ANNALI DI STATISTICA

Anno 125 Serie X - vol. 10

L'INFORMAZIONE STATISTICA PER IL GOVERNO DELL'AMBIENTE

Atti del Convegno
Roma, 29-30 gennaio 1996

SISTEMA STATISTICO NAZIONALE

ISTITUTO NAZIONALE DI STATISTICA

Roma 1996

I lavori si sono svolti presso l'Aula Magna dell'Istat - Roma

Coordinamento di redazione: Francesca Gallo
Realizzazione editoriale: Marcello Curti

Istat, Roma 1996

Supplemento all'Annuario Statistico Italiano

Fotocomposizione: Emilcomp S.r.l. - Via Bosco II (zona ind.) - Battipaglia
Contratto Rep. 32 del 16-9-1995
Stampa: abete industria poligrafica s.p.a. - Roma
Contratto Rep. 74 del 27-11-1995 - Copie 1.000

Il volume presenta gli atti del convegno "L'informazione statistica per il governo dell'ambiente" tenutosi presso l'Aula Magna dell'Istat il 29-30 gennaio 1996 e organizzato dall'Istat e dalla Società Italiana di Statistica.

Il convegno si è sviluppato intorno a quattro temi principali: il ruolo dell'informazione statistica nei rapporti sullo stato dell'ambiente, la funzione svolta dalle agenzie per l'ambiente quali punti nodali tra l'informazione statistica e le politiche ambientali, la costruzione di indicatori ambientali utilizzabili nel contesto delle statistiche ufficiali e la proposta di metodi e modelli matematico-statistici idonei a realizzare informazioni ambientali.

L'organizzazione di questo convegno, che segue il Workshop sul controllo della qualità dell'aria svoltosi nell'ottobre del 1994, si inquadra nell'ambito delle iniziative del Servizio Ambiente e Territorio dell'Istat, finalizzate al potenziamento e allo sviluppo delle statistiche ambientali e in particolare di metodi statistici standardizzati.

INDICE

d) Metodi per la valutazione e la sintesi di dati ambientali

RELAZIONI

CONTRIBUTI LIBERI

e) Poster

RELAZIONI

Apertura dei lavori

Interventi di: *Alberto Zuliani*
Alfredo Rizzi
Paolo Garonna

INDIRIZZI DI SALUTO

Alberto Zuliani

Presidente dell'Istituto Nazionale di Statistica

Con questo convegno è la seconda volta che l'Istat, nel giro di poco più di un anno, chiama esperti di amministrazioni pubbliche e centri di ricerca alla discussione collettiva sui temi ambientali. Questo convegno, infatti, è il seguito e l'ampliamento degli argomenti dibattuti nel Workshop tenutosi in questa stessa sede, ad ottobre 1994, su "Il controllo della qualità dell'aria: reti di monitoraggio, strumenti normativi e tecniche statistiche", i cui atti usciranno a giorni, e s'inquadra nell'ampio programma di lavoro che l'Istat, con la collaborazione di diversi organismi, sta portando avanti da alcuni anni sulle statistiche ambientali.

Vorrei ricordare che questo programma si articola in quattro direttrici (1-incrementare il patrimonio informativo disponibile, attraverso la realizzazione di indagini; 2-migliorare la qualità dei dati, mediante l'elaborazione di metodi standardizzati per la rilevazione e l'analisi dei dati; 3-costruire un sistema di conti ambientali raccordato alla contabilità nazionale; 4-promuovere la diffusione dei dati ambientali) e sottolineare che proprio quest'anno vedrà raggiungere risultati considerevoli.

Prima dell'estate, in gran parte, verranno pubblicati diversi lavori che sono il coronamento, nelle quattro direttrici, di una intensa attività svolta in questi ultimi due o tre anni o il punto di partenza per nuovi traguardi anche a breve scadenza:

1 – i risultati dell'indagine sugli impianti di depurazione delle acque di scarico urbane, svolta in collaborazione con il Ministero dell'ambiente, con l'obiettivo di accertare, per la prima volta, la reale capacità depurativa di queste strutture;

2 – i risultati dell'elaborazione di alcuni quesiti ambientali inseriti nell'ultimo Censimento dell'industria e dei servizi e relativi all'utilizzazione di impianti di abbattimento delle emissioni atmosferiche e di depurazione delle acque di scarico presso le unità locali dell'industria;

3 – un manuale sulle tecniche di analisi statistica dei dati sulla qualità dell'aria, soprattutto ad uso degli operatori impegnati presso le reti di monitoraggio;

4 – un manuale sulle tecniche di campionamento per la rilevazione dei dati sulla qualità dell'aria.

Vorrei mettere in evidenza che questi ultimi due volumi toccheranno argomenti di fondamentale importanza per una efficiente organizzazione di reti di monitoraggio della qualità dell'aria e ricordare che i relativi dati prodotti da queste stesse reti possono avere un forte impatto sulla nostra vita quotidiana, in quanto sono utilizzati dalle autorità comunali (in base al DM 15.4.1994) per l'adozione di misure di tutela della salute, come la sospensione del traffico autoveicolare nelle città.

5 – un volume dedicato agli sviluppi della costruzione di un sistema di contabilità ambientale, contenente ricerche con approfondimenti ed elaborazioni metodologiche e dati statistici sulle varie linee di questo sistema.

Ricordo che la nostra attività in questo campo si muove in un'ottica di contabilità integrata ambientale ed economica e che abbiamo già qui conseguito un primo importante risultato un paio di anni fa con la pubblicazione del volume "Ambiente e contabilità nazionale", come frutto della collaborazione con la Fondazione ENI E. Mattei. Vorrei anche sottolineare che nell'ambito dell'Unione Europea si sta dando una forte priorità a queste iniziative, in quanto costituiscono uno strumento essenziale per una politica di sviluppo sostenibile, così come previsto dal V° Programma europeo di azione in materia di ambiente e auspicato dal Parlamento europeo.

6 – la quarta edizione del volume "Statistiche ambientali".

Il volume, che ormai dal 1991 esce con periodicità biennale, consiste in una raccolta dei dati ambientali più significativi prodotti nell'ambito della pubblica amministrazione e degli enti di ricerca. Esso è anche il risultato della collaborazione con numerosi organismi e in particolare con il Ministero dell'ambiente, della cui Relazione sullo stato dell'ambiente costituisce in un certo senso l'integrazione e l'estensione per quanto riguarda la documentazione statistica.

L'Istat sta, inoltre, definendo diverse iniziative, tra le quali vorrei mettere in evidenza un progetto, da realizzare insieme ad altri organismi, che avrà per obiettivo la elaborazione di una cartografia 1:25.000 sull'uso e sulla copertura del suolo. Questo progetto, che sarà sviluppato con oltre 30 classi, ha certamente interesse, in ambito Istat, oltre che per l'area ambientale, anche per altri settori, come le statistiche agrarie e i censimenti, e nell'ambito politico, per tutti quegli organismi che debbono fare i conti con la gestione del territorio. Penso soprattutto ai Ministeri dell'ambiente, dei lavori pubblici, delle risorse agricole, alimentari e forestali, ma anche alle Regioni e gli enti locali.

