente volute dall’Assessorato al Territorio e Urbanistica, per perseguire l’obiettivo primario di inserimento ambientale e di mantenimento di livelli elevati di qualità della vita.

Per dare concretezza a quanto detto, il primo punto su cui si è focalizzata l’attenzione ha riguardato il benessere degli abitanti che vivono in prossimità dell’aeroporto; pertanto si è provveduto ad effettuare un monitoraggio delle componenti fisiche (inquinamento atmosferico compreso l’impatto sui corsi d’acqua) e la loro relazione con il traffico aereo.

In questo contesto, poi, non si è voluto trascurare le componenti naturali presenti nell’intorno dell’aeroporto. Siamo, infatti, all’interno del Parco Regionale della Valle del Ticino, un territorio che presenta caratteristiche ed habitat di particolare pregio naturalistico, come i boschi adiacenti l’asta fluviale e gli ambienti di brughiera che rappresentano i più evidenti caratteri dell’area stessa, ben noti a chi vuole percorrere i sentieri e le piste ciclabili presenti in zona.

A questo proposito, ed in continuità con altri studi già effettuati in collaborazione con il Parco del Ticino, la Regione Lombardia ha ritenuto opportuno assegnare al Parco del Ticino, il compito di effettuare gli studi pubblicati in questo documento riguardanti la qualità dell’aria e gli habitat presenti in zona, con lo scopo di conoscere sempre meglio questi fattori ambientali e la loro interazione con l’aeroporto di Malpensa, per poter porre le basi per futuri progetti di fruizione e di salvaguardia degli ambienti maggiormente sensibili.

**Alessandro Moneta**  
*Assessore Regionale al Territorio e Urbanistica*

## PRESENTAZIONE

La nuova aerostazione di Malpensa 2000, pur costituendo un intervento di forte modificazione del territorio, del paesaggio e dell'ambiente naturale è stata realizzata in assenza di una vera valutazione di Impatto Ambientale.

Le ricadute ambientali causate dall'attività aeroportuale non sono a tutt'oggi sottoposte ad azioni di monitoraggio sistematico, fatta eccezione, ed in modo parziale, per il rumore.

I Parchi del Ticino, in ciò sostenuti finanziariamente dalle Regioni Lombardia e Piemonte e operativamente da numerose Università ed Istituzioni tecniche e scientifiche, ha avviato iniziative di studio autonome per monitorare gli impatti di varia natura ricadenti sugli ecosistemi circostanti l'aeroporto. Le ricerche, iniziate nel corso dell'anno 2000, sono proseguite anche nell'anno 2001 e saranno approfondite durante il 2002. Una prima serie di studi è già stata pubblicata, i risultati di altre ricerche sono in fase di pubblicazione, mentre alcune termineranno alla fine del 2002 e verranno pubblicate presumibilmente nel corso del 2003.

La ricerca che qui presentiamo è il terzo rapporto scientifico che si occupa di qualità dell'aria realizzato dal Parco del Ticino nell'ambito degli studi di monitoraggio ambientale dell'area di Malpensa.

Il primo rapporto, risalente al giugno 2000 e intitolato "Monitoraggio della qualità dell'aria mediante licheni", ha consentito di rappresentare sinteticamente lo stato della qualità dell'aria sull'intero territorio della Valle del Ticino, attraverso la rilevazione della biodiversità dei licheni epifiti. Questi organismi, forme viventi particolari costituite da una simbiosi tra alghe e fungo, sono ideali bioindicatori giacché sensibili all'inquinamento ed alle alterazioni subite dall'aria nel corso del tempo.

I rilievi effettuati con questo metodo hanno evidenziato numerose aree critiche che interessano principalmente le province di Novara e Varese e più precisamente la fascia territoriale che iniziata a sud-ovest comprendendo Cerano e Trecate, attraversati Turbigo e Castano Primo, giunge in direzione nord-est sino a Gallarate; all'interno di questa fascia territoriale sono presenti importanti centri tecnologici ed infrastrutture aeroportuali e viabilistiche.



Nella zona del novarese, da Oleggio a Castelletto Ticino, è stata identificata la presenza di aree con migliore qualità dell'aria, soprattutto in prossimità delle colline del Verbano dove vi sono numerose aree naturali prive di infrastrutture con ricadute inquinanti.

Nel settembre 2001 il Parco Ticino ha pubblicato i risultati di una seconda ricerca intitolata "Monitoraggio dello stato di salute della vegetazione boschiva mediante tecniche di telerilevamento all'Infrarosso Falso Colore".

Lo studio, realizzato utilizzando metodi e tecnologie innovative, ha analizzato una superficie totale di circa 28.000 ettari di territorio boscato del quale il 33,7% è risultato essere in ottimo stato di salute, il 38,9% presenta un danno lieve, il 20,4% un danno medio, il 6,9% presenta gravi danni, mentre per lo 0,013% si è rilevato un danno gravissimo. I boschi che presentano i più elevati livelli di stress sono localizzati soprattutto nelle Province di Varese (14,4%) e Novara (7,2%). Le porzioni di bosco di ottimo livello qualitativo risultano, di regola, poco estese e frammentate e le maggiori percentuali si riscontrano nelle Province di Pavia (33,8%) e Milano (26,4%).

Le mappe dello stato di salute della vegetazione boschiva indicano una alterazione complessiva degli ecosistemi causata da più fattori tra i quali, preponderante, la qualità dell'aria; infatti, quando si ricercano gli impatti causati da inquinanti atmosferici la vegetazione risulta essere un ottimo indicatore in quanto facile e reattivo bersaglio agli inquinanti.

Occorre sottolineare che mappando la situazione di stress cui sono sottoposti gli ecosistemi in definitiva si mappa anche lo stato di rischio, spesso causato dai medesimi fattori di alterazione, cui è sottoposta la salute umana.

Con la ricerca che qui presentiamo, opera dei ricercatori dell'ARPA Lombardia e di quelli dell'Istituto di Ricerca "Ambiente Italia" per il lato piemontese, riteniamo conclusa una prima fase di monitoraggio sulla componente aria.

L'attività di indagine ha monitorato, durante l'arco di un anno, i seguenti inquinanti: ozono, biossido di azoto, biossido di zolfo e alcuni idrocarburi aromatici (Benzene, Etilbenzene, Toluene, e Xileni) al fine di quantificare lo stato di inquinamento dell'aria. I dati ottenuti sono stati rapportati a valori soglia di riferimento per la protezione della vegetazione, stabiliti dalle normative vigenti.

Senza voler anticipare i dettagli della ricerca qui pubblicata occorre però sottolineare che risulta dappertutto superato il valore di riferimento dell'ozono per la pro-

tezione della vegetazione forestale e delle colture agrarie. Vengono anche superati, su base annua, i valori di riferimento per la protezione della vegetazione dall'azione del biossido di azoto presso i siti di campionamento di Castelletto Ticino, Sesto Calende, Samarate, Nosate, Castano, Turbigo, Cuggiono. Per i composti omologhi del benzene, rilevati nella sponda lombarda del Parco del Ticino ed in particolare per toluene e xileni, le concentrazioni si sono rilevate più elevate rispetto all'atteso. I valori di SO<sub>2</sub> risultano invece generalmente sotto al limite della normativa e ciò è spiegabile con una tendenza generale alla diminuzione di questo inquinante da attribuire all'utilizzo di combustibili a basso tenore di zolfo, alla maggiore diffusione dell'utilizzo del metano per l'alimentazione degli impianti di riscaldamento e all'applicazione di migliori tecniche di abbattimento degli inquinanti.

Nell'ultimo capitolo della pubblicazione i dati raccolti nelle tre ricerche sono stati confrontati tra loro e con i risultati presentati nel recente Piano di Risanamento della Qualità dell'Aria (PRQA) della Regione Lombardia, consentendo quindi una completa analisi del fenomeno nonché una valutazione di verifica dello stesso PRQA, essendo le indagini del Parco del Ticino state effettuate con maggior dettaglio e ad una minore scala dello stesso.

Il limite del lavoro presentato, comune anche agli studi precedenti, è che i dati raccolti non consentono di valutare il contributo dato dalle diverse fonti di emissione presenti sul territorio (traffico automobilistico, traffico aereo, riscaldamento domestico, impianti industriali, impianti di produzione termoelettrica). Ciò nonostante i dati raccolti ed i diversi studi pubblicati dal Parco evidenziano una situazione di generalizzato e preoccupante degrado della qualità dell'aria soprattutto lungo una vasta area posta intorno all'asse che inizia a sud-ovest, tra Cerano e Trecate, per giungere a nord-est sino a Gallarate.

Ciò ha rivelato che la pressione esercitata dall'inquinamento atmosferico sugli ecosistemi del Parco Ticino è tutt'altro che trascurabile e comunque tale da causare danno biologico significativo a molte specie vegetali sensibili con conseguente alterazione di interi ecosistemi.

Non è compito di questa ricerca evidenziare e definire gli eventuali danni biologici causati alla popolazione animale in generale ed a quella umana in particolare. Certo è che il danno biologico rilevato a carico di vegetali ed ecosistemi è indice di una si-

tuazione non certo favorevole per la salute della popolazione umana.

L'area analizzata necessiterebbe, quindi, di urgenti e significative azioni di contenimento e mitigazione del fenomeno, innanzi tutto evitando di realizzare nuovi interventi che vadano ad impattare ulteriormente sulla già precaria qualità dell'aria e quindi sull'equilibrio ambientale complessivo.

Ciò non sarà comunque sufficiente: per invertire la pericolosa tendenza in atto saranno necessarie misure ben più radicali che andranno ricercate con il consenso delle Comunità Locali.

In questa breve presentazione ci permettiamo di elencare solo alcuni possibili interventi sui quali occorrerà aprire un dibattito tecnico, culturale e politico che consenta di trovare e investire risorse economiche adeguate.

Innanzitutto occorrerà rendere costante e continuativa l'attività di monitoraggio dell'area proseguendo nell'approfondimento dello stato di salute di ambienti ed ecosistemi al fine di poter tenere sotto controllo la situazione e di poter valutare rapidamente sia miglioramenti sia peggioramenti dello status quo. Ciò sarà possibile attraverso la realizzazione di una serie di campagne di indagine, sia nelle stazioni già individuate e con l'utilizzo della medesima metodologia al fine di effettuare confronti ed ottenere dati omogenei nel tempo, sia applicando nuove e più estese metodologie di indagine.

Tali misure non consentiranno comunque di valutare il contributo dato al peggioramento della qualità dell'aria dalle diverse fonti di emissione presenti sul territorio. Un approccio che potrà fornire indicazioni in merito, una volta disponibile un quadro di carattere generale e continuamente aggiornato della qualità dell'aria, è quello di tipo modellistico dove si preveda l'elaborazione di mappe di ricaduta degli inquinanti atmosferici emessi dalle diverse fonti inquinanti. Ciò sarà possibile a patto che esista una forte volontà di collaborazione tra ricercatori, autorità locali e dirigenza delle infrastrutture indagate (Aeroporto, ANAS, Centrale di Turbigo, etc.).

Di grande utilità sarà l'individuazione di alcune aree boscate campione tra quelle che hanno subito evidente danno ambientale su cui intervenire attraverso la definizione di progetti e la realizzazione di interventi mirati al contenimento del danno ed alla riqualificazione forestale. Ciò sarà possibile previa indagini fitopatologiche mirate al fine di indirizzare al meglio gli interventi di futura gestione forestale.

Una volta individuati metodi e modelli operativi occorrerà procedere ad una azione generale di risanamento e riqualificazione delle cenosi forestali presenti nell'area

indagata. Ad esempio, il notevole patrimonio di boschi, seppure spesso ammalorati e degradati, ancora esistente intorno a Malpensa va inteso e valorizzato come un importante ed indispensabile “filtro biologico” di contenimento delle ricadute aeroportuali negative (fumi e polveri inquinanti, rumore) e pertanto messo nelle condizioni ecologiche di poter assolvere a tale ruolo con la maggior efficienza possibile. Altro intervento qualificante consisterà nel favorire al massimo la metanizzazione dei centri urbani esistenti attorno all'aeroporto svolgendo un'azione capillare di informazione per rendere efficienti e minimamente inquinanti le migliaia di bruciatori pubblici e privati presenti nel territorio. A tale proposito fortemente significativa sarà la possibilità di un intervento strutturale complessivo che consenta di realizzare la cogenerazione della Centrale Termoelettrica di Turbigo al fine di ottenere un complessivo abbattimento degli inquinanti atmosferici che ricadono sull'area. Tale possibilità investe sfere tecnico - politiche che esulano dalle competenze e professionalità del Parco e che devono investire settori e competenze ben più vaste ed un consenso culturale e politico di grande respiro e tutto da costruire. Occorrerà, infine, favorire al massimo il trasporto su ferro, l'intermodalità, il trasporto pubblico e, per contro, assumere azioni di contenimento del traffico privato. Purtroppo questo pare essere il fronte più fragile e forse illusorio: le nuove infrastrutture stradali in via di realizzazione ed in progetto nell'intorno di Malpensa lasciano poche speranze all'ipotesi di un contenimento degli inquinanti da traffico motorizzato che probabilmente investiranno negli anni a venire, ancora più pesantemente che oggi, questi territori.

**Dario Furlanetto**  
*Direttore del Parco del Ticino*

## Ringraziamenti

Un particolare ringraziamento per i preziosi consigli e l'attenzione riservata al nostro lavoro va al Prof. Antonio Ballarin Denti.

Queste pagine, senza la preziosa attività di coordinamento editoriale svolta da Marina Lanticina e Angela Manuela Vailati, non avrebbero assunto la veste editoriale ed i contenuti tecnico - scientifici che i lettori potranno apprezzare; a loro va il mio personale plauso.

Un ringraziamento, infine, a tutti coloro che hanno collaborato con il Parco del Ticino alla realizzazione della ricerca.



# INDICE

<b>1. PREMESSA</b>	<b>pag. 1</b>
<b>2. INQUINAMENTO ATMOSFERICO</b>	<b>pag. 3</b>
2.1 L'atmosfera	pag. 3
2.2 L'inquinamento atmosferico	pag. 6
2.3 Descrizione dei principali inquinanti	pag. 8
<b>3. LA NORMATIVA DI RIFERIMENTO PER LA QUALITÀ DELL'ARIA</b>	<b>pag. 16</b>
<b>4. METODO DI INDAGINE</b>	<b>pag. 21</b>
4.1 Descrizione dei Parchi del Ticino	pag. 21
4.2 Caratteristiche climatiche e meteorologiche	pag. 24
4.3 Ubicazioni delle stazioni di campionamento	pag. 24
4.4 Campionatori puntiformi passivi	pag. 27
4.5 Periodi di misura e inquinanti monitorati	pag. 30
<b>5. RISULTATI</b>	<b>pag. 33</b>
5.1 Biossido di azoto	pag. 33
5.2 Biossido di zolfo	pag. 36
5.3 Idrocarburi aromatici (BTEX)	pag. 38
5.4 Ozono	pag. 41
5.5 Deposizioni atmosferiche	pag. 44
5.6 Valutazione dello stato delle chiome	pag. 47
<b>6. OSSERVAZIONI CONCLUSIVE</b>	<b>pag. 50</b>
<b>7. APPENDICE: LA VALUTAZIONE DEL RISCHIO INQUINAMENTO ATMOSFERICO PER GLI ECOSISTEMI</b>	<b>pag. 52</b>
7.1 Una visione d'insieme: dalla scala regionale a quella locale	pag. 52
7.2 Un caso emblematico: la valutazione del rischio ozono per la vegetazione	pag. 53
7.3 La valutazione del rischio legata ad altri inquinanti ed alle deposizioni umide	pag. 59
7.4 La risposta degli ecosistemi: evidenze biologiche	pag. 63
7.5 Prospettive	pag. 65
<b>8. ALLEGATO</b>	<b>pag. 68</b>
<b>9. BIBLIOGRAFIA</b>	<b>pag. 83</b>





## 1. PREMESSA

Nell'ambito della qualità della vita, l'aria occupa la posizione predominante accanto all'acqua, al suolo ed al benessere sociale ed è, forse, proprio questo il bene più insidiato; ne sono testimonianza i disagi ed i problemi registrati, in questi ultimi tempi, nelle maggiori città italiane. A questa situazione non si sottrae la Valle del Ticino, fortemente influenzata dalla vicinanza di grandi città tra cui Milano e interessata da un forte sviluppo industriale ed infrastrutturale che, recentemente si è ulteriormente intensificato con l'ampliamento dell'aeroporto di Malpensa 2000. Sostenuto finanziariamente dalla Regione Lombardia, il Parco del Ticino ha intrapreso, nel corso dell'anno 2000, delle iniziative di studio volte a monitorare gli impatti di vario tipo sugli ecosistemi maggiormente sensibili, con particolare riferimento all'intorno aeroportuale.

Il Parco del Ticino aveva già realizzato nel suo territorio studi indiretti della qualità dell'aria utilizzando tecniche di biomonitoraggio con licheni epifiti ed aveva già valutato l'impatto di questa sulla vegetazione boschiva per mezzo di tecniche di telerilevamento all'Infrarosso Falso Colore. Questi studi di valutazione qualitativa degli effetti dell'inquinamento dell'aria, sono stati ripresi e completati con la presente indagine che ha fornito, inoltre, una valutazione quantitativa degli inquinanti presenti nella valle del Ticino.

Per avere una visione complessiva della qualità dell'aria e delle sue ricadute sono state, infine, messe in evidenza le aree maggiormente critiche confrontando i risultati ricavati dagli studi finora realizzati compresi quelli forniti dal Parco del Ticino piemontese.

*Figura 1.1  
Fiume Ticino*





Questi studi rappresentano per il Parco i primi passi per raggiungere l'obiettivo di creare una rete di monitoraggio valida e costante e che possa essere alla base di interventi attivi di compensazione e di mitigazione degli impatti prodotti dall'aeroporto e dal suo indotto.

Il presente lavoro è finalizzato a fornire una panoramica delle concentrazioni dei principali inquinanti atmosferici presenti nel territorio del Parco ed a supportare, stimolando anche altre Istituzioni ed Enti di ricerca, ulteriori studi di approfondimento relativi a questa tematica.

L'inquinamento atmosferico è stato valutato mediante l'utilizzo di campionatori puntiformi passivi distribuiti su un territorio di circa 100.000 ettari all'interno dell'area dei Parchi del Ticino, comprendendo 17 Comuni e 3 Province (Varese, Milano e Novara) e si è articolato in diverse campagne di monitoraggio, per un periodo complessivo di 1 anno. L'approccio adottato ha voluto fornire una "fotografia" dell'incidenza attuale di alcuni potenziali agenti di stress per gli ecosistemi, mettendo a disposizione una serie di dati che potranno essere esaminati alla luce di misure pregresse, ove disponibili, oppure costituire una base di informazioni per valutazioni successive circa l'evoluzione nel tempo degli stessi parametri considerati. Questa prima analisi è stata indirizzata innanzitutto a valutare se gli inquinanti monitorati rispettano i limiti che in sede internazionale sono stati proposti ai fini della protezione della vegetazione.

L'interesse per questo genere di informazioni appare oggi giustificato dalle numerose attività antropiche che sono insediate a stretto contatto con le Aree Protette considerate, attività che comportano frequentemente una rilevante emissione di inquinanti atmosferici, le cui ricadute possono raggiungere il territorio in esame e produrre alterazioni degli equilibri eco-fisiologici degli ecosistemi. I motivi di interesse appaiono crescenti anche a seguito dell'intensificarsi delle attività collegate ai trasporti, ed in particolare all'aeroporto di Malpensa ed al suo indotto, che producono emissioni in atmosfera che si aggiungono a quelle legate alle normali esigenze di riscaldamento e di mobilità derivanti da insediamenti di carattere industriale e civile.

Figura 1.2  
Aeroporto  
di Malpensa.



## 2. INQUINAMENTO ATMOSFERICO

### 2.1 L'ATMOSFERA

L'atmosfera terrestre è l'involucro gassoso che avvolge il nostro pianeta, lo segue nei suoi movimenti principali (di rivoluzione e di rotazione) e si estende fino ad alcune centinaia di chilometri di altitudine, rarefacendosi progressivamente all'aumentare della quota.

La composizione dell'aria atmosferica è di definizione complessa poiché è influenzata sia da fenomeni naturali quali incendi, attività vulcaniche e metabolismo vegetale ed animale nonché da emissioni legate alle attività antropiche. Per avere un riferimento, di norma, si considera come "composizione tipo" dell'aria pura quella dell'aria secca prelevata a livello del mare e riportata nella Tabella 2.1:

Nome	Formula	Concentrazione	Unità di misura
Azoto	N <sub>2</sub>	78.09	%vol.
Ossigeno	O <sub>2</sub>	20.94	%vol.
Argon	Ar	0.93	%vol.
Anidride carbonica	CO <sub>2</sub>	0.033	%vol.
Neon	Ne	18.2	ppm
Elio	He	5.2	ppm
Metano	CH <sub>4</sub>	1.6	ppm
Krypton	Kr	1.1	ppm
Idrogeno	H <sub>2</sub>	0.5	ppm
Ossido di diazoto	N <sub>2</sub> O	0,2	ppm
Monossido di carbonio	CO	0,1	ppm
Xenon	Xe	0.08	ppm
Ozono	O <sub>3</sub>	0.02	ppm
Biossido di azoto	NO <sub>2</sub>	0.001	ppm
Biossido di zolfo	SO <sub>2</sub>	0.001	ppm

Tabella 2.1.  
Composizione dell'atmosfera (aria secca non inquinata) (tratto da "Scienze della terra" di Casati e Pace, 1994)

ppm = parti per milione

L'atmosfera è, come si evince dalla tabella, costituita da una miscela gassosa composta principalmente da azoto, ossigeno, argon ed anidride carbonica. Oltre a questi costituenti primari sono presenti altri elementi in concentrazioni molto minori, espresse in parti per milione (ppm), quali neon, elio, metano, ossidi di azoto, idrogeno. Altre sostanze sono rappresentate in concentrazioni variabili (secondo le zone ed al variare delle condizioni meteorologiche) quali particelle solide e liquide in sospensione, vapore acqueo e sostanze gassose.

Particolarmente importante da considerare è la concentrazione di  $\text{CO}_2$ , direttamente influenzata dalle attività umane: l'aumento della concentrazione di questo composto è, infatti, responsabile del cosiddetto "effetto serra" (cfr. Approfondimento 1).

I costituenti dell'atmosfera, sia quelli naturalmente presenti sia quelli immessi, subiscono reazioni chimiche che variano in relazione a diversi fattori quali la temperatura, l'intensità della radiazione solare, la presenza di nubi o precipitazioni e l'andamento della circolazione dell'aria che distribuisce i diversi composti chimici in senso orizzontale e verticale.

L'atmosfera è quindi considerata un grande reattore chimico dove tutte le molecole subiscono continuamente una serie di reazioni complesse, mentre nel passato era considerata come un sistema statico, cioè un comparto ambientale in grado di raccogliere passivamente e diluire, fino a concentrazioni non rilevanti, qualsiasi emissione proveniente da fonti naturali e antropogeniche.

## APPROFONDIMENTO 1

### L'EFFETTO SERRA

Le radiazioni provenienti dal Sole, per il 45% del totale, raggiungono indisturbate la superficie terrestre essendo l'atmosfera, rispetto ai raggi solari, trasparente come i vetri di una serra. Della rimanente parte della radiazione incidente, circa il 25% è assorbita dall'ozono stratosferico, dal vapore acqueo (nubi) e dalle polveri, mentre circa il 30% è riflessa nello spazio dalle nubi, dal pulviscolo e dalla superficie terrestre.

La radiazione che raggiunge la superficie terrestre è assorbita da acque, suoli e dagli organismi viventi costituendo la primaria fonte di energia per tutti i processi vitali.

La superficie terrestre così riscaldata riemette l'energia assorbita sotto forma di radiazioni infrarosse (di lunghezza d'onda maggiore rispetto a quelle provenienti dal Sole) e quindi di calore.

A differenza della radiazione solare (ad onda corta), la radiazione terrestre emessa (ad onda lunga) non riesce più ad attraversare l'atmosfera essendo assorbita dal vapore acqueo, dall'anidride carbonica, dall'ozono e dal pulviscolo per poi venire riemessa in tutte le direzioni. La maggior parte di queste ritorna, quindi, alla superficie terrestre contribuendo al suo riscaldamento. Questo fenomeno di ritorno a terra delle radiazioni termiche irraggiate è detto "effetto serra". L'effetto serra svolge naturalmente un'azione preziosa nel garantire la sopravvivenza della vita sul pianeta. In assenza di esso la temperatura media della superficie terrestre sarebbe, infatti, di  $-15^\circ\text{C}$  (Figura 2.1).

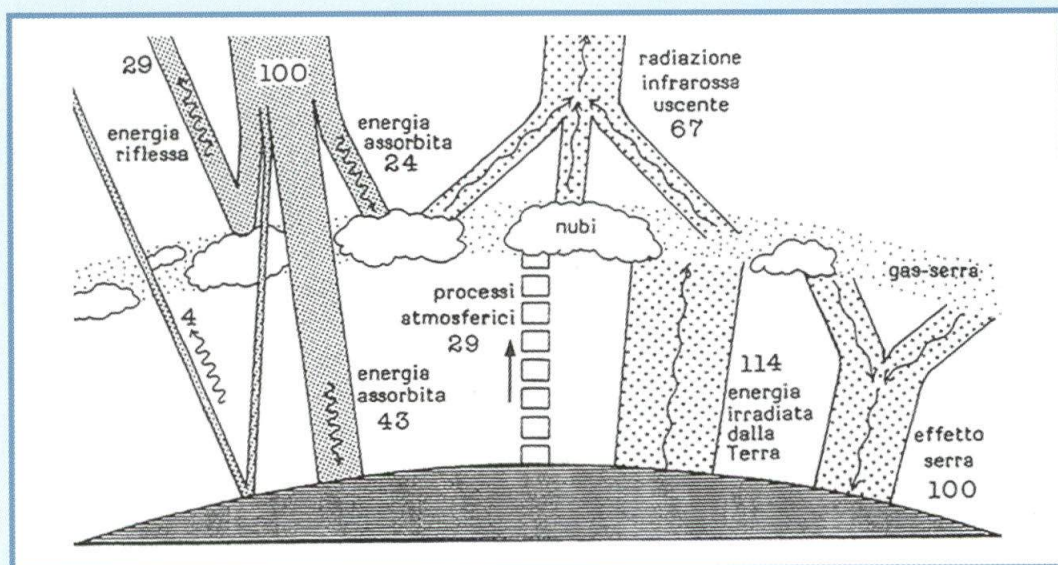


Figura 2.1  
Schema semplificato  
del bilancio  
energetico terrestre.  
(tratto da  
"Scienze della terra"  
di Casati e Pace,  
1994)



L'immissione in atmosfera di gas in grado di assorbire la radiazione ad onda lunga (i cosiddetti "gas serra") hanno recentemente esasperato questo fenomeno portando ad una temuta rottura dell'equilibrio termico con conseguente riscaldamento progressivo dell'atmosfera e delle superficie terrestre stessa.

I principali gas responsabili di tale fenomeno, sono l'anidride carbonica (49%), il metano (18%), il biossido di azoto (6%), diversi clorofluorocarburi (CFC) (17%) ed altri composti (10%) (Marchetti, 1993).

L'uso esasperato di combustibili fossili e la forsennata deforestazione (le foreste hanno un ruolo molto importante poiché sottraggono l'anidride carbonica dall'atmosfera fissandola nel materiale organico e contribuiscono così alla regolazione del clima) hanno decretato un notevole aumento dei "gas serra" e ciò potrebbe avere come conseguenza, secondo previsioni effettuate con modelli matematici, un incremento significativo della temperatura nei prossimi cinquant'anni (di 1°C entro il 2040 e di 1.5°C entro il 2100).

Tutto ciò avrebbe un considerevole impatto sull'ambiente costituendo una minaccia per gli ecosistemi naturali poiché l'aumento della temperatura potrebbe comportare mutamenti climatici con variazioni della temperatura e delle precipitazioni medie, aumento dell'evaporazione con conseguente riduzione del deflusso dei corsi d'acqua, lo scioglimento dei ghiacciai con conseguente aumento del livello dei mari con possibili sommersione degli insediamenti umani e degli ecosistemi costieri.

Queste previsioni si riferiscono all'entità media del riscaldamento globale del pianeta: fare altrettanto a livello delle varie regioni della Terra è molto più difficile, anche se permetterebbe di progettare rimedi più efficaci rispetto a quelli su scala mondiale.

L'atmosfera può essere suddivisa in strati concentrici sulla base della distribuzione di diversi parametri quali la composizione gassosa, l'andamento della temperatura con la quota, la pressione, lo stato di ionizzazione, il contenuto di ozono, ecc. (Figure 2.2 e 2.3).

Partendo dall'interno e avendo come criterio la variazione termica in funzione della quota, i diversi strati assumono le denominazioni di *troposfera*, *stratosfera*, *mesosfera*, *termosfera* ed *esosfera*.

Il primo strato, denominato *troposfera* e che si estende dal suolo fino ad arrivare ad un'altezza media di circa 12 Km, è caratterizzato dal fatto che in essa si verificano i principali fenomeni meteorologici a causa della presenza del vapore acqueo fondamentale per l'esistenza degli organismi viventi; in questo strato l'aria è continuamente rimescolata mantenendo la composizione riportata in Tabella 1.1. e la temperatura diminuisce con l'aumentare della quota di circa 6,5 °C per ogni Km. La regione dell'atmosfera in cui la temperatura cessa di diminuire con l'altezza è chiamata *tropopausa*.

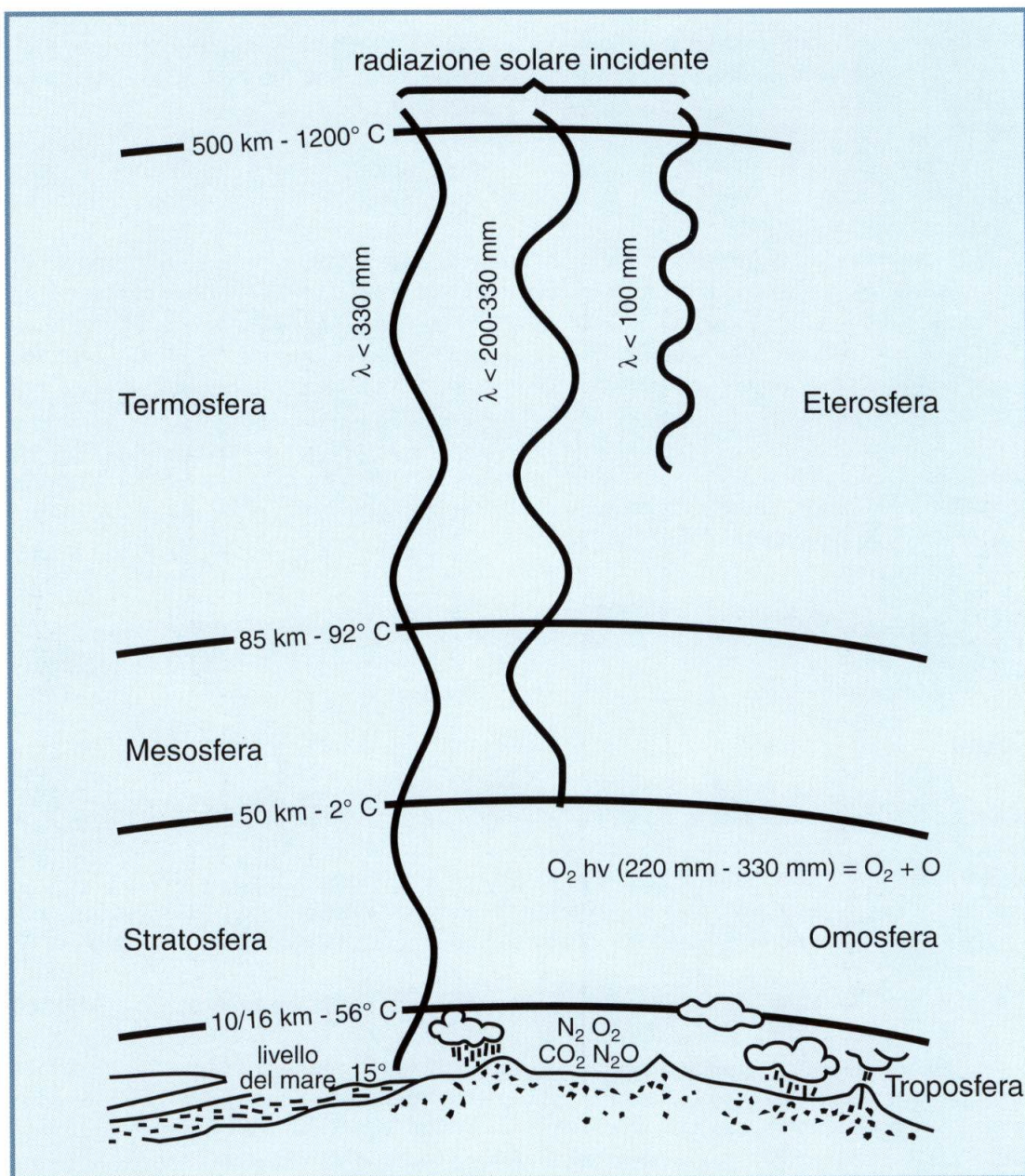
Dai 15 ai 60 Km d'altezza dal suolo si trovano la *stratosfera* e la *stratopausa*. Nella *stratosfera* la temperatura resta quasi costante sino ad una quota variabile dai 15 ai 20 Km, poi aumenta verso l'alto nella misura di 1-3 °C per Km. Questo incremento della temperatura è dovuto alla presenza di *ozono stratosferico* (cfr. Paragrafo 2.1) che ha il potere di assorbire i raggi ultravioletti provenienti dal Sole impedendo loro di raggiungere la Terra e provocare danni agli organismi viventi. In questo strato, tra i 50 e i 60 Km (strato denominato *ozonosfera*), si raggiungono valori di aumento di temperatura oscillanti tra 0 e 10 °C per Km. La *stratopausa* è la zona di separazione tra la *stratosfera* e la *mesosfera*.

Nello strato superiore, denominato *mesosfera* (da 50 a 85 Km), la temperatura torna a diminuire raggiungendo valori minimi variabili tra i -70° e -90° C; la zona dove ha inizio nuovamente il riscaldamento è chiamata *mesopausa*; essa costituisce la separazione tra *mesosfera* e *termosfera*.

Nella *termosfera* (oltre 85 Km) la temperatura aumenta costantemente fino a raggiungere temperature comprese fra i 200 ed i 1.000 °C.

L'ultimo strato, chiamato *esosfera*, è caratterizzato da atmosfera estremamente rarefatta.

Figura 2.2  
Strati dell'atmosfera  
suddivisi in base  
alla variazione  
della temperatura  
con la quota.



## 2.2 L'INQUINAMENTO ATMOSFERICO

Secondo la legislazione italiana (art. 2 del DPR n.203 del 24 maggio 1988) l'inquinamento atmosferico è definito come: "la modificazione della normale composizione o stato fisico dell'aria atmosferica, dovuta alla presenza nella stessa di una o più sostanze provenienti da immissioni di qualsiasi natura in misura tale da alterare la salubrità dell'aria e da costituire pericolo ovvero pregiudizio diretto o indiretto per la salute dell'uomo; da compromettere le attività ricreative e alterare le risorse biologiche gli ecosistemi e i beni materiali pubblici e privati". Sono considerate pertanto fonti di inquinamento tutte le immissioni provenienti dalle combustioni incomplete, dai processi relativi alle pratiche industriali, agricole, dal traffico veicolare, nonché dalle diverse fonti di origine naturale.

L'inquinamento è solitamente espresso in termini di concentrazioni di "sostanze che immesse direttamente o indirettamente nell'aria e nell'ambiente, possono avere effetti nocivi sulla salute umana o sull'ambiente nel suo complesso" (Agenzia Europea per l'Ambiente). Molte di queste sostanze possono essere già presenti in natura a basse concentrazioni con origine da processi naturali, altre possono essere di sola origine antropica.

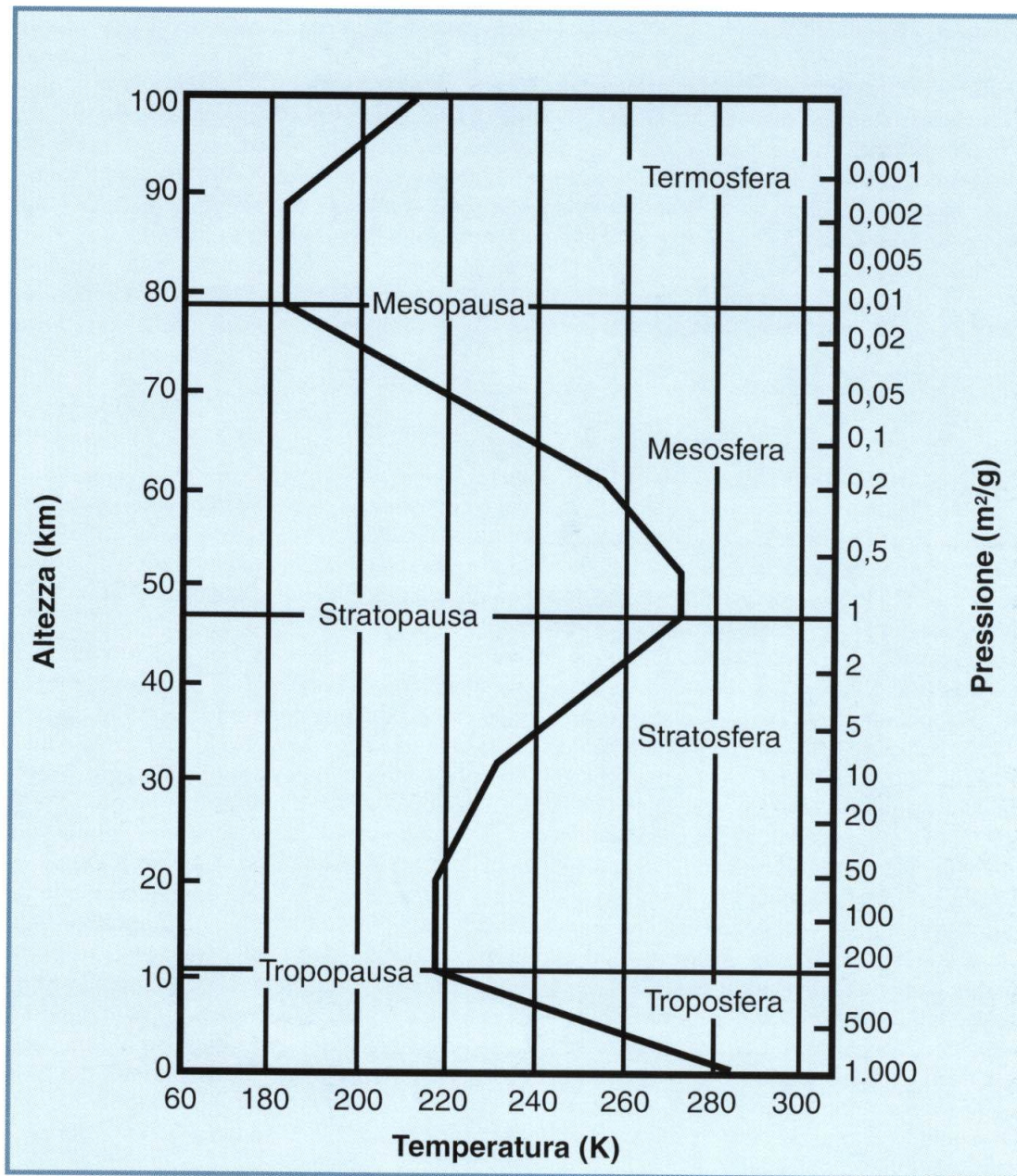


Figura 2.3  
Andamento della  
temperatura media  
dell'atmosfera in  
relazione all'altezza.

Gli effetti nocivi contro la salute animale e vegetale non vengono però generati da profonde trasformazioni della composizione dell'aria poiché non riguardano i principali gas, quali ossigeno ed azoto, le cui percentuali rimangono pressoché costanti, ma sono il risultato dell'alterazione della quantità di quelle sostanze presenti naturalmente in quantità minori, nonché dall'immissione di sostanze estranee alla normale composizione dell'aria.

Le sostanze inquinanti sono generalmente classificate in primarie e secondarie. Gli inquinanti primari sono quelli emessi direttamente da fonti puntiformi (centrali termoelettriche, inceneritori, ecc.), lineari (infrastrutture viarie) o diffuse, mentre i secondari sono quelli derivanti dalla trasformazione chimica in atmosfera di quelli primari. Generalmente, gli effetti negativi sono maggiormente imputabili agli inquinanti secondari. L'ozono e il biossido di azoto, come sarà meglio illustrato in seguito, sono tipici esempi di inquinanti secondari.

Gli effetti negativi dell'inquinamento atmosferico possono verificarsi sia a livello locale sia a livello globale. Tale distinzione, comunque, è puramente teorica essendo, in taluni casi, uno stesso inquinante responsabile di entrambi gli effetti. Le ripercussioni negative che si verificano a scala locale si riscontrano in prossimità delle sorgenti di inquinamento ed avvengono, ad esempio, per-

ché gli inquinanti si concentrano in particolari zone per la presenza di barriere naturali o artificiali che ne impediscono la dispersione. Un esempio tipico di inquinamento a scala locale è quello che si verifica nelle città. L'evoluzione delle società ha portato, infatti, alla formazione di grandi agglomerati urbani dove la dispersione degli inquinanti risulta fisicamente ostacolata; anche la struttura urbanistica e le condizioni meteorologiche locali delle città contribuiscono ad accentuare questo fenomeno. Il benzene, ad esempio, ed in genere i contaminanti da traffico veicolare, si riscontrano in maggiori concentrazioni laddove vi sono condizioni favorevoli all'accumulo, tipiche delle città moderne, come strade strette comprese tra edifici alti (effetto canyon).

Le ripercussioni negative a livello globale sono quelle che provocano squilibri in aree non direttamente interessate dalla produzione degli inquinanti. Ad esempio, le emissioni di anidride carbonica e di altri gas serra, prodotti dalle industrie, dai trasporti e dall'agricoltura hanno rafforzato, e continuano a farlo, il naturale "effetto serra" (cfr. Approfondimento 1) alterando le temperature dell'atmosfera e degli oceani con effetti sugli equilibri climatici.