Una linea strategica che l'Istat segue costantemente è che tutta questa attività viene impostata e svolta seguendo rapporti di collaborazione con gli organismi che, per competenza amministrativa e interessi scientifici, lavorano nei diversi campi. In particolare vorrei ricordare, soprattutto per l'ampiezza, gli accordi di programma sottoscritti con il Ministero dell'ambiente e con l'ENEA. Con il primo organismo abbiamo elaborato qualche anno fa un Piano triennale di attività di interesse comune, nel cui ambito è stata varata l'indagine sugli impianti di depurazione citata all'inizio e impostato un insieme di progetti finalizzati allo sviluppo del sistema di contabilità ambientale. Credo che quanto prima ci dovremo incontrare, Istat e Ministero, per procedere ad un aggiornamento di questo Piano, soprattutto per tener conto delle nuove necessità informative che nel frattempo sono sorte. Vorrei anche ricordare che ci stiamo muovendo per concludere un analogo ampio accordo con l'Agenzia nazionale per la protezione dell'ambiente, mentre con le Regioni, nell'ambito del CISIS (Centro interregionale per i sistemi informativi e sistemi statistici), abbiamo già operante un'intesa che ci impegna a concordare e sviluppare congiuntamente iniziative di diversa natura nell'area ambientale.

Un'altra linea strategica al centro della nostra azione è che questa attività s'inquadra perfettamente nei programmi degli organismi internazionali, aderendo in particolare alle metodologie e alle raccomandazioni proposte in queste sedi.

Possiamo ritenerci soddisfatti dei risultati che abbiamo raggiunto, ma bisogna anche riconoscere che molto c'è ancora da fare: dall'incremento dei dati disponibili al miglioramento della loro affidabilità, dallo sviluppo di attività di diffusione alla ricerca di nuove soluzioni per un impiego corretto dei dati ambientali. Se vogliamo

veramente arrivare a fornire tutti quei dati e tutte quelle metodologie, che sono la base conoscitiva indispensabile per l'impostazione e per la realizzazione di una efficace gestione dell'ambiente, dovremo tutti moltiplicare gli sforzi e le iniziative. Credo, al riguardo, che una più stretta collaborazione e un migliore coordinamento tra i vari soggetti che fanno parte del Sistema Statistico Nazionale sia indispensabile. Proprio in questa direzione ci stiamo muovendo da qualche tempo, soprattutto allo scopo di pervenire, il più presto possibile, alla elaborazione di un programma ambientale consistente nell'ambito del Programma Statistico Nazionale, un programma, tra l'altro, che coinvolga diversi altri soggetti e che abbracci molte più problematiche di quanto non avvenuto finora.

PRESENTAZIONE DEL CONVEGNO

Alfredo Rizzi

Presidente della Società Italiana di Statistica

L'ambiente è un aspetto primario per la vita di noi tutti; e collegati all'ambiente vi sono interessi economici: gli investimenti in questo settore aumentano, così come l'interesse dei cittadini e dei politici.

Si investono sempre maggiori risorse cercando di colmare l'intervallo in cui questo investimento è stato scarso. Ci troviamo però, a mio avviso, con un notevole ritardo nel campo delle metodologie che consentono di rilevare i dati ambientali e di capire l'ambiente nelle sue diverse sfaccettature.

Certamente monitorare la qualità dell'aria nelle varie città italiane è fondamentale: il punto cruciale però è verificare se gli strumenti che svolgono il monitoraggio della qualità dell'aria sono posizionati rispettando regole statistiche standardizzate o se, al contrario, sia il caso a governare il loro posizionamento.

E questo, in generale, è il punto fondamentale per la rilevazione tutti i fenomeni; punto in cui si esplica l'importanza della metodologia statistica unitamente, ovviamente, alla tecnologia.

Devo però confessare che gli statistici, a fronte dei numerosi problemi e domande che il monitoraggio dei fenomeni ambientali pone, si sono trovati spiazzati e impreparati a fornire risposte. Se è vero che in ambito universitario ormai è comune assistere in ogni seduta di laurea alla presentazione di tesi sull'ambiente, in collaborazione con vari enti (ENEA, CNR, Enti regionali), testimonianza quindi di un nuovo interesse ed entusiasmo degli statistici, è anche evidente una carenza di metodologie consolidate.

Da questo punto di vista la Società Italiana di Statistica, che è un'associazione di studiosi di statistica (dico questo per i molti partecipanti al convegno che non conoscono in maniera diretta la S.I.S.), ormai da molti anni ha cercato di spingere i propri soci a colmare questo gap anche metodologico. Ricordo un convegno dedicato al telerilevamento fatto a Taormina; altre iniziative sono state ricordate dal presidente Zuliani, sia durante la sua presidenza della S.I.S, sia nell'ambito del gruppo misto S.I.S.- Istat. Rimane comunque il problema che ancora le metodologie che utilizziamo non sono adeguate agli scopi che ci prefiggiamo. Si tratta di problemi di campionamento, della presenza nei dati di differenti correlazioni, in generale di concetti che sono ancora in fase di elaborazione. Lo studio dell'autocorrelazione spaziale, l'analisi dei dati applicata a questo tipo di problemi è in via di approfondimento, ma ancora non sono state predisposte metodologie adeguate alle necessità.

Si assiste da una parte a grandi investimenti in strumenti di misura, dall'altra a piccoli o bassi investimenti in metodologie che consentano l'utilizzo ottimale di questi strumenti.

L'analisi dei dati ambientali pone dei problemi del tutto particolari; non sempre dunque è possibile mutuare da altre materie (si pensi ad esempio ai metodi e modi di analisi molto avanzati, sviluppati per lo studio delle serie economiche) i risultati conseguiti.

Come Presidente della Società Italiana di Statistica posso dire che è molto presente negli studiosi che aderiscono a questa società la necessità di investimento anche in metodologia.

Per quanto riguarda questo specifico convegno vorrei rivolgere il ringraziamento della S.I.S. al Prof. Fabbris che ha coordinato sia il gruppo misto SIS-Istat, sia la commissione istituita dalla SIS da circa tre anni, e ha portato avanti, con molto entusiasmo, questo tipo di studi congiuntamente ad alcune delle iniziative che ci ricordava prima il Presidente Zuliani.

Naturalmente il ringraziamento va al comitato scientifico del Convegno, a tutti i relatori e all'Istat che partecipa in varie vesti in questo tipo di ricerche: come ente di ricerca, come rilevatore di dati e come stimolo per migliorare le metodologie.

Quindi il ringraziamento è al Presidente ma anche a tutto l'Istituto nazionale di statistica. Auguro a tutti un buon lavoro.

STATISTICA E GESTIONE DELL'AMBIENTE

Paolo Garonna

Direttore generale dell'Istituto Nazionale di Statistica

È davvero singolare (e non casuale) la corrispondenza che esiste tra lo stato dell'ambiente e delle politiche ambientali, da un lato, e lo stato del rapporto tra statistica e ambiente, dall'altro.

È noto infatti come la consapevolezza della questione ambientale sia crescente, così come la sensibilità politica e la coscienza collettiva in materia ambientale: l'indagine Multiscopo dell'ISTAT mostra come il 70% circa delle famiglie che vivono nei grandi centri urbani denuncia un problema importante di inquinamento atmosferico; più del 40% delle famiglie non si fidano di bere l'acqua del rubinetto. E queste percentuali appaiono in crescita.

D'altra parte è altrettanto chiaro che non decolla la capacità del nostro sistema-Paese di dare risposte adeguate alla gravità delle questioni, e dei rischi, in gioco. La realtà, che è sotto gli occhi di tutti e che le statistiche riflettono, è che l'ambiente non è governato, non è sufficientemente governato, e paiono crescenti le difficoltà e le resistenze che si incontrano a passare da una fase di analisi, di definizione di scenari e di presa di coscienza, ad un fase di interventi concreti, puntuali ed efficaci: basti pensare alle vicende della Conferenza di Rio (Agenda 21), alle difficoltà relative alla preparazione di Habitat (Istanbul), la Conferenza delle Nazioni Unite sugli insediamenti, per non parlare delle questioni nazionali, ove in fondo il non-governo o l'insufficiente governo dell'ambiente può essere considerato come parte di un problema istituzionale più generale di non-governo o insufficiente governo complessivo.

Anche le statistiche dell'ambiente, dopo l'entusiasmo della fase di decollo, e gli indubbi progressi realizzati, si trovano oggi alle prese con i complessi problemi legati allo sviluppo di sistemi informativi efficaci ed esaustivi, in un contesto in cui devono essere messi in rete una pluralità di operatori pubblici – e anche privati –; devono opportunamente interagire i diversi livelli di governo (da quello globale, a quello europeo e nazionale, a quello regionale e locale); e si deve fare i conti con una carenza di risorse (finanziarie, tecniche e umane), e con una difficoltà a reperire nuove risorse, che ormai "morde" la carne viva del funzionamento dei meccanismi di monitoraggio, e ne impedisce la operatività.

Gli ambiziosi programmi, che l'ISTAT ha elaborato con il Ministero dell'ambiente e gli altri partners negli scorsi anni, programmi che abbracciano indagini e nuovi campi di indagine, studi e ricerche di ampio raggio, hanno visto avviare a realizzazione solo alcuni aspetti; cito l'indagine sugli impianti di depurazione i cui risultati usciranno tra pochi mesi; gli studi sulla contabilità ambientale che stanno maturando alcuni interessanti risultati di ricerca.

Ma nel complesso permangono impregiudicate nella loro gravità le questioni aperte, i nodi critici della statistica ambientale: a) anzitutto, l'esigenza di coordinamento delle fonti disponibili, che sono molteplici, varie e disperse; b) le lacune di informazione in campi anche molto importanti; c) le carenze metodologiche e i problemi di qualità di dati (le definizioni e le classificazioni talora improprie, la non sistematicità delle rilevazioni – spesso episodiche e discontinue, ecc.); d) le difficoltà di accesso alle fonti informative.

È in questo contesto e in reazione a questo stato di cose che è nata l'iniziativa di questo Convegno, nel dialogo tra ISTAT e Società italiana di statistica (SIS) e con il patrocinio dell'Agenzia Nazionale per l'Ambiente (ANPA), dell'Associazione Analisti Ambientali, della Commissione Europea, del Comune di Roma, dell'ENEA, del Ministero dell'ambiente, dell'Istituto superiore di sanità, dell'Istituto superiore per la previdenza e la sicurezza del lavoro.

L'ipotesi base che ci ha condotto a questo incontro è che si sia determinato un circolo vizioso, e che alla radice di questo circolo vizioso ci sia una carenza informativa: è infatti la carenza di informazioni (quantitative e qualitative) sull'ambiente che impedisce di tradurre la consapevolezza e la percezione del problema in comportamenti concreti dei diversi operatori; la mancanza di informazioni impedisce di internalizzare l'ambiente nei processi decisionali e nelle funzioni obiettivo delle famiglie, delle imprese e dei decisori politici. Senza un sufficiente apparato informativo a supporto delle decisioni, la coscienza ambientale resta un fatto epidermico ed emotivo, non riesce a superare le resistenze all'accettazione di vincoli e di "regole", all'operatività di incentivi e disincentivi (ivi compresi quelli di natura tariffaria e fiscale). Senza informazioni non si tollerano limiti eventuali alla sovranità nazionale, che pure sono imprescindibili di fronte a fenomeni che non conoscono confini di stato o di regione. Solo l'informazione consente di rendere evidenti gli arbitraggi inevitabili tra presente e futuro, tra vecchie e nuove generazioni, che le decisioni (o le non-decisioni) in materia ambientale comportano: gli interessi degli elettori di oggi contro quelli delle generazioni future, il sacrificio dei nostri figli e nipoti e del loro ambiente di vita contro la tutela di qualche interesse corporativo che inevitabilmente trascurare l'ambiente comporta.

Noi, gli organizzatori di questo Convegno, siamo convinti che in generale ci sia una diffusa sottovalutazione dell'*importanza dell'investimento informativo ai fini del governo dell'ambiente* e che questo sottoinvestimento si traduca in un danno all'ambiente stesso e al benessere collettivo.

E per questa ragione abbiamo messo l'*informazione statistica* al centro di questa due-giorni, che è organizzata fondamentalmente intorno a due temi, i due temi principali che oggi maggiormente ci preoccupano:

1. *I meccanismi istituzionali di monitoraggio*: quindi
   - ◇ I soggetti istituzionali (vecchi e nuovi): i molti interlocutori e partners, con particolare riferimento alle Agenzie, Nazionale e Europea, e con i necessari riferimenti internazionali (EPA);
   - ◇ gli strumenti e i contenuti del monitoraggio, in particolare il reporting (i rapporti sullo stato dell'ambiente) e il dialogo con gli utenti, i cittadini, i policy-makers.
2. *I Sistemi informativi:* e perciò gli aspetti tecnici connessi al disegno, alla costruzione e all'operazionalizzazione dei sistemi informativi, con particolare riferimento a:
   - ◇ i metodi e gli indicatori sulla pressione, sullo stato (qualità) e sulle risposte (performance);

◇ gli strumenti di sintesi, gli schemi contabili e l'interazione con i conti economici nazionali.

Dal punto di vista della statistica ufficiale, questi temi sollevano *problematiche di frontiera*, di grande complessità ed interesse, per lo sviluppo del sistema statistico europeo e di quello nazionale. Farò un cenno sintetico ad alcune di queste problematiche, senza alcuna pretesa di esaustività, che verranno sviluppate nella discussione successiva.

I – Anzitutto è di grande attualità la questione del raccordo tra attività statistica internazionale, nazionale, regionale e locale, e l'integrazione tra il Sistema statistico europeo, il Sistema statistico nazionale (Sistan) e i Sistemi statistici regionali e locali.

La creazione dell'ANPA e il suo inserimento nel Sistan hanno rappresentato un importante elemento di innovazione e di razionalizzazione istituzionale. Ma molto resta ancora da fare, specialmente nel rapporto con le Regioni, e specialmente a livello europeo ove i rapporti tra l'Agenzia Europea e l'Eurostat, peraltro molto proficui e cordiali, non hanno lo stesso livello di chiarezza e razionalità istituzionale. È in questa luce che va vista l'iniziativa italiana di rafforzamento del Sistema statistico europeo, con l'inserimento della statistica nel Trattato di Maastricht e l'istituzione di un Istituto Statistico Europeo indipendente dalla Commissione.

C'è poi il problema della scarsa presenza delle rilevazioni di interesse ambientale nel Programma Statistico Nazionale (PSN). Tra le tante attività infatti svolte da organismi pubblici per raccogliere e/o elaborare dati ambientali, solo poche figurano nel PSN. Non è tanto una questione "formale" o di visibilità; ma il problema è legato alle difficoltà di accesso alle informazioni, alla qualità dei dati; allo scarso collegamento tra informazioni e fonti disperse e alla carenza di informazioni in settori anche di importanza fondamentale.

In alcuni casi poi l'organo produttore è di natura privata, il che pone il problema (spinoso ed urgente) dell'apertura del Sistan nei confronti del settore privato. Nel caso ad esempio dei rifiuti, e in particolare delle attività di raccolta, recupero e riciclaggio dei materiali, sono molto importanti i canali informativi disponibili presso i consorzi obbligatori per la raccolta di alcuni materiali (carta, plastica, alluminio, oli usati) costituiti soprattutto in base alla Legge 475/1988 sullo smaltimento dei rifiuti industriali.

Un elenco solo indicativo, delle attività più importanti già in svolgimento non presenti nel PSN vede coinvolti il Ministero delle risorse agricole, alimentari e forestali, il Ministero dell'ambiente, il Ministero della sanità, il Ministero dei trasporti, la Presidenza del Consiglio dei Ministri, l'A.N.P.A., il C.N.R., l'E.N.E.L., gli Enti gestori di reti di monitoraggio (Regioni, Province, Comuni), ecc. C'è dunque ancora molto lavoro da fare.