### 2.3 DESCRIZIONE DEI PRINCIPALI INQUINANTI

L'inquinamento atmosferico è dato da un miscuglio complesso e dinamico di molteplici sostanze e per misurarlo si ricorre ad indicatori che sono singole sostanze che fungono da rivelatori dello stato dell'aria. Nei vari momenti storici, in relazione allo sviluppo tecnologico e sociale, la composizione dell'inquinamento atmosferico è mutata e con questo anche la scelta degli appropriati indicatori per la sua caratterizzazione.

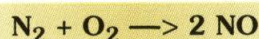
Negli anni '70 erano considerati indicatori attendibili l'anidride solforosa (SO<sub>2</sub>) e le polveri totali sospese (PTS) derivanti dal grande consumo di combustibili fossili come l'olio combustibile, il carbone, il petrolio, ecc. Negli anni più recenti, con l'intensificazione del traffico veicolare gli indicatori più adatti a descrivere l'inquinamento atmosferico sono divenuti il biossido di azoto (NO<sub>2</sub>), il monossido di carbonio (CO), gli idrocarburi, tra cui il benzene, l'ozono (O<sub>3</sub>) ed il particolato fine (PM<sub>10</sub>).

Grazie al passaggio dall'olio combustibile al gasolio desolfurato e, negli ultimi anni, al maggior impiego di gas naturale (metano), le concentrazioni di anidride solforosa si sono drasticamente ridotte. Per tutti gli anni ottanta le polveri (PTS) sono invece rimaste costanti e, con l'aumento del numero di autovetture, è rapidamente aumentato il biossido di azoto (NO<sub>2</sub>). L'introduzione delle benzine senza piombo ha poi accresciuto la presenza di composti aromatici tra cui il benzene. A partire dalla metà degli anni ottanta, inoltre, ha fatto la sua comparsa anche l'ozono (O<sub>3</sub>) per il quale l'interesse è cresciuto improvvisamente. Questo inquinante, diffuso anche nelle aree più remote dei paesi europei, ha iniziato ad essere considerato per i suoi effetti sugli organismi vegetali, ed in particolare quale agente coinvolto, insieme ad altri, nel determinare i danni di nuovo tipo alle foreste, più noti, in quegli anni, come moria del bosco.

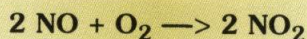
Di seguito vengono descritti sinteticamente i principali indicatori di inquinamento atmosferico.

#### Ossidi di Azoto

Gli ossidi di azoto (NO<sub>x</sub>)<sup>1</sup>, che comprendono l'ossido di azoto (NO) e il biossido di azoto (NO<sub>2</sub>), vengono prodotti sia da fonti naturali, quali fulmini e processi biologici, sia da fonti antropogeniche. La principale fonte antropica è data dai processi di combustione di combustibili fossili ad alta temperatura. A temperature molto alte, infatti, avviene la reazione tra una molecola di azoto atmosferico (N<sub>2</sub>) ed una di ossigeno atmosferico (O<sub>2</sub>); tale reazione, di seguito riportata, porta alla formazione di due molecole di ossido di azoto (NO):



In ambiente urbano le principali fonti di emissione sono rappresentate dagli impianti di riscaldamento, dagli impianti industriali e dagli autoveicoli che emettono le maggiori quantità di monossido di azoto quando il motore funziona ad alti giri (fase di accelerazione) oppure ad alte velocità. Quando vengono emessi in atmosfera, gli ossidi di azoto si trovano per la maggior parte nella forma di monossido di azoto (NO) che reagisce successivamente con l'ossigeno atmosferico (O<sub>2</sub>) a formare due molecole di biossido di azoto (NO<sub>2</sub>), secondo la seguente reazione chimica:



In virtù di questa reazione si è soliti classificare il monossido di azoto come inquinante primario e il biossido di azoto come inquinante secondario. La produzione di  $\text{NO}_2$ , derivante dalle emissioni autoveicolari, cresce al diminuire della temperatura di combustione ed avviene durante la fase di raffreddamento e risulta direttamente proporzionale alla concentrazione dell'ossigeno nella miscela di combustione. Un tentativo di ridurre le emissioni di ossidi di azoto dati dal traffico autoveicolare è stata l'introduzione delle marmitte catalitiche.

## APPROFONDIMENTO 2

### IL CATALIZZATORE

È un dispositivo che favorisce determinate reazioni chimiche e quello montato sulla marmitta dell'auto ha lo scopo di degradare alcune sostanze inquinanti a composti innocui per la salute umana. I veri e propri catalizzatori sono dei metalli nobili (platino, rodio, ecc.). Essi possono essere installati solo su auto alimentate con benzina verde, cioè senza piombo, poiché questo elemento avvelena i catalizzatori e li rende irreversibilmente inattivi. Il catalizzatore permette l'abbattimento delle immissioni di idrocarburi, monossido di carbonio e ossidi di azoto del 70-90% in condizioni ottimali. È importante che il rapporto aria/combustibile sia costante e questo viene realizzato tramite un'apposita sonda che interviene durante le fasi di accelerazione/decelerazione. Anche la temperatura è fondamentale per l'efficienza delle reazioni e si deve aggirare intorno ai 250-300 °C; per questo è utile riscaldare per qualche minuto il motore prima di partire. Col tempo il dispositivo è destinato a perdere di efficacia a causa di un processo di "avvelenamento" ad opera di sostanze presenti nel carburante o nell'aria combusta. Le condizioni ideali di funzionamento si verificano quindi ad andatura costante e a catalizzatore nuovo o quasi.

Dal punto di vista tossicologico, gli effetti degli  $\text{NO}_x$  sull'uomo riguardano sia l'apparato respiratorio (infiammazione delle vie aeree, bronchiti, tracheiti, forme allergiche, edema polmonare, enfisema) sia gli occhi (irritazioni). In relazione alla maggior tossicità del biossido di azoto rispetto al monossido, solo per il primo sono stati stabiliti i limiti di concentrazione nell'aria.

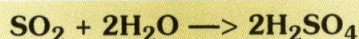
Per quanto riguarda gli effetti degli ossidi di azoto sulle specie forestali le informazioni di carattere bibliografico sono piuttosto scarse, anche se in diversi studi si sono osservate ripercussioni sulla capacità fotosintetica. Una volta penetrato all'interno degli stomi, infatti, il biossido di azoto forma composti acidi (acido nitrico e nitroso) e quindi la sua tossicità potrebbe essere legata alla capacità di modificazione del pH inter ed intracellulare. L'alterazione del metabolismo cellulare si rifletterebbe pertanto sui processi di fotosintesi. Gli effetti negativi di questo composto sono visibili anche dall'osservazione del danno subito dalle foglie che presentano macchie depigmentate di colore grigio-verde o bruno chiaro più frequenti nella porzione internervale della lamina fogliare. Su molte specie di querce sono frequenti i sintomi visibili ai margini fogliari, mentre nelle conifere il danno si evidenzia sulla porzione distale degli aghi. In generale, tuttavia, la diagnosi dei sintomi causati da questo gas appare difficile. Gli ossidi di azoto contribuiscono, inoltre, alla formazione di piogge acide e, favorendo l'accumulo di nitrati al suolo e nelle acque, favorendo l'alterazione degli equilibri ecologici.

#### **Biossido di Zolfo**

Il biossido di zolfo ( $\text{SO}_2$ ), chiamato anche anidride solforosa, è un inquinante primario ed ha origine dalla combustione di sostanze contenenti zolfo. La produzione di  $\text{SO}_2$  è essenzialmente funzione della percentuale di tale elemento contenuto nel combustibile che reagisce con l'aria al momento della combustione. Le principali fonti di produzione in ambiente urbano sono gli impianti di riscaldamento e gli impianti industriali che fanno uso di gasolio, carbone e olio combustibile; anche i veicoli a motore diesel emettono biossido di zolfo, pur se in misura minore. Importanti



sorgenti di biossido di zolfo sono altresì rappresentate dai processi di estrazione di alcuni metalli (rame, zinco, piombo), dalla produzione di acido solforico e dai processi di produzione della carta. Nell'atmosfera il biossido di zolfo può andare incontro ad una serie di trasformazioni che hanno come risultato ultimo la formazione di anidride solforica (SO<sub>3</sub>). Il destino ultimo degli ossidi di zolfo in atmosfera è comunque la rideposizione al suolo prevalentemente sotto forma di acido solforico (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>), andando a costituire la più significativa sorgente di acidità delle deposizioni (piogge acide) con gli ormai noti danni agli ecosistemi naturali.



L'acido solforico, contribuendo all'acidificazione delle piogge, inoltre, va ad attaccare i materiali da costruzione contenenti carbonati come il calcare, il marmo, l'ardesia e la malta. Gli effetti nocivi del biossido di zolfo e delle molecole derivanti dalla sua successiva trasformazione sono conseguenti alla sua inalazione ed interessano le mucose delle prime vie respiratorie. Favorisce lo sviluppo di malattie croniche, in particolare bronchiti ed enfisemi polmonari e l'irritazione degli occhi. I soggetti più esposti risultano essere i bambini e gli anziani e, in generale, tutti coloro che già soffrono di malattie croniche alle vie respiratorie. Gli effetti diretti dell'anidride solforosa sulla vegetazione sono noti da tempo: ad esempio nelle angiosperme si ha la formazione di necrosi fogliare. Le foglie risultano maggiormente sensibili all'azione del biossido di zolfo durante le fasi di espansione rispetto alle foglie già pienamente sviluppate. Nelle gimnosperme gli aghi sviluppano un colore rosso bruno, slavato e, come nelle angiosperme, sono le foglie prossime al completo sviluppo a risultare più sensibili all'azione di questo inquinante. Da oltre vent'anni, è in atto la tendenza alla diminuzione di questo inquinante da attribuire in gran parte all'adesione italiana ai Protocolli nell'ambito della Convenzione sul Trasporto transfrontaliero degli inquinanti (Convention on Long Range Transboundary Pollution), convenzione promossa dalla Commissione Economica per l'Europa delle Nazioni Unite (UN-ECE), che ha decisamente stimolato l'utilizzo di combustibili a basso tenore di zolfo (BTZ). Negli anni '70 la quantità di zolfo presente nel gasolio per l'autotrazione era di circa l'1.1%, mentre attualmente tali valori si aggirano attorno allo 0.2-0.1% ma si prevede una ulteriore riduzione fino ad arrivare a valori di circa 0,05%. Inoltre, la maggiore diffusione dell'utilizzo del metano per l'alimentazione degli impianti di riscaldamento e l'applicazione di migliori tecniche di abbattimento degli inquinanti, hanno portato ad una sensibile diminuzione della presenza di questo contaminante nell'atmosfera.

### APPROFONDIMENTO 3

## LE PIOGGE ACIDE

Per acidificazione delle piogge si intende l'abbassamento del suo pH a causa di un apporto di sostanze acidificanti derivanti dalle attività antropiche. Tra le sostanze coinvolte nei processi di acidificazione si ritrovano gli ossidi di zolfo (SO<sub>x</sub>) gli ossidi di azoto (NO<sub>x</sub>), lo ione ammonio (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>), l'acido cloridrico (HCl) (prodotto dal cloro liberato durante l'incenerimento di oggetti in cloruro di polivinile, una delle materie plastiche più diffuse) e le polveri. Definendo "normale" una pioggia esente da inquinamento, l'acqua piovana in tali condizioni possiede:

- Un quantitativo di polvere che, in casi particolari può aumentare per cause del tutto naturali (nell'area Mediterranea, in coincidenza con venti da Sud che trasportano finissima polvere sahariana);
- Una leggera acidità (pH 5,6) dovuta essenzialmente alla presenza di anidride carbonica che va in soluzione nella pioggia formando acido idrocarbonico ed a piccole quantità di acido nitrico generate dall'azione delle scariche elettriche temporalesche sull'azoto atmosferico.

L'abbassamento del pH provoca effetti dannosi su ecosistemi sensibili, ne aumenta la suscettibilità a subire danni da altre cause (ad esempio microrganismi) ed in alcuni casi rende l'habitat invivibile per alcune specie animali e vegetali. Le sostanze acidificanti, ed in particolare quelle che derivano dalle trasformazioni degli ossidi di zolfo danneggiano i materiali e provocano, quindi, danni sulle costruzioni e sui manufatti artistici e storici esposti all'aperto.

### Gli Idrocarburi Aromatici (BTEX)

Il benzene e gli altri idrocarburi aromatici (toluene, etilbenzene, orto-meta e para xilene), definiti complessivamente BTEX (Figura 2.4), sono presenti principalmente nell'aria delle zone urbane e industrializzate. Le principali fonti di benzene, infatti, sono costituite dalle emissioni degli autoveicoli e dalle perdite che si verificano durante la preparazione, la distribuzione e l'immagazzinamento della benzina, data la sua elevata volatilità. Sempre per questa sua caratteristica viene ampiamente utilizzato nelle lavorazioni produttive che lo coinvolgono come solvente e come materiale di partenza per la sintesi da altri composti chimici (produzione di vernici, plastica, esplosivi, pesticidi, cosmetici e prodotti farmaceutici). La più importante fonte di contaminazione dell'aria è rappresentata dagli autoveicoli (80-90% delle emissioni totali). In particolare, circa l'85% del benzene di origine autoveicolare viene immesso nell'aria con i gas di scarico ed il rimanente 15% per evaporazione del combustibile. Della quota evaporata, solamente l'1-2% è riconducibile alle fasi di rifornimento del carburante, mentre il rimanente alle perdite che si verificano attraverso le valvole di sfiato del serbatoio, a causa di condizioni meteorologiche caratterizzate da elevate temperature e forte insolazione o dal calore prodotto dal funzionamento del motore. Il benzene è un costituente della benzina e ne sono particolarmente ricche le "benzine verdi" che, essendo a basso contenuto di piombo, ne sfruttano le proprietà antidetonanti. La massima concentrazione di benzene raccomandata nelle benzine della Comunità Europea è del 5% in volume (Direttiva CEE n° 210 del 1985).

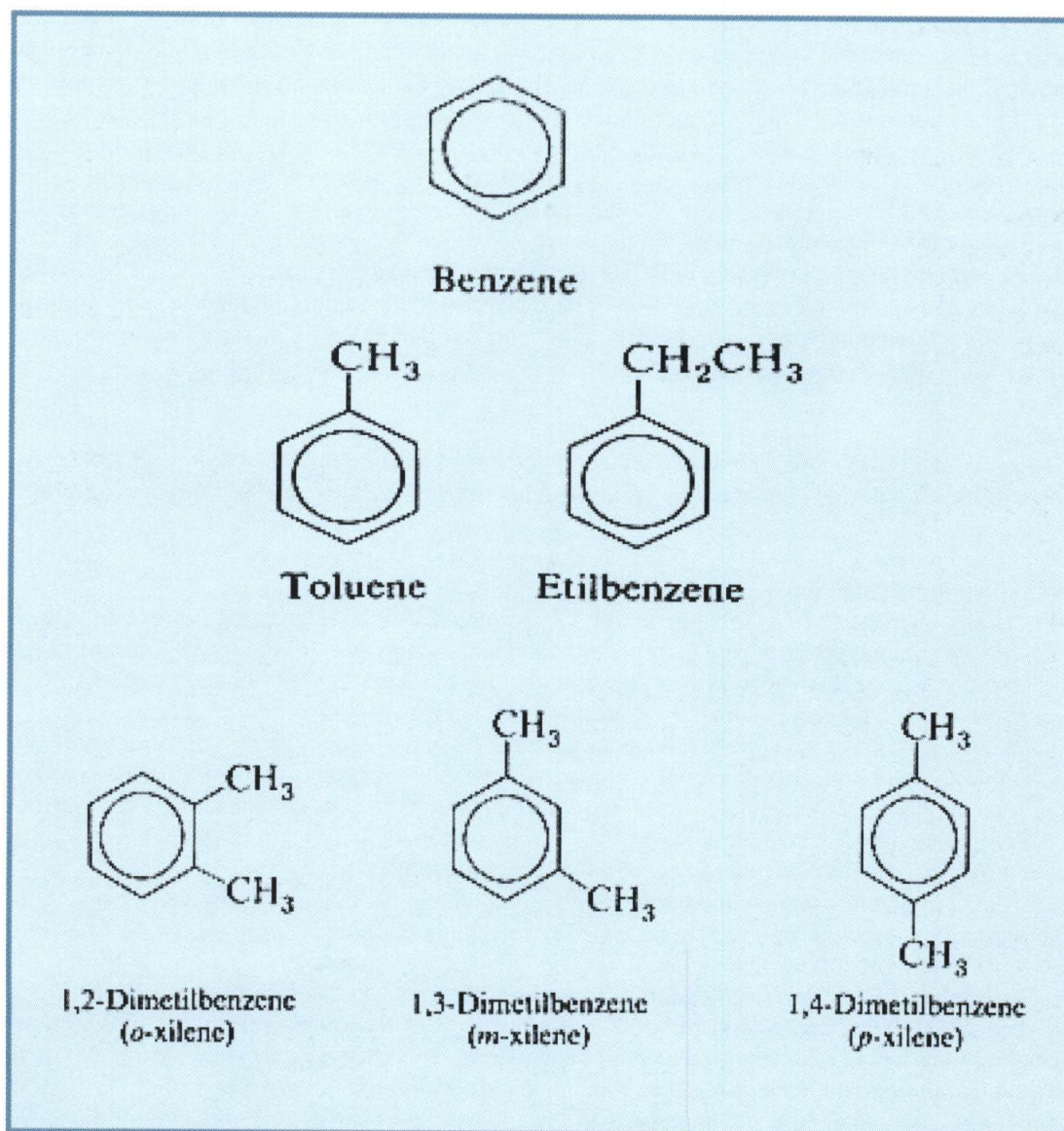


Figura 2.4  
Formule di struttura  
di alcuni idrocarburi  
aromatici (BTEX)

Il comportamento chimico degli idrocarburi aromatici contribuisce, insieme ad altri composti organici volatili, alla formazione di ozono troposferico.

A causa della notevole volatilità del benzene, la principale via di esposizione per l'uomo è rappresentata dall'inalazione. L'ingestione è comunque una fonte di esposizione non trascurabile. Il benzene è infatti presente nel cibo e nell'acqua. La contaminazione del cibo è riconducibile all'inquinamento dell'aria. Inoltre, poiché il benzene è un costituente normale dei sedimenti che contengono olii fossili, è inevitabile la contaminazione della falda idrica.

Il benzene è classificato dalla I.A.R.C. (International Agency for Research on Cancer) nel Gruppo 1 (sostanze per cui esiste un'evidenza accertata di induzione di tumori nell'uomo).

Gli effetti sanitari indotti dal benzene differiscono a seconda che l'esposizione sia acuta o cronica. Nell'intossicazione acuta gli effetti sono dovuti essenzialmente alla sua azione sul sistema nervoso centrale. A concentrazioni moderate i sintomi sono: stordimento, eccitazione e pallore, seguiti da rossore, debolezza, mal di testa, respiro affannoso, senso di costrizione al torace, sensazione di morte imminente. A concentrazioni più elevate i sintomi sono: eccitamento, euforia e ilarità, seguiti subito da stanchezza, fatica e sonnolenza. Gli effetti principali imputabili all'esposizione cronica al benzene sono, oltre a quelli a carico del sistema nervoso centrale, quelli a carico dell'emoipoesi e l'induzione di leucemia.

Per questo contaminante, data la sua rilevanza dal punto di vista sanitario, la normativa vigente (D.M. 25.11.1994, cfr. Capitolo 4) stabilisce un obiettivo di qualità, espresso come media annuale, pari a  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (valore da raggiungere e rispettare dal 1 gennaio 1999). Attualmente non sono ancora stati fissati limiti per gli idrocarburi aromatici e, dato un generale aumento di questi composti in atmosfera (per la concentrazione di frazione aromatica nelle benzine maggiore rispetto al passato), è importante continuare a monitorare con grande attenzione il benzene, per la sua accertata cancerogenicità, stabilità, e bioaccumulabilità ma anche tutti gli altri composti aromatici presenti nelle benzine per studiarne gli effetti sull'uomo e sugli ecosistemi terrestri.

La legislazione italiana non contempla limiti massimi di concentrazione del benzene nell'aria ed il suo controllo avviene utilizzando il limite per gli idrocarburi totali, escluso il metano, la cui concentrazione massima non può superare i  $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$  come media di 3 ore (D.P.C.M. del 28/3/83). Tale limite viene però applicato solo nelle zone e nei periodi dell'anno nei quali si siano verificati superamenti del limite per l'ozono ( $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$  come concentrazione media oraria da non raggiungere più di una volta al mese).

## Ozono

L'ozono ( $\text{O}_3$ ) è un gas invisibile dall'odore acre, composto da tre atomi di ossigeno. Questo composto è presente in due strati distinti dell'atmosfera: nella stratosfera e nella troposfera (cfr. Paragrafo 2.1).

### ■ Ozono stratosferico

Nella stratosfera questo gas gioca un decisivo ruolo benefico nello schermare la Terra dalle pericolose radiazioni ultraviolette provenienti dal Sole. Negli ultimi decenni, durante la primavera australe si è registrata una carenza di ozono nella stratosfera antartica; sostanziali perdite si sono registrate anche nelle zone temperate dell'emisfero nord e nelle regioni polari artiche.

Tale diminuzione (fenomeno chiamato generalmente "buco dell'ozono") è causato principalmente dall'aumento delle concentrazioni dei composti del cloro e del bromo negli strati alti dell'atmosfera che vengono introdotti nella stratosfera principalmente dalle emissioni di clorofluorocarburi (CFC) noti comunemente come Freon, usati come sostanze refrigeranti, propellenti, schiumogene e detergenti, e di bromofluorocarburi (halon) usati negli estintori.

Nonostante la drastica riduzione del loro utilizzo, dato che questi composti sopravvivono invariati in atmosfera per un tempo superiore a 100 anni, il buco dell'ozono continuerà a rappresentare un problema per tutto il XXI secolo.

Poiché l'ozono nella stratosfera è molto efficace nel bloccare la pericolosa radiazione UV-B, che provoca elevati danni agli organismi viventi, il buco dell'ozono aumenta i rischi sanitari delle popolazioni mondiali perché può avere come conseguenza una maggiore incidenza di cancro della pelle, di cataratte degli occhi e forse un parziale effetto immunodepressivo.

La manifestazione della volontà internazionale di procedere ad una drastica riduzione delle emis-

sioni di composti capaci di distruggere l'ozono stratosferico, è stata rappresentata dalla Convenzione sul trasposto transfrontaliero di inquinanti (CLRTAP) firmata a Vienna il 22 marzo 1985. La Convenzione ha visto una prima attuazione concreta con il Protocollo di Montreal entrato in vigore nel 1989, che impegna le Parti firmatarie (182 Paesi tra cui l'Italia) a stabilizzare, ridurre e quindi bandire le produzioni e i consumi delle sostanze ozono-distruttive secondo uno schema articolato per gruppi di sostanze, per obiettivi e scadenze temporali.

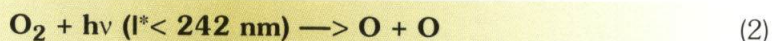
### ■ Ozono troposferico

L'ozono troposferico è un inquinante secondario, poiché viene prodotto da reazioni fotochimiche (attivate dalla luce solare) che si verificano in atmosfera in presenza di ossidi di azoto.

L'ozono si forma attraverso la combinazione tra ossigeno molecolare ( $O_2$ ) e ossigeno atomico (O) altamente instabile, in presenza di una qualsiasi molecola (M) che stabilizza la molecola di ozono, secondo la reazione:



Dal momento che l'ossigeno molecolare è largamente presente in atmosfera, risulta importante individuare i meccanismi che mettono a disposizione l'ossigeno atomico. Essi risultano essenzialmente legati a due processi: la dissociazione fotochimica dell'ossigeno molecolare (2) e la dissociazione fotochimica del biossido d'azoto (3):



Sia le molecole di ossigeno sia quelle di biossido di azoto ( $NO_2$ ) presenti nella troposfera vengono facilmente scisse per fotolisi dai raggi solari ( $h\nu$ ) producendo atomi di ossigeno (O) e monossido di azoto (NO).

Nella *stratosfera* prevale la reazione (2), mentre nella *troposfera* si realizza principalmente la reazione (3). L'ozono formato secondo la reazione (1) può nuovamente reagire con il monossido d'azoto (NO), prodotto dalla reazione (3), per formare di nuovo  $NO_2$  (4).



In teoria, il gas dovrebbe quindi essere contemporaneamente prodotto e distrutto poiché in questo processo, la concentrazione dell'ozono è funzione sia dell'intensità della radiazione solare sia del rapporto fra le concentrazioni del biossido e dell'ossido di azoto; in realtà questo equilibrio oggi è spostato verso la formazione di ozono a causa della presenza degli idrocarburi che catturano con maggiore facilità gli ossidi di azoto, reagendo con questi ultimi al posto dell'ozono. L'ozono può, quindi, permanere in atmosfera anche per una settimana.

Le concentrazioni di ozono registrate in una determinata località possono essere state generate da contaminanti emessi a diversi chilometri di distanza, trasportati a grande distanza dalle masse d'aria che lo contengono: per questo motivo le concentrazioni massime si possono misurare sottotanto rispetto alle aree sorgenti di inquinanti precursori.

La concentrazione di ozono nelle aree urbane è leggermente inferiore rispetto a quella riscontrabile nelle aree rurali e naturali. In queste ultime, essendoci un minore inquinamento da ossidi di azoto (a causa del minore traffico veicolare), l'ozono tende ad accumularsi poiché non si instaura il suo normale ciclo di distruzione e formazione, tipico delle aree urbane inquinate (3) e (4). L'ozono è un gas altamente aggressivo e la sua inalazione provoca l'irritazione delle vie respiratorie. I danni causati possono variare fortemente a seconda della concentrazione di gas nell'ambiente, della durata dell'esposizione e della sensibilità individuale.

Le caratteristiche chimiche dell'ozono (forte ossidante) lo rendono un inquinante particolarmente tossico soprattutto nei confronti della vegetazione. Gli effetti fitotossici dipendono sia dalle sue concentrazioni in aria, che dalle caratteristiche strutturali delle foglie stesse. La principale via di ingresso dell'ozono verso i tessuti fogliari sono le aperture stomatiche; una volta penetrato nelle

foglie, l'ozono agisce a livello dei complessi enzimatici delle cellule e dei cloroplasti (organuli cellulari nei quali avviene la fotosintesi), causando necrosi fogliare ed accorciamento del ciclo vegetativo. Danni a livello molecolare, biochimico e fisiologico possono essere, inoltre, determinanti anche in assenza di sintomi visibili: questi effetti risultano essere una delle cause maggiori della riduzione dei meccanismi di assimilazione delle piante.

Danni da ozono su specie forestali sono noti da tempo: alcune di esse quale il pino strobo e il pino d'Aleppo sono stati utilizzati quali bioindicatori della presenza di inquinamento da ozono. Se per numerose specie di interesse agrario è stata ampiamente dimostrata l'azione fitotossica dell'ozono con conseguente calo di resa e sviluppo di sintomi specifici, in campo forestale l'azione dannosa dell'ozono, pur evidenziata a livello biochimico, non può essere così facilmente rilevata con l'osservazione diretta.

### APPROFONDIMENTO 3

## LIVELLI CRITICI PER L'OZONO

L'Organizzazione Mondiale della Sanità ha stabilito le linee guida per la protezione della vegetazione sulla base del parametro AOT40<sup>2</sup>; l'azione nociva dell'ozono sulla vegetazione si esplica quando i livelli in atmosfera superano determinate soglie: livello critico a breve termine e livello critico a lungo termine. Il primo livello indica il valore soglia "acuto" oltre il quale si manifestano danni fogliari visibili sulle piante più sensibili; con il secondo ci si riferisce al valore soglia "cronico" al di sopra del quale, in base alle conoscenze attuali, sono da attendersi cali di rese di specie agricole e di produzione di biomassa in specie forestali. Tali livelli vengono espressi utilizzando, infatti, il parametro AOT40.

Si tratta di un indice espresso come somma delle differenze tra le concentrazioni medie orarie di ozono superiori a 40 ppb (1 ppb = 1.963 µg/m<sup>3</sup>) e il valore soglia di 40 ppb in un determinato intervallo di tempo e con un'insolazione superiore a 50 Watt/m<sup>2</sup>.

$$AOT40 = \sum_{i=1}^k h_i (C_i - 40 \text{ ppb})$$

dove:

k = numero di ore nel periodo di tempo considerato.

C<sub>i</sub> = concentrazione media oraria di ozono superiori a 40 ppb dell'ora i.

Il valore di AOT40<sub>f</sub> (soglia per gli ecosistemi forestali) viene calcolato sulle misure condotte tra aprile e settembre ed è pari a 10.000 ppb\*ora; ed il valore AOT40<sub>c</sub> (soglia per le colture agricole) viene calcolato sulle misure orarie tra maggio e luglio ed è pari a 3.000 ppb\*ora.

I dati orari di ozono da utilizzare per il calcolo degli AOT40 devono essere mediati su un periodo di cinque anni (alternativamente può essere utilizzata la media di cinque anni degli AOT40). Ad ogni valore di AOT40<sub>c</sub> viene associato un danno, consistente in una perdita di raccolto. Per come è stato calcolato, ad un valore di AOT40<sub>c</sub> uguale a 3.000 ppb\*ora corrisponde una perdita di raccolto approssimativamente del 5%, mentre ad un valore di AOT40<sub>f</sub> pari a 10.000 ppb\*ora corrisponde una riduzione della produzione di biomassa di circa il 10% in specie forestali. Ovviamente questo valore è applicabile solo nelle condizioni in cui l'apporto di nutrienti e l'umidità del suolo (dovuta a precipitazione o irrigazione) non costituiscono fattori limitanti. Questo approccio identifica nel valore di 3.000 ppb\*h il riferimento per assicurare la protezione di tutti i tipi di colture agricole. In effetti questo è sicuramente vero per tutti i cereali e per le praterie gestite, ma rimane ancora un certo grado di incertezza per quanto riguarda altri tipi di colture, come tabacco, pomodori, rape, soia, meloni, viti e alberi da frutto. Un discorso analogo può essere fatto anche per le specie forestali.

### Monossido di Carbonio

Il monossido di carbonio (CO), inquinante primario, è un gas molto velenoso che in natura si trova in bassissima percentuale; viene prodotto nel corso di molteplici processi geofisici come attività vulcaniche, scariche elettriche temporalesche, processi di ossidazione del metano nell'atmosfera o come processo biologico nello sviluppo delle piante. L'apporto naturale di CO nell'atmosfera risulta comunque insignificante rispetto a quello derivante dalle attività umane; è, infatti, un derivato dei processi di combustione incompleta che avviene nei motori a scoppio. La fonte principale di monossido di carbonio è, dunque, il traffico veicolare in ambito urbano, ma a questa sorgente si aggiunge l'apporto derivante dalle grandi industrie (fonderie, raffinerie, cartiere e centrali termoelettriche), dagli incendi delle foreste e dai rifiuti dell'agricoltura. Su scala nazionale gli autoveicoli sono responsabili di circa il 90% delle emissioni totali di CO e, più precisamente, dell'88% quelli a benzina e del 2% quelli di altro tipo (Ministero dell'Ambiente, 1989). L'effetto tossico sull'uomo e sugli animali dipende dalla reazione tra CO ed emoglobina, sostanza del sangue deputata al trasporto dell'ossigeno (sotto forma di Ossiemoglobina) dai polmoni alle cellule del corpo. Data la grande affinità fra emoglobina e CO (circa 200 volte superiore rispetto all'ossigeno) in presenza di CO si forma Carbossiemoglobina che riduce la capacità del sangue di portare ossigeno ai tessuti e, quindi, induce anossia. Quando le concentrazioni di carbossiemoglobina, normalmente inferiori a 0,5%, superano il 5% si hanno alterazioni della funzione cardiaca e polmonare, per giungere alla perdita di conoscenza ed alla morte. Il CO, invisibile ed inodore, è spesso protagonista delle cosiddette "morti bianche" dovute ad esalazioni da stufe o caldaie difettose. Nessun danno, se non a concentrazioni elevatissime, si riscontra invece sulle piante. I sistemi di riduzione delle emissioni di CO, per quanto riguarda il settore automobilistico, si sono basati finora sulle modificazioni dei motori, al fine di migliorare la combustione interna. Attualmente si interviene direttamente sui gas di scarico, mediante reattori termici o catalitici per l'abbattimento combinato del monossido di carbonio, degli ossidi di azoto e degli idrocarburi incombusti.

### Particolato (PTS e PM<sub>10</sub>)

L'atmosfera non deve essere considerata come un sistema costituito da soli gas, in quanto sono presenti anche aerosol e piccole particelle solide, comunemente indicate come particolato atmosferico, indicato col termine di Particolato Totale Sospeso (PTS). È un inquinante di tipo sia primario sia secondario e la sua origine è molto diversificata. Deriva dall'erosione dei suoli e degli edifici, dalle attività umane (agricoltura, edilizia, industria) da processi di combustione (impianti di riscaldamento, traffico autoveicolare) e da reazioni chimiche di composti gassosi. La composizione è quindi estremamente variabile a seconda dei costituenti: metalli pesanti (piombo, cadmio, zinco, rame, ecc.), fibre di amianto, solfati, nitrati, idrocarburi, polveri di carbone e cemento, ecc.

Il particolato atmosferico viene rideposto al suolo, come deposizione secca o inglobato nelle precipitazioni umide. Le concentrazioni in aria pulita sono generalmente inferiori a 10 mg/m<sup>3</sup>, mentre in aree urbane possono arrivare a 2.000-3.000 mg/m<sup>3</sup> in occasioni di inquinamento acuto.

La tossicità per l'uomo è legata alla presenza di particolari componenti quali piombo, amianto ed idrocarburi pesanti (Marchetti, 1993). La frazione di polveri considerata maggiormente pericolosa per la salute è quella più fine perché in grado di superare le barriere delle vie aeree superiori: si definisce PM<sub>10</sub> l'insieme delle polveri con diametro aerodinamico inferiore a 10 μm. È stato provato che le particelle provenienti dalle combustioni appartengono al PM<sub>10</sub>, mentre quelle prodotte dalle erosioni meccaniche naturali ed artificiali, hanno spesso dimensioni di ordine superiore. Gli effetti ecologici consistono nell'accumulo di metalli pesanti nella catena alimentare dalle piante agli animali fino all'uomo e nelle deposizioni umide sulla vegetazione che, solidificando, ne danneggiano i tessuti e ne inibiscono la crescita. Il particolato funge, inoltre, da catalizzatore nella formazione di solfati e acido solforico a partire dagli ossidi di zolfo contribuendo indirettamente al problema delle piogge acide.

### Note

(1) Con il termine "ossidi di azoto" (NO<sub>x</sub>) si intende generalmente la somma di monossido di azoto (NO) e biossido di azoto (NO<sub>2</sub>).

(2) AOT40 è l'acronimo di "Average Over Threshold of 40 ppb di ozono".

\* l = lunghezza d'onda della radiazione solare

### 3. LA NORMATIVA DI RIFERIMENTO PER LA QUALITÀ DELL'ARIA

Le problematiche relative alla qualità dell'aria e agli effetti dell'inquinamento atmosferico sulla salute dell'uomo sono oggetto di forte interesse dei ricercatori, degli Organismi di riferimento internazionali e dei legislatori che hanno affrontato questa tematica anche in riferimento ai possibili risvolti sul patrimonio ambientale ed architettonico.

Il quadro legislativo relativo alle emissioni in atmosfera e alle concentrazioni ambientali degli inquinanti atmosferici è in continua evoluzione e, se fino alla fine degli anni Ottanta, l'attenzione era rivolta principalmente agli inquinanti inorganici ( $\text{NO}_2$ ,  $\text{SO}_2$ ,  $\text{O}_3$ , ecc.), nel corso degli ultimi anni il campo dei contaminanti soggetti a normativa si è notevolmente ampliato rivolgendo l'attenzione anche ad altri composti quali, ad esempio, gli idrocarburi aromatici (BTEX) ed il particolato atmosferico ( $\text{PM}_{10}$ ) (Cfr. Capitolo 2).

I primi provvedimenti per la tutela della qualità dell'aria nelle legislazione italiana risalgono all'emanazione di regolamenti sanitari generali e del Testo Unico delle leggi sanitarie (R.D. n. 1.265 del 1934), mentre negli anni '60 si ha l'approvazione della Legge 615/66 e relativi regolamenti di attuazione, che rappresenta la prima legge quadro sulla prevenzione dell'inquinamento atmosferico. Da allora si è proceduto all'emanazione di una cospicua quantità di norme e regolamenti riguardanti l'inquinamento atmosferico, finalizzate principalmente alla fissazione e al rispetto di limiti alle concentrazioni in aria degli inquinanti sotto forma di:

Valori limite, per la salvaguardia della salute umana da esposizione ad agenti inquinanti su tutto il territorio nazionale;

Valori guida, per la prevenzione a lungo termine in materia di salute e protezione dell'ambiente e come parametri di riferimento per l'istituzione di zone specifiche di protezione ambientale per le quali è necessaria una particolare tutela della qualità dell'aria;

Livelli di attenzione e livelli di allarme, con specifico riferimento alla protezione della salute da effetti acuti in aree urbane;

Obiettivi di qualità, finalizzati alla protezione a lungo termine della salute umana in aree urbane;

La legislazione in materia di rilevamenti della qualità dell'aria può essere inquadrata in base a due fondamentali finalità. Da un lato quella di monitorare l'andamento delle concentrazioni degli inquinanti distribuite sul lungo periodo fissando i valori massimi tollerati e i relativi tempi di esposizione; dall'altro di contrastare gli episodi acuti che si manifestano nel breve periodo individuando adeguati provvedimenti da adottare con urgenza in caso di superamento dei livelli prestabiliti di attenzione e di allarme. In entrambi i casi, la legislazione nazionale e regionale, hanno fatto sempre riferimento agli orientamenti della Comunità Europea, adeguando il diritto interno alle diverse direttive che hanno regolato la



materia. Dalle molte sostanze pericolose, le normative si limitano comunque ad alcuni parametri guida, comunemente detti indicatori.

In particolare, anche l'Organizzazione Mondiale della Sanità (OMS) ha elaborato, nel 1987 per la Regione Europea, le cosiddette "Linee-guida per la qualità dell'aria", che sono attualmente in fase di revisione.

Il D.P.C.M. n. 30 del 28.3.1983 rappresenta il primo testo normativo di un certo rilievo che ha introdotto gli standard di qualità dell'aria concepiti come valori massimi di accettabilità delle concentrazioni degli inquinanti dell'aria in rapporto a specifici tempi di esposizione, superati i quali si realizza un concreto rischio per la salute dell'uomo. Tali standard di qualità hanno validità su tutto il territorio nazionale. I valori limite di alcuni inquinanti, col successivo D.P.R. n. 203 del 24.5.1988, sono stati corretti e sono stati, inoltre, introdotti i valori guida che rappresentano Obiettivi di contenimento delle concentrazioni cui tendere entro un dato termine.

L'elenco degli inquinanti preso in considerazione dal D.P.R. n. 203 del 24.5.1988 è stato in seguito ampliato dal Decreto del Ministero dell'Ambiente del 25 novembre 1994 ("Aggiornamento delle norme tecniche in materia di limiti di concentrazione e di livelli di attenzione e di allarme per gli inquinamenti atmosferici nelle aree urbane e disposizioni per la misura di alcuni inquinanti di cui al Decreto Ministeriale 15 aprile 1994") che, oltre ad avere aggiornato i valori limite di attenzione e di soglia di allarme, ha introdotto, per la prima volta, gli Obiettivi di qualità (definiti come quei valori medi annuali di riferimento da raggiungere e rispettare a partire da una determinata data) per il PM<sub>10</sub> ed il benzene. Tale normativa ha regolamentato le modalità di campionamento al fine di avere uniformità nella rilevazione dei dati e nell'indicare i limiti di concentrazione degli inquinanti nell'ambiente esterno.

Il punto focale di questo decreto è la standardizzazione del periodo e del tempo di campionamento che è stata introdotta per permettere un confronto omogeneo tra i dati rilevati su tutto il territorio nazionale. Inoltre, il decreto stabilisce che i siti di campionamento vengano suddivisi in quattro zone: una a basso traffico (parchi, isole pedonali, ecc.), dove viene studiata la concentrazione di fondo degli inquinanti, una ad alta densità di abitanti, una ad alto traffico veicolare, dove vengono misurate le concentrazioni di monossido di carbonio e di benzene ed, infine, una zona rurale.

La differenza fra i concetti di Obiettivo di qualità e di Limite è dovuta alla diversa natura degli inquinanti: a differenza degli inquinanti "tradizionali" (CO, NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub>) per i quali è possibile fissare un livello massimo di accettabilità al di sotto del quale è garantita la salute pubblica, per gli inquinanti considerati nel decreto, tra cui il benzene, sicuramente cancerogeni, è impossibile fissare una concentrazione per la quale la popolazione esposta non sia soggetta a rischio. L'Obiettivo di qualità può essere, quindi, inteso come una raccomandazione da seguire al fine di raggiungere, nel lungo periodo, l'eliminazione della sostanza inquinante.

Un'ulteriore norma vigente è rappresentata dal Decreto del Ministero dell'Ambiente del 16 maggio 1996 che recepisce le indicazioni della Direttiva del Consiglio Europeo 92/72/CEE del 21 settembre 1992 e istituisce un sistema nazionale di sorveglianza per l'inquinamento da ozono (O<sub>3</sub>), fissando i valori guida relativi anche alla protezione della vegetazione. Per questo inquinante restano vigenti i valori massimi ed i livelli di attenzione e di allarme stabiliti rispettivamente dai decreti dell'83 e del '94 sopra citati.

L'Unione Europea sta rivedendo i Limiti e i Valori Guida per numerose sostanze. In particolare quelli per il biossido di zolfo, il biossido di azoto e gli ossidi di azoto sono stati già definiti nella Direttiva 1999/30/CE del Consiglio Europeo del 22 aprile 1999. Il termine di adeguamento a tale Direttiva per gli Stati Membri è stato fissato al 19 luglio 2001.

Di seguito si fornisce un quadro riassuntivo dei valori di riferimento (Limiti e Obiettivi di qualità) stabiliti dalla normativa vigente per gli inquinanti considerati in questa campagna di monitoraggio.



### BIOSSIDO DI AZOTO (NO<sub>2</sub>)

VALORE LIMITE D.P.R. 203/1988

**200** µg/m<sup>3</sup> - 98° percentile annuale delle medie di 1 ora (1 gen-31 dic)

VALORE GUIDA D.P.R. 203/1988

**50** µg/m<sup>3</sup> - 50° percentile annuale delle medie di 1 ora (1 gen-31 dic)

**135** µg/m<sup>3</sup> - 95° percentile annuale delle medie di 1 ora (1 gen-31 dic)

VALORI LIMITE DIRETTIVA 1999/30/CE del 22/4/99

**40** µg/m<sup>3</sup> - media anno. Dal 1° gennaio 2010.

Soglia di allarme: 400 µg/m<sup>3</sup> misurati su 3 ore consecutive.