II – La seconda questione strategica riguarda le esigenze di trasparenza e di separazione delle attività di monitoraggio e di informazione statistica dalle decisioni politiche in materia ambientale.

Ciò è tanto più rilevante in quanto spesso dal dato ambientale devono discendere in modo automatico – e non discrezionale – talune conseguenze importanti. Così come nel caso degli indicatori di Maastricht, anche in materia ambientale il legislatore ha ritenuto opportuno in alcuni casi legare le mani ai decisori politici, vincolando le loro decisioni a precisi e specifici parametri oggettivi o standards.

È allora di fondamentale importanza che, ai fini della credibilità dell'informazione ambientale, siano chiari e visibili i meccanismi di garanzia della trasparenza e dell'autonomia delle statistiche sull'ambiente. È sempre fresco nella nostra memoria il danno determinato dalle decisioni del governo inglese nei primi anni Ottanta quando si smantellò la grande tradizione britannica di statistiche sociali sulla base del malinteso presupposto che per quel governo, democraticamente eletto e sostenuto da una chiara maggioranza parlamentare, quelle statistiche non erano considerate prioritarie. Un danno che il Central Statistical Office (CSO) ha oggi riparato, ma a costo di un percorso lungo e faticoso. Occorre insomma sottrarre l'informazione statistica sull'ambiente all'influenza delle maggioranze e delle minoranze, al ricatto delle lobbies (ivi comprese quelle ambientaliste), e alla variabilità della sensibilità ambientale dei governi, perché l'ambiente è un bene di tutti, anche delle generazioni future che non votano, o della comunità internazionale; fermo restando che la sovranità dei governi resta piena nel definire gli interventi e le priorità delle politiche. Le priorità in materia di statistiche ambientali non possono quindi essere lasciate ai politici, ma devono essere competenza di autorità tecniche, indipendenti dalla politica e capaci di una visione di lungo, lunghissimo periodo quale è quella richiesta dai processi ambientali.

III – Il terzo problema di frontiera della statistica ambientale riguarda gli *indicatori,* la costruzione dei quali richiede un lavoro di fondo sui concetti, sulle definizioni statistiche, sulle classificazioni. Per evitare un eccesso di impostazioni ad-hoc, questi indicatori devono essere derivati da quadri teorico-interpretativi approfonditi, frutto di elaborazione e discussione comune tra gli statistici, il mondo della ricerca, e le amministrazioni. Questi indicatori devono essere rilevanti per l'analisi e la discussione delle politiche, in modo che la dimensione ambientale entri a pieno titolo e con pari dignità nella valutazione della performance dei sistemi economici, sociali e istituzionali. Perché non ipotizzare che tra gli indicatori di convergenza come quelli previsti nel Trattato di Maastricht, rientrino, con pari importanza rispetto a inflazione e disavanzo pubblico, anche indicatori di qualità dell'ambiente?

IV – E infine merita attenzione la questione degli schemi contabili, delle sintesi, dei quadri interpretativi integrati, capaci di cogliere i nessi di interdipendenza tra ambiente, sistemi economici, equilibri sociali, organizzazione del territorio. L'ambiente, infatti, e la qualità dell'ambiente, interagisce fortemente con i processi produttivi (l'agricoltura, l'industria, i servizi), con le tipologie di insediamento e la dinamica demografica, con i bisogni umani fondamentali come la salute, la qualità dell'alimentazione e dell'abitazione, i bisogni culturali, l'istruzione e il patrimonio statistico, le nuove tecnologie (telerilevamento), gli ecosistemi (l'acidificazione, l'eutrofizzazione e le biodiversità), il cambiamento climatico, ecc.

Se si adotta un approccio "integrato", si vede che la *vexata questio* del "PIL verde" o dei "conti rinverditi" non è che un aspetto, una possibilità tra le molte che si dischiudono di vedere come *l'ambiente incide sul benessere e sulla qualità della vita.*

Un'analisi integrata e schemi contabili integrati richiedono però l'integrazione delle fonti statistiche, la possibilità di raccordo tra fonti statistiche e dati amministrativi, tra indagini campionarie e registri amministrativi, con i complessi problemi che ciò implica sulla standardizzazione dei concetti e delle classificazioni, sui metodi e sui modelli interpretativi di riferimento.

Di questo e di altro parleremo nel corso di questo Convegno. L'obiettivo principale che ci proponiamo tuttavia è di lanciare un *messaggio* scientifico, culturale

e anche politico sull'importanza dell'informazione statistica sull'ambiente, e sulla disponibilità dei diversi partners qui convenuti a lavorare *insieme* per migliorarla: il mondo scientifico, i soggetti del Sistan, la comunità internazionale e i policy-makers a livello nazionale e regionale.

I classici del pensiero filosofico antico ritenevano che l'ambiente, questo nostro fratello silenzioso e fedele, avesse un'anima e addirittura un potere divino. La cultura moderna non solo ha negato all'ambiente l'anima e il potere divino, ma lo ha privato anche della *voce*, della capacità cioè di esprimersi, di denunciare i torti subìti, di manifestare le tensioni e i disagi, di avvertirci dei disastri incombenti. Il compito della statistica, e in fondo l'essenza stessa della statistica (che è un linguaggio), è niente altro e niente di meno che quello di ridare una voce all'ambiente, e di dare a noi tutti *occhi* e *orecchi* per ascoltare questa voce, per capirne il messaggio, per analizzarne il disagio di fronte alle pressioni, per vederne e apprezzarne tutta la ricchezza e la generosità, e per poter lavorare così tutti insieme, statistici e policy-makers, ricercatori e amministratori, uomo e ambiente, al progresso economico e sociale dell'umanità.

Sessione

L'informazione statistica nei rapporti sullo stato dell'ambiente

Presiede: *Viviana Egidi*

(Direttore centrale
per le statistiche su popolazione
e territorio dell'Istat)

Relazioni di: *Costanza Pera*
Joachem Jesinghaus
Myriam Linster
Roberto Bertollini

L'INFORMAZIONE STATISTICA NEI RAPPORTI SULLO STATO DELL'AMBIENTE

Costanza Pera

Direttore generale del Ministero dell'ambiente

Ringrazio l'ISTAT per questa giornata di lavoro su un tema che sta particolarmente a cuore al Ministero in quanto, dalla sua creazione, il Ministero dell'ambiente deve predisporre e presentare al Parlamento la Relazione sullo stato dell'ambiente (RSA), analogamente a quanto avviene presso gli altri paesi europei che già dispongono di un proprio organo di governo di politica ambientale.

Siamo in procinto di pubblicare la terza edizione, con un ritardo, per la verità, di un anno ripetto a quanto ci eravamo proposti.

Le precedenti due relazioni erano state pubblicate nel 1989 e nel 1992.

Vorrei subito sottolineare che queste due pubblicazioni, edite a cura dell'Istituto Poligrafico dello Stato, sono andate esaurite sia nella edizione in lingua italiana che in quella inglese. Aggiungo, inoltre, che la RSA è stata per alcune settimane nella classifica dei libri più venduti in Italia, confermandoci che si tratta di un prodotto rispondente ad una esigenza reale quella di conoscenza e di approfondimento delle problematiche ambientali. Infatti la RSA, oltre che documento destinato al Parlamento, per gli obiettivi definiti dalla legge istitutiva del Ministero dell'ambiente, è stata fin dall'inizio concepita anche come un lavoro destinato ai cittadini e al largo pubblico, nella convinzione che per sollecitare un intervento attivo dei cittadini verso la tutela ambientale il Ministero dovesse favorire la loro informazione e la loro consapevolezza.

Le politiche ambientali e gli interventi per la tutela dell'ambiente sono parametri con cui i cittadini hanno poca confidenza: si è persa, senza sostituirla, la cultura delle generazioni precedenti (per esempio il riconoscimento di molte piante medicinali era cultura diffusa nella popolazione).

Uno degli sforzi che le istituzioni preposte alla tutela ambientale devono fare consiste anche nell'agevolare la comprensione dei concetti e degli elementi nuovi introdotti nella cultura quotidiana (ad esempio la distinzione fra l'allarme dato per l'eccesso di inquinamento atmosferico in un'area urbana da un allarme dato per un incidente irrilevante).

L'informazione al cittadino in Italia dovrà dunque avere sicuramente uno sviluppo maggiore di quanto non abbia avuto sinora. Del resto è ormai fortemente diffusa la consapevolezza che l'attuale base di dati utilizzata per decidere le politiche ambientali è insufficiente sia per i paesi europei che per gli organismi internazionali.

Vi sono un numero straordinario di iniziative e di scambi di informazioni in atto tra i paesi europei per definire meglio le cose da fare (attività di monitoraggio e di rilevazione statistica).

L'elenco delle iniziative storiche citate poco fa dalla prof.ssa Egidi può essere allungato. Ricordo in primo luogo quelle dell'OCSE, sia nel campo dei parametri delle Statistiche ambientali sia nel campo della tradizionale RSA. Inoltre l'OCSE ha avviato dal 1992, su iniziativa del Ministero dell'ambiente italiano, l'importantissima linea di lavoro delle performance ambientali. Vi sono, poi, le iniziative della Commissione della UE per la raccolta di dati per l'analisi e la verifica degli obblighi di rispetto delle direttive comunitarie e quelle della Agenzia europea dell'ambiente per la creazione della rete di sorveglianza ambientale. Aggiungo, infine, le attività della Commissione per lo sviluppo sostenibile delle Nazioni Unite, per la definizione di parametri di sostenibilità e il confronto dei livelli di sostenibilità nei vari paesi e nei vari settori, e quelle della Banca Mondiale e di Eurostat.

Una sommaria comparazione tra la situazione dell'informazione sull'ambiente in Italia e quella degli altri paesi europei porta ad indicare una nostra collocazione media dell'Unione. Una ricerca, promossa dalla Commissione, e recentemente presentata in una versione provvisoria, sullo stato delle reti di monitoraggio ambientale, con la partecipazione di alcune istituzioni da noi segnalate, conferma questa nostra convinzione. Risulta anche da questo documento che i problemi e le difficoltà incontrate in Italia per l'organizzazione di reti di monitoraggio finalizzate alla raccolta dei parametri secondo criteri prestabiliti, sono analoghi in tutti i paesi europei. Solo alcuni paesi, come la Francia, che hanno una struttura statale fortemente centralizzata, riescono ad organizzare in maniera più efficiente le reti gestite dall'Amministrazione centrale, ma la maggiornaza dei paesi ha problemi analoghi ai nostri.

L'insufficienza e la disomogeneità di dati finora disponibili rende la predisposizione delle RSA particolarmente difficile e complessa per dar conto dei diversi aspetti della qualità dell'ambiente italiano. A questo riguardo il SINA (Sistema informativo nazionale ambientale), istituito anche per gettare le basi di una raccolta sistematica dei dati secondo standard omogenei, può svolgere un ruolo fondamentale.

Purtroppo rispetto al SINA posso dire che si è commesso un errore di psicologia collettiva: si è cominciato a parlare del sistema come cosa che esisteva quando invece era ancora in progettazione. Sorgono domande sul perché il SINA non abbia ancora finito i suoi lavori. A questo posso rispondere ricordando innanzitutto che un sistema informativo che dialoga con le regioni, gli enti locali e le altre amministrazioni è necessariamente "non a termine", è una struttura, è un'organizzazione; in secondo luogo, che la progettazione del SINA è partita nel '90-'91 e che solo oggi possiamo avere i primi risultati, poiché sono il frutto di un difficilissimo e lunghissimo lavoro presso la Conferenza Stato-Regioni per la definizione concorde dei parametri, delle loro elaborazioni, degli standard di trasmissione, della cadenza di rilevazione.

Quindi nella prossima Relazione sullo stato dell'ambiente potremo per la prima volta utilizzare dati ambientali provenienti dalla stabile raccolta promossa dalle regioni e potremo quindi raccogliere i frutti di un lavoro cominciato quattro anni fa. Ovviamente la base dei dati della Relazione è formata dai dati statistici tradizionalmente raccolti dall'ISTAT, letti e rielaborati su nostra richiesta in clima di grande collaborazione.

Si potrebbe dire che il Ministero sia in primo luogo un utilizzatore di dati più che un produttore e che sarebbe ben lieto di trovare i dati su uno schermo di un terminale di un sistema che qualche efficiente soggetto pubblico alimenta. Il Ministero, in assenza di questo, deve con notevole sforzo farsi carico di sollecitare la formazione del dato e di promuovere la concentrazione del flusso dei dati verso il centro del sistema o meglio verso i centri del sistema.

La necessità di questo lavoro di "costruzione" delle fonti di informazione, fondamentale per comprendere la consistenza dei dati ambientali in Italia, dipende in larga misura dall'assetto un pò destrutturato che il nostro paese ha finora scelto nel campo della politica ambientale e degli organismi preposti alle politiche ambientali.

Vorrei, ora, tentare di entrare nel merito dei problemi che abbiamo davanti. Vediamo da un lato la necessità di ottimizzare l'utilizzazione dgli strumenti statistici disponibili che fanno capo esclusivamente all'ISTAT. Per esempio, relativamente alle informazioni in campo economico, è stato predisposto un primo importantissimo set di quesiti nel questionario del Censimento dell'industria del 1991 e si è visto poi quante difficoltà quelle domande hanno incontrato in termini sia di risposta da parte dei compilatori dei questionari che di elaborazione e validazione dei risultati. La considerazione dei parametri ambientali rende necessario, io credo, che gli statistici modifichino alcuni parametri di riferimento; così pur considerando il settore industriale come un tutto, se non vengono poi enucleate alcune categorie o alcuni interi comparti, si ottengono dati di scarso interesse per l'esperto ambientale.

La riflessione su quei quesiti inseriti nel Censimento dell'industria 1991 dovrebbe essere portata molto avanti e l'approfondimento dovrebbe proseguire in modo da preparare per il prossimo appuntamento delle domande che consentano di superare tutti i problemi evidenziati.

Occorre poi pensare alle questioni ambientali nella rilevazione corrente della produzione industriale. Ad esempio, l'industria che produce componenti per l'impiantistica ambientale è molto difficile che possa essere rintracciata in questa rilevazione. Passando al settore delle statistiche sociali, centamente si può immaginare che nelle indagini multiscopo sulle famiglie siano inseriti stabilmente o periodicamente un set di domande sull'ambiente o che vengano individuate delle domande che abbiano anche questa utilizzazione, diciamo, primaria o secondaria. Esaminando, infatti, alcuni questionari di indagini multiscopo si trovano molte domande di grande interesse per capire la sensibilità delle famiglie nei confronti dei temi tipicamente ambientali.

Un altro settore, per noi di grandissimo interesse, è il mondo della sanità. La ricerca della Organizzazione Mondiale della Sanità, cui ha fatto riferimento la prof.ssa Egidi , è basata su dati statistici di epidemiologia e di mortalità e ci fa capire che la disponibilità di una base di dati sugli aspetti sanitari e su quelli ambientali può consentire di elaborare delle valutazioni sulle fonti di inquinamento presenti in un dato sito, per un certo intervallo di tempo, e sui loro effetti in termini di morbilità o di mortalità. Queste analisi sono molto sviluppate in tutti i paesi europei e in Italia sono correntemente realizzate dall'Istituto superiore di Sanità.