**Valore limite per la protezione degli ecosistemi:**

**30 µg/m<sup>3</sup> - media anno e inverno (1 ott-31 mar)**

Dal 19 luglio 2001.

VALORE GUIDA SUGGERITO DALL'O.M.S.

**40-50** µg/m<sup>3</sup> - concentrazione media di 1 ora

**200** µg/m<sup>3</sup> - concentrazione media annua

LIVELLO DI ATTENZIONE D.M. 15/4/1994 e D.G.R. 11/10/2000

**200** µg/m<sup>3</sup> - concentrazione media 1 ora

LIVELLO DI ALLARME D.M. 15/4/1994 e D.G.R. 11/10/2000

**400** µg/m<sup>3</sup> - concentrazione media 1 ora

### BIOSSIDO DI ZOLFO (SO<sub>2</sub>)

VALORE LIMITE D.P.C.M. n.30 del 28/3/1983 e D.P.R. 203/1988

**80** µg/m<sup>3</sup> - mediana delle concentrazioni medie di 24 ore rilevate nell'arco di 1 anno (1 apr-31 mar)

**250** µg/m<sup>3</sup> - 98° percentile delle concentrazioni medie di 24 ore rilevate nell'arco di 1 anno (1 apr-31 mar). Evitare il superamento per più di 3 giorni consecutivi.

**130** µg/m<sup>3</sup> - mediana delle concentrazioni medie di 24 ore rilevate durante l'inverno (1 ott-31 mar)

VALORE GUIDA D.P.R. 203/1988

**da 100 a 150** µg/m<sup>3</sup> - concentrazione media 24 ore (00-24)

**da 40 a 60** µg/m<sup>3</sup> - concentrazione media di 24 ore rilevate nell'arco di 1 anno (1 apr-31 mar)

*VALORI LIMITE DIRETTIVA 1999/30/CE del 22/4/99*

**350**  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  - (da non superare più di 24 volte l'anno) - media oraria  
Dal 1° gennaio 2005.

**125**  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  - (da non superare più di 3 volte l'anno) - media nelle 24 ore  
Dal 1° gennaio 2005.

**Valore limite per la protezione degli ecosistemi: 20  $\mu\text{g}/\text{m}^3$   
media anno e inverno.**

Dal luglio 2001.

*VALORE GUIDA SUGGERITO DALL'O.M.S.*

**125**  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  - concentrazione media 24 ore

**50**  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  - concentrazione media annua

*LIVELLO DI ATTENZIONE D.M. 25/11/1994 e D.G.R. 11/10/2000*

**125**  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  - concentrazione media 24 ore

*LIVELLO DI ALLARME D.M. 25/11/1994 e D.G.R. 11/10/2000*

**250**  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  - concentrazione media 24 ore

**COMPOSTI ORGANICI VOLATILI NON METANICI (COVNM)**

*VALORE LIMITE D.P.C.M. n.30 del 28/3/1983*

Idrocarburi non metanici: **200**  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  - concentrazione media di 3 ore consecutive in un periodo del giorno (da specificarsi a cura delle Autorità regionali) in un anno. Da adottarsi soltanto nelle zone e nei periodi dell'anno nei quali si siano verificati superamenti significativi dello standard dell'ozono.

*OBIETTIVI DI QUALITÀ D.M. 25/11/1994*

**Benzene: 10  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  dal 1 gennaio 1999**

Benzo[a]pirene: 1  $\text{ng}/\text{m}^3$  dal 1 gennaio 1999

*VALORE GUIDA SUGGERITO DALL'O.M.S.*

**2,5**  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  - media annuale



## OZONO (O<sub>3</sub>)

VALORE LIMITE D.P.C.M. n.30 del 28/3/1983

**200** µg/m<sup>3</sup> - concentrazione media di 1 ora da non raggiungere più di una volta al mese

LIVELLI PER LA PROTEZIONE DELLA SALUTE DELL'UOMO D.M. 16/5/1996

**110** µg/m<sup>3</sup> - concentrazione media di 8 ore

LIVELLI PER LA PROTEZIONE DELLA VEGETAZIONE D.M. 16/5/1996

**200** µg/m<sup>3</sup> - concentrazione media di 1 ora

**65 µg/m<sup>3</sup> - concentrazione media di 24 ore**

LIVELLO DI ATTENZIONE D.M. 15/4/1994 e D.G.R. 11/10/2000

**180** µg/m<sup>3</sup> - concentrazione media 1 ora

LIVELLO DI ALLARME D.M. 15/4/1994 e D.G.R. 11/10/2000

**360** µg/m<sup>3</sup> - concentrazione media 1 ora

Poiché l'obiettivo del monitoraggio effettuato dai Parchi del Ticino è stato quello di cercare di valutare l'impatto dell'inquinamento dell'aria sulla vegetazione, come parametri di riferimento sono stati considerati i Livelli per la protezione degli ecosistemi all'interno delle norme nazionali oppure delle Direttive europee.

Per l'ozono si fa riferimento al limite di protezione della vegetazione stabilito dal D.M. 16/5/1996 mediato sulle 24 ore che corrisponde a 65 µg/m<sup>3</sup>.

I valori limite per la protezione della vegetazione per il biossido di azoto (NO<sub>2</sub>) e per il biossido di zolfo (SO<sub>2</sub>), si riferiscono, invece, alla Direttiva 1999/30/CE del 22/4/99 e corrispondono, rispettivamente, a 30 µg/m<sup>3</sup> e a 20 µg/m<sup>3</sup>.

Per il benzene, infine, il valore di riferimento considerato è l'Obiettivo di Qualità contenuto nel D.M. 25/11/1994 e corrispondente a 10 µg/m<sup>3</sup>. Per altri composti aromatici, compresi col benzene nel gruppo dei BTEX, non si ritrova all'interno della normativa nazionale ed europea nessun valore di riferimento. Poiché si è voluto comunque monitorarli, dato il loro largo impiego nelle benzine verdi, l'unico riferimento normativo che può essere considerato è il Valore Limite riferito a tutti gli idrocarburi non metanici contenuto nel D.P.C.M. n.30 del 28/3/1983 è corrispondente a 200 µg/m<sup>3</sup>.



## 4. METODO DI INDAGINE

Per effettuare la valutazione dello stato della qualità dell'aria, dopo un preliminare studio dell'ambiente e della meteorologia dei Parchi del Ticino al fine di evidenziare zone critiche dal punto di vista delle fonti di inquinamento atmosferico, sono state scelte 17 stazioni di campionamento. In queste stazioni sono stati monitorati diversi inquinanti: biossido di azoto ( $\text{NO}_2$ ), biossido di zolfo ( $\text{SO}_2$ ), ozono ( $\text{O}_3$ ), idrocarburi aromatici (BTEX) e deposizioni umide con l'utilizzo di campionatori puntiformi passivi.

I dati ottenuti sono stati elaborati e confrontati con i valori limite riferiti alla protezione degli ecosistemi. Come primo riscontro dei risultati è stato inoltre effettuato uno studio preliminare sullo stato di vitalità delle chiome degli alberi del Parco.

### 4.1 DESCRIZIONE DEI PARCHI DEL TICINO

La Valle del Ticino è la più importante ed estesa fra le aree naturali residue dell'intera Pianura Padana, territorio di antropizzazione antica e, in tempi più recenti, oggetto di grande sviluppo urbano e industriale.

Questa valle è tutelata da due Parchi Regionali (lombardo e piemontese) che complessivamente costituiscono uno degli ambiti fluviali protetti più importanti in Europa.

Essa racchiude un mosaico di ecosistemi tipici dei grandi corsi d'acqua, conserva cospicui resti della foresta planiziale primaria (che ricopriva l'intera pianura padana ai tempi della colonizzazione romana), ambienti ripariali tipici, zone umide, brughiere aride e pinete, con un corredo di alta diversità di specie, di comunità biotiche e di habitat. L'area è inoltre caratterizzata da paesaggi agrari che rappresentano ecosistemi seminaturali ed è disseminata di testimonianze culturali di grande valore storico per l'Italia e per l'Europa.

Dal punto di vista ecologico e biogeografico, la valle fluviale del Ticino costituisce uno straordinario corridoio ecologico di collegamento tra la pianura urbanizzata ed i due sistemi montuosi delle Alpi e degli Appennini.

La configurazione territoriale della Valle del Ticino deriva dall'azione combinata del ghiacciaio Verbano e del corso d'acqua andando a costituire un unico grande apparato fluvio-glaciale. Il sistema glaciale è costituito da cordoni morenici disposti in cerchie, le più esterne risiane e le più interne würmiane, e da ripiani intermorenici posti a quote decrescenti verso il livello di base (Lago Maggiore). I cordoni morenici sono costituiti da materiali detritici incoerenti, inglobanti grandi massi erratici ed i terrazzi sono costituiti da sedimenti argilloso-sabbioso-limosi.

Il sistema fluviale, in successione spaziale con quello glaciale, è divisibile in due unità: "i ripiani terrazzati" ed il "fondovalle". I primi sono ripiani alluvionali, correlabili alle fasi anaglaciali e distinguibili in tre unità morfologiche: l'alta pianura, la media pianura, la bassa pianura, appartenenti alla "superficie fondamentale della Pianura Padana" in cui è incisa la "valle a cassetta del Ticino". Il "fondovalle" si sviluppa per 80 Km circa dal Lago Maggiore fino alla confluenza con il Po: esso non presenta una superficie omogenea ma piuttosto una serie di dossi, scarpate, docce, alvei abbandonati, che generano microambienti assai diversi per suolo e vegetazione.

La vegetazione è caratterizzata da diverse tipologie in relazione alle entità morfologiche e pedologiche fondamentali esistenti nell'area. Nella zona morenica prevalgono boschi di *Castanea sativa* (castagno), alquanto alterati nella struttura e composizione floristica a causa del disturbo antropico. Nella zona dell'alta pianura l'aspetto caratterizzante è legato alla brughiera (*Calluna vulgaris*), ma sono anche presenti raggruppamenti boschivi di *Pinus sylvestris* (pino silvestre). Il fondo della valle ospita consistenti nuclei di vegetazione forestale, a struttura spesso pluristratificata, ad elevato valore naturalistico, costituita da *Quercus robur* (farnia), *Ulmus minor* (olmo comune), *Carpinus betulus* (carpino bianco), *Populus nigra* (pioppo nero), *Populus alba* (pioppo bianco).



*Figura 4.1*  
*Area boscata*  
*ai Ronchi*

Questi boschi mostrano una marcata variabilità nella composizione floristica in relazione soprattutto alle caratteristiche del suolo, per cui nelle stazioni con abbondanza d'acqua, si vengono a formare le praterie umide a grandi carichi, spesso invase da prati aridi con elementi steppici.

Gli effetti dell'antropizzazione sono evidenti anche in questa zona dove le colture occupano i suoli più evoluti, sono state introdotte numerose specie esotiche e piantati diffusamente pioppi ibridi.

Intensissima appare l'attività agricola, che occupa oltre il 50% del centro-sud del territorio del Parco Lombardo: le risaie predominano in Lomellina e nel Pavese, mentre pioppeti e coltivazioni di mais sono diffusi in tutto il territorio.



La più elevata urbanizzazione si riscontra nella parte più settentrionale di Pavia, nel territorio della provincia di Varese, mentre in provincia di Pavia, escludendo la città di Vigevano e il capoluogo, le aree urbane hanno uno sviluppo molto ridotto; la situazione nel milanese risulta intermedia. Nei Parchi del Ticino vi è la presenza di numerosi impianti e linee tecnologiche di rilevante significato ed impatto ambientale. Tra i complessi di maggiore importanza si ritrova l'Aerostazione Intercontinentale di Malpensa che, nella sua configurazione HUB, è stata inaugurata nel 1998; la centrale termoelettrica ENEL di Turbigo ed il polo industriale di San Martino di Trecate. Il territorio è attraversato da molte infrastrutture viabilistiche, in particolare da tre autostrade: Milano-Laghi (A8), Milano-Torino (A4) e Milano-Genova (A7). Numerose strade statali e provinciali intersecano il territorio dei Parchi prevalentemente in direzione est-ovest che è interessato anche dalla presenza di percorsi ferroviari di importanza nazionale e locale.

*Figura 4.2  
Cascina  
Portalupa.*

#### 4.2 CARATTERISTICHE CLIMATICHE E METEOROLOGICHE

I Parchi Regionali del Ticino sono caratterizzati da condizioni climatiche di tipo continentale a cui fa eccezione solo l'area più settentrionale. Si è quindi in presenza di inverni freddi e nebbiosi ed estati calde e afose e le stagioni intermedie, a causa della continentalità del clima, sono relativamente brevi e caratterizzate da spiccata variabilità.

A sud, più frequente risulta la nebbia, anche per il maggior spessore delle inversioni termiche, fenomeno questo che influenza negativamente la dispersione degli inquinanti.

Frequenti sono i periodi di calma strumentale di vento, conseguenti in primo luogo alla prevalenza e, a volte, alla persistenza di situazioni meteorologiche tipicamente anticicloniche, nonché alla posizione topografica ed alla configurazione orografica del territorio, posto principalmente nella pianura centrale della vallata del Po, racchiusa a nord e ad ovest dalle Alpi e a sud dall'Appennino Ligure.

La piovosità media annuale decresce da nord a sud, e varia dai 700 mm/anno della pianura ai 1.400 mm/anno della zona del Lago Maggiore. Le località che risentono dell'influenza del bacino del Lago Maggiore presentano, a parità di quota, una piovosità di circa 400 mm più elevata rispetto alle località dell'alta pianura. La distribuzione delle piogge nell'arco dell'anno varia tra i due estremi della regione del Parco: le precipitazioni nel periodo invernale diminuiscono notevolmente passando dalla zona della bassa pianura alla zona collinare, mentre le precipitazioni estive seguono un andamento opposto.

#### 4.3 UBICAZIONE DELLE STAZIONI DI CAMPIONAMENTO

Le campagne di monitoraggio effettuate dai Parchi del Ticino lombardo e piemontese, pur utilizzando la medesima metodologia sono state effettuate con modalità, tempistica ed Enti di ricerca differenti; in particolare il monitoraggio nelle province lombarde (Varese e Milano) è stato effettuato dalle ARPA di Varese e di Milano, mentre quello svolto nel territorio piemontese è stato effettuato dall'Istituto di Ricerche Ambiente Italia.

Pertanto, la descrizione delle due campagne di monitoraggio ambientale effettuate nell'anno 2000-2001, viene riportata separatamente, nonostante contribuiscano entrambe alla valutazione complessiva della qualità dell'aria nella valle del Ticino.

Nell'area del Parco del Ticino lombardo, i campionatori puntiformi passivi sono stati posizionati in particolari punti al fine di caratterizzare le varie fonti di inquinamento in diverse tipologie ambientali (Tabella 4.1).

Tabella 4.1  
Punti di prelievo  
nelle Province  
di Varese e Milano

CODICE STAZIONE	POSTAZIONI DI PRELIEVO	TIPOLOGIA AMBIENTALE
1 VA	Sesto Calende	Zona urbana influenzata dalla vicinanza di un'autostrada
2 VA	Besnate	Zona naturale influenzata dalla vicinanza di un'autostrada
3 VA	Somma Lombardo	Area influenzata dal sedime aeroportuale di Malpensa
4 VA	Vizzola Ticino	Area influenzata dal sedime aeroportuale di Malpensa
5 VA	Samarate	Area influenzata dal sedime aeroportuale di Malpensa
1 MI	Nosate	Centro urbano
2 MI	Castano Primo	Centro urbano
3 MI	Turbigo	Area influenzata dalla Centrale termoelettrica
4 MI	Cuggiono	Zona urbana poco influenzata da vie di traffico
5 MI	Pontevecchio di Magenta	Zona naturale poco influenzata da vie di traffico



I punti sono stati individuati suddividendo l'area in due zone, una comprendente il basso varesotto e l'altra un'area compresa nella Provincia di Milano.

La prima zona comprende: tre punti di campionamento (Somma Lombardo, Vizzola Ticino, Samarate) disposti a triangolo attorno all'area del sedime aeroportuale di Malpensa e poco influenzati dal traffico urbano (Figura 4.3); il sito di Sesto Calende, ubicato nelle vicinanze del tratto dell'autostrada A26 Alessandria - Gravellona Toce; il punto di campionamento di Besnate, ubicato in zone boscate e ad una distanza di circa 1 Km dalla medesima autostrada A26.

Per quanto riguarda la seconda zona, compresa nella Provincia di Milano, i campionatori passivi sono stati disposti in centri urbani (Nosate e Castano Primo), in siti lontani da importanti vie di traffico autoveicolare (Cuggiono e Pontevecchio di Magenta) e nei pressi della centrale termoelettrica di Turbigo che si trova in prossimità delle rotte di atterraggio degli aerei diretti all'aeroporto di Malpensa. Il sito di campionamento di Pontevecchio di Magenta è stato scelto in quanto non influenzato da particolari fonti di inquinamento, essendo situato all'interno di una riserva naturale; ciò permette di acquisire il valore di riferimento per i diversi parametri che fungano da "bianco" e che permettano di comprendere quanto gli altri valori si discostino da questo evidenziando quindi il livello di inquinamento.

I siti scelti per il monitoraggio (Tabella 4.1) sono collocati in aree dove precedentemente è stato effettuato il monitoraggio della qualità dell'aria mediante l'analisi della biodiversità lichenica. Questa scelta ha permesso di confrontare i dati ricavati con le due diverse metodologie di indagine al fine di ottenere un quadro il più possibile approfondito della qualità dell'aria e delle sue ricadute sullo stato di salute della vegetazione (cfr. Capitolo 6).



Figura 4.3  
Posizionamento  
dei campionatori  
passivi nella stazione  
di Somma  
Lombardo (Va)  
(fr. Maddalena)

Il programma di indagine svolto in provincia di Novara ha previsto l'individuazione di sette siti di misura, rispettivamente cinque all'interno del Parco del Ticino e due all'interno dei Parchi del Lago Maggiore e dei Lagoni di Mercurago (Tabella 4.2). I siti di misura sono stati scelti in base all'assenza di ostacoli rilevanti nelle immediate vicinanze, alla presenza di strade e altre fonti di disturbo, all'accessibilità ai fini delle operazioni da effettuarsi periodicamente sugli strumenti installati. Si è ritenuto utile comprendere nell'indagine il sito di Selletto Piccolo in Val Sessera (BI) che dista circa 30 km da Castelletto Ticino ed è posto ad una quota di 1.150 m s.l.m. Si tratta di un'area sostanzialmente priva di attività antropica e riparata dal trasporto di inquinanti e che pertanto viene utilizzata come "area di bianco".

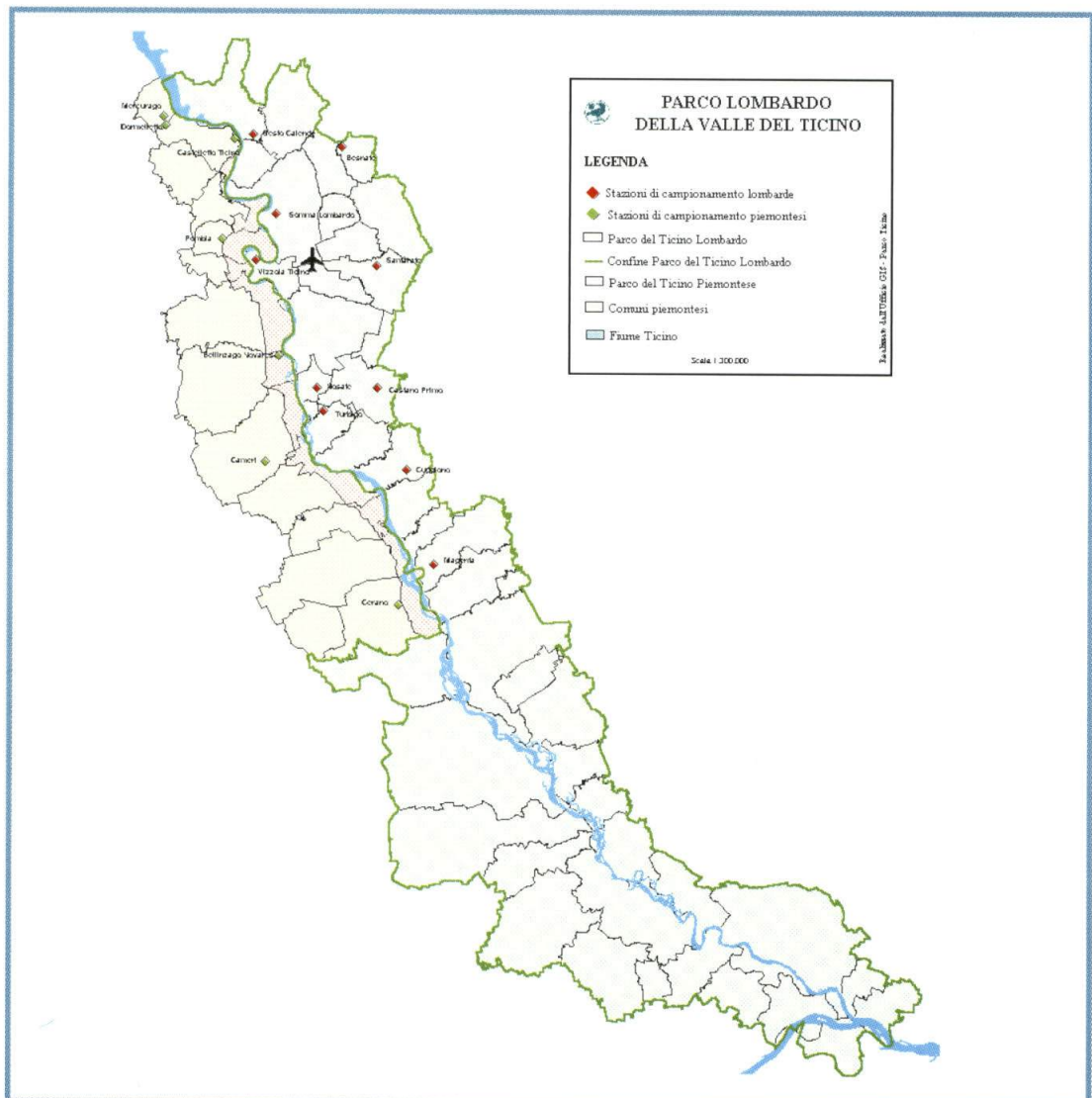


CODICE STAZIONE	POSTAZIONI DI PRELIEVO
1 NO	Castelletto Ticino
2 NO	Pombia
3 NO	Bellinzago
4 NO	Cameri
5 NO	Cerano
6 NO	Lagoni di Mercurago
7 NO	Canneti di Dormelletto
8 BI	Val Sessera

Tabella 4.2  
Punti di prelievo  
nelle Province  
di Novara e Biella

Per fornire un quadro riassuntivo dei siti scelti per la campagna di monitoraggio degli inquinanti effettuata dai Parchi del Ticino, in Figura 4.4 si riporta la mappa illustrativa.

Figura 4.4  
Stazioni di  
campionamento  
nella Valle  
del Ticino



#### 4.4 CAMPIONATORI PUNTIIFORMI PASSIVI

Il campionamento dell'aria per la ricerca dei principali contaminanti atmosferici inorganici (come l'ozono, l'anidride solforosa e gli ossidi di azoto) ed organici (come i BTEX: benzene, toluene, etilbenzene, o-m-p xilene), può essere effettuata con diverse metodologie e strategie di campionamento in base alle informazioni che si vogliono ottenere.

Questa campagna di monitoraggio è stata effettuata mediante l'utilizzo di specifici campionatori puntiformi passivi a simmetria radiale (Figura 4.5) che rappresenta una valida opzione all'uso degli analizzatori in continuo (centraline mobili o fisse), più costosi ed esigenti in termini di richiesta di energia elettrica, di termostatazione e di calibrazioni. L'uso dei campionatori passivi, infatti, non necessita di aspirazione attiva e, quindi, di energia elettrica, permette di effettuare monitoraggi estensivi su larga scala pur mantenendo la capacità di fornire informazioni di dettaglio sulla dispersione dei diversi inquinanti ricercati sia nelle città sia in zone remote quali quelle rurali e naturali. L'approccio metodologico dei campionatori puntiformi passivi si è dimostrato un valido mezzo di controllo dell'inquinamento e, dati i costi modesti e la grande semplicità e praticità d'uso dati dal loro basso ingombro, possono avere largo impiego spaziale e temporale rivelandosi un potente strumento di pianificazione territoriale e non richiedono, a differenza di altri strumenti di indagine, controlli assidui.

I campionatori passivi sono stati utilizzati anche nella campagna di monitoraggio 97-98 per il più grande progetto di monitoraggio ambientale mai realizzato in Europa denominato MACBETH (Monitoring of Atmospheric Concentrations of Benzene in European Towns and Homes).

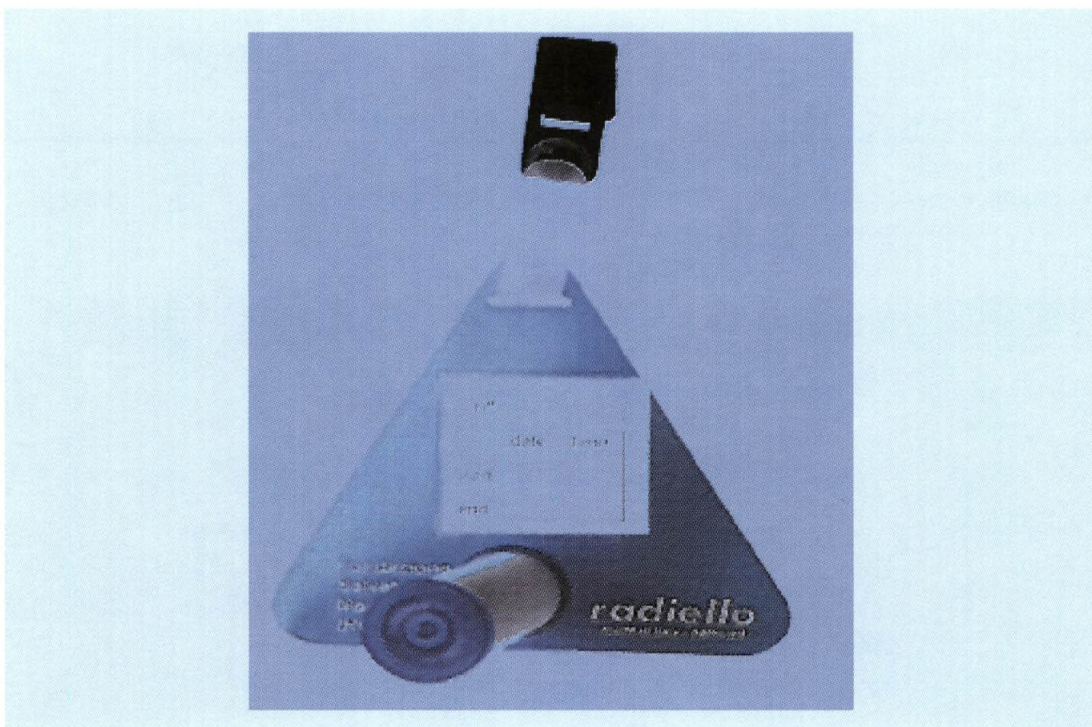


Figura 4.5  
Campionatore  
puntiforme  
passivo

Il radiello è costituito essenzialmente da un **corpo diffusivo cilindrico** avente un diametro di 16 mm ed una lunghezza di 64 mm, e da una **cartuccia chemiadsorbente** (Figura 4.6).

Sono stati utilizzati 2 tipi di corpi diffusivi:

- un corpo diffusivo cilindrico in policarbonato e polietilene microporoso bianco, di impiego generale
- un corpo diffusivo cilindrico in policarbonato e polietilene microporoso blu, per il campionamento dell'ozono

La cartuccia chemiadsorbente varia in base al tipo di inquinante da adsorbire, ma lo scheletro è identico per tutte, in quanto costituito da uno strato di polietilene microporoso. Si sono utilizzate differenti tipologie di cartucce chemiadsorbenti specifiche per gli inquinanti monitorati in questa indagine: NO<sub>2</sub>, SO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub>, BTEX.

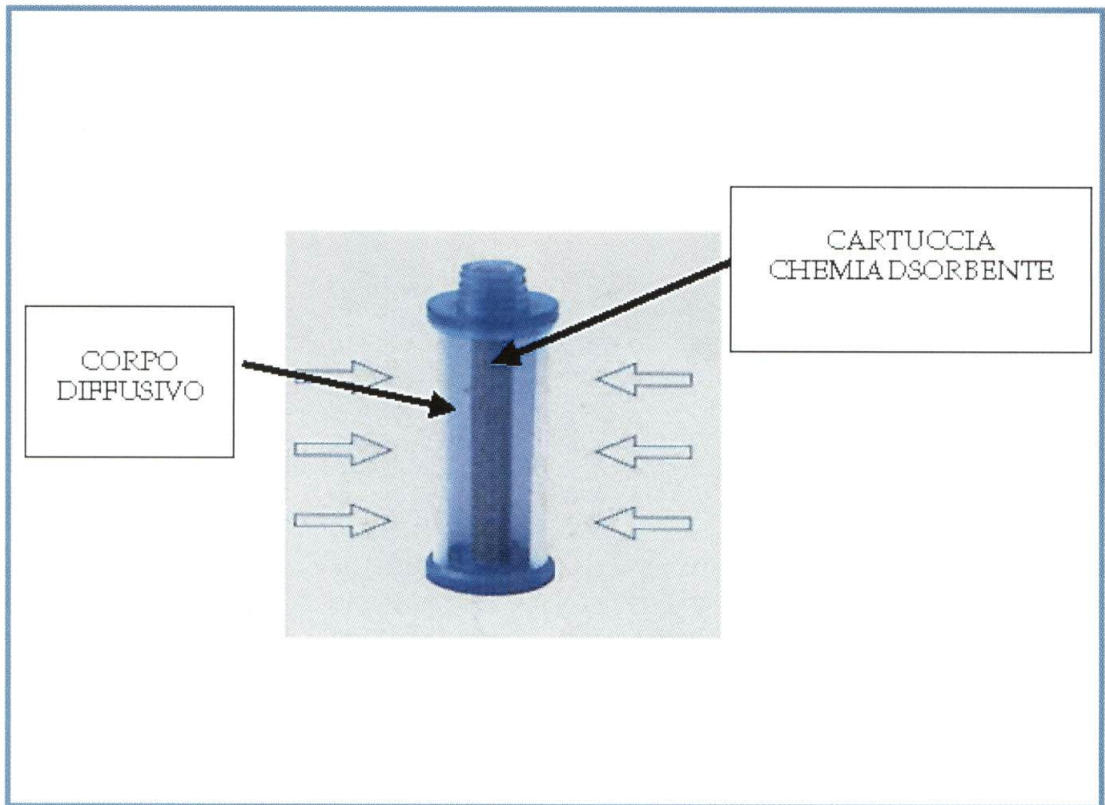


Figura 4.6  
Corpo diffusivo  
e cartuccia di  
un campionatore  
passivo

I campionatori sono stati posti a circa 1,5 - 2 m dal suolo in appositi box affinché fossero riparati sia dalle intemperie che dall'irraggiamento solare diretto (Figura 4.7).

Figura 4.7  
Campionatori  
passivi ubicati  
in appositi box



## APPROFONDIMENTO 5

# FUNZIONAMENTO DEI CAMPIONATORI PUNTIFORMI PASSIVI

Da un punto di vista fisico il funzionamento dei campionatori passivi si basa sul principio della diffusione passiva di un gas in un mezzo adsorbente secondo la prima legge di Fick, in base alla quale una specie molecolare dispersa in aria a concentrazione  $C$  diffonde nello spazio secondo la seguente funzione:

$$dm/dt = DS dC/dl \quad [1]$$

dove  $m$  è il peso molecolare della molecola diffusa nel tempo  $t$  attraverso la sezione di area  $S$ ;  $l$  rappresenta la lunghezza del mezzo in cui si ha la diffusione (il percorso della molecola) e  $D$  è il coefficiente di diffusione che ha uno specifico valore in base alla molecola considerata. La legge di Fick, chiamata anche legge della diffusione, è alla base del funzionamento del campionatore passivo: in questo caso  $m$  è la massa specifica di un inquinante captata da un mezzo chemiadsorbente e  $S$  ed  $l$  sono, rispettivamente, l'area della superficie diffusiva e la distanza fra questa e l'adsorbente. Le cartucce chemiadsorbenti, specifiche per la valutazione delle concentrazioni di  $NO_2$ ,  $SO_2$ ,  $O_3$  e BTEX, sfruttano differenti meccanismi di funzionamento. Il biossido di zolfo ( $SO_2$ ) e il biossido di azoto ( $NO_2$ ) sono sempre chemiadsorbiti sotto forma, rispettivamente, di ioni solfito, solfato, nitrito e nitrato mediante una specifica e selettiva cartuccia formata da un tubo in polietilene microporoso riempito di gel di silice rivestito con trietanolammina (TEA). Dopo il prelievo la cartuccia viene trattata con acqua distillata (2ml).

La soluzione ottenuta viene analizzata in cromatografia ionica (IEC) su strumento Dionex DX-120 pre-colonna IonPac AG9-SC mm (4x50) e colonna IonPac AS9-SC4-mm(10-32), determinando gli ioni nitrito, nitrato, solfito e solfato (Figura 4.8).

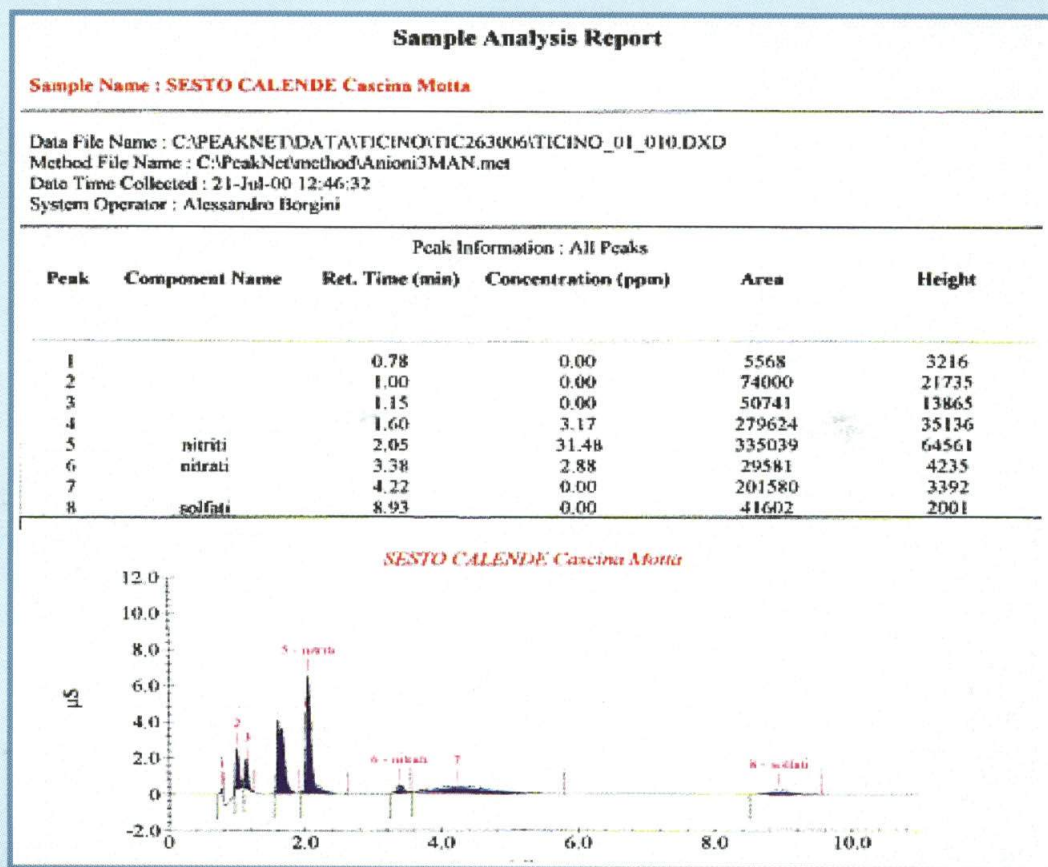
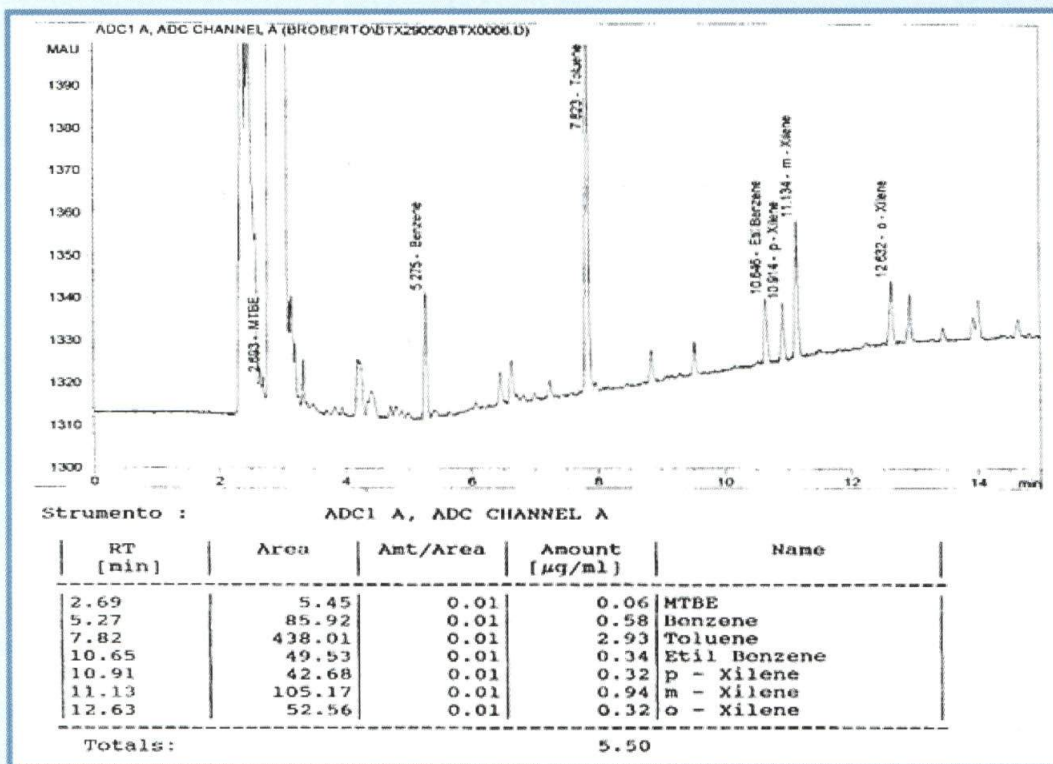


Figura 4.8  
Determinazione  
degli ioni nitrito,  
nitrato, solfito  
su cromatogramma

**L'ozono (O<sub>3</sub>)** viene chemiadsorbito mediante una specifica e selettiva cartuccia formata da un tubo in polietilene microporoso riempito di gel di silice rivestito di 4,4 - dipiridiletilene, la cui ozonolisi, durante l'esposizione, conduce a 4-piridilaldeide. Tale composto, in laboratorio, è condensato con 3-metil-2-benzotiazolinone idrazone (MBTH) per produrre la corrispondente azide, colorata in giallo. L'assorbanza della soluzione è letta in laboratorio allo spettrofotometria UV-VIS ad una lunghezza d'onda di 430 nm.

**Gli idrocarburi aromatici (BTEX)** sono stati adsorbiti su una cartuccia cilindrica in rete di acciaio inossidabile (100 mesh, diametro 5,9 mm) contenente 530 mg di carbone attivo 35-50 mesh. Dopo il campionamento, gli analiti trattenuti sulle cartucce vengono desorbiti con 2 ml di solfuro di carbonio (CS<sub>2</sub>) e la soluzione ottenuta viene analizzata per quanto riguarda i campioni nella provincia di Milano mediante gascromatografia (Figura 4.9) con rilevatore a ionizzazione di fiamma (FID) HP 5890 serie II, su colonna capillare SupelcoWAX (30m-0,25mm-film 0,25µm); per i campioni nella provincia di Varese, invece, si è utilizzato un gascromatografo (FID) HRG 5300 Mega Carlo Erba su colonna capillare SupelcoWAX (60m-0,53mm-film 1µm).

Figura 4.9  
Esempio di un  
cromatogramma  
di composti  
organici BTEX



La determinazione quali - quantitativa in spettrofotometria UV-VIS, in cromatografia ionica ed in gascromatografia sono state effettuate per confronto con le risposte fornite da soluzioni a titolo noto dei composti ricercati, analizzate nelle stesse condizioni dei campioni incogniti.

#### 4.5 PERIODI DI MISURA E INQUINANTI MONITORATI

Le indagini condotte per il Parco lombardo, effettuate dalle ARPA di Varese e Milano, hanno coperto un periodo complessivo di 1 anno, dal maggio 2000 fino all'aprile 2001 (Tabella 4.3), articolando il monitoraggio in sei campagne di analisi della durata di una settimana ciascuna. I parametri utilizzati come indicatori di inquinamento atmosferico che sono stati monitorati sono: l'ozono (O<sub>3</sub>), il biossido di azoto (NO<sub>2</sub>), il biossido di zolfo (SO<sub>2</sub>) e gli idrocarburi aromatici (BTEX).