È però importante che nello sviluppo di queste basi di dati si tenga conto della costituzione di un sistema di indicatori ambientali. Si può dire che ormai da dieci anni a questa parte il sistema della conoscenza ambientale e dell'informazione ambientale si è evoluto: partendo dagli indicatori della qualità dell'ambiente si è già arrivati a considerare gli indicatori di risposta come quelli collegati alle performance, che danno una visione di sintesi delle condizioni ambientali; infatti se gli indicatori di pressione decrescono, certamente gli indicatori di stato in un paese segnaleranno un miglioramento. Più precisamente, se riduco il consumo di energia, miglioro in questo modo la qualità dell'ambiente in termini di ossidi di azoto oppure se riduco il consumo di nutrienti e fertilizzanti, miglioro la qualità delle acque sotterranee.

Il problema fondamentale da affrontare, però, tipico dell'ambiente, è che tra il momento in cui abbasso la pressione limitando il consumo di questi fertilizzanti e

il momento in cui posso vedere un reale miglioramento della qualità delle acque sotterranee, passano in genere 10-15 anni: si tratta quindi di impostare un sistema di analisi molto complesso, basato sulla profonda conoscenza dei meccanismi ambientali.

Ovviamente vi sono poi dei settori particolarmente carenti di dati, di stretta competenza delle istituzioni ambientali, che necessitano di una ampia collaborazione dell'ISTAT. Se ne possono citare tre: la produzione e lo smaltimento dei rifiuti, che per una molteplicità di questioni continua ad essere un settore in cui le stime sono largamente prevalenti rispetto alle rilevazioni, la qualità delle acque marine dove si mostra l'evidente insufficienza dei parametri definiti dalla direttiva sulle acque di balneazione (sono state sospese, tra l'altro, le attività di rilevamento promosse dall'Ispettorato per la Difesa del Mare), e la spesa ambientale nel settore privato, in cui l'Italia è abbastanza indietro rispetto agli altri Paesi.

Vi è poi tutto il mondo delle nuove realtà, come il benzene, il piombo, il cadmio, il mercurio e tutti gli altri metalli pesanti, per le quali occorre affrontare nuovi strumenti conoscitivi. Vi è la necessità di un aggiornamento costante di questo sistema di conoscenze, senza perdere quelle che nel frattempo si è riusciti a rendere stabili con un flusso costante di dati.

Credo che, pur nella enorme quantità di lavoro da fare, con la buona collaborazione istituzionale che si sta cercando di stabilire o che già è in atto con l'ISTAT, con le regioni e con alcuni ministeri, sarà possibile andare avanti cercando soprattutto di trovare lo spirito di entusiasmo che avevamo tutti qualche anno fa e che forse adesso deve essere ritrovato.

Spero, infine, che il programma sulla contabilità ambientale, che l'ISTAT sta portando avanti da tempo e che il Ministero dell'ambiente si è impegnato a sostenere, possa raggiungere quei traguardi che sono poi anche auspicati da una recente risoluzione del Parlamento europeo. È questa anche una occasione da non perdere per rilanciare la necessità di conoscere meglio i nostri dati ancorandoli a elementi fondamentali che sono i parametri economici e i parametri di spesa.

CONTABILITÀ VERDE E INDICATORI AMBIENTALI: "INDICI DI PRESSIONE"

Joachem Jesinghaus

Eurostat

I. Obiettivi del progetto

Attualmente, una dozzina di istituti di ricerca e nove istituti di statistica degli Stati membri hanno dato inizio alla realizzazione del progetto "Indici di pressione" annunciato nella *comunicazione della Commissione al Consiglio e al Parlamento europeo "Orientamenti per l'UE in materia di indicatori ambientali e di contabilità verde nazionale"*, (COM (94) 670 def. del 21.12.94, approvata dal Parlamento europeo l'11.10.95 con 411 voti a favore e 5 contrari).

Principale obiettivo di questo progetto di ricerca è la creazione di un'infrastruttura metodologica per una descrizione completa e precisa delle pressioni sull'ambiente risultanti dalle attività umane. Secondo il modello pressione-stato-risposta e in stretta connessione con lo sviluppo di una contabilità nazionale "verde", si tratta di definire indicatori delle pressioni sull'ambiente e raccomandarne la raccolta. Particolare attenzione sarà dedicata al contributo che i servizi statistici degli Stati membri potranno dare alla creazione della base di dati fisici necessaria per la contabilità verde. Infine, saranno sperimentati i metodi di aggregazione degli indicatori di pressione in indici di pressione.

I principi su cui si basa il lavoro sono la trasparenza della metodologia, la legittimazione attraverso la partecipazione degli attori interessati e la coerenza dell'approccio. Il progetto è incentrato su un'ampia analisi dei costi e dei benefici della raccolta dei dati. I *costi* saranno analizzati facendo intervenire tutti i principali fornitori di dati, i *benefici* della raccolta dei dati mediante indagini tra i potenziali utilizzatori (per es. responsabili di decisioni a vari livelli). I coefficienti di ponderazione per l'aggregazione degli indicatori in indici saranno determinati su basi scientifiche e confermati da indagini tra esperti.

Il progetto è strutturato secondo dieci settori tematici in materia ambientale, basati sul quinto programma d'azione a favore dell'ambiente, che vanno da *Cambiamento del clima* a *Problemi urbani* e a *Rumori e odori*. Per ciascuno di questi campi tematici, un istituto di ricerca specializzato ha iniziato la sua attività, articolata nelle seguenti fasi:

1. Selezione di un gruppo di consulenti scientifici

Gli utilizzatori degli indicatori di pressione saranno rappresentati da un gruppo di esperti specializzati nei vari settori considerati (per es., clima, rifiuti, ecc.). Nel

gruppo saranno rappresentati tutti i paesi membri dell'Unione europea. In ciascuno Stato membro sarà chiesto di collaborare al processo di selezione degli esperti a tre "attori" sociali:

a) organizzazioni non governative operanti nel campo della protezione dell'ambiente,
b) ministeri dell'ambiente,
c) associazioni industriali e agricole.
Lo scopo di questa procedura, a prima vista complicata, è di consentire un'ampia rappresentanza di tutte le parti interessate, in modo da evitare distorsioni che potrebbero diventare un ostacolo all'accettazione dei risultati del progetto da parte dei futuri utilizzatori.

2. Analisi dei benefici della raccolta di indicatori

Lo scopo di questa fase è di identificare gli indicatori di pressione "ottimali" dal punto di vista degli utilizzatori. L'istituto specializzato sottoporrà ai consulenti scientifici, per mezzo di un questionario scritto, un elenco preliminare di indicatori, chiedendo loro di giudicare la "validità analitica" (nel senso utilizzato dall'OCSE) e di completare, se necessario, l'elenco. La procedura sarà ripetuta con un elenco comprendente le proposte di nuovi indicatori formulate nella prima tornata.

3. Analisi dei costi della raccolta di indicatori

In questa fase, l'elenco degli indicatori "ottimali" sarà presentato, per mezzo di un questionario scritto, ai potenziali fornitori di dati, a cui sarà chiesto di giudicare in che misura sia facile fornire tali indicatori (i "costi" vanno intesi in senso qualitativo: chiediamo un'indicazione di massima degli sforzi e dei tempi necessari, non un'analisi dettagliata delle risorse necessarie). Per ampliare il dibattito sui metodi migliori da adottare, intendiamo organizzare nella primavera e nell'estate 1996 una serie di sei seminari che riuniranno i realizzatori del progetto e statistici.

4. Raccomandazioni finali sugli indicatori

L'analisi dei costi e dei benefici permetterà di distinguere tre categorie di indicatori:

a) indicatori "analiticamente validi" e facili da fornire,
b) indicatori buoni, ma meno facili da fornire,
c) indicatori o non "analiticamente validi" o troppo difficili da fornire.

Il gruppo più interessante è ovviamente il b). La valutazione successiva si concentrerà pertanto sugli indicatori che potrebbero migliorare in modo significativo la descrizione del rispettivo settore, ma non sono ancora disponibili. Il compito principale degli Istituti partecipanti sarà di identificare gli ostacoli alla generazione di tali indicatori e di valutare i possibili modi di superare le difficoltà (modelli input-output). Dato che la disponibilità dei dati differisce ampiamente negli Stati membri, saranno raccomandati almeno due elenchi di indicatori:

– un elenco "standard" relativamente facile da fornire,

– un elenco "avanzato", più appropriato per i paesi che dispongono di statistiche ambientali ben sviluppate.

Si avrà cura, in particolare, di mantenere questi elenchi compatibili tra di loro, in modo da permettere ai paesi di adottare in futuro quello più ambizioso.

Questo lavoro costituirà un prezioso contributo all'attività degli Istituti di statistica degli Stati membri, di Eurostat e dell'Agenzia europea dell'ambiente per lo sviluppo dei loro programmi di raccolta dati.

5. Determinazione dei coefficienti di ponderazione

Per la costruzione degli indici di pressione, la serie di indicatori prescelta dovrà essere ponderata. Per garantire l'accettazione di tali coefficienti da parte della comunità scientifica e del pubblico in generale, al *gruppo dei consulenti* sarà chiesto, sempre per mezzo di questionari scritti, di giudicare il contributo relativo di ciascuno degli indicatori fisici al problema complessivo della pressione.

A conclusione del progetto, sarà pubblicato un manuale dell'indice di pressione.

II. Motivazioni del progetto

Essenzialmente, consideriamo il progetto una risposta al mandato, affidato alla Commissione dal quinto programma d'azione a favore dell'ambiente, di elaborare nuovi metodi di misurazione delle pressioni settoriali sull'ambiente e degli effetti delle politiche adottate. Analoghe raccomandazioni sullo sviluppo di indicatori ambientali e di una contabilità verde sono contenute nell'agenda 21, il documento ufficiale della Conferenza delle Nazioni Unite sull'ambiente e lo sviluppo. Le opzioni per i nuovi metodi sono state ampiamente discusse nel 1993 da un gruppo di lavoro della Commissione sulla contabilità verde e le questioni collegate. La principale conclusione cui è giunta questo gruppo è stata che dovranno essere seguite sia la "contabilità nazionale verde" sia una descrizione sistematica dei rapporti ambiente-economia mediante indicatori basati sul modello pressione-stato-risposta.

III. Indici e ponderazione: limiti dell'aggregazione

Eurostat è ovviamente del tutto consapevole delle obiezioni che possono essere mosse nei confronti di indici basati su dati statistici relativi all'ambiente aggregati, senza unità comuni evidenti. Tuttavia, è anche nostra opinione – condivisa dai servizi della Commissione – che in talune circostanze tali indici rappresenterebbero validi strumenti per i responsabili politici, e che sia quindi giustificato investire in questo campo una parte delle nostre risorse. Inoltre, il numero degli indicatori va crescendo rapidamente. A lungo termine, non possiamo limitarci al livello di centinaia di indicatori fisici (per es. per i molti diversi tipi di rifiuti tossici o di pesticidi). L'aggregazione sulla base di unità di massa (per es. tonnellate di pesticidi, tonnellate di rifiuti pericolosi) è certamente "facile", ma la valutazione implicita (*"una tonnellata di pesticida A è pericolosa quanto una tonnellata di pesticida B"*) difficilmente soddisferà gli utilizzatori di tali statistiche.

In ogni caso, vorremo richiamare l'attenzione su due aspetti del progetto: primo, l'obiettivo del lavoro iniziale è di elaborare un indice di pressione distinto per ciascun problema, e non un unico indice, secondo, l'aggregazione in un indice è soltanto una fase successiva del lavoro previsto per quanto riguarda la selezione di indicatori per ciascun settore. Siamo fermamente convinti che, anche se i risultati dell'aggregazione non fossero accettabili universalmente, il lavoro sulla selezione degli indicatori per mezzo di procedure obiettive, basato sul contributo di un ampia gamma di esperti e di istituzioni, costituirà di per sé un utile risultato, che giustificherà l'investimento della Commissione in questo progetto.

IV. Nessi con la contabilità verde

I futuri conti ambientali – che la Commissione ha il compito di produrre – dovranno includere indicatori monetari e non monetari, o rischiano di dare un rilievo eccessivo a talune parti del *continuum* pressione-stato-risposta. Gli indici di pressione, anche se basati essenzialmente su dati fisici, sono una soluzione al problema della quantificazione dei risultati delle misure economiche (comprese le spese difensive e gli strumenti fiscali) miranti a ridurre le pressioni sull'ambiente derivanti dalle attività umane. Gli indici di pressione, pertanto, si inseriscono logicamente nella visione che Eurostat ha del funzionamento pratico del complesso della "contabilità verde".

Esiste in generale una crescente convergenza tra l'approccio della contabilità verde nazionale (rappresentato per es. dal sistema di contabilità integrata ambientale ed economica delle Nazioni unite o dalla contabilità olandese NAMEA) e l'approccio dell'indicatore. Il modo altamente strutturato di presentare la colonna pressione del quadro PSR mediante una serie di indici di pressione è in effetti una forma di contabilità sistematica, specie se sono utilizzate classificazioni settoriali comuni. La principale differenza tra i due approcci non risiede tanto nella metodologia (infatti, non c'è differenza sostanziale tra un "indicatore di pressione" e un "conto dei flussi" che descrive un fenomeno fisico rilevante, ad esempio l'esaurimento del carbone), quanto nella concezione: mentre la contabilità nazionale cerca di includere passo dopo passo gli aspetti ambientali che possono essere valutati con metodi vicini a quelli del pensiero economico (per es. prezzi di mercato delle risorse del sottosuolo, costi di prevenzione del degrado), l'approccio basato sull'indice di pressione cerca di dare, fin dall'inizio, una descrizione completa (ma necessariamente più vaga) del "problema pressione" o dell'urgenza di un'azione, sulla base dei giudizi degli scienziati dell'ambiente piuttosto che di quelli degli economisti. I due approcci sono quindi complementari, non concorrenti.

V. Rapporti con i lavori in corso presso altre istituzioni

1. Agenzia europea dell'ambiente

Poiché l'insieme dei problemi toccati dal progetto "Indici di pressione" può dare l'impressione che sia nostra intenzione occuparci di settori che sono di competenza dell'Agenzia, vorremmo sottolineare che Eurostat non propone in alcun modo nuove azioni di raccolta di dati o di sviluppo di metodi di raccolta di dati in questi settori. Il progetto ha l'obiettivo molto specifico di sperimentare una nuova procedura di selezione obiettiva di indicatori e di aggregazione degli indicatori in indici di pres-

sione specifici secondo i problemi. Come si è detto, questo progetto di sviluppo specializzato si inserisce nel più ampio programma di lavoro di Eurostat sulla contabilità ambientale e non si sovrappone affatto al ruolo dell'Agenzia nella raccolta di dati sull'ambiente. Tuttavia, una stretta collaborazione con l'Agenzia ha già avuto inizio e sarà intensificata, in particolare per il fatto che il *peso* di un indicatore di pressione è spesso determinato, in parte, dai corrispondenti indicatori di stato (di specifica competenza dell'Agenzia).