CAMPAGNA	O <sub>3</sub>	NO <sub>2</sub>	SO <sub>2</sub>	BTEX
Primaverile (8-12 maggio 2000)	Settimanale (lun.-ven.) (110-120 ore)	Settimanale (lun.-ven.) (110-120 ore)	Settimanale (lun.-ven.) (110-120 ore)	Settimanale (lun.-ven.) (110-120 ore)
Estiva (26-30 giugno 2000)	Settimanale (lun-mer)(giouv-ven) (48 ore)	Settimanale (lun.-ven.) (110-120 ore)	Settimanale (lun.-ven.) (110-120 ore)	Settimanale (lun.-ven.) (110-120 ore)
Autunnale (11-15 settembre 2000)	Settimanale (lun.-ven.) (110-120 ore)	Settimanale (lun.-ven.) (110-120 ore)	Settimanale (lun.-ven.) (110-120 ore)	Settimanale (lun.-ven.) (110-120 ore)
Invernale (5-12 marzo 2001)	Settimanale (lun.-lun.) (180-190 ore)	Settimanale (lun.-lun.) (180-190 ore)	Settimanale (lun.-lun.) (180-190 ore)	Settimanale (lun.-lun.) (180-190 ore)
Invernale (12-19 marzo 2001)	Settimanale (lun.-lun.) (180-190 ore)	Settimanale (lun.-lun.) (180-190 ore)	Settimanale (lun.-lun.) (180-190 ore)	Settimanale (lun.-lun.) (180-190 ore)
Primaverile (2-6 aprile 2001)	Settimanale (lun.-ven.) (110-120 ore)	Settimanale (lun.-ven.) (110-120 ore)	Settimanale (lun.-ven.) (110-120 ore)	Settimanale (lun.-ven.) (110-120 ore)

Tabella 4.3  
Campagna annuale  
2000 - 2001.  
Periodi di  
monitoraggio e  
durata dei prelievi  
nel Parco Lombardo  
del Ticino

Il Parco del Ticino piemontese ha effettuato il monitoraggio nell'anno 2000-2001, nei periodi indicati in Tabella 4.4.

Gli inquinanti monitorati sono, come per l'indagine condotta nel territorio lombardo, l'ozono (O<sub>3</sub>), il biossido di azoto (NO<sub>2</sub>) e il biossido di zolfo (SO<sub>2</sub>). Tra gli idrocarburi aromatici è stato considerato il benzene e si è completata l'indagine con l'analisi delle deposizioni umide. Al fine di verificare lo stato di stress della vegetazione è stata, inoltre, effettuata una valutazione dello stato di vitalità delle chiome degli alberi.

	apr	mag	giu	lug	ago	set	ott	nov	dic	gen	feb	mar
<b>NO<sub>2</sub></b>												
<b>O<sub>3</sub></b>												
<b>Benzene</b>												
<b>SO<sub>2</sub></b>												
<b>Deposizioni umide</b>												

Tabella 4.4  
Periodi di campionamento per i diversi inquinanti nel Parco Piemontese del Ticino

Il biossido di azoto e il benzene sono stati misurati per 12 mesi, mentre l'ozono, inquinante tipicamente estivo, dal mese di aprile a fine settembre. Le misure di biossido di zolfo, inquinante tipico dei mesi invernali poiché associato principalmente al riscaldamento domestico, sono state condotte da ottobre a fine marzo.

Il periodo di esposizione dei singoli campionatori è stato previsto di durata diversa a seconda degli inquinanti considerati, in particolare:

biossido di azoto	sostituzione quindicinale (settimanale a Castelletto Ticino)
ozono	sostituzione settimanale
benzene	sostituzione quindicinale
biossido di zolfo	sostituzione quindicinale (settimanale a Castelletto Ticino)

Per l'ozono la scelta di sostituire settimanalmente i campionatori è dovuto al fatto che questo inquinante rappresenta, in generale, il principale composto ad azione fitotossica riscontrabile al di fuori dei centri urbani. In Italia si registrano valori di concentrazione e di dose assai più elevati delle soglie di riferimento per la protezione della vegetazione. Con un più approfondito monitoraggio di questo inquinante si è inteso verificare con maggiore dettaglio l'andamento delle concentrazioni nel corso della stagione primaverile - estiva ai fini di una più precisa valutazione dei potenziali effetti.



## 5. RISULTATI

Le indagini sono state effettuate con modalità e tempistica differenti nei territori dei due Parchi del Ticino (cfr. Capitolo 4). I dati ottenuti nell'area lombarda ed in quella piemontese sono, di seguito, riportati separatamente per ogni inquinante monitorato ed in seguito analizzati al fine di fornire una valutazione complessiva della qualità dell'aria nella valle del Ticino.

In coda al capitolo si presentano i risultati degli approfondimenti effettuati dal Parco Piemontese, riguardanti le deposizioni atmosferiche e la valutazione dello stato delle chiome.

### 5.1 BIOSSIDO DI AZOTO (NO<sub>2</sub>)

#### Area lombarda

I dati vengono considerati alla luce dei più restrittivi limiti europei da poco recepiti con la Direttiva 1999/30/CE del Consiglio del 22 aprile 1999 per la protezione della vegetazione.

Le misurazioni effettuate nella campagna di monitoraggio hanno seguito una cadenza temporale tale da permettere, mediando i dati ottenuti, una stima delle concentrazioni medie. Pur non rispettando la tempistica proposta dalla normativa le medie ottenute sono state comunque confrontate con il Valore Limite per la protezione della vegetazione, che è stato preso come valore di riferimento (Tabella 5.1).

BIOSSIDO DI AZOTO - NO <sub>2</sub> (µg/m <sup>3</sup> )							
STAZIONE	8-12 mag 00	26-30 giu 00	11-15 sett 00	5-12 mar 01	12-19 mar 01	2-6 apr 01	MEDIA
Sesto Calende	32,5	37,6	43,3	81,2	54,5	46,7	49,3
Besnate	19,8	13,6	11,7	48,6	28,8	22,4	24,1
Somma Lombardo	19,2	11,6	16,9	45,5	33,8	10,7	22,9
Vizzola Ticino	22,2	5,5	19,8	46,1	31,3	30,3	25,9
Samarate	22,2	14,7	30,2	69,2	34,1	36,2	34,4
Nosate	20,6	9,4	39,9	74,4	59,8	52,6	42,8
Castano Primo	24,5	34,3	13,9	84,3	76,4	53,8	47,9
Turbigo	11,7	18,3	29,1	69,1	46,7	39,3	35,7
Cuggiono	15,4	38,9	38,0	38,0	43,0	34,9	34,7
Pontevecchio	11,1	18,6	27,0	10,2	35,1	26,0	21,3
Valore limite per la protezione della vegetazione su base annua Direttiva 1999/30/CE del 22 aprile 1999							<b>30</b>

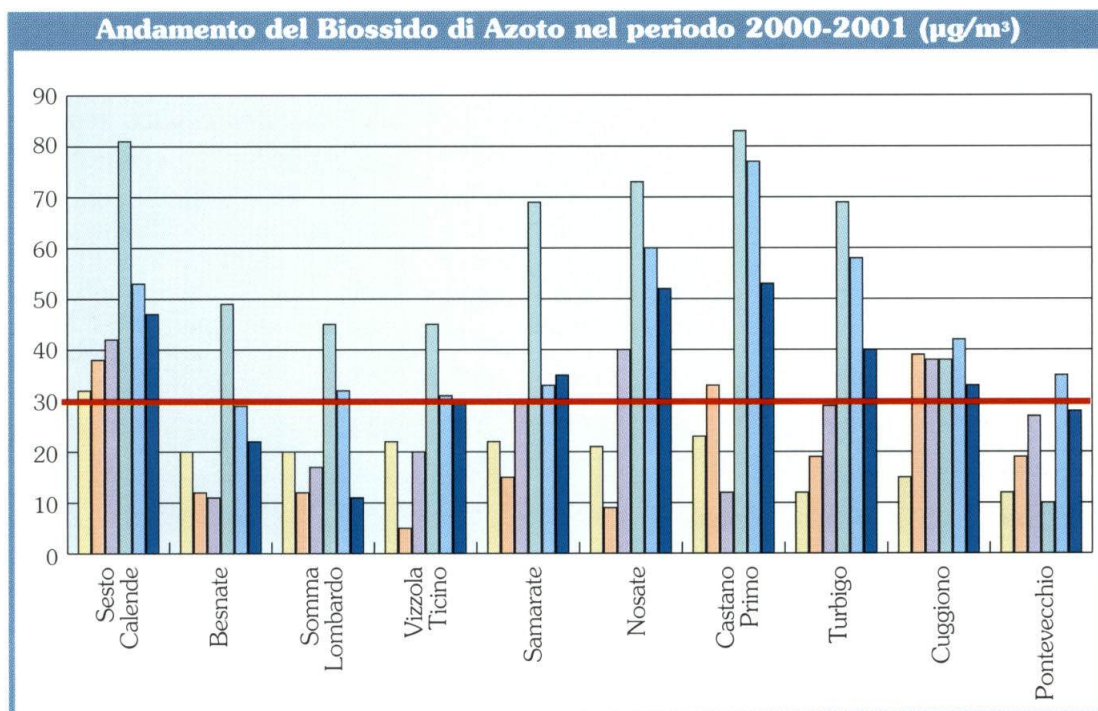
Tabella 5.1  
Concentrazioni  
medie di  
biossido di  
azoto nel  
periodo  
2000-2001



In sei stazioni su dieci nel territorio lombardo del Parco del Ticino la media calcolata del biossido di azoto supera il Valore Limite preso come riferimento. In particolare la stazione di campionamento di Sesto Calende, ubicata in prossimità dell'autostrada A26, mostra il valore medio più alto ( $49,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ), dovuto essenzialmente alle emissioni delle autovetture che transitano il tratto autostradale in questione. Il valore medio più basso si rileva nella stazione di Pontevecchio di Magenta, stazione lontana da particolari fonti di inquinamento poiché ubicata ai margini del bosco.

Per mettere in evidenza l'andamento stagionale della concentrazione del biossido di azoto e per evidenziare i valori massimi e minimi rilevati i dati vengono anche presentati in istogramma (Figura 5.1).

Figura 5.1  
Andamento stagionale del biossido di azoto nel Parco Lombardo del Ticino



Dal grafico si osserva che si ha un aumento delle concentrazioni nel periodo invernale in tutte le stazioni ad esclusione di quella di Pontevecchio che, essendo ubicata in un'area naturale, risente in misura minore dell'influenza dei centri urbani e dalle grandi arterie viabilistiche, pur non essendone completamente esente. I valori riscontrati sono più elevati nelle zone a più elevato grado di urbanizzazione ed industrializzazione (Sesto Calende, Nosate, Castano Primo, Turbigo, Cuggiono). In tutte le postazioni si è evidenziato altresì un andamento inversamente proporzionale fra le concentrazioni di ozono e quelle di biossido di azoto (Figura 5.9). Utili potrebbero essere quindi riscontri fitopatologici sulle piante anche alla luce dei superamenti verificati per i limiti per la protezione della vegetazione.

### Area piemontese

Le concentrazioni di biossido di azoto rilevate nel periodo di indagine nell'area piemontese del Parco del Ticino (riportati in Allegato) mostrano, in tutti i siti considerati, un incremento, più o meno marcato, nel corso del periodo autunnale e invernale. Nella Tabella 5.2 si riportano i valori medi, minimi e massimi annuali. I valori massimi si registrano presso il sito di Castelletto Ticino, mentre in direzione nord e sud si osservano valori più contenuti. Il sito di confronto posto in Val Sessera fa registrare una tendenza all'incremento delle concentrazioni (comunque molto modeste) nel corso della stagione fredda. Il valore massimo in questo sito supera di poco i  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Il valore massimo che si registra a Castelletto Ticino è, al contrario, rilevante e pari a  $61,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Valori superiori a  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  vengono registrati anche a Cameri, in autunno, e a Cerano in primavera. I siti di Lagoni di Mercurago e Canneti di Dormelletto mostrano concentrazioni leggermente inferiori a Castelletto Ticino, sia nei valori medi che in quelli massimi, nonostante la breve distanza che li separa da quest'ultimo e la presenza a breve distanza di importanti arterie stradali e di un traffico veicolare spesso sostenuto.



	Castelletto Ticino	Pombia	Bellinzago	Cameri	Cerano	Lagoni di Mercurago	Canneti di Dormelletto	Val Sessera
Media ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	37,5	23,6	25,7	28,4	22,3	23,4	26,0	3,9
Massimo ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	61,7	38,9	43,6	51,1	57,0	43,5	39,8	12,1
Minimo ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	23,8	7,9	13,3	13,5	9,1	10,4	17,2	0,0

Tabella 5.2  
Valori medi, minimi e massimi di biossido di azoto registrati nel periodo 4/4/2000 - 3/4/2001 presso i diversi siti di misura.

La distribuzione delle concentrazioni tra i diversi siti di misura si ripete anche considerando intervalli temporali più brevi (stagionali e mensili). Se si considerano, ad esempio, i valori di concentrazione media relativi a tutto il periodo di misura e quelli relativi al solo periodo autunno-invernale (Tabella 5.3) si osserva che, pur in presenza di valori assoluti differenti, la distribuzione relativa di questo inquinante lungo la Valle del Ticino si mantiene sostanzialmente inalterata nel corso della stagione fredda.

	Castelletto Ticino	Pombia	Bellinzago	Cameri	Cerano	Lagoni di Mercurago	Canneti di Dormelletto	Val Sessera
Media ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	44.3	32.1	33.6	38.8	36.4	32.9	31.3	5.8
Massimo ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	61.7	38.9	43.6	51.1	57.0	43.5	39.8	12.1
Minimo ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	30.6	23.0	22.9	23.2	21.2	20.9	20.9	0.0

Tabella 5.3  
Valori medi, minimi e massimi di biossido di azoto registrati nel periodo 3/10/2000 - 3/4/2001 presso i diversi siti di misura.

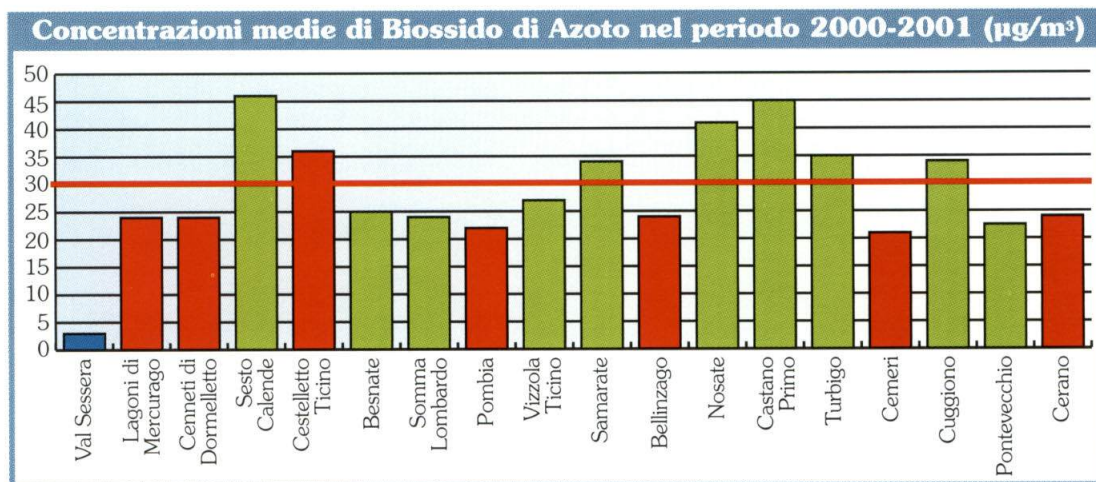
Al fine di evidenziare la distribuzione del biossido di azoto sul territorio considerato è stata effettuata un'interpolazione sui dati di concentrazione media dei 12 mesi. Valgono anche per il biossido di azoto le considerazioni riguardanti l'ozono. Nell'area circostante Castelletto Ticino viene superata la soglia di  $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , valore di livello critico ai fini della protezione della vegetazione. Nella parte restante del territorio esaminato le concentrazioni si mantengono ancora al di sotto di questo valore, per quanto l'area circostante Cameri risulti assai prossima ad esso.

In linea generale si può affermare che i valori riscontrati non sono quelli tipici delle zone forestali. Dal confronto dei dati con quelli ricavati nelle 20 aree forestali della Rete Nazionale per il Controllo degli Ecosistemi (CON.ECO.FOR.), curata dal Ministero per le Politiche Agricole, non si sono registrati nel corso della stagione estiva dello stesso anno concentrazioni confrontabili, con la sola eccezione di un sito forestale del basso Friuli Venezia Giulia posto sottovento rispetto alle emissioni di un'area industriale.

### Situazione complessiva della Valle del Ticino

I valori di concentrazione di biossido di azoto rilevati, non sono tipici di zone forestali, come appena segnalato. Il territorio compreso nei Parchi del Ticino, di antico insediamento umano, ingloba, infatti, al suo interno molte aree urbanizzate e il confronto fra i valori rilevati di biossido di azoto in area lombarda ed in area piemontese mostra chiaramente l'influenza dell'antropizzazione (Figura 5.2). Nel diagramma le varie stazioni sono state ordinate secondo la loro latitudine, in direzione nord-sud, al fine di evidenziare la situazione lungo la valle. Nelle diverse stazioni sono confrontate le medie dei valori ottenuti nel medesimo periodo di campionamento (tutti i valori per l'area lombarda e quelli registrati nelle stesse settimane per l'area piemontese).

Figura 5.2  
Concentrazioni medie del biossido di azoto nelle diverse aree del Parco Ticino, area lombarda (verde), area piemontese (rosso), Val Sessera (blu)



Limite direttiva 1999/30/CE

## 5.2 BISSIDO DI ZOLFO (SO<sub>2</sub>)

### Area lombarda

Le concentrazioni medie di biossido di zolfo (Tabella 5.4) sono sempre al di sotto del limite preso come riferimento dalla normativa vigente per la protezione della vegetazione (Direttiva 1999/30/CE del 22 aprile 1999). Nonostante ciò, per la sua distribuzione uniforme e costante sul territorio, si conferma essere inquinante ubiquitario. A dimostrazione di quanto osservato, le concentrazioni determinate in postazioni di campionamento lontane da fonti dirette di inquinamento quali, ad esempio, quella di Pontevecchio di Magenta sono paragonabili e talora anche superiori a quelle determinate in postazioni di tipo urbano. Nei punti di Nosate e Turbigo si osserva, inoltre, un aumento delle concentrazioni nel periodo estivo-autunnale ed un valore medio maggiore rispetto alle altre stazioni dovuto probabilmente all'influenza della Centrale termoelettrica di Turbigo.

Tabella 5.4  
Concentrazioni medie di biossido di zolfo durante il periodo di rilevamento 2000 - 2001

STAZIONE	BIOSSIDO DI ZOLFO - SO <sub>2</sub> (µg/m <sup>3</sup> )						MEDIA
	8-12 mag 00	26-30 giu 00	11-15 sett 00	5-12 mar 01	12-19 mar 01	2-6 apr 01	
Sesto Calende	0,5	1,0	4,4	2,0	1,7	3,9	2,3
Besnate	0,5	1,0	5,2	2,0	1,3	3,8	2,3
Somma Lombardo	0,2	0,6	5,2	1,2	1,7	0,9	1,7
Vizzola Ticino	0,6	0,8	6,8	1,9	1,7	4,0	2,6
Samarate	0,2	1,4	8,3	1,9	2,6	3,8	3,0
Nosate	1,1	22,3	22,1	2,6	4,5	5,0	9,6
Castano Primo	0,6	6,9	3,3	2,9	3,6	5,3	3,8
Turbigo	0,1	7,9	27,3	4,9	4,0	6,2	8,4
Cuggiono	0,3	4,9	14,7	2,7	3,2	4,9	5,1
Pontevecchio	1,0	6,5	1,2	1,2	2,9	3,2	4,9

Valore limite per la protezione della vegetazione su base annua Direttiva 1999/30/CE del 22 aprile 1999

**20**

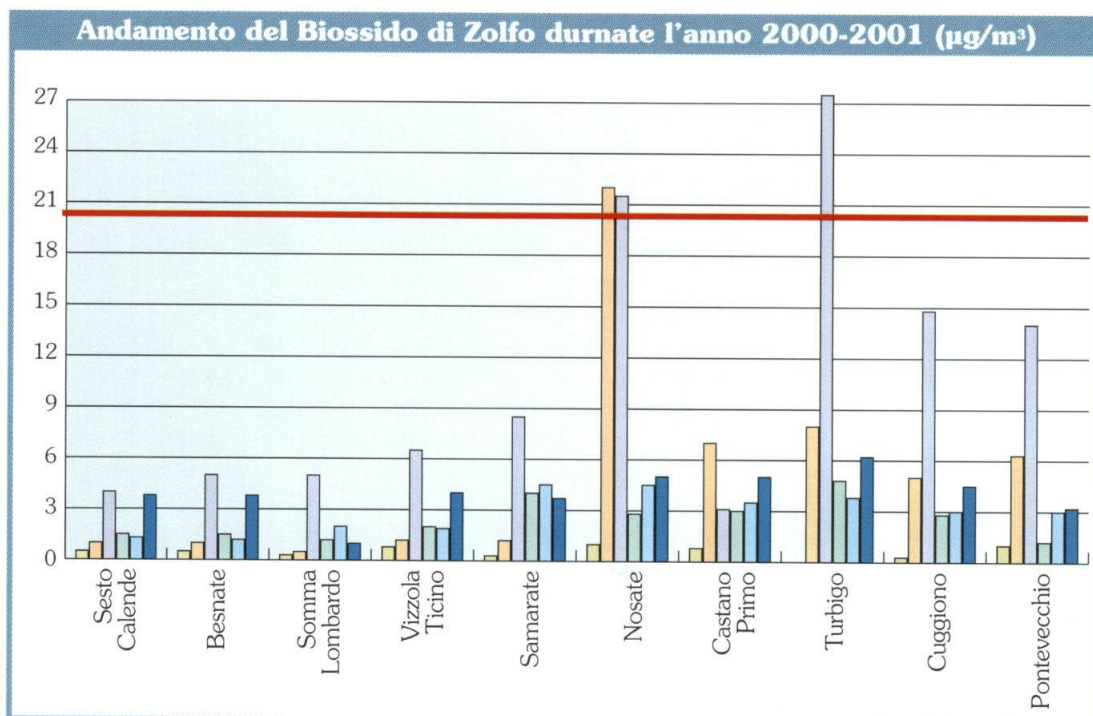


Figura 5.3  
Andamento del biossido di zolfo nelle diverse campagne di monitoraggio

8/12 maggio 00  
26/30 giugno 00  
11/15 settembre 00  
5/12 marzo 01  
12/19 marzo 01  
2/6 aprile 01  
Limite direttiva 1999/30/CE

**Area piemontese**

Analogamente all'area lombarda, i valori che si sono riscontrati in tutti i siti della sponda piemontese del Parco del Ticino (Tabella 5.5) sono assai modesti (raramente superano i 5 µg/m<sup>3</sup>) e ben al di sotto dei valori di riferimento per la protezione della vegetazione che corrisponde a 20 µg/m<sup>3</sup>. I valori che si riscontrano in Val Sessera confermano, a loro volta, questo quadro. Si osserva proprio in questo sito che la presenza di biossido di zolfo, pur modestissima, si evidenzia nel periodo autunnale, prima ancora che negli altri siti. Il fatto può essere spiegato con l'accensione anticipata del riscaldamento delle abitazioni nelle zone di montagna, riscaldamento probabilmente ancora in parte a gasolio. In tutti i siti le concentrazioni risultano rilevabili dai campionatori passivi a partire dall'ultima settimana di dicembre e si mantengono su livelli più o meno costanti fino a tutto il mese di marzo (cfr. Allegato).

	Castelletto Ticino	Pombia	Bellinzago	Cameri	Cerano	Lagoni di Mercurago	Canneti di Dormelletto	Val Sessera
Media (µg/m <sup>3</sup> )	0,9	1,1	1,7	1,3	2,7	1,5	1,5	2,1
Massimo (µg/m <sup>3</sup> )	3,6	4,8	5,1	3,5	5,3	5,4	4,1	3,9
Minimo (µg/m <sup>3</sup> )	0,0	0,0	0,0	0,1	0,1	0,0	0,0	0,8

Tabella 5.5  
Valori di concentrazione di biossido di zolfo registrati nel periodo 3/10/00 - 3/4/01 presso i siti di misura

**Situazione complessiva della Valle del Ticino**

Il biossido di zolfo è considerato un inquinante di sempre minore importanza al di fuori di aree ad elevata concentrazione produttiva. Nei decenni passati esso rappresentava l'elemento più significativo dell'inquinamento urbano e industriale. La riduzione delle emissioni di biossido di zolfo realizzata negli ultimi vent'anni da parte del settore industriale (in particolare dal comparto delle produzione elettrica) nonché la diffusa metanizzazione sia nei maggiori centri urbani ma anche, recentemente, in quelli di minore dimensione, hanno portato ad una drastica riduzione di questo inquinante nell'aria.

### 5.3 IDROCARBURI AROMATICI (BTEX)

#### Area lombarda

Per quanto concerne il benzene, i valori delle concentrazioni medie raccolti nel corso della campagna di monitoraggio (Tabella 5.6), rispettano l'obiettivo di qualità dell'aria previsto dalla normativa (D.M. 25.11.1994). Le concentrazioni inverno-primaverili sono superiori in tutti i punti di campionamento rispetto a quelle registrate durante le campagne estive, pur non superando mai i  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (Figura 5.4).

Per i composti omologhi del benzene, in particolare toluene e xileni, per i quali non è disponibile un limite normativo di confronto, le concentrazioni registrate si sono rilevate nettamente maggiori rispetto a quelle del benzene; in particolare, nelle stazioni di Nosate, Castano Primo e Turbigo i valori di toluene sono maggiori di circa un ordine di grandezza rispetto al benzene mentre la somma degli xileni lo è di circa cinque volte. Il fenomeno potrebbe essere giustificato dalla presenza di punti di emissione di tipo produttivo nelle vicinanze, in quanto i citati composti sono comunemente impiegati come solventi.

L'aumento generalizzato dei composti omologhi del benzene è probabilmente legato al traffico veicolare per il loro utilizzo nelle benzine verdi. In particolare il toluene, tra gli idrocarburi aromatici, negli ultimi anni tende ad aumentare (Cfr. Approfondimento 6) dato che è presente in percentuali maggiori nelle benzine come antidetonante al fine di diminuire quelle di benzene, scientificamente dimostratosi cancerogeno. È ragionevole pensare, comunque, che questo composto, simile al benzene nella struttura chimica (Figura 2.4), alle elevate concentrazioni che si registrano, potrebbe risultare pericoloso sia per la salute umana sia per la salvaguardia degli ecosistemi.

Il preoccupante aumento delle concentrazioni di questi composti sicuramente non è attualmente ostacolato dalla legislazione a causa della mancanza di specifici limiti di riferimento per i singoli idrocarburi aromatici (eccetto il benzene). L'unico limite vigente, di  $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , riguarda un parametro che considera la somma di tutti gli idrocarburi aromatici non metanici.

Tabella 5.6  
 Valori di  
 concentrazione  
 medie dei BTEX  
 registrati durante  
 il periodo  
 2000-2001

STAZIONI	MEDIE ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )					
	BENZENE	TOLUENE	ETIL- BENZENE	PARA- BENZENE	META- BENZENE	ORTO- BENZENE
Sesto Calende	1,8	6,3	0,9	0,9	2,0	0,9
Besnate	1,2	6,1	1,2	0,8	1,7	0,6
Somma Lombardo	2,2	10,2	1,4	2,1	3,0	1,3
Vizzola Ticino	1,5	11,0	0,9	3,2	1,9	0,7
Samarate	1,9	10,4	0,9	1,5	2,5	1,3
Nosate	4,4	38,8	6,6	5,6	14,2	6,4
Castano Primo	3,7	35,3	6,7	5,6	14,5	4,7
Turbigo	2,5	26,8	4,2	3,7	8,4	4,1
Cuggiono	2,5	19,5	4,1	3,9	6,7	2,7
Pontevecchio	2,0	11,4	1,9	1,9	4,1	2,7

Obiettivo di qualità  
 (D.M. 25.11.1994) **10**

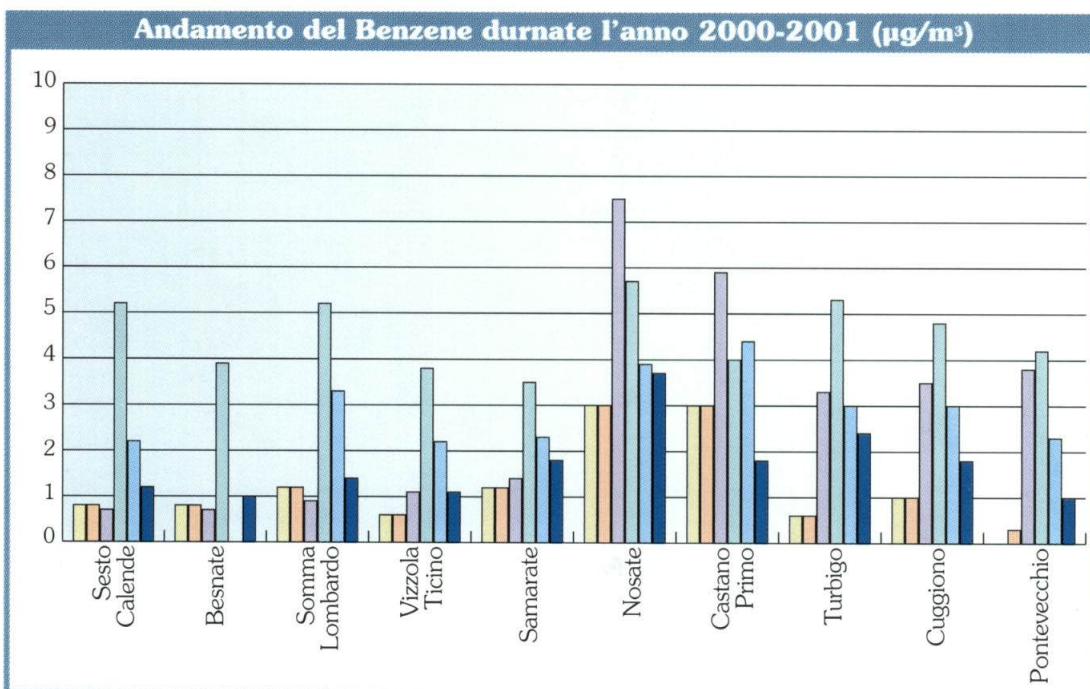


Figura 5.4  
Andamento del benzene nelle diverse campagne di monitoraggio

- 8/12 maggio 00
- 26/30 giugno 00
- 11/15 settembre 00
- 5/12 marzo 01
- 12/19 marzo 01
- 2/6 aprile 01

**Area piemontese**

A differenza dell'area lombarda, in quella piemontese è stato investigato, tra gli idrocarburi aromatici, solo l'andamento del benzene. Considerando le medie delle concentrazioni (Tabella 5.7) si osserva che i valori si mantengono tutti nettamente al sotto dell'obiettivo di qualità pari a 10 µg/m<sup>3</sup>; i valori massimi risultano uniformi e modesti nelle diverse stazioni ad eccezione della Val Sessera in cui la presenza di questo inquinante è così bassa che spesso non è rilevabile con l'impiego dei campionatori passivi. La situazione della sponda piemontese viene illustrata più dettagliatamente nell'Allegato e da questo si nota che l'andamento delle concentrazioni di benzene aumentano leggermente in autunno, fenomeno probabilmente legato all'aumento del trasporto veicolare. L'unica eccezione si rileva nel sito di Pombia in cui l'andamento si mantiene sostanzialmente costante in tutto l'arco dell'anno.

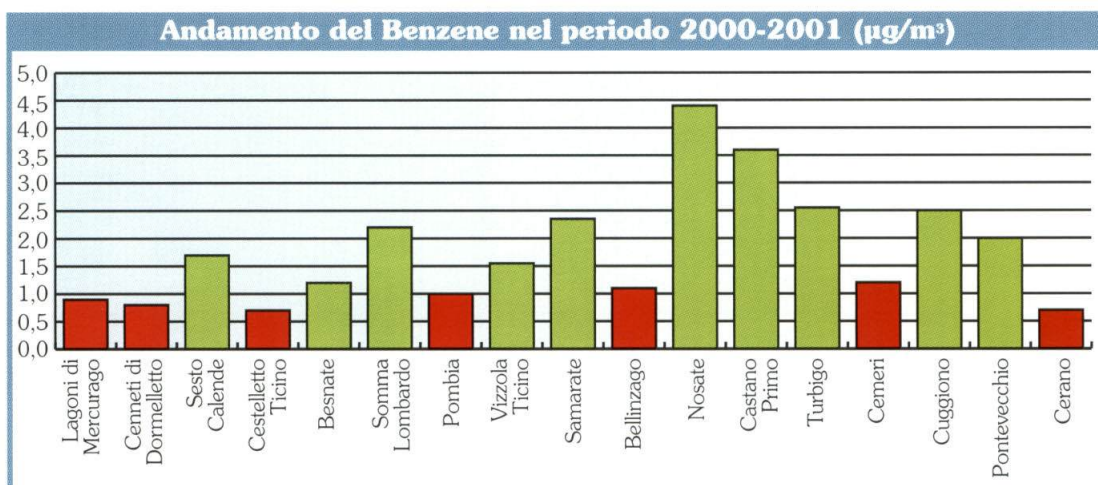
	Castelletto Ticino	Pombia	Bellinzago	Cameri	Cerano	Lagoni di Mercurago	Canneti di Dormelletto	Val Sessera
Media (µg/m <sup>3</sup> )	1,9	1,1	1,4	1,3	1,1	1,4	1,9	0,7
Massimo (µg/m <sup>3</sup> )	3,9	2,3	3,1	3,2	2,3	2,7	3,7	1,0
Minimo (µg/m <sup>3</sup> )	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5

Tabella 5.7  
Valori di concentrazione di benzene registrati nel periodo 4/4/00 - 3/4/01 presso i siti di misura

**Situazione complessiva della valle del Ticino**

Come nel caso del biossido di azoto, si distinguono nettamente le zone urbanizzate lombarde da quelle più rurali piemontesi (Figura 5.5). Come accennato le concentrazioni risultano modeste e lontane dai valori di legge individuati come obiettivo di qualità pari a 10 µg/m<sup>3</sup> su base annua (D.M. 25.11.94). Le concentrazioni più elevate si sono registrate a Castano Primo, Nosate, Turbigo sia per quanto riguarda i valori medi che i valori massimi. Le concentrazioni si mantengono complessivamente su valori modesti ma denotano comunque l'influenza delle numerose vie di comunicazione presenti e del passaggio veicolare. Nelle diverse stazioni sono confrontate le medie dei valori ottenuti nel medesimo periodo di campionamento, cioè tutti i periodi di campionamento per l'area lombarda ed i medesimi periodi riferiti all'area piemontese. Nel diagramma non compare la stazione ubicata in Val Sessera poiché i periodi considerati non presentavano sufficienti dati disponibili ai fini di un confronto.

Figura 5.5  
Concentrazioni medie di benzene nelle diverse aree del Parco Ticino, area lombarda (verde), area piemontese (rosso)



## APPROFONDIMENTO 6

### VARIAZIONE NEL RAPPORTO BENZENE/TOLUENE IN ATMOSFERA: IL CASO DI VARESE

La città di Varese è stata oggetto, negli scorsi anni, di numerose campagne di monitoraggio delle concentrazioni in atmosfera di BTEX ad opera dell'Unità Operativa Chimica del PMIP (Presidio Multizonale di Igiene e Profilassi). È quindi possibile, per la medesima stazione di campionamento, effettuare un confronto fra i valori di concentrazione di benzene e toluene riscontrati nei diversi periodi di monitoraggio (Tabella 5.8).

Tabella 5.8  
Confronto tra i contaminanti Benzene e Toluene negli anni 1995 - 2000

MESE	Concentrazioni medie di benzene e toluene (µg/m³)			
	1995		2000	
	BENZENE	TOLUENE	BENZENE	TOLUENE
gennaio	5,5	14,5	9,5	36,3
febbraio	19,8	55,0	9,3	39,2
marzo	14,8	38,7	9,4	35,4
aprile	8,2	20,3	6,6	24,7
maggio	7,8	20,5	7,1	32,3
giugno	7,9	21,2	6,5	29,8
luglio	6,7	18,5	6,2	27,2
<b>Media</b>	<b>10,1</b>	<b>20,9</b>	<b>7,8</b>	<b>32,1</b>

Confrontando le medie delle concentrazioni dei due inquinanti negli anni 1995 e 2000 risulta chiaro che il valore di benzene appare in diminuzione, mentre è notevolmente aumentata la concentrazione di toluene.

## 5.4 OZONO (O<sub>3</sub>)

### Area lombarda

L'ozono, pur essendo un contaminante la cui presenza nell'atmosfera è severamente normata, è oggetto di un costante aumento nel corso degli anni.

Le medie dei valori registrati (valori a loro volta mediati sulle 24 ore) superano il valore limite per la protezione della vegetazione (65 µg/m<sup>3</sup>) in quasi tutti i siti studiati (Tabella 5.9), compresa la stazione scelta come riferimento di Pontevecchio di Magenta.

Durante la campagna di misura primaverile-estiva (Figura 5.6) questo contaminante ha mostrato concentrazioni più elevate rispetto a quelle riscontrate durante il mese di marzo (considerato periodo invernale) e ciò a causa delle condizioni climatiche stagionali caratterizzate da un forte irraggiamento solare che ne favoriscono la formazione a livello troposferico.

In generale, le concentrazioni sembrano tendenzialmente più elevate nella zona del Parco situata nella Provincia di Milano.

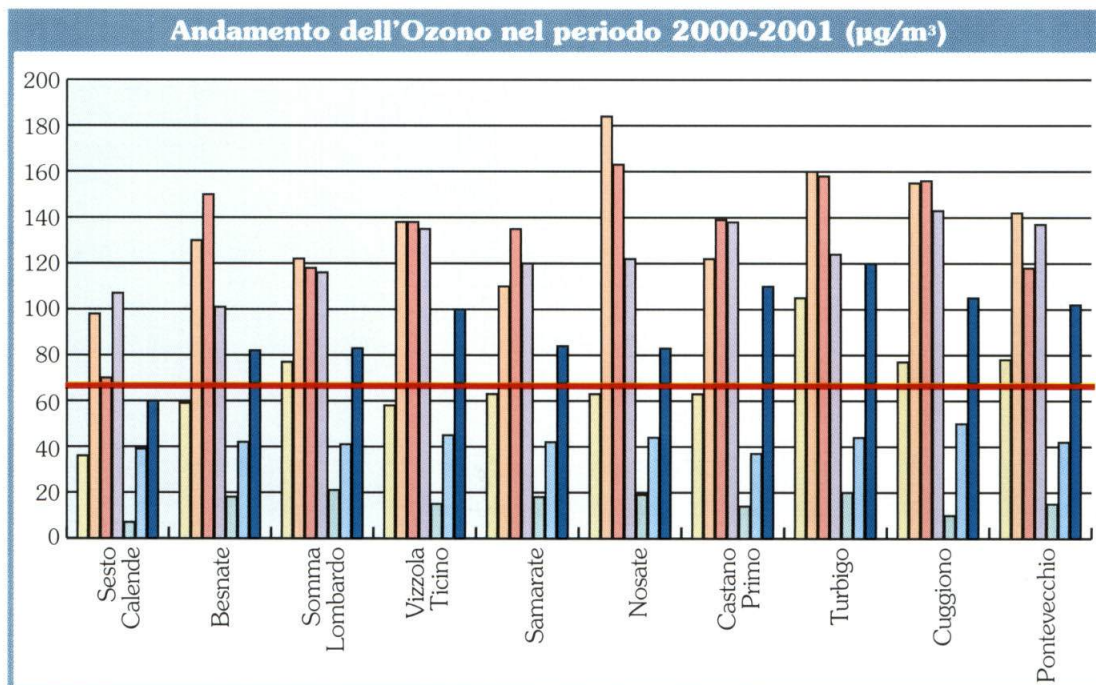
STAZIONE	OZONO - O <sub>3</sub> (µg/m <sup>3</sup> )							
	8-12 mag 00	26-30 giu 00	28-30 giu 00	11-15 sett 00	5-12 mar 01	12-19 mar 01	2-6 apr 01	MEDIA
Sesto Calende	<b>33,1</b>	96,4	69,9	108,6	<b>7,1</b>	<b>39,7</b>	<b>60,1</b>	<b>59,3</b>
Besnate	<b>57,8</b>	130,3	150,0	100,8	<b>16,7</b>	<b>44,0</b>	81,8	83,1
Somma Lombardo	74,5	122,0	117,2	113,0	<b>21,8</b>	<b>41,3</b>	85,4	82,2
Vizzola Ticino	<b>55,1</b>	136,6	136,9	130,5	<b>12,7</b>	<b>48,9</b>	98,4	88,5
Samarate	65,2	110,0	135,2	120,4	<b>16,4</b>	<b>41,1</b>	86,3	82,1
Nosate	66,8	186,6	164,3	123,7	<b>17,3</b>	<b>48,6</b>	85,0	98,9
Castano Primo	67,8	123,4	138,3	135,3	<b>12,9</b>	<b>34,8</b>	112,0	89,2
Turbigo	104,2	159,9	156,2	126,7	<b>20,5</b>	<b>47,5</b>	120,3	105,0
Cuggiono	73,4	152,9	154,6	145,5	<b>12,4</b>	<b>50,8</b>	104,1	99,1
Pontevecchio	74,4	143,5	115,4	134,9	<b>13,5</b>	<b>45,1</b>	103,7	90,1
Livello per la protezione della vegetazione (D.M. 16/5/1996)								<b>65</b>

Tabella 5.9  
Concentrazioni medie di ozono su tutto il periodo annuale 2000 - 2001, nelle province di Milano e Varese (vengono evidenziati i valori che non superano il limite di riferimento)



Mediando sulle 24 ore i dati ottenuti posizionando il campionatore per 5 oppure 8 giorni, non si riescono tuttavia ad evidenziare i possibili picchi di massima o minima concentrazione giornaliera.

Figura 5.6  
Andamento  
dell'ozono nelle  
diverse campagne  
di monitoraggio



### Area piemontese

Anche nelle postazioni piemontesi i valori rilevati (Tabella 5.10) appaiono nel complesso elevati e tutti al di sopra del limite di protezione della vegetazione, compreso il sito della Val Sessera. Gli andamenti delle concentrazioni riscontrate nei siti di misura piemontesi sono riportati negli allegati e mostrano fluttuazioni più o meno marcate con valori massimi collocati verso la fine della primavera e l'inizio dell'estate. Sono stati eseguiti, inoltre, nell'area piemontese rilevamenti mediante campionatore temporizzato che evidenziano un calo delle concentrazioni di ozono nel periodo notturno compreso tra il 40 e il 50% rispetto alle concentrazioni diurne. Queste differenze consentono di individuare nel sito di Castelletto Ticino caratteri intermedi tra un sito urbano (differenze molto marcate tra giorno e notte) e un'area di tipo rurale e remota.

Tabella 5.10  
Concentrazioni  
di ozono rilevate  
nel periodo  
4/4-3/10/2000  
nella provincia  
di Novara

	Castelletto Ticino	Pombia	Bellinzago	Cameri	Cerano	Lagoni di Mercurago	Canneti di Dormelletto	Val Sessera
Media ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	66,8	86,9	85,9	65,5	86,0	86,5	75,3	84,2
Massimo ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	83,7	113,9	106,3	81,9	104,0	111,6	102,0	104,3
Minimo ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	50,5	62,5	60,7	46,2	68,0	61,5	62,8	68,0

### Situazione complessiva della valle del Ticino

Presso il sito di Castelletto Ticino, Cameri e Sesto Calende si osservano concentrazioni medie di ozono inferiori rispetto agli altri siti di misura (Figura 5.7). Questo fatto trova ragionevolmente spiegazione nei processi chimici che intervengono tra questo inquinante e gli ossidi di azoto (Figura 5.8). Infatti la stazione di campionamento posizionata a Sesto Calende è situata nelle immediate vicinanze di un tratto dell'autostrada A26 (Alessandria - Gravelona Toce): in questo caso specifico il valore dell'ozono è relativamente basso a causa della competizione degli ossidi di azoto emessi dal traffico



autoveicolare. Nel diagramma sono confrontate le medie dei valori ottenuti nel medesimo periodo di campionamento (mesi di aprile, maggio, giugno e settembre) nelle aree studiate.

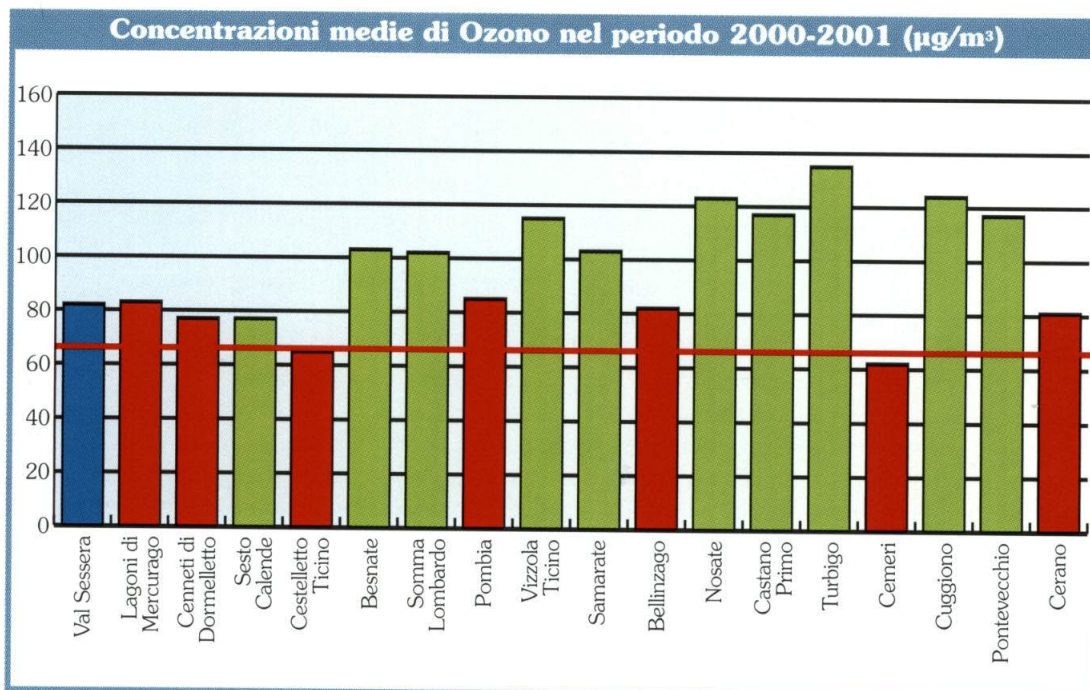


Figura 5.7  
Concentrazioni medie di ozono nelle diverse aree del Parco Ticino, area lombarda (verde), area piemontese (rosso), Val Sessera (blu)

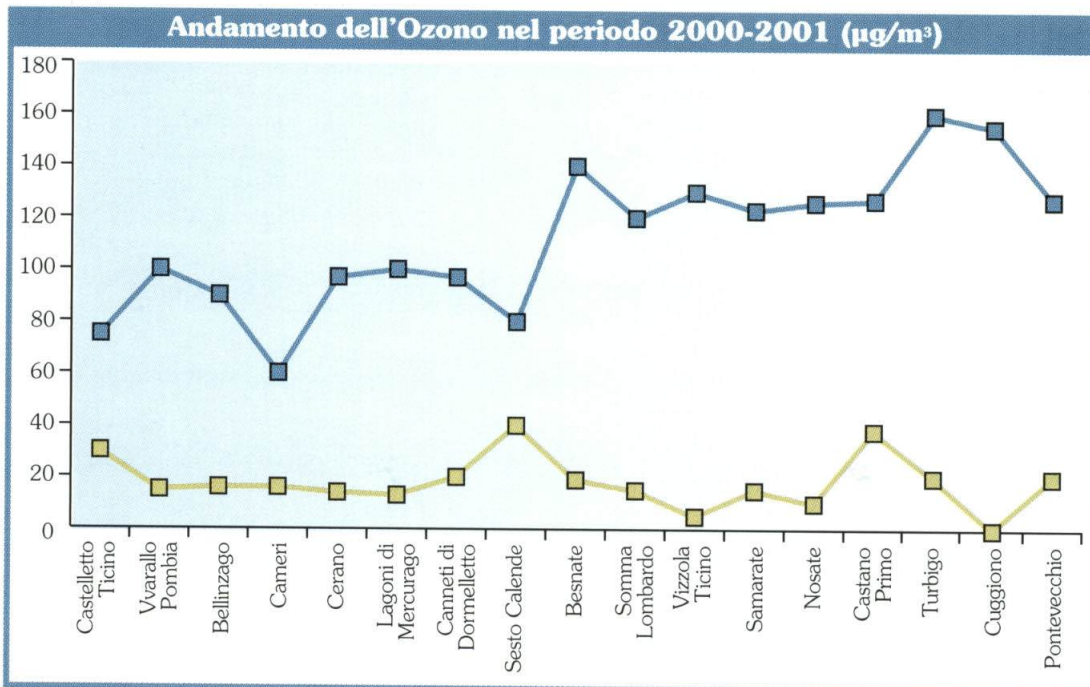


Fig.5.8  
Andamento delle concentrazioni di ozono confrontato con quelle di biossido di azoto

■ Biossido di Azoto  
■ Ozono

I valori di concentrazione media sul periodo primavera - estate nella sponda piemontese del Parco Ticino sono compresi tra 67 e 87  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , nella sponda lombarda si registrano valori medi che oscillano tra i 73 e 134  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . I valori massimi di concentrazione su base settimanale si rilevano di 114  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  a Pombia e di 186,6  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  a Nosate.

Più difficile è dare al momento una spiegazione per quanto si osserva presso Cameri. Non si può escludere che il meccanismo di riduzione dell'ozono avvenga a seguito delle emissioni del traffico presente sull'autostrada Milano - Torino o di altre attività in aree limitrofe.

Si può affermare, alla luce delle concentrazioni di ozono e del loro andamento nel tempo, che la presenza di questo inquinante appare generalizzata sul territorio in esame e soggetta alla presenza di agenti regolatori che, pur in presenza di valori di concentrazione differenziati, ne determinano un andamento uniforme nel tempo.

Valori di concentrazione confrontabili sono stati osservati in diversi siti dell'Italia settentrionale nell'ambito della Rete Nazionale per il Controllo degli Ecosistemi Forestali (CON.ECO.FOR.), sia per quanto riguarda i valori medi che i valori massimi (Buffoni e Tita, 1999).

### 5.5 DEPOSIZIONI ATMOSFERICHE

Nel Parco del Ticino piemontese è stata effettuata anche un'analisi delle deposizioni atmosferiche di composti ad azione acidificante ed eutrofizzante che possono raggiungere il territorio in esame e produrre alterazioni degli equilibri eco-fisiologici all'interno degli ecosistemi. In particolare le deposizioni acide possono modificare le caratteristiche dei suoli e provocare per via indiretta un'azione di indebolimento degli organismi vegetali arborei, alterazioni dei rapporti di competizione all'interno della componente erbacea e riduzione della biodiversità.

La stima delle deposizioni è avvenuta mediante il campionamento settimanale di campioni di pioggia raccolti nei siti di Castelletto Ticino e Lagoni di Mercurago con particolari raccoglitori. Questi sono costituiti da un semplice imbuto in politene del diametro di 250 mm e da un contenitore di politene da 10 litri posto all'interno di un cilindro di PVC scuro che riduce lo sviluppo della flora algale. Alla bocca dell'imbuto è presente un filtro che riduce l'ingresso di particelle vegetali o insetti all'interno del raccoglitore. Nel periodo invernale l'imbuto è stato sostituito con un secchio (diametro 270 mm) al fine di consentire la raccolta delle precipitazioni nevose o le eventuali precipitazioni acquose successivamente congelatesi nel corso della notte. Per ogni sito sono stati previsti tre campionatori in quanto non è infrequente che si riscontrino deiezioni di uccelli che portano all'esclusione del campionamento. Un test preliminare sui campioni raccolti consente di individuare con certezza questa eventuale contaminazione. In questi casi l'analisi è stata condotta sui subcampioni non contaminati.

La raccolta delle precipitazioni ha avuto cadenza settimanale. Poiché tuttavia l'interesse principale è volta alla valutazione della deposizione totale annua è stato previsto che i campioni raccolti su base settimanale venissero riuniti in un unico campione mensile ponderato per le quantità di precipitazione rilevate settimanalmente.

I parametri rilevati sono i seguenti:

<b>pH</b>	<b>Magnesio (Mg)</b>	<b>Solfati (SO<sub>4</sub>)</b>
<b>alcalinità</b>	<b>Potassio (K)</b>	<b>Azoto ammoniacale (NH<sub>4</sub>)</b>
<b>Calcio (Ca)</b>	<b>Nitrati (NO<sub>3</sub>)</b>	<b>Fosforo (PO<sub>4</sub>)</b>

Le caratteristiche chimiche delle precipitazioni rilevate nei due siti sono assai simili. Per quanto riguarda il pH i campioni si presentano quasi sempre superiori alla neutralità (pH 5.6). Le concentrazioni degli ioni di maggiore interesse evidenziano concentrazioni contenute in solfati (dato non corretto per l'apporto marino) ma sostanzialmente più ricche in azoto ammoniacale e nitrico.

Le concentrazioni risultano chiaramente correlate (in modo inverso) con le quantità di precipitazione. Si osservi, ad esempio, il mese di ottobre dove, a fronte di una notevole abbondanza di precipitazioni si rileva una riduzione dei valori di concentrazione rispetto agli altri mesi. Per quanto riguarda l'andamento delle concentrazioni dei vari ioni nei diversi periodi dell'anno appare difficile evidenziare "pattern" precisi (Tabelle 5.11 e 5.12). Solfati e nitrati, in genere più rappresentati nei mesi freddi, si presentano in questo caso assai variabili nel corso dei 12 mesi considerati. Anche l'apporto di cationi basici, in altri siti in crescita nel periodo estivo per l'aumento della turbolenza dell'aria, risulta qui assai variabile.

VALUTAZIONE DELLA QUALITÀ DELL'ARIA MEDIANTE CAMPIONATORI PUNIFORMI PASSIVI  
RISULTATI



Parametro	Unità di misura	Periodi di misura											
		Apr 00	Mag 00	Giu 00	Lug 00	Ago 00	Sett 00	Ott 00	Nov 00	Dic 00	Gen 01	Feb 01	Mar 01
pH		5,7	6,3	6,3	6,2	6,5	6,3	6,6	5,8	4,7	6,9	5,6	5,9
Conducibilità elettrica (20°C)	µS/cm	17	50,0	45	30	51	34	33	17,6	22	60	38,9	35,1
Alcalinità (HCl 0,1 N)	ml/l	0	4,0	5	5	3	3	5	3	3	4	3,2	3,4
Ceneri sul sospeso	mg/l	0	2,0	3	0	3	0	26	0	0	3	0,8	3,3
Azoto ammoniacale (NH <sub>4</sub> )	mg/l	0,8	2,0	3,2	1,3	2	2	2	0,7	0,3	1,4	2,4	1,6
Cloruri (Cl)	mg/l	0,6	1,0	1	2	2	2	1	1,1	3,2	7	1,5	2,0
Nitrati (NO <sub>3</sub> )	mg/l	2	5,0	5	4	7	5	3	3,2	2,4	6	5,3	4,2
Fosforo (PO <sub>4</sub> )	mg/l	0,4	0,0	0,3	0,025	0,4	0,025	0,3	0,025	0,025	0,025	0,8	0,2
Solfati (SO <sub>4</sub> )	mg/l	2	5,0	5	3	5	4	3	2,1	1,6	3,5	3,3	3,3
Sodio (Na)	mg/l	0,7	0,4	1	2	2	2	0,5	0,4	2	4,4	0,6	1,4
Potassio (K)	mg/l	0,3	0,6	1	0,6	1,5	0,6	0,7	0,1	0,2	1	0,6	0,6
Magnesio (Mg)	mg/l	0,3	0,6	0,7	0,2	0,7	0,4	0,3	0,1	0,1	0,2	0,2	0,3
Calcio (Ca)	mg/l	2	4,0	2	2	3	2	2	0,6	0,7	2	0,8	1,9

Tabella 5.11. Castelletto Ticino: pH e concentrazioni medie mensili rilevate nelle precipitazioni

Parametro	Unità di misura	Periodi di misura											
		Apr 00	Mag 00	Giu 00	Lug 00	Ago 00	Sett 00	Ott 00	Nov 00	Dic 00	Gen 01	Feb 01	Mar 01
pH		5,5	5,8	6,3	6	5,9	6,1	6,3	4,9	5,5	6,9	6,9	5,8
Conducibilità elettrica (20°C)	µS/cm	18	28,0	48	21	26	25	39	11,2	17,2	48	48,0	29,0
Alcalinità (HCl 0,1 N)	ml/l	5	5,0	3	3	4	3	3	2	3	5	4,0	3,5
Ceneri sul sospeso	mg/l	0	7,0	5	6	2	0	1	0	0	0	1,0	1,9
Azoto ammoniacale (NH <sub>4</sub> )	mg/l	0,8	1,8	3,1	0,6	0,8	1	3	0,005	0,6	2,4	3,0	1,5
Cloruri (Cl)	mg/l	0,7	0,7	1	1	1	2	1	0,9	1,1	1,5	1,8	1,1
Nitrati (NO <sub>3</sub> )	mg/l	3	4,0	6	3	5	4	6	1,8	3,3	6	6,6	4,3
Fosforo (PO <sub>4</sub> )	mg/l	0,025	0,0	0,2	0,025	0,025	0,025	0,025	0,025	0,025	1	1,0	0,2
Solfati (SO <sub>4</sub> )	mg/l	3	3,0	6	2	3	3	4	1,1	1,9	4	4,1	3,1
Sodio (Na)	mg/l	1	0,2	1	1	2	2	0,5	0,2	0,5	0,8	0,7	0,9
Potassio (K)	mg/l	0,1	0,3	2	0,3	0,6	0,4	0,6	0,1	0,2	0,8	0,8	0,5
Magnesio (Mg)	mg/l	0,3	0,3	0,6	0,1	0,3	0,3	0,2	0,09	0,1	0,2	0,2	0,2
Calcio (Ca)	mg/l	2	2,0	2	0,8	1	1	1	0,6	0,8	1,2	1,0	1,2

Tabella 5.12. Lagoni di Mercurago: pH e concentrazioni medie mensili rilevate nelle precipitazioni

VALUTAZIONE DELLA QUALITÀ DELL'ARIA MEDIANTE CAMPIONATORI PUNTIIFORMI PASSIVI  
RISULTATI

Ai fini di questa indagine risultano di particolare interesse i valori di deposizione (prodotto tra concentrazione e precipitazione) che indicano, da un punto di vista quantitativo, gli effettivi apporti al suolo. A questo riguardo va osservato che il tipo di campionamento condotto (cosiddetto all'aperto) sottostima la reale deposizione in bosco che risulta maggiore per la capacità di filtro delle chiome. La deposizione così calcolata (Tabelle 5.13 e 5.14) va quindi considerata prudentiale. È ipotizzabile, sulla base dei dati di letteratura, ritenere che la deposizione totale sia probabilmente superiore di circa il 20-30%.

Parametro	Unità di misura	Periodi di misura												
		Apr 00	Mag 00	Giu 00	Lug 00	Ago 00	Sett 00	Ott 00	Nov 00	Dic 00	Gen 01	Feb 01	Mar 01	
Azoto ammoniacale (NH <sub>4</sub> )	eq/ha	61,8	173,3	66,7	109,8	39,0	95,9	299,5	111,6	10,0	93,2	42,9	87,0	1.190,75
Cloruri (Cl)	eq/ha	23,5	44,0	10,6	85,7	19,8	48,7	76,0	89,0	54,0	236,7	13,1	54,5	755,66
Nitrati (NO <sub>3</sub> )	eq/ha	44,8	125,8	30,2	98,1	39,7	69,6	130,4	148,1	23,2	116,0	27,4	66,8	920,08
Fosforo (PO <sub>4</sub> )	eq/ha	17,6	1,2	3,6	1,2	4,4	0,7	25,5	2,3	0,5	0,9	8,1	6,4	72,47
Solfati (SO <sub>4</sub> )	eq/ha	57,9	162,4	39,0	94,9	36,6	71,9	168,3	125,5	19,9	87,4	22,0	67,5	953,27
Sodio (Na)	eq/ha	42,3	27,1	16,3	132,2	30,6	75,1	58,6	49,9	52,1	229,4	7,8	60,0	781,56
Potassio (K)	eq/ha	10,7	23,9	9,6	23,3	13,5	13,2	48,3	7,3	3,1	30,7	5,3	16,0	204,84
Magnesio (Mg)	eq/ha	34,3	77,0	21,6	25,0	20,2	28,4	66,5	23,6	4,9	19,7	4,2	26,7	352,26
Calcio (Ca)	eq/ha	138,7	311,4	37,4	151,7	52,6	86,1	269,0	85,9	20,9	119,7	12,9	91,0	1.377,29

Tabella 5.13. Castelletto Ticino: deposizioni umide nel periodo 4/00 - 3/01

Parametro	Unità di misura	Periodi di misura												
		Apr 00	Mag 00	Giu 00	Lug 00	Ago 00	Sett 00	Ott 00	Nov 00	Dic 00	Gen 01	Feb 01	Mar 01	
Azoto ammoniacale (NH <sub>4</sub> )	eq/ha	64,0	144,0	55,1	48,3	14,7	50,0	439,3	0,8	17,9	158,5	73,5	89,7	1.155,80
Cloruri (Cl)	eq/ha	28,4	28,4	9,0	40,9	9,3	50,8	74,3	73,9	16,7	50,3	22,4	33,8	438,22
Nitrati (NO <sub>3</sub> )	eq/ha	69,7	92,9	31,0	70,2	26,6	58,1	255,0	84,5	28,6	115,0	46,9	74,1	952,56
Fosforo (PO <sub>4</sub> )	eq/ha	1,1	1,1	2,0	1,1	0,3	0,7	2,1	2,3	0,4	37,6	13,9	7,2	69,85
Solfati (SO <sub>4</sub> )	eq/ha	89,9	89,9	40,0	60,4	20,6	56,2	219,5	66,6	21,3	99,0	37,6	68,9	870,05
Sodio (Na)	eq/ha	62,6	12,5	13,9	63,1	28,7	78,3	57,3	25,3	11,7	41,4	13,4	40,6	448,90
Potassio (K)	eq/ha	3,7	11,0	16,4	11,1	5,1	9,2	40,4	7,4	2,8	24,3	9,0	15,0	155,44
Magnesio (Mg)	eq/ha	35,5	35,5	15,8	11,9	8,1	22,2	43,3	21,5	4,4	19,6	7,3	20,9	246,10
Calcio (Ca)	eq/ha	143,7	143,7	31,9	57,9	16,5	44,9	131,5	87,1	21,5	71,2	22,0	63,1	835,04

Tabella 5.14. Lagoni di Mercurago: deposizioni umide nel periodo 4/00 - 3/01

In sintesi la raccolta e l'analisi dei campioni di precipitazione fornisce una precisa indicazione di un rilevante apporto di composti dell'azoto che risulta superiore ai valori di carico critico ai fini della protezione dei suoli da fenomeni di eutrofizzazione o saturazione azotata. Per quanto riguarda il biossido di azoto i valori di livello critico è fissato ad un valore unico per tutte le tipologie vegetali, pari a  $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , quale concentrazione media annua. Va sottolineato che solo una parte dell'azoto produce effetti eutrofizzanti; in parte, infatti, esso va considerato per la sua azione acidificante, ma tale quota è probabilmente bilanciata dalla sottostima legata al metodo di campionamento, aspetto di cui si è già detto. L'azione acidificante dell'azoto come di altre specie chimiche è tuttavia, nel caso in esame, di scarso interesse tenuto conto dell'elevata tolleranza dei suoli forestali dell'area all'apporto di composti acidi. Merita infine segnalare il non trascurabile apporto ai suoli di cationi basici, in parte probabilmente originati dal risollevarimento di polveri locali, ma per una quota non trascurabile legati a fenomeni di trasporto. La collocazione dei due siti di misura, entrambi posti nella porzione più settentrionale dell'area in esame, fa sì che non sia possibile analizzare un'eventuale distribuzione del fenomeno sulla parte più meridionale del Parco del Ticino piemontese. Le considerazioni circa il superamento dei valori di carico critico dell'azoto nutriente sono pertanto limitate al Parco naturale dei Lagoni di Mercurago e alla parte settentrionale del Parco del Ticino.

### 5.6 VALUTAZIONE DELLO STATO DELLE CHIOME

A seguito dell'intensificarsi delle segnalazioni di fenomeni di deperimento delle foreste a partire dalla metà degli anni settanta sono state messe a punto numerose tecniche per la sorveglianza delle condizioni fitosanitarie dei boschi. Tra queste, la valutazione dello stato delle chiome rappresenta uno degli strumenti più diffusi per la sua semplicità e immediatezza. Attualmente in Italia vengono mantenute sotto osservazione alcune migliaia di aree di saggio sulla base di 2 reticoli di campionamento, uno specifico italiano con lato di 3 km, e uno a livello europeo con lato di 16 km. I principali parametri che vengono considerati sono la trasparenza delle chiome e, quindi, la presenza di eventuali fenomeni di defogliazione non immediatamente riconducibili a cause note e la presenza di "discolorazioni" cioè la perdita di pigmenti clorofilliani che dà origine ad ingiallimenti o arrossamenti degli apparati fogliari. La valutazione di questi parametri avvengono da terra sulla scorta di manuali e strumenti di comparazione. Nonostante esistano numerosi altri parametri di varia natura la valutazione visiva mantiene una sua rilevanza. Importante per questo studio è la definizione precisa della porzione di chioma che è oggetto dell'esame poiché le porzioni inferiori della chioma, in presenza di una minore disponibilità di luce, tendono naturalmente a risultare più rarefatte. Questo può essere più o meno accentuato da diversi fattori quali le condizioni stagionali, la fenologia, le cure colturali. Ciò che viene valutato non è la "qualità" della pianta ma le "condizioni" della chioma, partendo dal presupposto che quest'ultimo aspetto sia indicatore della presenza di agenti di stress o di disturbo (non necessariamente di natura antropica). Diversi sono i criteri con cui individuare le porzioni di chioma oggetto di valutazione: sinteticamente si può utilizzare il concetto di "chioma illuminata" cioè la porzione di chioma che è in grado di intercettare direttamente la luce. Alcuni esempi sono riportati nella Figura 5.9.

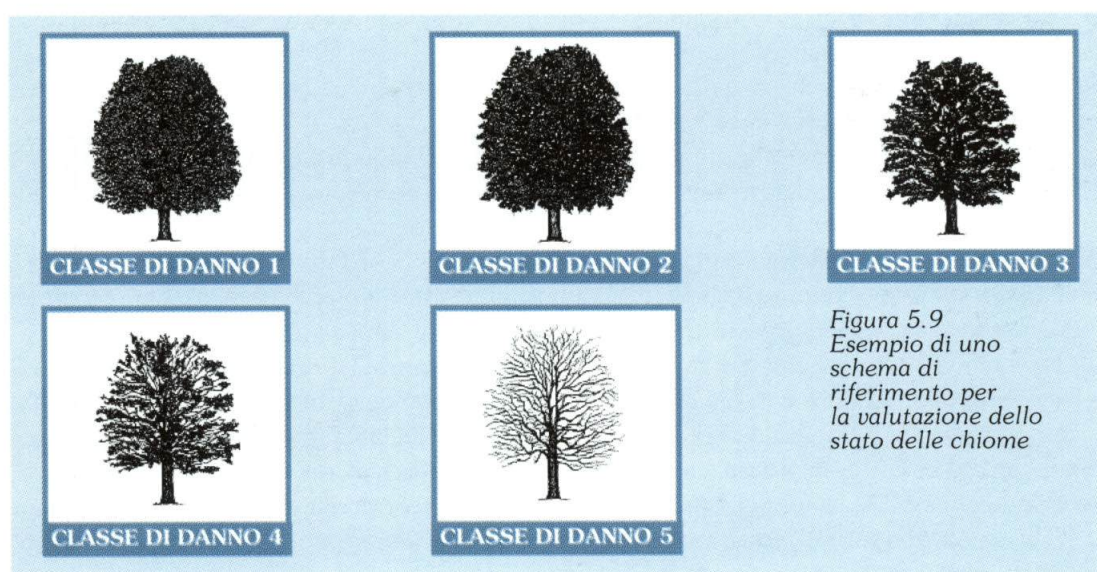


Figura 5.9  
Esempio di uno  
schema di  
riferimento per  
la valutazione dello  
stato delle chiome

Nel corso del periodo estivo sono state individuate 5 aree boscate, all'interno del Parco Naturale del Ticino e nel Parco regionale del Lago Maggiore e dei Lagoni di Mercurago, nelle quali è stata identificata un'area di saggio con 30 individui arborei per un totale di 150 piante. La valutazione è stata condotta su alberi selezionati indipendentemente dalla specie, dal diametro misurato a petto d'uomo (1,30 m dal suolo), dall'assenza di evidenti danni meccanici che abbiano interessato una parte cospicua della chioma, e in funzione della posizione sociale. Con quest'ultimo termine si intende la posizione che assume un individuo arboreo in relazione a quelli vicini con i quali compete per la disponibilità di luce ma anche di acqua ed elementi nutritivi. Vengono quindi escluse dalla valutazione le piante cosiddette dominate o sottoposte a favore di quelle con posizione di dominanza o codominanza.

Le aree di saggio individuate, caratterizzate per una prevalenza di querce (in genere farnie), sono le seguenti:

T1 Villa Giulia
T2 Dogana
T3 Molino Vecchio
T4 Pombia
T5 Dormelletto

Sulle piante scelte, oltre alla raccolta di alcuni parametri descrittivi (diametro a 1,30 m, altezza, posizione sociale, ecc.), sono state valutate le condizioni delle chiome con particolare riferimento alla presenza di fenomeni di defogliazione e ingiallimento. I risultati delle singole osservazioni sono riportati in Allegato nelle Tabelle A9 - A13. A questo scopo è stata adottata la metodologia già predisposta dal Ministero per le Politiche Agricole per questo tipo di osservazioni.

Le dimensioni del campione e il numero di punti esaminato, tuttavia, non garantiscono una sufficiente rappresentatività per cui l'indagine va considerata di carattere esplorativo.

Complessivamente dal campione in esame risultano sani solo il 4% degli alberi, mentre il 48% del campione mostra lievi sintomi di sofferenza. Poco meno della metà delle piante campionate mostra sintomi medi o gravi; in particolare il 36% ricade in classe 2 e l'11% in classe 3. La presenza di piante morte nel campione considerato è molto modesta.

Le condizioni degli alberi non risultano uniformi nelle diverse aree di saggio. I risultati delle valutazioni per aree di saggio sono riportate nella Figura 5.10. Nel primo diagramma si osserva la distribuzione in classi di danno da 1 a 4 (da pianta sana a pianta morta) degli alberi esaminati nelle diverse aree di saggio.

La classe 0 appare complessivamente poco rappresentata, mentre gran parte del campione ricade nelle classi 1 e 2 (danno lieve e danno medio). Fa eccezione l'area di saggio T2 (Dogana) che evidenzia circa il 30% delle piante in classe 3 (danno grave). Secondo diversi Autori la classe 1 va considerata come uno stadio nel quale possono rientrare condizioni sì anormali ma sostanzialmente fisiologiche e riconducibili a stress naturali (siccità, modesti attacchi parassitari, ecc.) e una trasparenza della chioma fino al 25% va tutt'al più considerata come un soglio di attenzione. Il diagramma riportato in Figura 5.10 riunisce, quindi, le classi 0 e 1 e consente di valutare con più chiarezza la quota di piante sostanzialmente sane da quelle con presenza di danni evidenti. L'area T1 (Villa Giulia) risulta essere quella di maggiore vitalità, l'area T2, come ricordato, mostra un certo numero di piante nelle classi 2 e 3 (complessivamente il 60% del totale). L'area T3 (Molino Vecchio) evidenzia circa il 60% delle piante in classe 2 mentre una suddivisione sostanzialmente uguale si riscontra nelle aree T4 (Pombia) e T5 (Dormelletto).

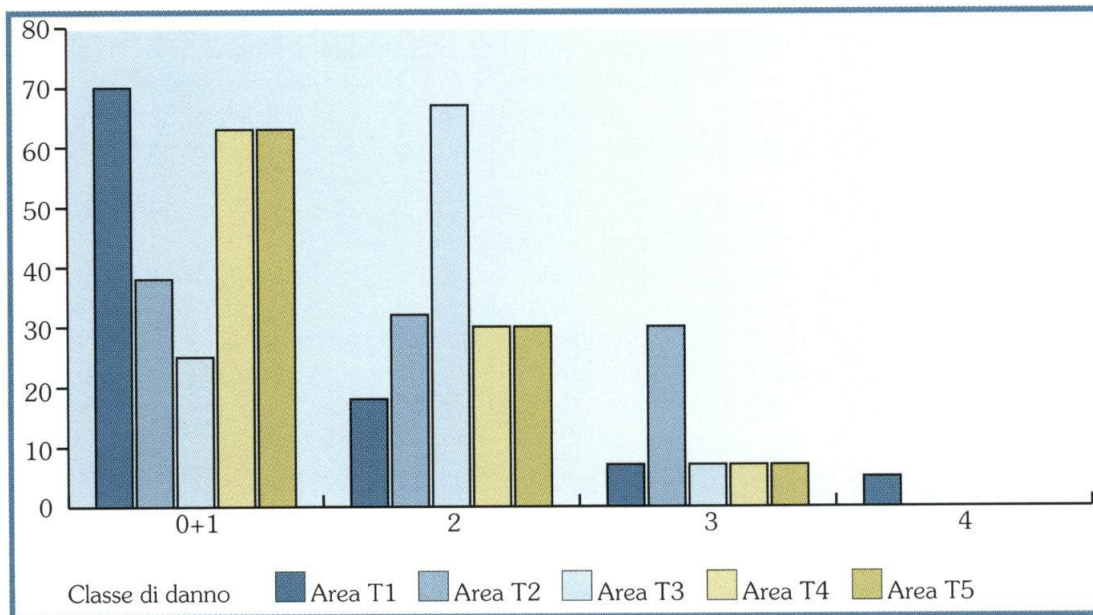
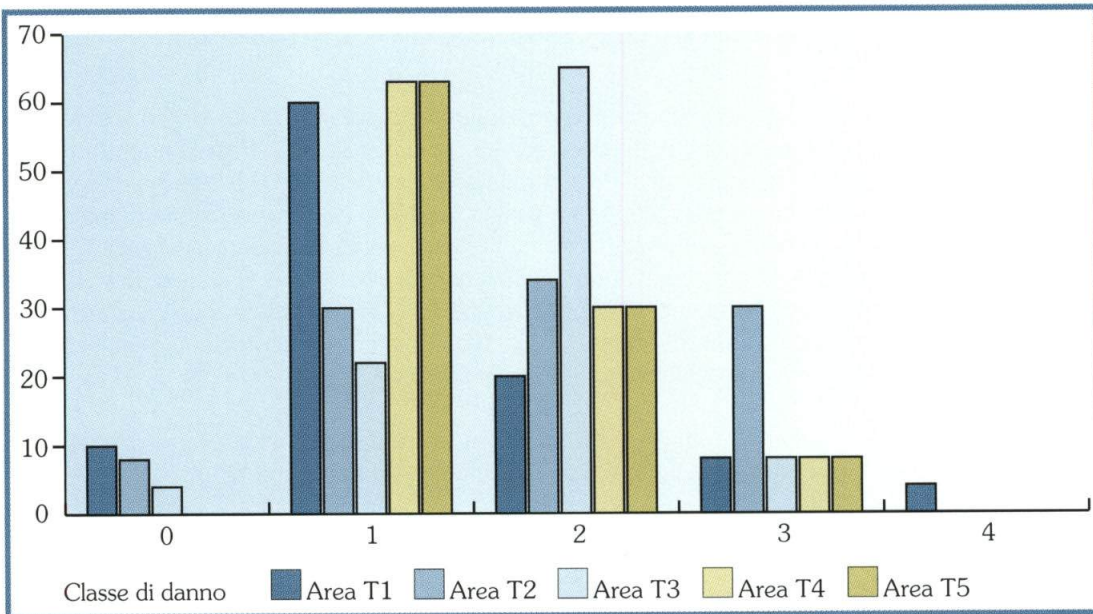


Figura 5.10  
Risultati della  
valutazione dello  
stato delle chiome

Nel complesso la presenza di piante con sintomi di sofferenza nelle aree T2, T3 e T4 non risulta trascurabile, per quanto, nel panorama forestale italiano, documentato ogni anno dall'Indagine sul Deperimento Forestale (INDEFO), tali condizioni non siano infrequenti. I risultati, tuttavia, inducono ad una particolare sorveglianza e ad un'estensione delle attività di monitoraggio. I sintomi di defogliazione e depigmentazione (o ingiallimento), non essendo specifici, non forniscono indicazioni sugli agenti causali. Agenti avversi, che ragionevolmente possono giocare un ruolo nel determinare il quadro descritto, possono essere di natura biotica o abiotica, di origine naturale come antropica.



## 6. OSSERVAZIONI CONCLUSIVE

Le attività condotte nel corso delle attività di monitoraggio oggetto di questo studio hanno consentito di evidenziare la rilevante influenza delle attività umane sulle Aree Protette dei Parchi del Ticino e di tracciare un quadro delle caratteristiche della qualità dell'aria. Pur non potendo fornire indicazioni sulle fonti di emissione direttamente responsabili delle concentrazioni di inquinanti atmosferici evidenziate, è possibile affermare che, ragionevolmente, la presenza dei composti potenzialmente tossici sia per gli organismi vegetali che per l'uomo, possa scaturire dalla sovrapposizione di fenomeni di inquinamento locale e di trasporto di inquinanti da aree più distanti. In sintesi, per quanto concerne più direttamente gli aspetti legati alla protezione degli ecosistemi, dai risultati emersi è possibile evidenziare il seguente quadro:

- Risultano superati, presso tutti i siti di misura, il valore di riferimento per la protezione della vegetazione forestale e delle colture agrarie dall'azione dell'ozono troposferico;
- Risulta superato presso i siti di Castelletto Ticino, Sesto Calende, Samarate, Nosate, Castano, Turbigo e Cuggiono il valore di riferimento per la protezione della vegetazione dall'azione del biossido di azoto;
- Per i composti omologhi del benzene, nella sponda lombarda del Parco del Ticino, in particolare toluene e xileni (per i quali non è disponibile un limite normativo di confronto), in alcune postazioni le concentrazioni si sono rilevate maggiori rispetto a quelle del benzene.
- I valori di biossido di zolfo risultano sotto al valore limite preso come riferimento dalla normativa. Ciò è spiegabile dalla tendenza alla diminuzione di questo inquinante da attribuire all'utilizzo di combustibili a basso tenore di zolfo, alla maggiore diffusione dell'utilizzo del metano per l'alimentazione degli impianti di riscaldamento e all'applicazione di migliori tecniche di abbattimento degli inquinanti.
- L'esame dello stato delle chiome, indicatore della vitalità della copertura arborea, evidenzia condizioni di sofferenza soprattutto nella porzione meridionale del Parco del Ticino piemontese.
- La distribuzione spaziale dei livelli di stress evidenziati dall'applicazione delle tecniche di telerilevamento all'Infrarosso Falso Colore è in sorprendente accordo con quella dei principali inquinanti atmosferici fitotossici, primo fra tutti l'ozono al quale potrebbe essere attribuito lo stato di stress diffuso. Gli stati di sofferenza più gravi sono invece correlabili alle situazioni nelle quali, al fondo di ozono, si sovrappongono le condizioni più critiche per gli ossidi di azoto. Come già rilevato con la mappatura della qualità dell'aria mediante licheni, un modesto livello di danneggiamento è stato riscontrato nelle porzioni occidentali e in quelle meridionali del Parco, mentre una situazione di grave o gravissimo stress interessa estese superfici nel resto del territorio. Il massimo dello stress è stato riscontrato, dunque, nei quadranti settentrionali, orientali e occidentali attorno all'Aeroporto di Malpensa 2000 e nelle aree contigue ai grossi poli industriali della zona centrale del Parco.

I potenziali rischi cui sono soggetti gli ecosistemi di carattere forestale sono diversi e riguardano, principalmente, l'equilibrio nutritivo (a seguito dell'eccesso di apporti azotati), la funzionalità dei processi fotosintetici e di regolazione della traspirazione (in relazione all'azione dell'ozono).

L'alterazione di questi meccanismi può ripercuotersi innanzitutto sulla vitalità dei singoli individui e, successivamente, sull'equilibrio dell'ecosistema nel suo complesso a seguito dell'alterazione dei rapporti di concorrenza e della composizione specifica. Indicazioni di condizioni di sofferenza sono state fornite dalla valutazione delle chiome, seppur limitata a poche aree e quindi non sufficiente a garantire una completa rappresentatività. Per quanto riguarda le colture di carattere agrario è noto, da sperimentazioni condotte in Pianura Padana, che alle concentrazioni e dosi di ozono evidenziate siano associati cali di rilievo delle rese produttive.

Indubbiamente per alcuni inquinanti (tra cui il biossido di azoto, il benzene ed i suoi composti omologhi) le concentrazioni rilevate si discostano dai valori tipici di aree con funzioni di protezione o ricreative. Diversa è la situazione per l'ozono, inquinante considerato ormai di carattere ubiquitario, la cui problematica va oltre l'ambito locale o regionale.

Gli elementi emersi evidenziano d'altro canto la fragilità dei Parchi del Ticino, rappresentata da

un territorio inserito in un ambiente urbanizzato e ricco di insediamenti industriali ed infrastrutture.

Il quadro che scaturisce dall'indagine è, quindi, complesso: non si registra, infatti, il superamento di un unico valore soglia, condizione nella quale un eventuale monitoraggio degli effetti risulterebbe assai più agevole, ma piuttosto una pressione di più agenti nocivi che possono incidere sia direttamente sugli organismi vegetali e sui loro processi vitali, sia indirettamente attraverso un'alterazione progressiva delle caratteristiche chimiche del suolo.

Appare quindi auspicabile, anzi necessario, un risanamento complessivo delle condizioni di qualità dell'aria di tutta l'area della Valle del Ticino. Ogni ulteriore opzione futura che comporti un incremento delle concentrazioni dei principali inquinanti ad azione fitotossica dovrebbe essere, quindi, considerata negativamente.



## 7. APPENDICE: LA VALUTAZIONE DEL RISCHIO INQUINAMENTO ATMOSFERICO PER GLI ECOSISTEMI

a cura di Giacomo Gerosa

Il Parco del Ticino si colloca in un'area dove forti sono le pressioni antropiche sia esterne che interne. Se circoscriviamo l'analisi al solo comparto atmosferico pensiamo alle emissioni dell'area intensamente urbanizzata ed industrializzata che si estende a nord ovest della metropoli milanese, oppure a quelle dovute alla presenza nel territorio del Parco dell'Aeroporto Milano Malpensa o della centrale termoelettrica di Turbigo o del polo chimico e petrolchimico di Trecate. Inevitabile quindi cercare di valutare il grado di questa pressione ambientale sull'ecosistema Parco ed eventualmente i rischi per la sua stabilità.

Quando l'attenzione è rivolta ai soli inquinanti atmosferici il bersaglio ecosistemico che viene generalmente considerato è quello vegetale, il più esposto agli inquinanti aeriformi per via dell'enorme superficie deputata agli scambi gassosi (foglie, chiome, talli), per la sua natura stanziale e per la maggior sensibilità agli inquinanti atmosferici generalmente mostrata rispetto ad altri comparti. Questo è il motivo per cui da una parte si è approfondita la conoscenza della climatologia dei principali inquinanti atmosferici inorganici ed organici nel territorio del Parco, e dall'altra si è cercato di valutare il grado di vitalità delle chiome delle piante vascolari, mediante osservazioni a terra e da aereo (Monitoraggio dello stato di salute della vegetazione boschiva mediante tecniche di telerilevamento all'Infrarosso Falso Colore nella Valle del Ticino, 2001), e la diffusione e la diversità delle comunità licheniche (Monitoraggio della qualità dell'aria mediante licheni nella valle del Ticino, 2000; Monitoraggio della qualità dell'aria effettuato mediante analisi dei licheni nella valle del Ticino, 1995). Per queste ultime è stata descritta una relazione diretta tra grado di semplificazione della comunità e peggioramento complessivo della qualità dell'aria.

### 7.1 UNA VISIONE D'INSIEME: DALLA SCALA REGIONALE A QUELLA LOCALE

L'analisi della qualità dell'aria mediante campionatori passivi, come descritto nei capitoli precedenti, ha evidenziato come l'ozono troposferico e il biossido di azoto, oltre al carico di azoto eutrofizzante nelle deposizioni umide, costituiscano un rischio per gli ecosistemi vegetali dal momento che sono generalmente superati i valori di riferimento per la protezione della vegetazione naturale e delle colture.

Tuttavia nella parte lombarda del Parco l'indagine ha assunto una caratteristica essenzialmente esplorativa dal momento che sono state monitorate solo sei settimane nell'arco dell'intero anno. Questa limitazione temporale è attenuata dal fatto che nella parte piemontese del Parco il monitoraggio si è protratto per un intero anno. In particolare appare difficile stimare il valore dell'indice di esposizione a lungo termine AOT40 (Cfr. Capitolo 2), al quale sono riferiti i livelli critici UN/ECE per la protezione degli ecosistemi, dal momento che questo viene calcolato a partire da misure di concentrazioni orarie di ozono non ottenibili con i campionatori passivi.

Per ovviare a questi inconvenienti si è fatto riferimento agli studi di valutazione del rischio inquinamento atmosferico per la vegetazione (Gerosa et al., 2001) del recente Piano di Risanamento della Qualità dell'Aria (PRQA) della Regione Lombardia. Si è trattato in assoluto della prima volta che in Italia gli ecosistemi sono stati presi in considerazione nell'ambito di un PRQA e sono state realizzate contestualmente mappe di rischio per la vegetazione naturale, agricola e forestale.

L'applicazione delle tecniche di analisi sviluppate per il PRQA consente inoltre di inquadrare il problema in un ambito temporale e territoriale più allargato dal momento che, come è noto, il problema dell'inquinamento atmosferico assume carattere regionale interessando un intero bacino aerologico dove, indipendentemente dai confini amministrativi, si esplicano fenomeni di emissione, trasporto, trasformazione e deposizione degli inquinanti stessi. In questo contesto le misure effettuate nel Parco del Ticino costituiscono una risorsa preziosa perché effettuate ad una scala di maggior dettaglio e perché utilizzabili come riferimento per la validazione delle stime a scala maggiore.

## 7.2 UN CASO EMBLEMATICO:

### LA VALUTAZIONE DEL RISCHIO OZONO PER LA VEGETAZIONE

Con particolare riferimento all'ozono, l'inquinante di gran lunga più pericoloso per la vegetazione, la valutazione territoriale dell'*impatto* di questo inquinante sulla vegetazione prevede l'analisi delle concentrazioni ambientali di ozono, la determinazione delle *esposizioni* e la stima delle *dosi* assorbite al fine di predire le risposte degli organismi vegetali in funzione della loro diversità specifica. Sebbene diverse relazioni dose-danno siano note da esperimenti condotti in ambiente controllato su alcune specie sia arboree che erbacee (Fuhrer et al., 1997), è spesso difficile giungere ad una stima territoriale dei danni a causa dell'incertezza nella determinazione della dose di inquinante realmente assorbita dalle piante in campo. L'effettivo assorbimento fogliare è infatti mediato da fattori ambientali, primi fra tutti quelli micrometeorologici, in grado di influire sull'apertura stomatica e dunque sulla dose assorbita. La difficoltà di disporre di misure di questi fattori ad una scala spazio-temporale adeguata fanno in modo che, in prima approssimazione, ci si limiti alla stima del *rischio* ozono attraverso la sola determinazione delle *esposizioni* a cui la vegetazione è sottoposta. La mappatura a scala territoriale delle esposizioni, o di opportuni indici, conduce alla realizzazione di quella che, in ambito UN/ECE, è detta valutazione di Livello I. Le diverse soluzioni prospettate per superare questo ostacolo e pervenire ad una valutazione effettiva del danno da ozono vengono classificate come approcci di Il Livello.

#### Valutazione di I livello (esposizione)

Le aree a rischio stress fotoossidativo in Lombardia sono state individuate mediante la realizzazione di mappe di AOT40, le cosiddette mappe di I Livello, per le stagioni vegetative del quinquennio 1994-98 e, per il confronto con le misure effettuate nel Parco, per quelle del biennio 1999-2000.

Tra il primo ed il secondo periodo è da segnalare l'avvenuta trasformazione dell'aeroporto Milano Malpensa in Hub internazionale che a partire Novembre 1998 ha determinato un cospicuo aumento del traffico aereo nell'area del Parco.

L'AOT40 è stato calcolato per le sole ore di luce dell'intera stagione vegetativa, originariamente fissata nel trimestre Maggio-Luglio per le colture agricole e nel semestre Aprile-Settembre per la vegetazione forestale e naturale. La scelta di utilizzare le sole ore di luce, scaturita dal workshop UN/ECE di Kuopio del 1996 (Kärenlampi e Skärby, 1996), è legata al fatto che di norma la notte gli stomi delle piante restano chiusi e quindi l'assorbimento dell'ozono è pressoché nullo, dal momento che è stato dimostrato che l'assorbimento di questo inquinante da parte degli organismi vegetali per altre vie, quali quella cuticolare, è del tutto trascurabile.

Sulla base di studi relativi alle perdite di raccolto e a cali nella produzione di biomassa in specie forestali (Fuhrer et al., 1997) sono stati adottati, dall'UN/ECE prima e dal WHO poi, i livelli critici di 3.000 ppb-ora e di 10.000 ppb-ora, rispettivamente per la protezione delle colture agricole e della vegetazione forestale, livelli oltre i quali possono manifestarsi sintomi di danno nelle specie più sensibili.

Le misure di ozono, nelle stazioni di monitoraggio automatiche relative ai sette anni considerati sono state prelevate come medie orarie dal sistema informativo (SIT) della Regione Lombardia. Per migliorare la definizione delle condizioni al contorno alle 31 stazioni selezionate per la Lombardia sono state aggiunte 3 stazioni del Canton Ticino (CH), 3 della provincia autonoma di Trento e 6 dell'Emilia-Romagna. La selezione delle stazioni utilizzate per il calcolo dell'AOT40 è stata fatta in base a criteri di efficienza di campionamento (data capturing >70%), di "ruralità" e di rappresentatività territoriale. Per evitare distorsioni o sottostime sono state infatti escluse le stazioni tipicamente cittadine o interessate da elevato traffico veicolare (tipi "C" e "B", ai sensi del D.M. 25/11/1994), presso le quali l'ozono subisce una distruzione più efficace da parte dell'ossido di azoto (NO) emesso dai processi di combustione ed in particolare dagli autoveicoli (Cfr. Paragrafo 2.3). In questo contesto, le mappe ottenute rappresentano solo la componente "rurale" dell'ozono e perdono di significato in corrispondenza di grossi centri urbani dove verosimilmente l'esposizione all'ozono è minore.

I valori di AOT40 sono stati compensati per i dati mancanti moltiplicando, mese per mese, il valore di AOT40 per il reciproco dell'efficienza di campionamento del mese. Tale operazione è ne-



cessaria perché, essendo l'AOT40 un indice cumulativo, la perdita di addendi conduce ad una sostanziale sottostima del valore dell'indice.

La mappatura delle esposizioni è stata effettuata mediante interpolazione geostatistica degli AOT40 su un grigliato di passo chilometrico (1x1 km).

L'orografia influenza in modo non banale la distribuzione delle esposizioni perché, determinando una localizzazione preferenziale delle sorgenti di emissione nei fondovalle, conduce a forti variazioni delle concentrazioni di ozono (e dunque dei valori di AOT40) in distanze relativamente brevi. La forma stessa dei cicli giornalieri di produzione-deplezione dell'O<sub>3</sub> dipende dalle caratteristiche stazionali legate alla quota (Loibl et al., 1994). La variazione altitudinale delle concentrazioni di ozono è stata quindi incorporata nel processo di interpolazione con l'algoritmo di Fowler (Fowler et al., 1995), opportunamente modificato per renderlo adatto alla realtà regionale. In sintesi è stata individuata sul dominio di calcolo una trend-surface della distribuzione "di base" dell'ozono. Le variazioni locali, dovute a deviazioni delle misure dal modello, sono state interpolate spazialmente con kriging ordinario (Goovaerts, 1997). La distribuzione finale è stata ottenuta ricomponendo la trend-surface con le deviazioni interpolate. I dettagli dell'intera procedura sono riportati in Gerosa et al. (2001).

Le mappe delle esposizioni calcolate per ogni singolo anno sono state mediate per ottenere la mappa di I Livello, come raccomandato nei protocolli internazionali (UBA, 1996) al fine di limitare l'elevata variabilità interannuale delle esposizioni che può presentarsi a causa delle diverse condizioni meteorologiche.

Le aree di rischio (dove l'esposizione eccede il livello critico UN/ECE) sono state individuate con l'ausilio di un GIS (Arc/Info, ESRI) intersecando la mappa di I Livello con quelle dei "recettori" (copertura forestale, distribuzione di alcune specie sensibili) ottenute dal SIT alla scala di sintesi (1:250.000).

Le esposizioni all'ozono della vegetazione forestale, calcolate per il biennio 1999-2000 nelle stazioni automatiche ubicate in Comuni del Parco Ticino o in aree limitrofe con caratteristiche affini, sono mostrate in Tabella 7.1. In entrambi gli anni si è registrato un deciso superamento del livello critico di 10.000 ppb-ora per la protezione delle foreste, compreso tra un minimo di 2 e un massimo di 4 volte il livello critico stesso. Le eccedenze più elevate si sono riscontrate in corrispondenza della zona mediana della Parco.

Tabella 7.1  
AOT40f nel  
semestre estivo  
(1 Aprile e il  
30 Settembre)  
degli anni 1999  
e 2000 nelle  
centraline  
automatiche  
di monitoraggio  
dell'ozono comprese  
nel territorio  
del Parco o in  
comuni limitrofi

Anno	1999			2000		
Comune	AOT40f grezzo	AOT40 compensato	Efficienza di campionamento	AOT40f grezzo	AOT40 compensato	Efficienza di campionamento
	ppb-ora	ppb-ora		ppb-ora	ppb-ora	
Arconate	39397	42934	86%	34093	34316	99%
Busto Arsizio	23395	27147	84%	28855	34149	87%
Castellanza	18429	20604	78%	19365	20807	90%
Gallarate	27751	31456	79%	20498	23781	84%
Lacchiarella	33125	33155	95%	34332	35541	96%
Legnano	19885	19936	95%	20779	21031	98%
Lonate Pozzolo	26972	28467	86%	16547	17342	93%
Magenta	20960	25524	84%	21435	23664	92%
Motta Visconti	35589	35958	95%	37276	38006	98%
Pavia	21096	22408	86%			47%



Le mappe delle esposizioni della vegetazione all'ozono ottenute per il biennio 1999-2000 e il quinquennio 1994-1998 sono mostrate nelle Figure 7.1 e 7.2. L'accuratezza delle stime è risultata soddisfacente: la deviazione standard relativa di kriging è meno del 15% nelle aree più a rischio, con valori inferiori al 5% nelle zone più densamente monitorate.

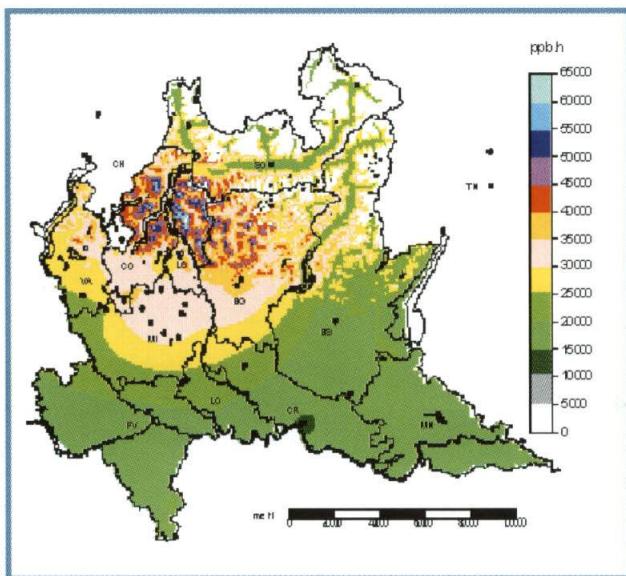


Figura 7.1  
AOT40f medio in Lombardia nel quinquennio 1994-1998. Le esposizioni sono riferite ai semestri vegetativi (1 Aprile - 30 Settembre). I piccoli cerchi indicano la localizzazione delle centraline di monitoraggio dell'ozono utilizzate per la mappatura.

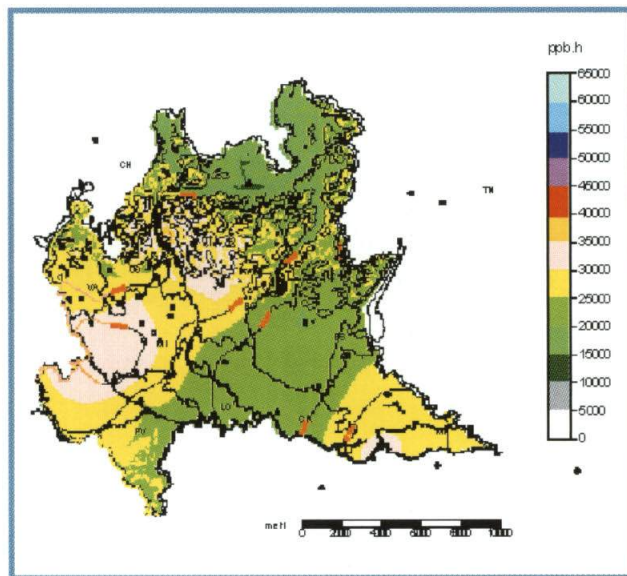


Figura 7.2  
AOT40f medio in Lombardia nel biennio 1999-2000. Le esposizioni sono riferite ai semestri vegetativi (1 Aprile - 30 Settembre). I piccoli cerchi indicano la localizzazione delle centraline di monitoraggio dell'ozono utilizzate per la mappatura.

L'intera superficie regionale eccede ampiamente il livello critico delle esposizioni stabilito dall'UN/ECE per le foreste ed in particolare la pianura ad ovest di Milano e la fascia prealpina nord occidentale dove maggiori sono le eccedenze del livello critico. Una simile distribuzione spaziale riflette la presenza dell'ampio plume fotossidante che si genera sottovento alla metropoli milanese e al continuum urbano e industriale che si estende verso nord nel poligono Milano-Varese-Bergamo. L'ozono prodottosi dai precursori sotto l'azione della radiazione solare viene infatti sospinto dalle brezze estive verso le aree rurali e montuose (sia alpine che appenniniche) ove la minor efficienza dei processi di distruzione causa fenomeni di accumulo e di innalzamento dei livelli di fondo.

Se si confrontano le esposizioni calcolate per il quinquennio 1994-98 con quelle del biennio più recente si osserva un netto miglioramento della situazione nelle aree montane (dove maggiormente si localizzano le foreste) e un leggero peggioramento in pianura. La zona mediana e inferiore della valle del Ticino registrano invece un peggioramento piuttosto consistente.

La distribuzione spaziale delle esposizioni nel territorio del Parco (Figura 7.2) è in accordo con quella delle concentrazioni medie ottenute dai campionatori passivi. L'area a massima esposizione è quella ricadente nella provincia di Milano, compresa grossomodo tra i Comuni di Nosate e Motta Visconti. La parte superiore e inferiore della Valle del Ticino sperimenta invece esposizioni leggermente inferiori.

Considerando che gli AOT40 calcolati su tutte le 24 ore anziché sulle sole ore di luce risultano mediamente del 15% superiori a questi ultimi. Nonostante ciò viene confermata la cospicua eccedenza del livello critico dell'ozono per la protezione degli ecosistemi forestali e di conseguenza una elevata pressione di questo inquinante sull'ecosistema Parco con un forte rischio per le specie più sensibili. Anche per quanto riguarda le colture il cui raccolto si completa entro giugno (cereali autunnali, loiessa, colza, ecc.) tutto il territorio regionale è sottoposto ad esposizioni che eccedono il livello critico di 3.000 ppb-ora nel trimestre di riferimento (Figure 7.3 e 7.4). Come per le foreste, l'esposizione delle colture indica nel biennio 1999-2000 un massimo in corrispondenza della media e bassa valle del Ticino, con eccedenze che raggiungono circa quattro volte il livello critico (Figura 7.4). Per il quinquennio 1994-1998 si osserva un netto gradiente positivo da Sud Est verso Nord Ovest (Figura 7.3), un po' più attenuato nel biennio seguente.

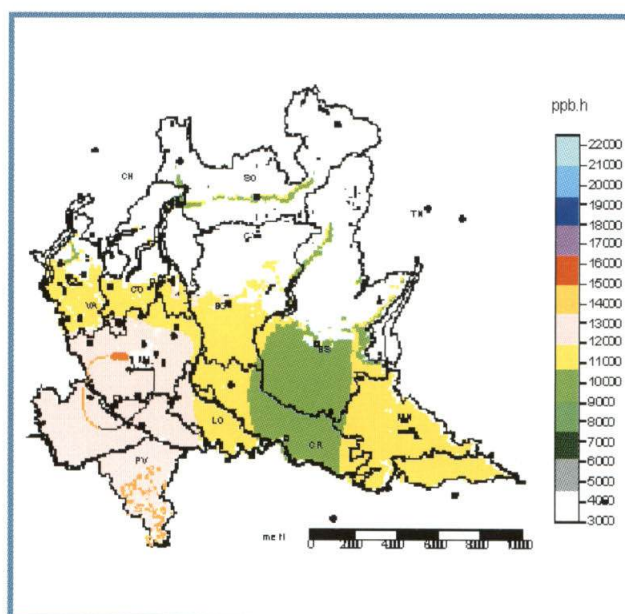
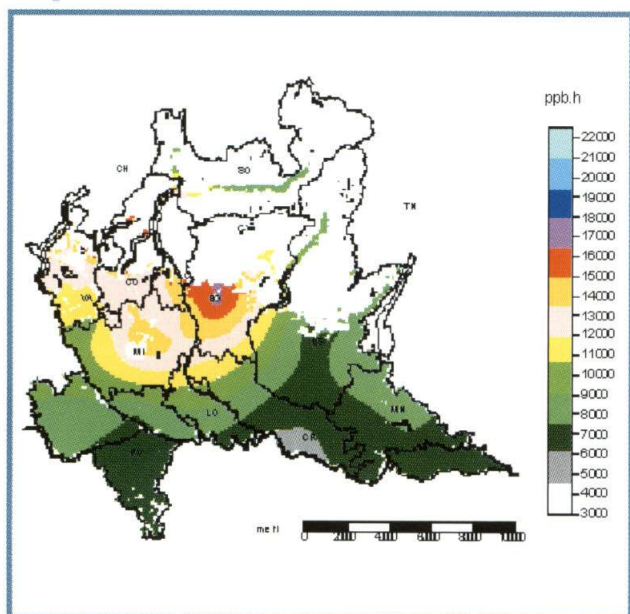


Figura 7.3.  
Esposizione delle colture agricole all'ozono.  
AOT40c medio nel quinquennio 1994-1998.  
Le esposizioni sono riferite ai trimestri vegetativi  
(1 Aprile - 30 Giugno) e sono espresse in ppm-ora.

Figura 7.4.  
Esposizione delle colture agricole all'ozono.  
AOT40c medio nel biennio 1999-2000.  
Le esposizioni sono riferite al trimestre vegetativo  
(1 Aprile - 30 Giugno) e sono espresse in ppb-ora.

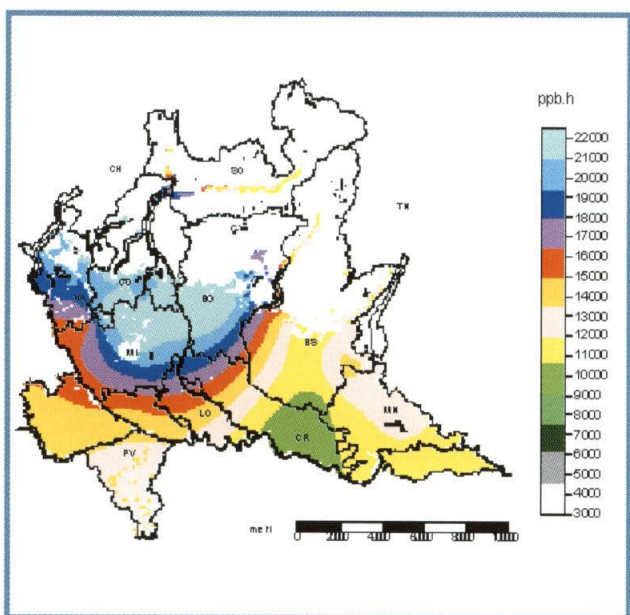


Figura 7.5.  
Esposizione della vegetazione "semi-naturale"  
all'ozono nel biennio 1994-1998.  
Le esposizioni (AOT40sn) sono indicate in ppb-ora.

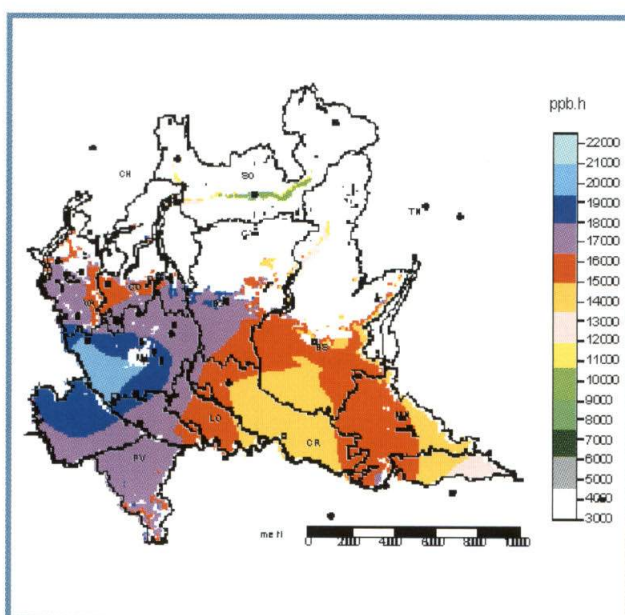


Figura 7.6.  
Esposizione della vegetazione "semi-naturale" all'ozono.  
AOT40sn medio nel biennio 1999-2000.  
Le esposizioni sono riferite ai trimestri vegetativi  
(1 Maggio - 30 Luglio) e sono espresse in ppb-ora.

Un risultato analogo si ottiene per la vegetazione seminaturale (prati, pascoli, brughiere, incolti) (Figure 7.5 e 7.6) per la quale tuttavia il superamento del livello critico UN/ECE di 3.000 ppb-ora (Maggio-Luglio) è attestato ovunque con magnitudine elevata e fino a 6 volte il livello critico nel territorio del Parco. Va tuttavia ricordato che, sebbene sia documentata la presenza tra la flora spontanea di numerose specie sensibili all'ozono la cui risposta in termini di emergenza di sintomi fogliari è po-

tenzialmente impiegabili ai fini di bioindicazione, non esiste nessuna certezza circa il livello critico prescelto di 3.000 ppb-ora. In mancanza di altre indicazioni, in via cautelativa, è stato infatti assegnato alla vegetazione spontanea lo stesso livello critico determinato per le colture, a sua volta individuato in corrispondenza di cali di resa del 5% in produzione di granella in colture di fumento.

### Verso una valutazione di II livello (o di impatto)

Gli indici di esposizione come l'AOT40 offrono solo una indicazione generale del grado di pressione di un inquinante sull'ecosistema, ma non consentono di predirne la risposta (danno e relative perdite economiche) dal momento che non sono in grado di dare indicazioni precise sulla reale dose di ozono assorbita dagli organismi vegetali. Per questo motivo quanto appena illustrato costituisce una semplice stima di *rischio* dell'ozono per la vegetazione e non di *impatto*. La dose di ozono effettiva, quella che in definitiva determina la risposta fisiologica, dipende dalla conduttanza stomatica che, a sua volta, è regolata da un insieme di fattori ambientali, i principali dei quali sono il potenziale idrico nel suolo, il deficit di saturazione idrica dell'aria e l'intensità del vento (Fuhrer, 1995). La scarsa dotazione idrica del suolo infatti, inducendo le piante a ridurre l'apertura stomatica per limitare ulteriori perdite idriche, ha come effetto collaterale una riduzione dell'influsso di ozono e dunque della dose complessivamente assorbita e del danno. Lo stesso avviene quando elevato è il potere evaporante dell'atmosfera, ovvero quando diventa elevata la differenza di potenziale idrico tra la foglia e l'atmosfera. Condizioni di debole ventilazione conducono infine ad una diminuzione di intensità degli scambi gassosi dovuta ad un innalzamento dello strato limite fogliare e ad una diminuzione della turbolenza, principale veicolo di trasporto dell'O<sub>3</sub> dall'atmosfera agli stomi. Tra gli effetti che documentano l'impatto dell'ozono sulla vegetazione, in ambito europeo (UN/ECE), è stato scelto di considerare la riduzione di produttività (intesa come produzione di biomassa) come indicatore sintetico di risposta all'ozono in faggio e frumento, assunte a modello rispettivamente delle specie arboree forestali il primo e delle colture erbacee e delle vegetazione semi naturale (prati, pascoli, brughiere, incolti) il secondo (Kärenlampi e Skärby, 1996).

Non sono ancora disponibili relazioni dose-risposta (danno) basate sui reali flussi stomatici di O<sub>3</sub> e al momento ci si affida a relazioni individuate sulla base di esposizioni controllate in camere a cielo aperto (OTC) in assenza di condizioni limitanti l'assunzione di ozono (Fuhrer et al., 1997), condizioni cioè nelle quali esposizione e dose di ozono si eguagliano. Per poter utilizzare queste relazioni in stime territoriali degli effetti occorre correggere le esposizioni ambientali in modo da ricondurle a quelle presenti in OTC. Le differenze, come vedremo, sono tutt'altro che trascurabili e permetteranno di cogliere il reale impatto dell'O<sub>3</sub> sulla vegetazione. Posch e Fuhrer (1999) hanno proposto un semplice approccio per stimare l'AOT40 "effettivo" per una coltura come il frumento, basato sull'uso di una serie di funzioni moltiplicative, dette fattori modificanti, per correggere l'AOT40 originariamente calcolato. Si tratta di funzioni empiriche, con valori compresi tra da 0 a 1, che descrivono la riduzione di importanza relativa dell'esposizione al variare del contenuto idrico nel suolo, dell'umidità atmosferica e della intensità del vento:

$$1) f_{smd} = \min\{1, \max\{-0.198 + 0.018 * \%FC, 0.1\}\} \quad (\text{Fuhrer et al., 1995}).$$

$$2) f_{vpd} = \min\{1, \max\{1.2739 - 0.3913 * VPD, 0.1\}\} \quad (\text{Emberson et al., 1998})$$

$$3) f_{wind} = \min\{1, \max\{0.455 + 0.091 * u, 0.5\}\} \quad (\text{Grünhage et al., 1997})$$

dove  $FC\%$  è la disponibilità idrica nel suolo espressa come percentuale sulla capacità di campo,  $VPD$  è il deficit di saturazione idrica dell'atmosfera in kPa e  $u$  è la velocità media del vento in m/s a 10 m dal suolo, nelle ore diurne, da maggio a luglio. È lecito supporre che vi sia una mutua interazione tra i diversi fattori, tuttavia non è ancora nota la natura di questa relazione. Joss et al. (1999) hanno concluso che, tra le diverse formulazioni, quella meglio correlata alle risposte osservate è quella che considera solo il fattore più limitante:

$$4) AOT40_{eff} = AOT40_c * \min(f_{smd}, f_{vpd}, f_{wind})$$



Per calcolare l'AOT40 "effettivo" nel nostro caso e per tentare quindi di valutare il reale grado di impatto, e non solo di rischio (Fuhrer, 1996), dell'ozono sulla vegetazione si è pensato di applicare tale metodologia alle mappe di AOT40 già mostrate. Gli AOT40 effettivi, a differenza dell'AOT40 originario, permettono di predire immediatamente il danno biologico che risulta ora proporzionale all'intensità del superamento del livello critico.

A tal fine sono state calcolate con kriging ordinario le mappe dell'intensità del vento al suolo a partire dalle misure orarie estive del quinquennio 1994-1998 fornite dal sistema informativo della regione Lombardia. La disponibilità idrica del suolo è stata stimata dall'Ente Regionale di Sviluppo Agricolo della Lombardia (ERSAL) con un semplice modello di bilancio idrico sulla base dei dati climatici degli ultimi 30 anni e tenendo conto delle diverse caratteristiche dei suoli e delle coperture (Mariani, 1997; Maracchi et al., 1992). L'evapotraspirazione è stata ottenuta applicando opportuni coefficienti colturali all'evapotraspirazione potenziale calcolata con il metodo Blaney-Criddle.

Il deficit di saturazione idrico dell'atmosfera non è stato preso in considerazione in ragione dell'eccessivo numero di dati mancanti e per la scarsa affidabilità delle misure di umidità relativa nella rete lombarda. Va in ogni caso sottolineato che le funzioni dose-risposta ottenute dagli esperimenti in OTC riflettono in forma già integrata l'influenza del VPD. Di conseguenza l'esclusione della correzione per il VPD introduce solo un errore marginale nelle stime di Il livello (Joss et al., 1999).

Le mappe delle esposizioni all'ozono sono state confrontate con l'intensità media del vento e con la distribuzione del deficit idrico e della riserva idrica nei suoli in anni "secchi", "medi" e "umidi", ottenuti dalle serie climatiche trentennali rispettivamente come il 10°, il 50° e il 90° percentile. Dove è stato possibile, l'applicazione delle funzioni 1, 3 e 4 ad ogni elemento del grigliato ha permesso di stimare l'AOT40 effettivo e di tracciarne una mappa.

L'attendibilità delle stime e la conferma dell'insorgenza degli effetti previsti è stata effettuata mediante osservazioni mirate svolte nelle aree risultate a più alto rischio.

Il deficit idrico nella stagione vegetativa (differenza tra apporti precipitativi e perdite evapotraspirative) fornisce un'idea grossolana ma immediata delle esigenze idriche del territorio. Se si assume che il suolo sia all'inizio della stagione vegetativa, un deficit positivo o nullo implica una dotazione idrica ottimale del suolo. Un deficit negativo, al contrario, indica un progressivo impoverimento delle riserve idriche del suolo e un parallelo incremento dello stress idrico per le colture. Nelle aree montane e pedemontane lombarde l'analisi del deficit idrico indica che la dotazione idrica del suolo non costituisce un fattore limitante di grande peso per l'esposizione delle foreste all'ozono, anche negli anni più asciutti. In pianura il contenuto idrico del suolo si conferma potenzialmente il fattore modificante più importante, in particolare per le colture il cui raccolto si realizza a fine estate (mais, soia, ecc.) e negli anni asciutti. Tuttavia l'elevato deficit estivo costringe gli agricoltori a ripristinare le riserve idriche con frequenti irrigazioni, facilitate dalla presenza nella regione di un capillare reticolo idrografico. La diffusione della pratica irrigua, come avviene nel territorio del Parco, riduce quindi fortemente l'importanza del contenuto idrico del suolo come fattore limitante l'esposizione della vegetazione all'ozono e, in ogni caso, l'elevata variabilità spazio temporale degli interventi irrigui e la scarsità di informazioni su di essi rende impossibile stimare il reale contenuto idrico del suolo su tutto il territorio. Se si ipotizzasse l'assenza totale di irrigazione nel territorio del Parco, dove la natura dei suoli è in generale ad alto tenore di sabbia, l'AOT40 "effettivo" per le colture estive negli anni più asciutti risulterebbe abbattuto fino all'80% in meno dell'AOT40 misurato. Al contrario, per il frumento e le colture autunno-vernine, che non richiedono irrigazione, l'applicazione della (1) e della (4) introduce negli anni con precipitazioni mediane una riduzione massima delle esposizioni originali di solo il 10% nelle aree caratterizzate da suoli più sciolti. L'intensità del vento, generalmente bassa in tutto il territorio regionale, gioca un ruolo di maggiore importanza per le colture e probabilmente anche per le foreste. Applicando infatti la (3) e la (4), il valore "effettivo" dell'AOT40 per il frumento risulta essere circa il 40% più basso di quanto calcolato in precedenza, ma comunque sempre al di sopra del livello critico di 3.000 ppb-ora.

La mappatura delle esposizioni "effettive" (Figura 7.7) risulta lasciare praticamente inalterati i pattern spaziali degli AOT40c. In condizioni come queste le riduzioni in produzione di

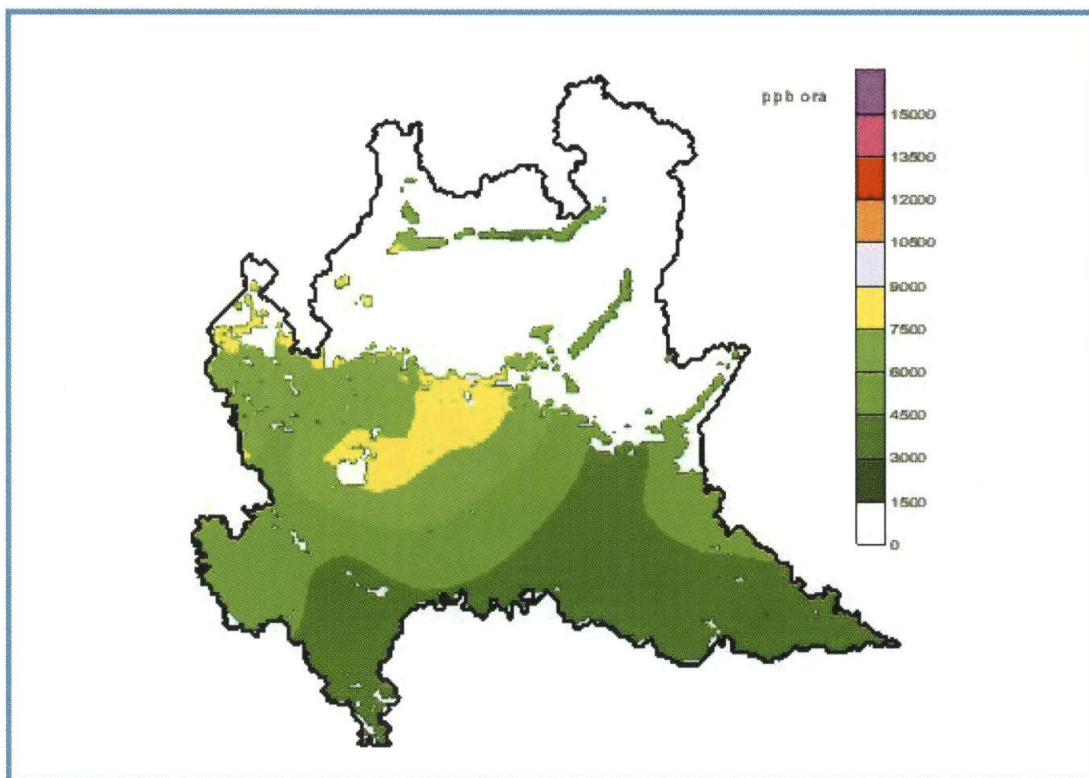


Figura 7.7  
Mappa di II livello  
per le colture:  
esposizione efficace  
per il frumento  
all'ozono (AOT40)  
in relazione  
all'intensità  
del vento (fwind)  
nel quinquennio  
94-98.

granella da attendersi in frumento sono comprese tra il 10 e il 20% (Fumagalli et al., 1999; Fuhrer et al., 1997).

Una significativa riduzione dell'AOT40 effettivo potrebbe essere ragionevolmente attesa anche per le foreste, anche se rimane un alto grado di incertezza a causa della difficoltà di estrapolare misure locali di vento e alla mancanza di relazioni empiriche per una specie forestale come quelle descritte per il frumento.

### 7.3 LA VALUTAZIONE DEL RISCHIO LEGATA AD ALTRI INQUINANTI ED ALLE DEPOSIZIONI UMIDE

La mappatura delle esposizioni a lungo termine degli ecosistemi agli altri inquinanti atmosferici ad azione fitotossica è stata ottenuta anch'essa a partire dalle concentrazioni medie annuali, estive ed invernali del quinquennio 1994-1998 ottenute dal Sistema informativo della Regione Lombardia.

Sono state utilizzate le misure di tutte le stazioni di monitoraggio disponibili con l'esclusione di quelle classificate di tipo "C" dal D.M. 25/11/1994. L'esclusione di queste ultime, collocate in prossimità di forti sorgenti di emissione quali strade e impianti di combustione, permette di eliminare fattori di influenza prettamente locali e di descrivere meglio la situazione espositiva generale.

Tuttavia, poiché la stragrande maggioranza delle centraline di monitoraggio è posta in aree urbane, è plausibile una sovrastima delle esposizioni nelle aree rurali.

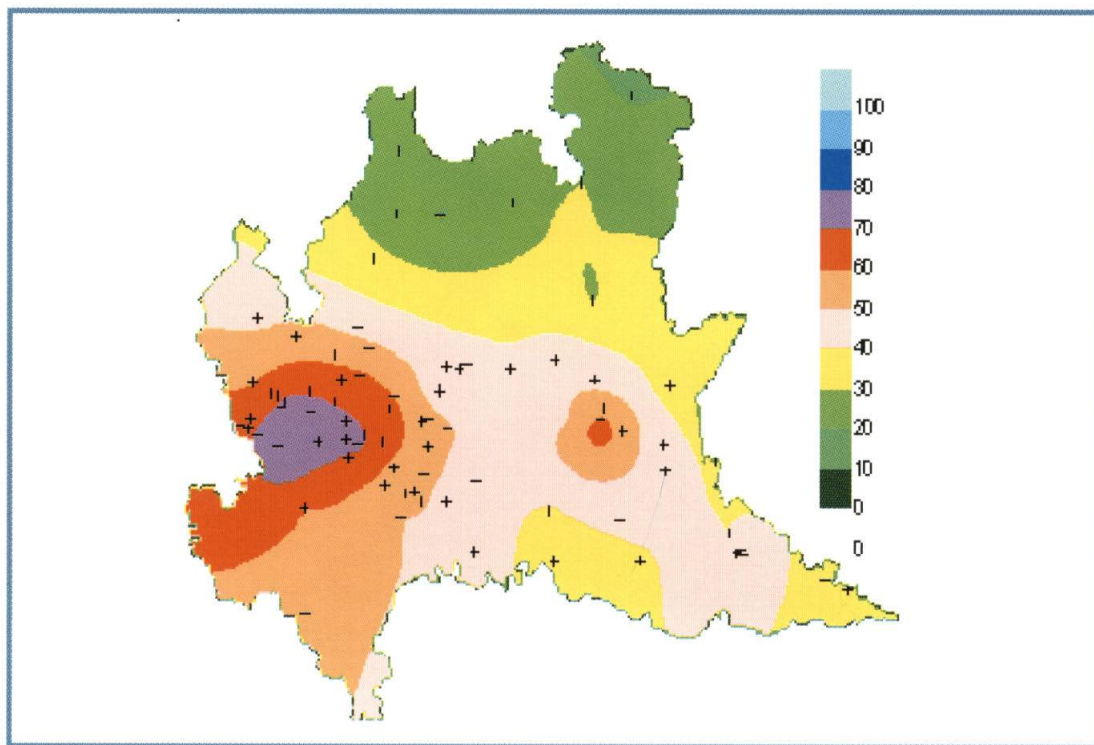
Come per l'ozono l'interpolazione spaziale dei dati è stata effettuata con Kriging ordinario ma senza applicare nessuna de-trendizzazione in funzione della quota altitudinale. La metodologia ricalca quanto già illustrato in precedenza sotto la voce valutazione di I livello.

#### Ossidi di azoto

La Figura 7.8 riporta l'esposizione media annuale della vegetazione agli ossidi di azoto totali nel quinquennio 1994-1998.



Figura 7.8  
Concentrazione  
media annuale  
di NO<sub>x</sub> (µg/m<sup>3</sup>),  
espressa come NO<sub>2</sub>  
equivalente,  
nelle stazioni  
di monitoraggio  
non di tipo "C".  
Anni 1994-1998



Va evidenziato che le concentrazioni degli ossidi di azoto nei cinque anni sono progressivamente diminuite di circa il 20% sul territorio regionale nel suo complesso, mentre all'interno del Parco del Ticino hanno subito un lieve miglioramento solo nella parte settentrionale e meridionale e un leggero peggioramento nella parte centrale compresa grossomodo tra i Comuni di Turbigo e Abbiategrasso (Tabella 7.2).

Tabella 7.2  
Medie annuali  
delle concentrazioni  
di NO<sub>x</sub> (ppb)  
(tratto da  
"Monitoraggio  
della qualità  
dell'aria mediante  
licheni nella  
Valle del Ticino",  
2000)

	1994	1995	1996	1997	1998
Gallarate S. Lorenzo	138	130	92	84	76
Busto Arsizio Magenta	95	95	75	94	78
Busto Arsizio Palermo	102	114	81	85	81
Galliate	77	72	52	57	75
Turbigo	47	42	36	57	62
Magenta	-	-	90	99	92
Vigevano	55	72	63	70	78
Pavia	57	59	48	55	50



È possibile notare dalla Figura 7.8 come, per gli ossidi di azoto, il Valore Limite per la protezione degli ecosistemi di  $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , indicato al workshop UN/ECE di Egham del 1992 e recepito dalla direttiva UE 1999/30/CE, sia superato in tutta la Regione ad eccezione della Valtellina. Nel territorio del Parco Ticino le esposizioni si spingono fino a 2 volte e mezzo il Valore Limite indicato. Tuttavia andrebbe ricordato, come ribadito a Egham, che tale Valore Limite diventa rilevante per la vegetazione solo se l'esposizione all'ozono non eccede il livello critico (Ashmore e Wilson, 1994), cosa che non succede nel territorio del Parco e in tutto il resto della Lombardia.

La distribuzione spaziale delle esposizioni agli ossidi d'azoto nell'area del Parco ricalca quella già vista per l'ozono con un massimo localizzato sulla parte mediana della Valle del Ticino. Questo fatto suggerisce che la generazione fotochimica locale di ozono in quest'area segue un regime di produzione VOC (Composti Organici Volatili) limitato, come generalmente avviene nelle vicine aree urbane, piuttosto che  $\text{NO}_x$  limitato, come accade nelle aree rurali più remote.

A parte l'anomalia rappresentata da Sesto Calende, fatte le debite conversioni ( $1 \text{ ppb NO}_2 = 1.88 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ), la distribuzione spaziale delle concentrazioni medie estive dell' $\text{NO}_2$  relative alla Regione Lombardia è in accordo con quella della media delle misure ottenute dai campionatori passivi tra Aprile e Settembre. Anche queste ultime segnalano infatti un massimo di  $\text{NO}_2$  nei Comuni del Parco appartenenti alla parte inferiore della provincia di Milano. A conclusioni analoghe si giunge analizzando le concentrazioni estive di  $\text{NO}_2$  rilevate con i campionatori passivi nella parte piemontese del Parco.

### Biossido di zolfo

La Figura 7.9 riporta le esposizioni medie annuali della vegetazione al biossido di zolfo nel quinquennio 1994-1998.

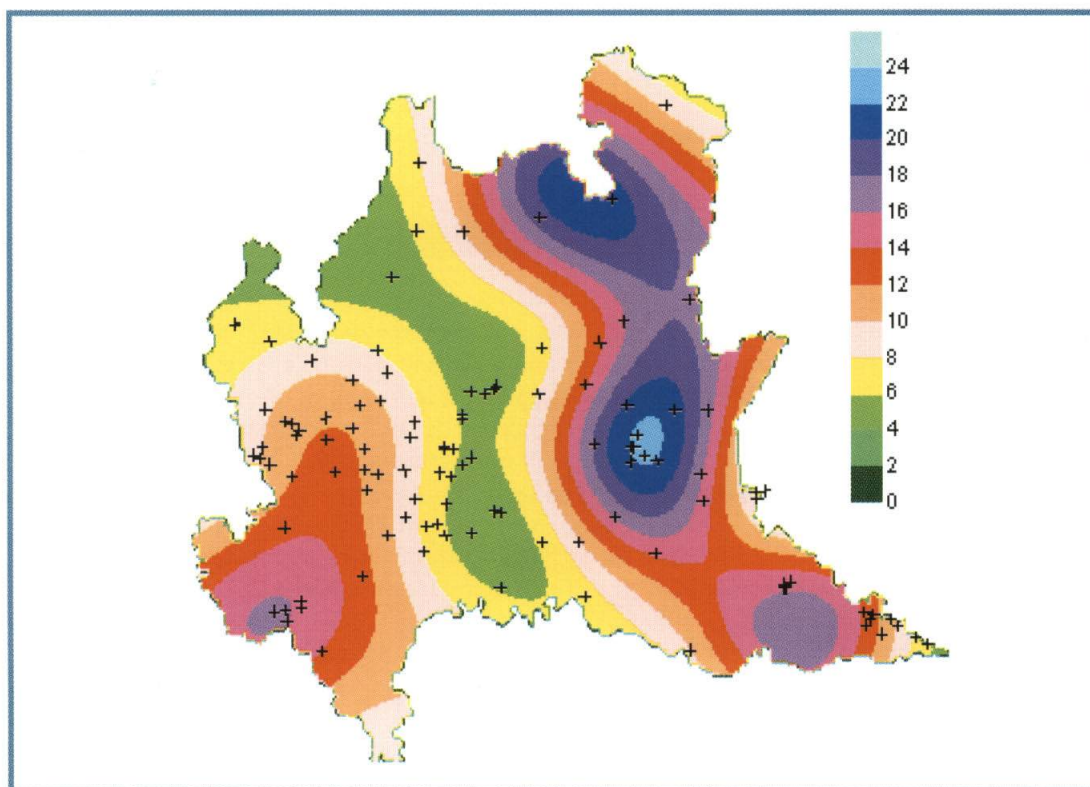


Figura 7.9  
Concentrazione  
media annuale  
di  $\text{SO}_2$  ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )  
nelle stazioni  
di monitoraggio  
non di tipo "C".  
Anni 1994-1998.



VALUTAZIONE DELLA QUALITÀ DELL'ARIA MEDIANTE CAMPIONATORI PUNTIIFORMI PASSIVI  
LA VALUTAZIONE DEL RISCHIO INQUINAMENTO ATMOSFERICO PER GLI ECOSISTEMI

Si evidenzia che nei cinque anni considerati si è assistito ad un progressivo dimezzamento delle concentrazioni atmosferiche di questo inquinante che ha interessato tutta la regione, comprese le aree ricadenti nel territorio dei Parchi del Ticino (Tabella 7.3).

Tabella 7.3  
Medie annuali delle  
concentrazioni  
di SO<sub>2</sub> (ppb)  
(tratto da  
"Monitoraggio  
della qualità  
dell'aria mediante  
licheni nella Valle  
del Ticino", 2000)

	1994	1995	1996	1997	1998
Gallarate S. Lorenzo	7	9	6	4	4
Busto Arsizio Magenta	8	6	4	4	4
Busto Arsizio Palermo	7	7	4	3	3
Galliate	4	4	2	2	2
Turbigo	4	4	2	1	2
Magenta	-	-	4	4	4
Vigevano	7	5	4	3	3
Pavia	7	6	5	4	3

Fatte le debite conversioni (1 ppb SO<sub>2</sub> = 2.618 µg/m<sup>3</sup>) i valori relativi all'ultimo anno sono piuttosto in accordo con quelli rilevati con i campionatori passivi nella parte piemontese e lombarda del Parco del Ticino, indicando un rallentamento nella fase di discesa delle concentrazioni di questo inquinante.

È possibile notare dalla Figura 7.9 come il Valore Limite per le esposizioni delle foreste al biossido di zolfo di 20 µg/m<sup>3</sup>, adottato al workshop di Egham (1992) e dalla Direttiva UE 1999/30/CE, sia superato solo in alcune aree del bresciano e della Valtellina centro-orientale. Il Valore Limite indicato per le sole colture agrarie, fissato a 30 µg/m<sup>3</sup> non è invece mai superato.

È interessante notare come nell'area del Parco le esposizioni al biossido di zolfo aumentino al procedere da Nord a Sud e come nella parte inferiore della Valle del Ticino si sperimentino esposizioni prossime al Valore Limite. Nel semestre estivo dove è massima l'attività vegetativa, tuttavia, le esposizioni nel Parco rimangono ben al di sotto del Valore Limite.

### Deposizioni umide

Le mappe delle deposizioni annuali di azoto (come ione ammonio, ione nitrato e la loro somma), di solfati non marini e di acidità totale sono state elaborate mediante kriging sulla base dei dati medi raccolti nel periodo 1988-1992 dalle stazioni della rete nazionale RIDEP (Mosello, 1993; Della Lucia et al., 1996). Sorprendentemente, malgrado le misure si riferiscano ad anni abbastanza lontani, i valori stimati per la parte settentrionale del Parco del Ticino sono solo di poco inferiori a quelli rilevati nella recente campagna di misure ai Lagoni di Mercurago e Castelletto Ticino, fatte ovviamente le debite conversioni da eq·ha<sup>-1</sup>·a<sup>-1</sup> a g·m<sup>-2</sup>·a<sup>-1</sup>.

Le aree del Lago Maggiore e del Lago di Como, anche in virtù dell'elevato tasso di piovosità, sono quelle maggiormente interessate dalle maggiori deposizioni umide di azoto eutrofizzante e solfati, che raggiungono rispettivamente i 2,6 g N m<sup>-2</sup>/anno (come somma di ioni nitrato e ammonio) e i 5 g S m<sup>-2</sup>/anno (come ione solfato).

Le deposizioni di azoto (Figure 7.10, 7.11 e 7.12) e di zolfo (Figura 7.13) mostrano grossomodo lo stesso pattern spaziale con un marcato gradiente negativo al procedere da NW verso SE. Come conseguenza il territorio del Parco del Ticino è interessato da un vistoso gradiente NS, determinato in gran parte dal concorde gradiente di precipitazione già visto nel caso della valutazione di II livello per l'ozono.

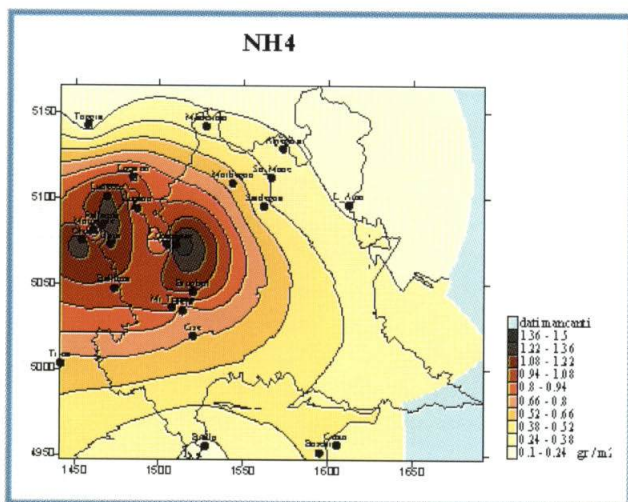


Figura 7.10. Deposizione media annuale di azoto ammoniacale in  $g/m^2$  anno

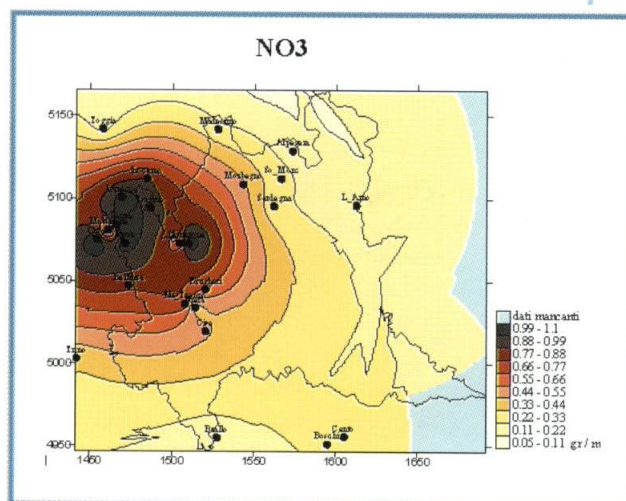


Figura 7.11. Deposizione media annuale di nitrati in  $g/m^2$  anno

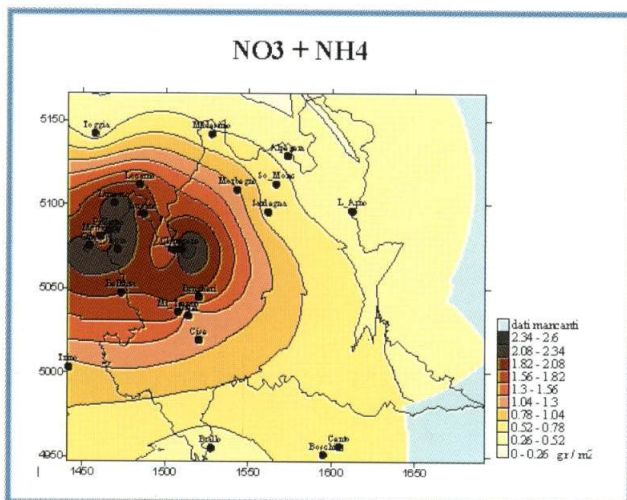


Figura 7.12. Deposizione media annuale di azoto eutrofizzante ( $NH_4 + NO_3$ ) in  $g N/m^2$  anno

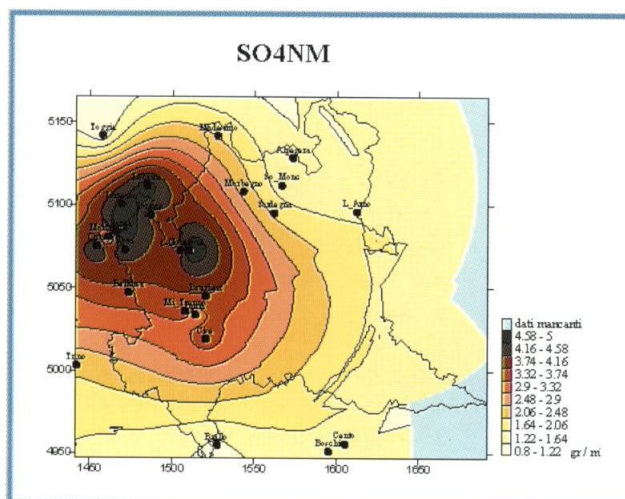


Figura 7.13. Deposizione media annuale di solfati non marini in  $g/m^2$  anno

A differenza delle deposizioni di solfati, quelle di azoto nitrico e ammoniacale risultano eccedere ovunque il carico critico calcolato per il territorio del Parco, con intensità ovviamente maggiore nella parte settentrionale del Parco. Tali eccedenze non devono sorprendere visto l'elevato carico di ossidi di azoto in atmosfera visto in precedenza.

#### 7.4 LA RISPOSTA DEGLI ECOSISTEMI: EVIDENZE BIOLOGICHE

In generale le mappe hanno rivelato che il grado di pressione dell'inquinamento atmosferico sugli ecosistemi del Parco del Ticino non è per nulla trascurabile, in particolare per quanto attiene all'ozono troposferico, al biossido di azoto e alle deposizioni di azoto eutrofizzante con le precipitazioni.

Per tali inquinanti atmosferici si è evidenziato il superamento dei rispettivi valori limite e carichi critici individuati a livello europeo per la protezione degli ecosistemi.

Nelle aree risultate a maggior rischio, l'ozono è presente a livelli tali da causare risposte di danno apprezzabile negli organismi vegetali più sensibili, e questo anche tenendo conto delle condizioni che ne possono limitare l'assorbimento e quindi il danno biologico.

Tali livelli possono determinare profonde modificazioni nel metabolismo vegetale le quali, a loro volta, possono ripercuotersi sia sulla produttività che sulla stabilità a lungo termine degli ecosistemi.

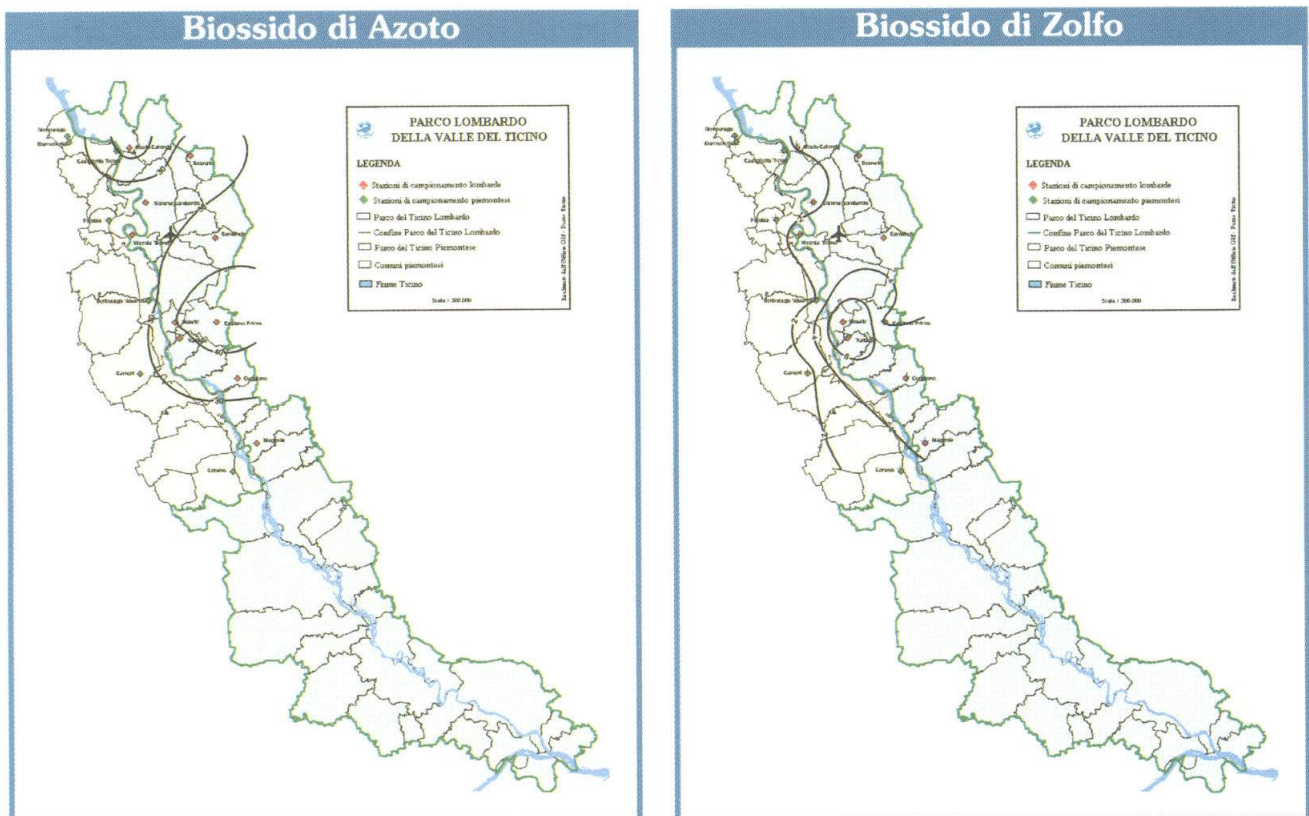


stemi naturali (Lorenzini, 1999). Anche l'apporto eccessivo di azoto, sia con le deposizioni che come biossido, costituisce un rischio in prospettiva per la stabilità degli ecosistemi ed in particolare per i comparti acquatico, vegetale e suolo. L'eccesso di azoto svolge sul comparto acquatico un'azione eutrofizzante con tutte le conseguenze negative ben note sulla fauna ittica e bentonica. Sulla componente vegetale l'azoto svolge un ruolo fertilizzante ma il suo eccesso conduce ad una ipertrofia delle parti verdi a discapito di quelle di sostegno e dei frutti. Sul comparto suolo l'eccesso di azoto influenza l'attività della comunità microbica ed influisce sulla velocità di mineralizzazione della sostanza organica. Lo stato delle comunità licheniche (biodiversità lichenica BLs) nel Parco del Ticino, rilevato nel 1999, evidenzia nel complesso un grado di alterazione media e medio-bassa, confermando la presenza di uno stress ambientale dovuto all'inquinamento atmosferico al quale i licheni principalmente rispondono (Monitoraggio della qualità dell'aria mediante licheni nella valle del Ticino, 2000). La distribuzione spaziale di tale alterazione ricalca molto bene quella estiva degli ossidi di azoto e quella invernale dell' $\text{SO}_2$ . Le aree maggiormente compromesse sono localizzate nella fascia centrale del Parco compresa grossomodo tra i Comuni di Gallarate e Cerano. Punti a massima alterazione sono rinvenibili in corrispondenza dell'aeroporto di Milano Malpensa, della centrale termoelettrica di Turbigo, del polo industriale di Trecate-Cerano e delle autostrade A4 (Romentino), A8 (Sesto Calende) e A7 (Carbonara).

Il confronto con la precedente rilevazione del 1994 (Monitoraggio della qualità dell'aria effettuato mediante analisi dei licheni nella valle del Ticino, 1995) ha evidenziato un generale miglioramento delle condizioni delle comunità licheniche nel tempo, fenomeno che può essere messo in relazione alla avvenuta riduzione dei tassi di emissione di  $\text{SO}_2$  negli ultimi anni, inquinante verso cui i licheni risultano particolarmente sensibili.

L'analisi delle chiome delle piante vascolari, effettuata mediante telerilevamento aereo nel Luglio 2000, ha evidenziato la presenza di un generale stato di stress diffuso in tutto il territorio del Parco. In particolare ben il 46.5% delle superfici boscate mostra livelli di stress medi (39%) e gravi (7.5%). In quest'ultima classe vengono inclusi quegli alberi che mostrano fenomeni di defogliazione e di diafanizzazione progressiva della chioma (Monitoraggio dello stato di salute della vegetazione bo-

Tabella 7.14  
Mappe di  
distribuzione  
degli inquinanti nel  
Parco del Ticino



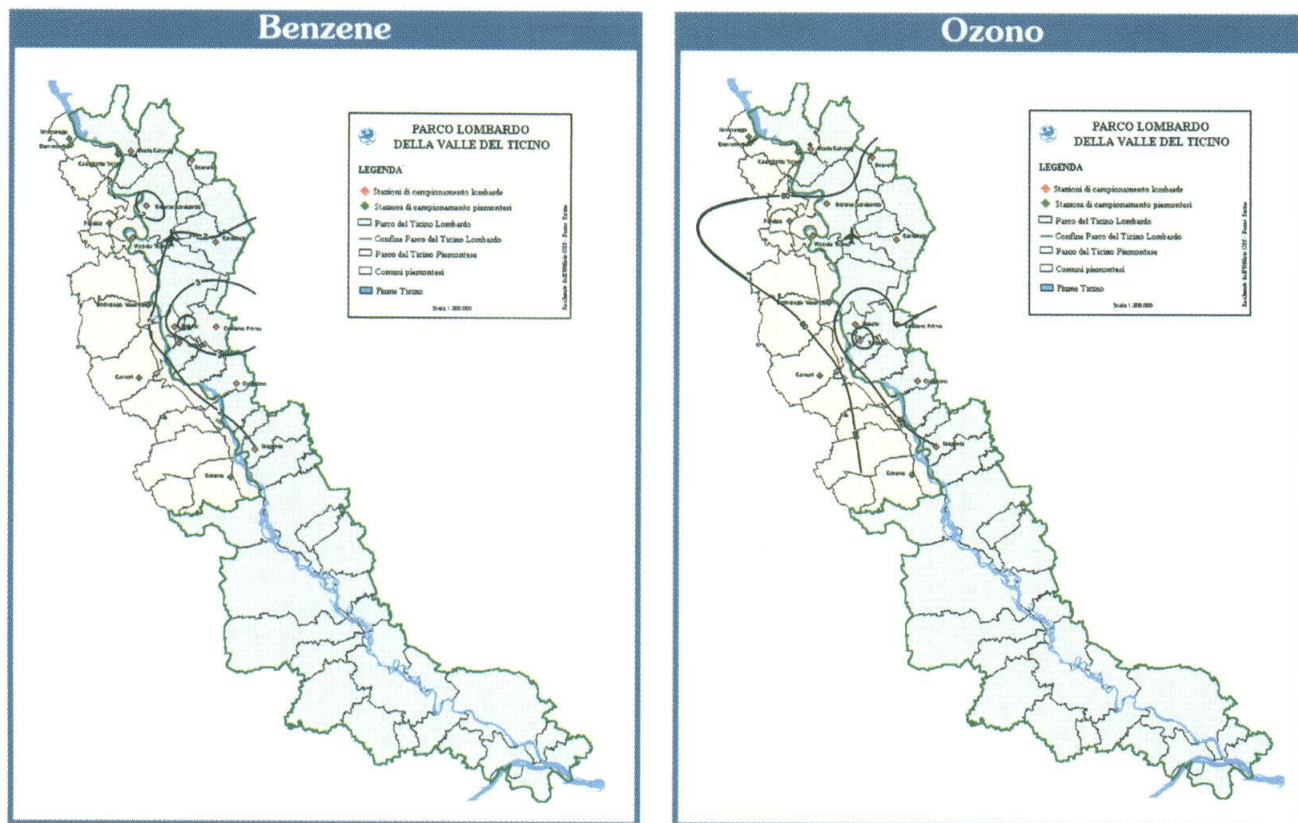
schiva mediante tecniche di telerilevamento all'Infrarosso Falso Colore nella Valle del Ticino, 2001). Sebbene le cause dello stress rilevabile da foto aeree possano essere molteplici, come lo stress idrico e la competizione vegetale, le modalità di diffusione dei danni riscontrati nel Parco Ticino hanno indotto il fotointerprete a ritenere che la causa preponderante di questi sia riferibile all'inquinamento atmosferico.

La distribuzione spaziale dei livelli di stress è del resto in sorprendente accordo con quella dei principali inquinanti atmosferici fitotossici, primo fra tutti l'ozono al quale potrebbe essere attribuito lo stato di stress diffuso. Gli stati di sofferenza più gravi sono invece correlabili alle situazioni nelle quali, al fondo di ozono, si sovrappongono le condizioni più critiche per gli ossidi di azoto. Come già rilevato nel caso dei licheni, un modesto livello di danneggiamento è stato riscontrato nelle porzioni occidentali e in quelle meridionali del Parco, mentre una situazione di grave o gravissimo stress interessa estese superfici nel resto del territorio. Il massimo dello stress è stato riscontrato nei quadranti settentrionali, orientali e occidentali attorno all'Aeroporto di Malpensa 2000, e nelle aree contigue ai grossi poli industriali della zona centrale del Parco.

Le verifiche a terra, sebbene condotte in un numero limitato di aree, hanno confermato quanto già rilevato; in particolare la presenza di un bassa percentuale di alberi indenni (4%) e di un 47% di alberi con defogliazione media (36%) e grave (11%). L'area più compromessa si conferma la porzione centrale del Parco (Figura 7.14).

### 7.5 PROSPETTIVE

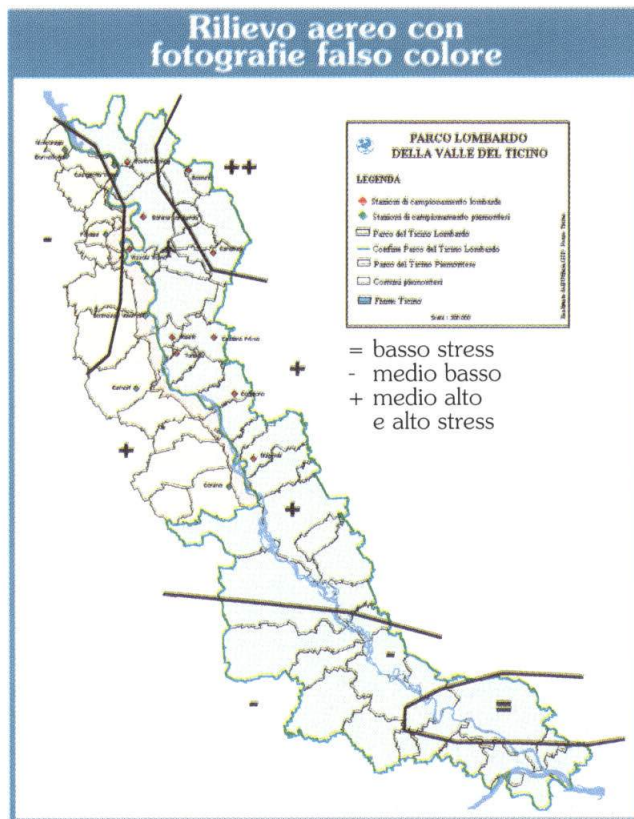
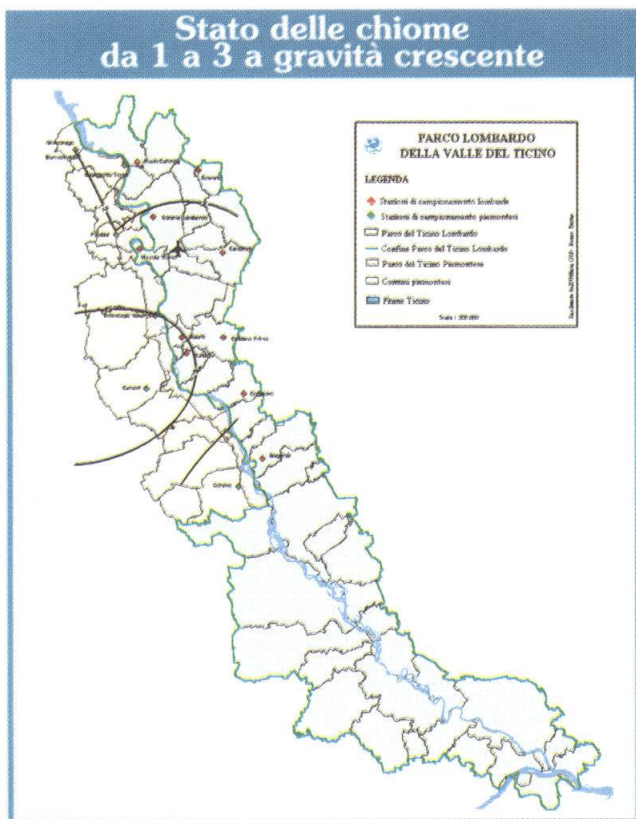
L'evidenza di uno stato di sofferenza della componente vegetale degli ecosistemi dei Parchi del Ticino, correlabile all'inquinamento atmosferico, dunque esiste. Sebbene anche una forte correlazione non significhi necessariamente una relazione causale, dimostrabile solo con esperimenti di esclusione di altri fattori in ambiente controllato, è pur vero che tutte le evidenze ambientali portano in questa direzione. È il momento quindi di approfondire la questione puntando decisamente ad osservazioni più mirate. Sarebbe opportuno, ad esempio, ripetere ed intensificare sia spa-





zialmente che temporalmente il rilevamento della qualità dell'aria nel territorio del Parco, con particolare riguardo all'ozono ed al biossido di azoto; contestualmente effettuare una campagna di monitoraggio delle risposte biologiche a tali inquinanti, limitandosi a quelle più diagnostiche che meno si prestano a interferenze. A titolo di esempio si suggerisce la rilevazione di sintomi di danno fogliare in specie sensibili in condizioni di buon approvvigionamento idrico. A parte la ben nota cultivar di tabacco Bel-W3 sensibile all'ozono, in questo contesto si segnala il potenziale ruolo di bioindicatori di *Fraxinus* spp. e di due specie alloctone invasive, *Prunus serotina* e *Ailanthus altissima*, note per la specificità delle loro risposte fogliari all'ozono (Skelly et al., 1999). Anche diverse specie erbacee ed arbustive del sottobosco, quali *Rubus* spp., *Atropa belladonna*, *Rumex* spp. e *Trifolium* spp. potranno essere utilizzate allo scopo. Indispensabile sarà fare riferimento a qualche centro di validazione dei sintomi in ambiente controllato quale l'impianto di OTC di Lattecaldo in Canton Ticino, quello del vivaio forestale dell'Azienda Regionale Foreste a Curno (BG) o i Dipartimenti di Produzione Vegetale e di Patologia dell'Università di Milano o di Scienze Ambientali dell'Università Cattolica di Brescia.

Molto utili saranno anche eventuali campagne di monitoraggio degli inquinanti con strumenti automatici in continuo e/o laboratori mobili di analisi della qualità dell'aria, da condursi in diverse aree del Parco per superare le incertezze e le limitazioni evidenziate nell'uso dei campionatori passivi. Di notevole rilievo scientifico sarebbe poi poter effettuare campagne di misurazione dei reali flussi di deposizioni secca di ozono ed ossidi di azoto negli ecosistemi vegetali del Parco, foreste o colture che siano. Solo la determinazione dei flussi stomatici è infatti in grado di dirimere la controversia in atto nella comunità scientifica sull'adeguatezza dei livelli critici e di determinare la dose reale di inquinante assorbito dagli organismi vegetali a livello di ecosistema (Fuhrer e Achermann, 1999). L'accoppiamento di indagini biologiche e/o biochimiche sui danni visibili e/o fisiologici permetterebbe di misurare il reale impatto degli inquinanti atmosferici sugli ecosistemi del Parco del Ticino.





## 8. ALLEGATO

### Area lombarda

Di seguito si riportano i dati degli idrocarburi aromatici (BTEX) rilevati nelle stazioni di campionamento ubicate nel territorio del Parco del Ticino lombardo nelle diverse campagne di monitoraggio.

SESTO CALENDE						
PEARIODO	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	$\mu\text{g}/\text{m}^3$
	BENZENE	TOLUENE	ETIL-BENZENE	PARA-XILENE	META-XILENE	ORTO-XILENE
08 - 12/05/00	0,7	5,7	0,5	0,5	1,2	0,5
26 - 30/06/00	0,7	5,7	0,5	0,5	1,2	0,5
11 - 15/09/00	0,7	3,8	0,4	0,9	1,2	0,4
05 - 12/03/01	5,2	14,0	2,4	2,1	5,1	2,3
12 - 19/03/01	2,2	5,7	0,8	0,8	2,2	1,0
02 - 06/04/01	1,2	3,0	0,6	0,5	1,1	0,5
<b>media</b>	<b>1,8</b>	<b>6,3</b>	<b>0,9</b>	<b>0,9</b>	<b>2,0</b>	<b>0,9</b>

BESNATE						
PEARIODO	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	$\mu\text{g}/\text{m}^3$
PERIODO	BENZENE	TOLUENE	ETIL-BENZENE	PARA-XILENE	META-XILENE	ORTO-XILENE
08 - 12/05/00	0,8	7,8	0,7	0,6	1,4	0,6
26 - 30/06/00	0,8	7,8	0,7	0,6	1,4	0,6
11 - 15/09/00	0,7	3,8	0,6	0,9	1,3	0,3
05 - 12/03/01	3,9	12,2	2,1	1,8	4,4	1,0
12 - 19/03/01	0,0	0,2	2,4	0,0	0,0	0,2
02 - 06/04/01	1,0	4,6	0,6	0,6	1,7	0,9
<b>media</b>	<b>1,2</b>	<b>6,1</b>	<b>1,2</b>	<b>0,8</b>	<b>1,7</b>	<b>0,6</b>

SOMMA LOMBARDO						
PEARIODO	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	$\mu\text{g}/\text{m}^3$
PERIODO	BENZENE	TOLUENE	ETIL-BENZENE	PARA-XILENE	META-XILENE	ORTO-XILENE
08 - 12/05/00	1,2	13,0	1,2	1,2	2,6	1,0
26 - 30/06/00	1,2	13,0	1,2	1,2	2,6	1,0
11 - 15/09/00	0,9	4,3	0,9	5,3	2,4	0,7
05 - 12/03/01	5,2	16,4	2,8	2,6	6,3	2,9
12 - 19/03/01	3,3	8,9	1,3	1,3	3,2	1,3
02 - 06/04/01	1,5	5,4	0,9	1,0	1,3	0,8
<b>media</b>	<b>2,2</b>	<b>10,2</b>	<b>1,4</b>	<b>2,1</b>	<b>3,0</b>	<b>1,3</b>



VIZZOLA TICINO						
PEARIODO	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	$\mu\text{g}/\text{m}^3$
PERIODO	BENZENE	TOLUENE	ETIL-BENZENE	PARA-XILENE	META-XILENE	ORTO-XILENE
08 - 12/05/00	0,6	18,8	0,5	5,8	1,1	0,5
26 - 30/06/00	0,6	18,8	0,5	5,8	1,1	0,5
11 - 15/09/00	1,1	4,7	0,8	4,8	2,1	0,3
05 - 12/03/01	3,7	13,2	1,9	1,7	3,9	1,9
12 - 19/03/01	2,1	6,1	1,0	0,8	2,0	0,8
02 - 06/04/01	1,1	4,6	0,5	0,3	1,2	0,2
<b>media</b>	<b>1,5</b>	<b>11,0</b>	<b>0,9</b>	<b>3,2</b>	<b>1,9</b>	<b>0,7</b>

SAMARATE						
PEARIODO	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	$\mu\text{g}/\text{m}^3$
PERIODO	BENZENE	TOLUENE	ETIL-BENZENE	PARA-XILENE	META-XILENE	ORTO-XILENE
08 - 12/05/00	1,1	10,1	1,1	1,1	2,4	1,1
26 - 30/06/00	1,1	10,1	1,1	1,1	2,4	1,1
11 - 15/09/00	1,3	7,0	0,7	1,7	1,5	0,7
05 - 12/03/01	3,5	12,1	1,9	1,8	4,2	2,0
12 - 19/03/01	2,4	15,6	0,0	2,4	2,1	2,3
02 - 06/04/01	1,8	7,7	0,9	1,0	2,3	1,0
<b>media</b>	<b>1,9</b>	<b>10,4</b>	<b>0,9</b>	<b>1,5</b>	<b>2,5</b>	<b>1,3</b>

NOSATE						
PEARIODO	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	$\mu\text{g}/\text{m}^3$
PERIODO	BENZENE	TOLUENE	ETIL-BENZENE	PARA-XILENE	META-XILENE	ORTO-XILENE
08 - 12/05/00	3,0	40,4	8,7	5,2	17,2	6,4
26 - 30/06/00	3,0	40,4	8,7	5,2	17,2	6,4
11 - 15/09/00	7,6	100,6	14,1	16,1	31,8	17,1
05 - 12/03/01	5,6	21,2	3,3	3,5	8,0	3,7
12 - 19/03/01	3,9	16,1	2,5	1,3	5,9	2,7
02 - 06/04/01	3,6	14,1	2,0	2,2	5,0	2,2
<b>media</b>	<b>4,4</b>	<b>38,8</b>	<b>6,6</b>	<b>5,6</b>	<b>14,2</b>	<b>6,4</b>

**CASTANO PRIMO**

PERIODO	µg/m <sup>3</sup>	µg/m <sup>3</sup>	µg/m <sup>3</sup>	µg/m <sup>3</sup>	µg/m <sup>3</sup>	µg/m <sup>3</sup>
PERIODO	BENZENE	TOLUENE	ETIL-BENZENE	PARA-XILENE	META-XILENE	ORTO-XILENE
08 - 12/05/00	3,0	34,6	7,6	4,1	13,6	5,1
26 - 30/06/00	3,0	34,6	7,6	4,1	13,6	5,1
11 - 15/09/00	5,9	101,7	19,1	19,2	44,7	11,4
05 - 12/03/01	4,0	14,6	2,3	2,2	5,4	2,3
12 - 19/03/01	4,5	18,6	2,8	2,9	7,0	3,1
02 - 06/04/01	1,8	7,6	1,1	1,1	2,7	1,1
<b>media</b>	<b>3,7</b>	<b>35,3</b>	<b>6,7</b>	<b>5,6</b>	<b>14,5</b>	<b>4,7</b>

**TURBIGO**

PERIODO	µg/m <sup>3</sup>	µg/m <sup>3</sup>	µg/m <sup>3</sup>	µg/m <sup>3</sup>	µg/m <sup>3</sup>	µg/m <sup>3</sup>
PERIODO	BENZENE	TOLUENE	ETIL-BENZENE	PARA-XILENE	META-XILENE	ORTO-XILENE
08 - 12/05/00	0,6	13,8	2,5	1,6	4,1	3,1
26 - 30/06/00	0,6	13,8	2,5	1,6	4,1	3,1
11 - 15/09/00	3,3	87,9	14,0	13,4	27,7	12,4
05 - 12/03/01	5,3	20,1	3,5	3,1	7,8	3,5
12 - 19/03/01	3,0	14,4	2,0	2,0	4,6	2,0
02 - 06/04/01	2,4	10,5	0,6	0,7	1,8	0,7
<b>media</b>	<b>2,5</b>	<b>26,8</b>	<b>4,2</b>	<b>3,7</b>	<b>8,4</b>	<b>4,1</b>

**CUGGIONO**

PERIODO	µg/m <sup>3</sup>	µg/m <sup>3</sup>	µg/m <sup>3</sup>	µg/m <sup>3</sup>	µg/m <sup>3</sup>	µg/m <sup>3</sup>
PERIODO	BENZENE	TOLUENE	ETIL-BENZENE	PARA-XILENE	META-XILENE	ORTO-XILENE
08 - 12/05/00	1,0	9,7	1,8	0,9	3,7	1,2
26 - 30/06/00	1,0	9,7	1,8	0,9	3,7	1,2
11 - 15/09/00	3,5	61,8	15,2	13,9	24,6	8,1
05 - 12/03/01	4,7	17,3	2,8	2,6	6,4	2,8
12 - 19/03/01	3,0	11,4	1,8	4,4	0,0	1,9
02 - 06/04/01	1,7	7,2	0,9	0,7	2,0	0,9
<b>media</b>	<b>2,5</b>	<b>19,5</b>	<b>4,1</b>	<b>3,9</b>	<b>6,7</b>	<b>2,7</b>

PONTEVECCHIO DI MAGENTA						
PEARIODO	µg/m <sup>3</sup>	µg/m <sup>3</sup>	µg/m <sup>3</sup>	µg/m <sup>3</sup>	µg/m <sup>3</sup>	µg/m <sup>3</sup>
PERIODO	BENZENE	TOLUENE	ETIL-BENZENE	PARA-XILENE	META-XILENE	ORTO-XILENE
08 - 12/05/00	0,3	13,8	2,6	1,7	5,0	2,5
26 - 30/06/00	0,3	13,8	2,6	1,7	5,0	2,5
11 - 15/09/00	3,7	20,1	3,5	5,6	8,7	8,4
05 - 12/03/01	4,2	10,4	1,6	1,3	3,0	1,3
12 - 19/03/01	2,3	7,7	1,0	0,8	2,1	1,0
02 - 06/04/01	1,0	2,4	0,3	0,6	0,9	0,6
<b>media</b>	<b>2,0</b>	<b>11,4</b>	<b>1,9</b>	<b>1,9</b>	<b>4,1</b>	<b>2,7</b>

### Area piemontese

Si riportano, inoltre, i dati dei diversi inquinanti e le relative elaborazioni statistiche riguardanti le stazioni di campionamento ubicate nel territorio del Parco del Ticino piemontese nelle diverse campagne di monitoraggio.

### Biossido di Azoto (NO<sub>2</sub>)

		Castelletto Ticino	Pombia	Bellinzago	Cameri	Cerano	Lagoni di Mercurago	Canneti di Dormelletto	Val Sessera
Inizio	Fine	µg/m <sup>3</sup>	µg/m <sup>3</sup>	µg/m <sup>3</sup>	µg/m <sup>3</sup>	µg/m <sup>3</sup>	µg/m <sup>3</sup>	µg/m <sup>3</sup>	µg/m <sup>3</sup>
4/4	18/4	37,4	25,0	19,9	20,8	21,0	22,1	25,8	a
18/4	2/5	30,7	15,3	14,4	13,5	15,1	12,0	21,4	a
2/5	16/5	30,5	15,7	16,1	14,7	13,2	12,8	17,5	1,6
16/5	30/5	28,7	14,8	16,7	14,6	12,9	12,1	17,9	2,0
30/5	13/6	26,55	13,8	20,2	14,9	14,7	12,3	18,7	2,0
13/6	27/6	23,80	12,9	15,3	15,6	12,6	11,9	18,5	1,7
27/6	11/7	30,1	16,2	17,6	16,8	14,7	13,9	17,2	2,0
11/7	25/7	31	7,9	19,4	21,9	13,8	15,8	22,7	3,1
25/7	8/8	26,3	16	14,4	17,2	16,3	10,4	18,1	1,1
8/8	22/8	25,35	14,3	13,3	14,2	9,1	10,5	18,7	1,3
22/8	5/9	32,65	d	16,9	17	13,8	13,1	22,9	1,5
5/9	19/9	39,9	22,0	25,0	d	14,7	16,4	22,7	2,5
19/9	3/10	34,6	23,7	21,8	23,3	19,7	18,1	22,5	3,9
3/10	17/10	30,7	24,7	22,9	24,7	a	20,9	22,6	6
17/10	31/10	32,8	b	30,3	51,1	a	27	20,9	5,1
31/10	14/11	34,6	b	24,6	30,6	a	24,3	22,3	12,1
14/11	28/11	39,6	a	31,1	39,95	a	27,4	22,9	4
28/11	12/12	56,8	36,7	43,6	49,3	a	36,5	39,8	4,8
12/12	26/12	55,2	35,2	40,5	43,6	a	40,2	37,4	0
26/12	9/1	42,85	27,1	34,2	43,7	38,2	39,6	38,8	a
9/1	23/1	50,35	38,3	38,2	43,5	36,9	39,8	34,8	a
23/1	6/2	53,8	38,6	37,6	43,2	40,6	41,9	36,6	6,9
6/2	20/2	61,7	39	36,5	44,3	35,1	43,5	39,6	6,6
20/2	6/3	44,2	30	33,4	37,1	25,8	32,2	33,9	4,8
6/3	20/3	43,2	28,9	40,2	30,6	57	32,3	31,8	8,3
20/3	3/4	30,6	23	23,7	23,2	21,2	22,3	26,1	5,6
<b>Media</b>		37,5	23,6	25,7	28,4	22,3	23,4	26,0	3,9
<b>Massimo</b>		61,7	38,9	43,6	51,1	57,0	43,5	39,8	12,1
<b>Minimo</b>		23,8	7,9	13,3	13,5	9,1	10,4	17,2	0,0

Tabella 8.1  
Valori medi, minimi e massimi di biossido di azoto registrati nel periodo 4/4/00 - 3/4/2001 presso i siti di misura.

a stazione non attiva  
b campionatore sporco  
c campionatore rotto  
d campionatore mancante

L'analisi di correlazione tra le stazioni mostra legami altamente significativi da un punto vista statistico. Fa in parte eccezione l'area di riferimento posta in Val Sessera: l'andamento risulta correlato con diverse stazioni anche molto distanziate ma non con Castelletto Ticino (Tabella 8.2).

Tabella 8.2  
Analisi di correlazione relativa alle misure di biossido di azoto effettuate presso i siti di indagine. Viene riportato il coefficiente di correlazione (r) e il livello di significatività ( $p < 0.05$  \*,  $0.01$  \*\*,  $0.001$  \*\*\*)

	Castelletto Ticino	Pombia	Bellinzago	Cameri	Cerano	Lagoni di Mercurago	Canneti di Dormelletto	Val Sessera
<b>Castelletto Ticino</b>	1							
<b>Pombia</b>	0,92***	1						
<b>Bellinzago</b>	0,89***	0,90***	1					
<b>Cameri</b>	0,82***	0,91***	0,91***	1				
<b>Cerano</b>	0,76***	0,79**	0,92***	0,81***	1			
<b>Lagoni di Mercurago</b>	0,91***	0,93***	0,94***	0,91***	0,86***	1		
<b>Canneti di Dormelletto</b>	0,93***	0,90***	0,89***	0,79***	0,81***	0,92***	1	
<b>Val Sessera</b>	-	0,58*	0,45*	0,44*	0,92***	0,50*	-	1

### Biossido di Zolfo (SO<sub>2</sub>)

Tabella 8.3  
Valori di concentrazione di biossido di zolfo registrati nel periodo 3/10/00 - 3/4/01 presso i siti di misura

		Castelletto Ticino	Pombia	Bellinzago	Cameri	Cerano	Lagoni di Mercurago	Canneti di Dormelletto	Val Sessera
Inizio	Fine	µg/m <sup>3</sup>	µg/m <sup>3</sup>	µg/m <sup>3</sup>	µg/m <sup>3</sup>	µg/m <sup>3</sup>	µg/m <sup>3</sup>	µg/m <sup>3</sup>	µg/m <sup>3</sup>
3/10	17/10	0,0	0,2	0	0,1	a	0,2	0	1,4
17/10	31/10	0,2	0	0	0,1	a	0,2	0,1	1,9
31/10	14/11	0,2	0	0,2	0,1	a	0	0,1	1,4
14/11	28/11	0,1	0	0,2	0,2	a	0	0,1	0,8
28/11	12/12	0,1	0,1	0,1	0,1	a	0	0	1,5
12/12	26/12	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0	0	1,7
26/12	9/1	1,5	0	1,1	1,2	1,4	0,3	1,1	a
9/1	23/1	1,4	0	2,3	1,5	2,6	2,1	2,8	a
23/1	6/2	2,0	1,7	3,3	1,7	3,6	3,1	2,2	2,9
6/2	20/2	0,0	4,8	4,1	3,5	3,2	5,4	4,1	3,9
20/2	6/3	3,6	2,1	5,1	2,7	2,4	2,6	1,1	2,8
6/3	20/3	0,9	2,4	3,8	2,2	3,1	2,2	3,9	2,4
20/3	3/4	1,4	2,5	2,4	3,4	5,3	3,1	3,6	2,1
<b>Media</b>		0,9	1,1	1,7	1,3	2,7	1,5	1,5	2,1
<b>Massimo</b>		3,6	4,8	5,1	3,5	5,3	5,4	4,1	3,9
<b>Minimo</b>		0,0	0,0	0,0	0,1	0,1	0,0	0,0	0,8

L'analisi di correlazione (Tabella 8.4) mostra correlazioni significative tra i diversi punti di misura, compreso il sito posto in Val Sessera. Si distingue Castelletto Ticino per l'esiguità dei legami evidenziati con gli altri siti.



	Castelletto Ticino	Pombia	Bellinzago	Cameri	Cerano	Lagoni di Mercurago	Canneti di Dormelletto	Val Sessera
<b>Castelletto Ticino</b>	1	-						
<b>Pombia</b>	-	1	0,80**					
<b>Bellinzago</b>	0,70**	0,70**	1					
<b>Cameri</b>	0,52*	0,88***	0,88***	1				
<b>Cerano</b>	-	-	-	0,8*	1			
<b>Lagoni di Mercurago</b>	-	0,92***	0,86***	0,92***	0,7*	1		
<b>Canneti di Dormelletto</b>	-	0,80**	0,76**	0,87***	0,78*	0,87***	1	
<b>Val Sessera</b>	-	0,89***	0,84**	0,8**	-	0,92***	0,74**	1

Tabella 8.4  
Analisi di correlazione relativa alle misure di biossido di azoto effettuate presso i siti di indagine. Viene riportato il coefficiente di correlazione (r) e il livello di significatività ( $p < 0.05$  \*,  $0.01$  \*\*,  $0.001$  \*\*\*)

## Benzene

		Castelletto Ticino	Pombia	Bellinzago	Cameri	Cerano	Lagoni di Mercurago	Canneti di Dormelletto	Val Sessera
Inizio	Fine	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	$\mu\text{g}/\text{m}^3$
4/4	18/4	2,2	1,6	1,2	1,5	1	1,1	1,8	a
18/4	2/5	1,6	0,9	1,1	0,8	1	0,8	0,5	a
2/5	16/5	1,6	0,5	1,1	1	0,5	0,8	1,1	
16/5	30/5	1	0,8	0,7	0,8	0,8	0,8	1,1	
30/5	13/6	1,2	0,8	1	0,5	0,9	0,5	1,5	
13/6	27/6	1,2	0,5	0,7	0,5	0,5	0,8	0,5	
27/6	11/7	1	0,9	0,9	0,5	1,2	1,2	1,1	
11/7	25/7	0,5	0,5	0,8	0,5	0,5	0,7	1,7	
25/7	8/8	1,1	0,5	0,5	0,5	0,5	c	1,1	
8/8	22/8	1,2	0,8	0,5	0,5	0,8	0,5	1,4	
22/8	5/9	1,4	d	0,9	0,8	1	0,8	1,3	
5/9	19/9	1,5	1,2	0,5	1,2	0,5	0,5	1,6	
19/9	3/10	c	0,5	1	0,5	1,2	c	1,3	
3/10	17/10	1,4	n.d.	n.d.	1,9	a	0,9	0,9	0,5
17/10	31/10	2,1	1,3	1,6	1,9	a	1,8	1,8	1
31/10	14/11	2,1	1,3	1,6	1,4	a	1,2	1,6	0,9
14/11	28/11	2,6	n.d.	1,8	n.d.	a	n.d.	2,1	0,5
28/11	12/12	3,7	1,7	3,1	3,2	a	2,6	3,5	0,5
12/12	26/12	3,9	a	2,7	3	2,1	2,1	3,5	0,7
26/12	9/1	3,3	1,2	2,9	2,9	2,3	2,7	2,9	
9/1	23/1	3,1	1,6	2,5	1,4	1,6	2	3,7	
23/1	6/2	3,5	1,4	2,5	2,3	2,2	2,6	3,6	
6/2	20/2	1,8	2,3	2,3	1,8	1,7	2,2	3,2	n.d.
20/2	6/3	2,5	1,0	1,2	n.d.	0,9	1,6	2,8	n.d.
6/3	20/3	1,0	0,8	1,4	1,3	n.d.	1,4	n.d.	1,0
20/3	3/4	1,3	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	1,8	1,7	n.d.
<b>Media</b>		1,9	1,1	1,4	1,3	1,1	1,4	1,9	0,7
<b>Massimo</b>		3,9	2,3	3,1	3,2	2,3	2,7	3,7	1,0
<b>Minimo</b>		0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5

Tabella 8.5  
Valori di concentrazione di benzene (in  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) registrati nel periodo 4/4/00 - 3/4/01 presso i siti di misura.



Tabella 8.6  
Analisi di  
correlazione relativa  
alle misure  
di benzene  
effettuate presso  
i siti di indagine.  
Viene riportato  
il coefficiente di  
correlazione (r)  
e il livello  
di significatività  
( $p < 0.05$  \*;  
0.01 \*\*; 0.001 \*\*\*)

	Castelletto Ticino	Pombia	Bellinzago	Cameri	Cerano	Lagoni di Mercurago	Canneti di Dormelletto	Val Sessera
<b>Castelletto Ticino</b>	1							
<b>Pombia</b>	0,65**	1						
<b>Bellinzago</b>	0,88***	0,72***	1					
<b>Cameri</b>	0,88**	0,70***	0,9***	1				
<b>Cerano</b>	0,83***	0,63**	0,93***		1			
<b>Lagoni di Mercurago</b>	0,81***	0,68**	0,95***	0,85***	0,92***	1		
<b>Canneti di Dormelletto</b>	0,83***	0,74**	0,87***	0,78***	0,78**	0,83***	1	
<b>Val Sessera</b>	-	-	-	-	-	-	-	1

### Ozono (O<sub>3</sub>)

Tabella 8.7  
Concentrazioni  
di ozono rilevate  
nel periodo  
4/4-3/10/2000

		Castelletto Ticino	Pombia	Bellinzago	Cameri	Cerano	Lagoni di Mercurago	Canneti di Dormelletto	Val Sessera	
	Inizio	Fine	µg/m <sup>3</sup>	µg/m <sup>3</sup>	µg/m <sup>3</sup>	µg/m <sup>3</sup>	µg/m <sup>3</sup>	µg/m <sup>3</sup>	µg/m <sup>3</sup>	
	4/4	11/4	61,2	73,8	83,8	57,6	61,4	76,4	65,0	a
	11/4	18/4	39,2	58,2	62,1	53,3	62,6	43,2	50,8	a
	18/4	25/4	70,1	91,7	98,3	69,0	86,0	84,7	59,7	a
	25/4	2/5	70,7	81,9	79,9	72,1	81,7	90,5	d	a
	2/5	9/5	59,3	66,1	78,4	60,0	80,0	72,9	49,2	68,0
	9/5	16/5	65,9	76,7	81,5	69,2	89,6	84,4	63,5	77,0
	16/5	23/5	71,7	94,3	94,8	81,9	103,1	100,6	76,1	87,4
	23/5	30/5	68,0	81,8	81,3	63,4	90,4	78,5	58,3	72,4
	30/5	6/6	79,0	113,9	106,3	77,2	103,0	99,6	76,1	78,5
	6/6	13/6	66,7	96,4	79,0	64,1	79,8	81,7	70,3	74,1
	13/6	20/6	82,4	109,6	102,1	76,5	101,6	111,6	102,0	102,4
	20/6	27/6	75,7	100,4	93,4	64,7	101,6	105,5	98,9	94,4
	27/6	4/7	70,3	98,3	81,6	65,2	89,0	94,9	89,7	86,6
	4/7	11/7	64,8	98,8	92,0	72,5	96,4	91,8	80,8	94,9
	11/7	18/7	58,3	76,7	82,5	61,5	71,9	77,0	68,8	75,6
	18/7	25/7	67,7	95,2	96,2	62,5	86,3	100,7	79,7	85,9
	25/7	1/8	65,6	95,8	94,3	67,7	91,8	96,1	82,0	80,9
	1/8	8/8	56,1	66,7	72,4	50,7	88,1	73,9	66,0	81,7
	8/8	15/8	66,3	92,5	102,8	66,3	73,7	92,8	81,7	98,9
	15/8	22/8	73,0	108,6	97,8	66,2	98,1	98,3	89,5	81,3

L'analisi di correlazione condotta sugli andamenti rilevati presso le diverse stazioni evidenzia stretti legami tra tutti i siti considerati (Tabella 8.8).



	Castelletto Ticino	Pombia	Bellinzago	Cameri	Cerano	Lagoni di Mercurago	Canneti di Dormelletto	Val Sessera
<b>Castelletto Ticino</b>	1							
<b>Pombia</b>	0.752***	1						
<b>Bellinzago</b>	0.741***	0.860***	1					
<b>Cameri</b>	0.802***	0.647***	0.676***	1				
<b>Cerano</b>	0.794***	0.712***	0.658***	0.746***	1			
<b>Lagoni di Mercurago</b>	0.867***	0.871***	0.861***	0.690***	0.794***	1		
<b>Canneti di Dormelletto</b>	0.640***	0.641**	0.493*	0.410*	0.533**	0.706***	1	
<b>Val Sessera</b>	0.522*	0.504*			0.437*	0.750***	0.517*	1

Tabella 8.8  
Analisi di correlazione relativa alle misure di ozono effettuate presso i siti di indagine. Viene riportato il coefficiente di correlazione (r) e il livello di significatività ( $p < 0.05$  \*; 0.01 \*\*, 0.001 \*\*\*)

Le correlazioni risultano elevate e, da un punto di vista statistico, altamente significative. Anche le misure effettuate in Val Sessera, in località Selletto Piccolo appaiono correlate, seppur in modo meno marcato, con i dati rilevati in diversi dei siti considerati. In particolare il sito denominato Lagoni di Mercurago mostra nell'andamento dell'ozono nel periodo tardo primaverile - estivo (le misure in Val Sessera sono iniziate il 2 maggio) un'elevata correlazione con questa zona di montagna.



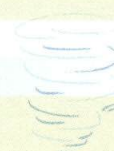
Valutazione dello stato delle chiome

Tabella 8.9  
Rilievi sullo  
stato delle chiome  
presso l'area  
di saggio T1  
(Villa Giulia)

Area di saggio T1 - Villa Giulia							
Ni.	Diametro	Specie	Posizione sociale	Altezza	Trasparenza chiome	Discolorazione	Classe
	cm			m	%	%	
1	22	Qr	3	17,0	15	10	1
2	23	Qr	2	18,5	20	10	1
3	26	Qr	2	19,0	20	10	1
4	20	Qr	3	15,5	/	/	4
5	38	Qr	2	17,0	45	25	2
6	29	Qr	2	18,0	30	15	2
7	31	Qr	2	20,5	35	40	3
8	19	Qr	3	14,0	25	20	1
9	34	Qr	2	19,5	20	10	1
10	30	Qr	2	18,5	20	10	1
11	30	Qr	2	21,0	30	20	2
12	45	Qr	2	18,0	20	10	1
13	15	Qr	4	11,0	50	10	2
14	26	Qr	3	16,0	20	10	1
15	22	Qr	3	15,5	15	10	1
16	42	Qr	2	16,5	15	20	1
17	32	Qr	2	20,5	20	15	1
18	28	Qr	2	22,0	25	30	1
19	19	Qr	2	20,0	15	10	1
20	29	Qr	3	16,0	15	10	1
21	32	Qr	2	19,5	25	15	1
22	20	Qr	3	17,0	15	20	1
23	32	Qr	2	18,0	20	20	1
24	25	Qr	3	16,0	30	20	2
25	28	Qr	3	15,5	35	20	2
26	11	Cb	4	11,0	10	10	0
27	12	Cb	4	11,0	10	10	0
28	14	Cb	4	11,5	10	10	0
29	24	Qr	3	16,0	35	30	3
30	17	Qr	4	15,0	15	10	1

<b>Qr</b>	Farnia	<b>Fo</b>	Frassino ossifillo
<b>Cb</b>	Carpino bianco	<b>Rp</b>	Robinia
<b>Qru</b>	Quercia rossa	<b>Pa</b>	Ciliegio



## Area di saggio T2 - Dogana

N.	Diametro cm	Specie	Posizione sociale	Altezza m	Trasparenza chiome %	Discolorazione %	Classe
1	23	Qru	2	23,5	10	0	0
2	17	Qru	3	18,5	15	0	1
3	18	Fo	4	13,5	70	10	3
4	33	Qr	3	18,5	40	85	3
5	34	Qr	3	19,0	55	40	3
6	22	Qr	3	15,0	35	20	2
7	27	Qr	4	17,0	70	20	3
8	24	Qr	3	19,5	30	15	2
9	24	Qr	3	20,0	25	20	1
10	12	Qr	4	10,0	50	20	2
11	27	Qr	3	22,5	45	35	3
12	25	Qr	3	22,5	60	30	3
13	23	Rp	3	19,5	15	15	1
14	12	Qr	4	13,0	80	30	3
15	19	Rp	3	15,5	25	10	1
16	15	Rp	3	16,0	20	10	1
17	11	Rp	3	16,5	20	10	1
18	21	Qr	3	22,0	40	20	2
19	16	Qr	3	20,0	30	20	2
20	19	Fo	3	15,5	15	0	1
21	18	Rp	3	18,5	15	0	1
22	43	Qr	3	24,5	40	30	3
23	40	Qr	3	24,5	55	40	3
24	24	Qr	4	16,0	40	20	2
25	18	Pa	4	12,0	60	20	2
26	34	Rp	3	24,0	40	25	2
27	30	Qr	3	25,5	30	20	2
28	37	Qr	3	23,5	25	15	1
29	26	Qru	3	24,0	10	10	0
30	16	Rp	3	15,5	35	15	2

Tabella 8.10  
Rilievi sullo stato  
delle chiome  
presso l'area  
di saggio T2  
(Dogana)

**Qr**  
**Cb**  
**Qru**

Farnia  
Carpino bianco  
Quercia rossa

**Fo**  
**Rp**  
**Pa**

Frassino ossifillo  
Robinia  
Ciliegio

Area di saggio T3 - Molino Vecchio

Tabella 8.11  
Rilievi sullo stato  
delle chiome  
presso l'area  
di saggio T3  
(Molino Vecchio)

N.	Diametro cm	Specie	Posizione sociale	Altezza m	Trasparenza chiome %	Discolorazione %	Classe
1	11	Qr	3	12,5	10	0	0
2	18	Qr	3	16,0	25	20	1
3	17	Qr	3	16,0	30	15	2
4	12	Qr	4	13,5	45	25	2
5	13	Qr	4	10,0	40	15	2
6	12	Qp	4	7,0	35	20	2
7	28	Ps	2	16,5	30	25	2
8	12	Qr	4	11,5	35	15	2
9	12	Qr	4	13,0	35	15	2
10	20	Qr	3	15,5	25	10	1
11	15	Qr	3	17,0	25	15	1
12	14	Qp	3	12,0	25	10	1
13	9	Qp	3	9,0	25	10	1
14	10	Qp	4	7,5	45	20	2
15	8	Qp	4	4,0	60	25	2
16	14	Qp	4	5,0	65	30	3
17	18	Qr	3	20,5	40	25	2
18	13	Qr	4	17,5	45	25	2
19	26	Ps	3	16,0	30	20	2
20	19	Ps	2	16,0	35	20	2
21	17	Qp	3	14,5	25	10	1
22	12	Qp	3	14,0	20	10	1
23	13	Qp	4	13,5	65	20	2
24	22	Qp	3	17,0	30	10	2
25	15	Qp	3	17,0	35	15	2
26	22	Qp	3	17,0	30	10	2
27	20	Qp	3	18,5	35	15	2
28	10	Qp	4	7,0	60	25	2
29	23	Qr	3	18,0	40	30	3
30	21	Qr	3	18,0	45	25	2

<b>Qr</b>	Farnia	<b>Fo</b>	Frassino ossifillo
<b>Cb</b>	Carpino bianco	<b>Rp</b>	Robinia
<b>Qru</b>	Quercia rossa	<b>Pa</b>	Ciliegio



Area di saggio T4 - Pombia							
N.	Diametro	Specie	Posizione sociale	Altezza	Trasparenza chiome	Discolorazione	Classe
	cm			m	%	%	
1	13	Qr	3	18,5	30	25	1
2	16	Qr	3	20,5	25	10	1
3	12	Qr	3	18,5	30	10	2
4	19	Qr	3	21	20	0	2
5	11	Qr	2	19	15	20	2
6	18	Qr	2	20,5	25	0	1
7	17	Qr	3	18	25	15	2
8	14	Qr	2	18,5	20	10	2
9	0	Qr	3	14,5	40	25	1
10	21	Qr	2	20	30	20	3
11	24	Ps	2	20,5	45	10	1
12	20	Qr	2	20	15	0	1
13	25	Qr	3	21	25	0	1
14	27	Qr	2	22	20	25	1
15	27	Qr	2	22	10	0	2
16	15	Qr	3	17	50	20	2
17	18	Qr	3	19,5	15	10	2
18	26	Qr	2	21,5	30	40	1
19	14	Qr	3	17	35	20	1
20	21	Qr	4	16	40	25	1
21	18	Ps	3	16,8	25	0	1
22	26	Qr	3	20,5	45	30	1
23	26	Qr	3	21	20	15	1
24	25	Qr	3	19,5	45	30	1
25	14	Qr	4	15,5	65	30	3
26	12	Qr	3	16	30	25	2
27	14	Qr	3	17,5	65	40	1
28	20	Qr	3	18,5	35	20	1
29	19	Qr	3	19,4	30	25	1
30	20	Qr	2	19,5	15	25	1

Tabella 8.12  
Rilievi sullo stato  
delle chiome  
presso l'area  
di saggio T4  
(Pombia)

**Qr**  
**Cb**  
**Qru**

Farnia  
Carpino bianco  
Quercia rossa

**Fo**  
**Rp**  
**Pa**

Frassino ossifillo  
Robinia  
Ciliegio

Area di saggio T5 - Dormelletto

Tabella 8.13  
Rilievi sullo stato  
delle chiome  
presso l'area  
di saggio T5  
(Dormelletto)

N.	Diametro cm	Specie	Posizione sociale	Altezza m	Trasparenza chiome %	Discolorazione %	Classe
1	29	Bp	3	18,5	15	10	1
2	29	Cs	3	15,5	15	10	1
3	24	Cs	4	16,8	30	15	2
4	30	Qc	3	17,0	35	15	2
5	36	Qc	3	21,0	30	10	2
6	43	Qc	2	22,7	25	10	1
7	25	Bp	3	21,8	40	15	2
8	19	Qc	4	20,0	35	15	2
9	29	Bp	3	24,5	20	10	1
10	39	Qc	2	25,5	30	35	3
11	33	Qc	3	20,5	15	5	1
12	27	Qc	4	20,5	20	5	1
13	27	Qc	3	20,5	15	5	1
14	33	Bp	3	25,2	15	5	1
15	29	Cs	4	15,0	30	10	2
16	40	Qc	4	18,7	40	20	2
17	17	Cs	3	15,5	65	20	2
18	29	Bp	2	24,8	25	15	1
19	29	Cs	3	23,2	20	10	1
20	31	Cs	3	23,2	20	10	1
21	36	Cs	3	23,2	20	10	1
22	31	Cs	3	23,2	20	10	1
23	24	Cs	3	17,2	15	5	1
24	31	Cs	3	16,8	15	5	1
25	42	Qc	2	26,5	45	30	3
26	21	Cs	4	15,5	35	20	2
27	33	Cs	3	23,8	20	10	1
28	30	Cs	3	23,8	20	10	1
29	32	Cs	3	23,8	20	10	1
30	31	Cs	3	23,8	20	10	1

<b>Qr</b>	Farnia	<b>Fo</b>	Frassino ossifillo
<b>Cb</b>	Carpino bianco	<b>Rp</b>	Robinia
<b>Qru</b>	Quercia rossa	<b>Pa</b>	Ciliegio









## RIFERIMENTI BIBLIOGRAFICI



- AA.VV., 1995. La qualità dell'aria nel Parco Regionale Lombardo della Valle del Ticino. Monitoraggio dell'aria effettuato mediante analisi dei licheni. Consorzio Parco Lombardo della Valle del Ticino.
- AA.VV., 2000. Monitoraggio della qualità dell'aria mediante licheni nella Valle del Ticino. Consorzio Parco Lombardo della Valle del Ticino.
- AA.VV., 2001. Monitoraggio dello stato di salute della vegetazione forestale mediante tecniche di telerilevamento nella Valle del Ticino. Consorzio Parco Lombardo della Valle del Ticino.
- ANPA, 2000. "Il monitoraggio dello stato dell'ambiente in Italia. Esigenze e disponibilità di elementi conoscitivi" Serie: Stato dell'Ambiente 7/2000.
- ARPA Lombardia, 2000. "L'inquinamento da ozono".
- Ashmore MR, Wilson RB (eds.), 1994. Critical levels of air pollutants for Europe. Background papers UNECE Workshop on Critical Levels, Egham, UK, 23-27 marzo 1992, London. Air Quality Division, Department of the Environment.
- Bell J.N.B., 1992. A reassessment of critical levels for SO<sub>2</sub>. In Critical levels of air pollutants for Europe. Ashmore M.R., Wilson R.B., eds. Background papers prepared for the UN-ECE Workshop on critical levels, Egham (UK), 23-26/3/1992, pp.6-19.
- Bitnerowicz A., 1992. Detecting ozone and demonstrating its phytotoxicity in forested areas of Poland; a pilot study. *Environ. Pollut.* 80:301-305.
- Bonanni P., Brini S., Buffoni A., Stella G., Vialetto G., 2001. Acidificazione ed eutrofizzazione da deposizioni atmosferiche: le mappe nazionali dei carichi critici. ANPA, Roma, pp.184.
- Bonte J., de Cormis L, Tisne A., 1981. Etude des effets a long-terme d'une pollution chronique par SO<sub>2</sub>. Ministère de l'Agriculture de France, INRA, Morlaas.
- Buffoni A., Tita M., 1999. Ozone measurements by passive samplers at Italian forest sites. *Annali dell'Istituto sperimentale di selvicoltura* 30:121-128
- Brown R.H., Wright M.D., 1994. Diffusive sampling using tube-type samplers. *Analyst* 119:75-77.
- Casati P., Pace F. (a cura di), 1994. Scienze della terra - L'atmosfera, l'acqua, i climi, i suoli. Citta Studi. Milano
- Comune di Milano, 2001. "Gli inquinanti dell'aria e la salute".
- Della Lucia M., Marchetto A., Mosello R., Tartari G.A., 1996. Studies on a chemical gradient of atmospheric deposition from the Po valley to the Alps. *Water, Air Soil Pollut.*, 87: 171-187.
- IARC, 1982. Benzene In: Some chemicals and dyestuffs. Lyon, International Agency for Research on cancer. (IARC Monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans, Vol. 29).
- IARC, 1987. Benzene In: Genetic and related effects: an updating of selected IARC Monographs from volumes 1 to 42. Lyon, International Agency for Research on cancer. (IARC Monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans, Supplement 6).
- Emberson L.D., Ashmore M.R. and H.L., Cambridge, 1998. Development of Methodologies for Mapping Level II Critical Levels of Ozone. *DETR Report n. EPG. 1/3/82*, Imperial College Centre for Environmental Technology, London, 113 pp.
- European Commission Studies, 1999. "Externe Externalities of energy" vol.9.
- F.L.A., 1999. "O come Ozono. Inquinamento da ozono nella Valle Padana". Atti del convegno Fondazione Lombardia per l'Ambiente. Regione Lombardia. Milano, 25-26 giugno 1997. N. 39.



- Fowler W. K., 1982. Fundamentals of passive vapor sampling. American Laboratory, December 1982, pp. 80-87.
- Fowler D., Smith R.I., Coyle M., Weston K.J., Davies T.D., Ashmore M.R., Brown M., 1995. Quantifying the fine scale (1 km x 1 km) exposure and effects of ozone. Part I. Methodology and application for effects on forests. *Water Air and Soil Pollution*, 85 (3), 1479-1484.
- Fuhrer J., 1995. Critical level for ozone to protect agricultural crops: interaction with water availability. *Water Air Soil Pollut.*, 85: 1355-1360.
- Fuhrer J., 1996. Key elements in ozone risk analysis. In: Knoflacher M., Schneider J. Soja G. (eds.), 1996 *Exceedance of Critical Loads and Levels*. CLRTAP Workshop Report. Vienna, Austria, pp. 1-17.
- Fuhrer J., Skärby L., Ashmore M.R., 1997. Critical levels for ozone effects on vegetation in Europe. *Environmental Pollution* 97, 91-106.
- Fuhrer J., Achermann B. (eds.), 1999. Critical levels for ozone - Level II. Environmental Documentation N. 115. Swiss Agency for Environment, Forest and Landscape, Bern, Switzerland. p.330.
- Fumagalli I., Mignanego L., Ambrogi R., 1999. Effetti dell'inquinamento atmosferico sui vegetali: 10 anni di ricerche condotte dall'ENEL. *Acqua & Aria*, 10: 109-118.
- Gerosa G., Ballarin Denti A., 1998. Monitoraggio degli inquinanti atmosferici. In *Monitoraggio delle foreste sotto stress ambientale*, Ballarin Denti A., Cocucci S.M., Sartori F. (eds.), Fondazione Lombardia Ambiente, Milano, pp. 211-219.
- Gerosa G., Spinazzi F., Ballarin Denti A., 2001. "Livelli Critici Per l'Esposizione Della Vegetazione all'ozono In Lombardia " in *Atti del XVII Convegno della SICA, Portoferraio, 29 Settembre- 1 Ottobre 1999*, p.481-490.
- Gimeno B.S., Velissariou D., Barnes J.D., Inclan R., Pena J.M., Davidson A., 1992. Danos visibles por ozono en aciculas de *Pinus halepensis* Mill. En Grecia y Espana. *Ecologia* 6: 131-134.
- Gimeno B.S., Velissariou D., Barnes J.D., Inclan R., Pena J.M., Davidson A., 1995. Ozone effects on Aleppo pine needles in Greece and Spain. *Phytopatologia Mediterranea*, in press.
- Goovaerts P., 1997. *Geostatistics for Natural Resources Evaluation*. Oxford University Press, New York, 483 pp.
- Grosjean D., Hisham M.W.M., 1992. A passive sampler for atmospheric ozone. *J.Waste Manage. Assoc.* 42:169-173.
- Grosjean D., Williams E.L., 1992. Field test of a passive sampler for atmospheric ozone in California mountain forest locations. *Atmos. Environ.* 26:1407-1411.
- Grünhage L., Jäger H.J., Haenel H.D., Hanelwald K., Krupa S., 1997. PLATIN (PLant-ATmosphere INTERaction) II: Co-occurrence of high ambient ozone concentrations and factor limiting plant absorbed dose. *Environmental Pollution*, 98: 51-60.
- Hangartner M., 1996. Evaluation of passive methods for measuring ozone in the European Alps. *Anlyst* 121:1269.
- Hidy G.M., Mueller P.K., 1986. The sulphur oxide-particulate matter complex. In *Air pollutants and their effects on the terrestrial ecosystems*. A.H. Legge, S.V. Krupa (Eds.), J. Wiley & Sons, New York, pp. 51-104.
- Joss U., Rihm B., Nussbaum S., Fuhrer J., 1999. Analysis of the relationship between AOT40 for crops and ozone flux to wheat. In Fuhrer J. & Achermann B. (eds), 1999. *Critical levels for ozone - Level II*. Environmental Documentation N. 115. Swiss Agency for Environment, Forest and Landscape, Bern, Switzerland.
- Kärenlampi L., Skärby L., 1996. Critical Levels for Ozone in Europe: Testing and Fina-

- lizing the Concepts (UN-ECE Workshop Report). Department of Ecology and Environmental Science, University of Kuopio, Kuopio, Finland, 363 pp.
- Kuylenstierna J.C.I., Chadwick M.J., 1992. Mapping critical concentrations (levels) of sulphur dioxide by assessing vegetation sensitivity. In *Critical Levels of Air Pollution for Europe*, Ashmore M.R., Wilson R.B. (eds.) Egham, 23-26/3/1992, pp.155-171.
- Loibl W., Winiwarter W., Kopcsa A., Züger J., Baumann R., 1994. Estimating the spatial distribution of ozone concentrations in complex terrain using a function of elevation and day time and kriging techniques. *Atmospheric Environment* 28, 2557-66.
- Lorenzini G., 1983. *Le piante e l'inquinamento dell'aria*. Edagricole, Bologna.
- Lorenzini G., 1991. Plants as biomonitors of air quality. *Proceedings of Biological Indicators for Environmental Monitoring*, Pisa 4-6 luglio.
- Lorenzini G., 1999. *Le piante e l'inquinamento dell'aria*. Edagricole.
- Maracchi G., Bindi M., Conese C., Mariani L., 1992. *Guida Agrometeorologica della Lombardia*. ERSAL Milano, Italy, pp. 108.
- Marchetti R., 1993. *Ecologia applicata*, Ed. CittàStudi.
- Mariani L., 1997. *Caratterizzazione Agroclimatica dei Consorzi di Bonifica Lombardi*. SIBITeR Project Final Report. ERSAL, Milano Due Palazzo Canova, Segrate (MI), Italy, pp 40.
- Mercorelli S., 1992. Valutazione della presenza di ozono troposferico nel versante namese della "conca temana" mediante l'uso di *Nicotiana tabacum* L. cv. Bel-W<sub>3</sub>, *Biologia Ambientale*, 6: 5-14
- Millan M.M., Salvador R., Mantilla E., Artinano, 1996. Meteorology and photochemical air pollution in southern Europe: experimental results from EC research projects. *Atmos. Environ.* 30:1909-1924.
- Ministero per le Politiche Agricole, 1999. *La Rete Nazionale di Controllo degli Ecosistemi Forestali - CON.ECO.FOR*. Roma, pp.154.
- Monn C., Fiebiger A., Wanner H.U., 1990. Measurements of ozone and nitrogen dioxide at different altitudes at Eggbergen (Swiss Alps) with passive sampling devices and continuous monitors. *Environ. Technol.* 11:867-876.
- Mosello R., 1993. *Rete Italiana per lo studio delle Deposizioni Atmosferiche (RIDEP)*. Pubblicazione sull'attività della rete RIDEP nei quinquennio 1988-1992. Documenta dell'Istituto Italiano di Idrobiologia, n. 44. 118pp.
- Mudd J. B., 1975. Sulfur dioxide. In J.B. Mudd and T.T. Kozlowski (Eds.), *responses of plants to air pollution*. Academic Press, New York, pp. 9-12.
- National Academy of Sciences, 1977. *Ozone and other photochemical oxidants*. NAS, Washington, D.C., pp. 789.
- National Academy of Sciences, 1978. *Effects of atmospheric sulfur oxides and related compound on vegetation*. In *Sulfur Oxides*. NAS, Washington D.C., pp.80-129.
- Palmes E.D., Gunnison A.F., 1976. Personal sampler for nitrogedioxide. *J. of Amer. Ind. Hyg. Ass.*10:37.
- Panella, Ascari, Cavalletti, 1999. *L'inquinamento dell'aria nelle aree urbane e i danni alla salute* Ed. Franco Angeli.
- PBWU, 1992. 1. Ringversuch "Passivsammler". PBWU Report, Munchen (D), pp. 188.
- Posch M., Fuhrer J., 1999. Mapping level II exceedance of ozone critical levels for crops on a european scale: the use of correction factors. p. 49-53 in Fuhrer & Achermann (eds), 1999. *Critical levels for ozone - Level II*. Environmental Documentation N. 115. Swiss Agency for Environment, Forest and Landscape, Bern. Switzerland.
- Provincia di Milano. *Studi monografici sulla*

- qualità dell'aria, 1997. "Inquinamento da Ozono".
- Provincia di Milano. Studi monografici sulla qualità dell'aria, 1998. "Applicazione ed analisi di un modello fotochimico".
- Regione Lombardia, Fondazione Lombardia per l'Ambiente, 2000. "Piano Regionale per la Qualità dell'Aria".
- Sanz M.J., Millan M.M., 1998. The dynamics of polluted air masses and ozone cycles in the western Mediterranean: relevance of forest ecosystems. *Chemosphere* 36: 1089-1094.
- Sanz M.J., 1999. Bioindicators in the Mediterranean. Meeting of the Expert panel on Deposition - WG Ambient Air Quality, 15-16 marzo, Essen (D), pp. 14-17.
- Simpson D., Emberson L.D., Ashmore M.R., Cambridge H.M., Tuovinen J.P., 1999. EMEP Modelling of AOT40 (and ozone fluxes?) across Europe - development and possibilities. In Critical level for ozone - Level II. Background documents. Workshop Gerzensee, CH, 11-15/4/1999, pp. 9-12.
- Skarby L., 1993. Critical levels for ozone to protect forest trees. In Fuhrer J., Achermann B. (eds.), 1999.
- Skelly J.M., Innes J.L., Savage J.E., Snyder K.R., Vander-Heyden D., Zhang J., Sanz M.J., 1999. Observation and confirmation of foliar ozone symptoms of native plant species of Switzerland and southern Spain. *Water Air and Soil Pollution*, 110:227-234.
- Smith W.H., 1981. Air pollution and forests. Springer Verlag, New York, pp.378.
- Treshow M., 1970. Ozone damage to plants. *Environ. Pollut.* 1:155-161.
- UBA, 1996. Manual on Methodologies and Criteria for Mapping Critical Levels / Loads and geographical areas where they are exceeded. UN/ECE Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution. Federal Environmental Agency (Umweltbundesamt), Texte 71/96, Berlino
- US-EPA, 1976. Diagnosing Vegetation Injury caused by air pollution. US-EPA, Washington, D.C.
- Velissarou D., Davison A.W., Barnes J.D., Pfirrmann T., Mac Lean D.C., Holevas C.D., 1992. Effects of air pollution on *Pinus halepensis* Mill.: pollution levels in Attica, Greece. *Atmos. Environ.* 26: 373-380.
- Wallace R.G., Spedding D.J., 1976. The biochemical basis of plant damage by atmospheric sulphur dioxide. *Clean Air* 10:61-64.
- Werner H., 1988. Erfahrungen mit Passivintegratoren im Freiland- und in Kammer-test - Symposium "Verteilung und Wirkung von Photooxidantien im Alpenraum. 11-15/4/1988, Garmisch-Partenkirchen, GSF Bericht 17/88, pp. 346-359.
- Werner H., 1989a. Untersuchungen zur Ozonbelastung der Luft an zwei Höhenprofilen im Bayerischen Alpenraum und in einem Fichtenbestand (Betsndesprofil im Nationalpark Bayerischen Wald. PBWU Statusseminar "Waldschaden", Marzo 1989, Munchen Neuherberg.
- Werner H., 1989b. Die Eignung von Indigopapieren zur Abschätzung der Ozonkonzentration. Int. Kongress "Waldschadensforschung: Wissenschaft und Perspektiven, 2-7/10/1989.
- Werner H., 1992. Das Indigopapier - Sensitives Element zum Aufbau von Passivsammlern zur Messung von Ozonimmissionen. *Forstl. Forschungsberichte* n. 122, pp. 145.
- Werner H., Kirchner M., Welzl G., Hangartner M., 1999. Ozone measurements along vertical transects in the Alps. *Environ. Sci. & Pollut. Res.* 6:83-88.
- Wilson A.L., 1987. Comparison of passive and chemiluminescence monitors for determining one-week average nitrogen dioxide concentrations. In: Proceedings of Indoor Air 87, Berlin 17-21/8/1987, vol. 4, p. 456.





PUBBLICAZIONI  
TECNICHE E  
SCIENTIFICHE DEL  
CONSORZIO PARCO  
LOMBARDO DELLA  
VALLE DEL TICINO





- Progetto “Carta pedologica”: I suoli del Parco Ticino. L’Abbatense, 1991, Ersal - Regione Lombardia e Consorzio Parco Ticino.
- Progetto “Carta pedologica”: I suoli del Parco Ticino. Settore Settentrionale, 1992, Ersal - Regione Lombardia e Consorzio Parco Ticino.
- Progetto “Parco Pulito”, 1993, Consorzio Parco Ticino.
- Il Ticino: studi e proposte sull’assetto idrogeologico e sull’uso del territorio della valle fluviale, 1994, Consorzio Parco Ticino - Autorità Bacino del Po.
- La qualità dell’aria nel Parco Regionale Lombardo della Valle del Ticino. Monitoraggio dell’aria effettuato mediante analisi dei licheni, 1995, Consorzio Parco Ticino.
- Progetto “Carta pedologica”: I suoli del Parco Ticino. Settore Meridionale, 1996, Ersal - Regione Lombardia e Consorzio Parco Ticino.
- Strumenti per lo sviluppo dell’agricoltura sostenibile. Esempio di applicazione del Regolamento CEE 2078/92, 1996, Consorzio Parco Ticino, Carrefour.
- Gli insediamenti rurali del Parco del Ticino, 1998, Consorzio Parco Ticino.
- Le marcite, 1998, Consorzio Parco Ticino.
- Il Ticino: studi e proposte sull’assetto idrogeologico e sull’uso del territorio della valle fluviale, 1998, Consorzio Parco Ticino - Autorità Bacino del Po.
- Aree demaniali dei fiumi e dei laghi: dall’abbandono alla gestione conservativa, 1999, Consorzio Parco Ticino, Carrefour Lombardia, Commissione Europea, Regione Lombardia.
- Atlante della biodiversità nel Parco del Ticino, 1999, Consorzio Parco Ticino.
- Ricerca sulla fauna ittica del fiume Ticino, 1999, G.R.A.I.A., Consorzio Parco Ticino.
- Monitoraggio della qualità dell’aria mediante licheni nella Valle del Ticino, 2000, Consorzio Parco Ticino.
- La qualità delle acque del fiume Ticino, 2001, Consorzio Parco Ticino.
- Censimento degli impianti di depurazione presenti nel territorio del Parco del Ticino, 2001, Consorzio Parco Ticino.
- Monitoraggio dello stato di salute della vegetazione boschiva mediante tecniche di telerilevamento all’Infrarosso Falso Colore nella Valle del Ticino, 2001, Consorzio Parco Ticino.
- Specie esotiche introdotte attraverso gli aeroporti. Analisi dei rischi e delle misure di controllo, 2001, Consorzio Parco Ticino.
- La qualità delle acque del fiume Ticino, 2002, Consorzio Parco Ticino.
- Monitoraggio della componente ecosistemi nell’area di Malpensa, 2002, Consorzio Parco Ticino.



**La redazione raccomanda per la citazione bibliografica di questo volume la seguente dizione:**

AA.VV., 2002 - Valutazione della qualità dell'aria mediante campionatori puntiformi passivi nei Parchi del Ticino. Consorzio Parco Lombardo della Valle del Ticino.

Il contenuto anche parziale della presente pubblicazione può essere riprodotto solo citando il nome degli autori, il titolo del lavoro e il Consorzio Parco Lombardo della Valle del Ticino.