2. Gruppo OCSE sullo stato dell'ambiente

La Commissione ha seguito con grande interesse il lavoro sugli indicatori svolto dall'OCSE (e ha poi adottato lo schema PSR). Dopo un incontro svoltosi nel settembre 1995 tra il Segretariato del gruppo "Stato dell'ambiente" dell'OCSE e il gruppo di lavoro interservizi della Commissione sugli indicatori ambientali e la contabilità verde, nel novembre 1995 le attività di Eurostat sono state presentate al gruppo "Stato dell'ambiente" dell'OCSE, con l'impegno di ampliare nel futuro la già stretta cooperazione tra Eurostat e OCSE (per es. questionario comune sulla raccolta dati) in particolare per arrivare a miglioramenti metodologici degli indicatori fisici di pressione (non ponderati). Vi sono alcuni importanti differenze con il lavoro dell'OCSE che giustificano un nuovo (e, a prima vista, parallelo) progetto:

- La Commissione ha selezionato, nel suo quinto programma d'azione a favore dell'ambiente, alcuni temi (8 invece dei 14 dell'elenco OCSE). Vi è stato aggiunto *Esaurimento delle risorse* e *Cambiamento del clima* è stato suddiviso in *Cambiamento del clima* (= effetto serra) e *Deterioramento dello strato di ozono*, in modo da arrivare a dieci. L'elenco degli indici di pressione comprende inoltre voci più generiche (inquinamento dell'aria anziché acidificazione), per permettere una maggiore flessibilità nell'interpretazione di questi temi da parte degli Stati membri. Mentre l'elenco OCSE presenta una certa inclinazione verso le questioni delle risorse, l'elenco della Commissione, a nostro parere, è più rispondente alle esigenze della politica ambientale degli Stati membri e si presta meglio all'aggregazione.
- Il lavoro del gruppo OCSE non si è mai posto come obiettivo l'aggregazione degli indicatori; tuttavia, come si è detto, un numero maggiore di indicatori fisici accresce anche la necessità di aggregazione.
- Mentre per l'OCSE la selezione degli indicatori è destinata ad essere utilizzata in analisi di rendimento, con un particolare interesse per la disponibilità dei dati a breve e a medio termine, il progetto "Indici di pressione" adotta decisamente una prospettiva a lungo termine, chiedendo agli esperti in materia ambientale quali dovrebbero essere gli indicatori ideali. Considerati i ritardi connaturati ai sistemi statistici ufficiali, abbiamo ritenuto opportuno fare intervenire i ricercatori (in modo sistematico e trasparente) nella definizione dei futuri bisogni di dati, in modo da rendere il processo di pianificazione meno dipendente da preoccupazioni politiche a breve termine.

3. Il progetto SCOPE/UNEP

A seguito della riunione del gruppo consultivo di esperti UNEP/UNSTAT sugli indicatori ambientali e di sviluppo sostenibile del dicembre 1993, varie istituzioni

(per esempio il World Resources Institute) hanno avviato progetti sugli indicatori ambientali in vista delle relazioni nazionali alla commissione sullo sviluppo sostenibile. Il progetto appare, a prima vista, molto simile al progetto "Indici di pressione", in quanto prevede l'aggregazione in indici e la partecipazione di un gruppo di esperti (Scientific Committee On Problems of the Environment, SCOPE). Vi sono alcuni importanti differenze rispetto all'approccio della Commissione:

- il progetto "Indici di pressione" prevede una serie di dieci indici, SCOPE si basa su quattro indici (esaurimento netto delle risorse, inquinamento composto, rischio per l'ecosistema, impatto sul benessere umano);
- mentre Eurostat prenderà in considerazione soltanto il territorio geografico dell'Unione europea, l'indicatore di SCOPE avrà una dimensione globale (che si riflette nella proposta di indicatori quali "esposizione ad acqua potabile inquinata", "esposizione ad alimenti contaminati" o "esposizione a ricoveri inadeguati", scarsamente significativi nel contesto dell'UE);
- nel progetto "Indici di pressione" della Commissione, l'aggregazione degli indicatori in indici sarà basata sulle valutazioni di gruppi di esperti altamente specializzati. SCOPE intende compiere aggregazioni sulla base di "obiettivi comuni ampiamente accettati" (adottando in tal modo l'approccio "distanza dall'obiettivo" utilizzato da Albert Adriaanse nel suo libro "Policy Performance Indicators").

Date queste differenze, il rischio di una duplicazione dei lavori è certamente molto basso. Sono previsti comunque scambi intensi di esperienze con le altre istituzioni.

Azione 2: Indici di pressione ambientale

Gli indicatori di pressione descrivono le attività umane dannose per l'ambiente, quali le emissioni di sostanze tossiche, l'inquinamento dei corsi d'acqua, dei laghi e dei mari, l'uso eccessivo di acque sotterranee o di risorse ittiche, la dispersione di metalli pesanti, i rumori causati dal traffico, ecc. La descrizione completa di tutte le "attività indesiderate" richiederà una serie di 50-100 indicatori di pressione fisici. Per consentire un'ampia diffusione dei risultati scientifici, è necessaria una strutturazione per aggregazione. Secondo i "temi" del quinto programma d'azione a favore dell'ambiente ***"Per uno sviluppo durevole e sostenibile"***, il sistema europeo di indici di pressione ambientale individuerà le tendenze principali per dieci "temi". La scelta di questi dieci "grappoli" tiene conto di vari aspetti, per es. l'utilità per tutti gli Stati membri dell'UE e per il pubblico, la possibilità di aggregazione sulla base di impatti simili.

Uno degli obiettivi principali è di migliorare la "validità analitica" degli indicatori. Per es., l'uso di pesticidi dovrebbe idealmente essere descritto in termini di ecotossicità, non semplicemente aggregando gli erbicidi, i fungicidi e gli insetticidi, secondo il criterio delle "tonnellate all'anno". Lo stesso principio vale per le statistiche dei rifiuti pericolosi, dell'uso di metalli pesanti, ecc. Tuttavia, lo sviluppo di una base di dati fisici richiederà forti investimenti nelle metodologie e nella raccolta dei dati, poiché molti degli indicatori "ambientali" attualmente utilizzati sono semplici adattamenti di statistiche orientate alla produzione, riguardanti ad esempio il consumo di fertilizzanti (un indicatore che non tiene conto delle condizioni locali, del suolo, del clima, ecc).

L'aggregazione di tali indicatori in indici richiederebbe idealmente un consenso scientifico sulla quota relativa delle componenti di un problema. Un tale consenso esiste attualmente soltanto per i temi "clima" e "ozono", sulla base delle raccomandazioni del gruppo di lavoro intergovernativo sui cambiamenti del clima IPCC. Per stabilire i coefficienti di ponderazione (b1..bn) per gli altri campi d'azione, abbiamo scelto una procedura di consultazione analoga, con gruppi di esperti nominati dai principali attori sociali (industria e agricoltura/ministeri dell'ambiente/organizzazioni non governative) di tutti gli Stati membri dell'UE. Nel caso in cui i giudizi degli esperti differiscano troppo, una ricerca più approfondita sulle regole di aggregazione sarà svolta nel contesto dei programmi di R&S della DG XII.

Cambiamento del clima
- b1 emissioni di CO_2
- b2 emissioni di CFC
- b3 emissioni di metano
- b4 emissioni di N_2O
- b5 tasso di deforestazione

Deterioramento dello strato di ozono
- b1 emissioni di F12
- b2 emissioni di F11
- b3 emissioni di halon
- b4 emissioni di NOx
- b5 altro

Perdita di biodiversità
- b1 uso di fertilizzanti
- b2 indice di uso di pesticidi
- b3 indice di varietà vegetale
- b4 zone protette
- b5 indice di frammentazione

Esaurimento delle risorse
- b1 uso di energia fossile
- b2 indice di consumo dei metalli
- b3 indice di consumo di pesce
- b4 estrazione di acqua
- b5 perdita di terreno superficiale

Dispersione di sostanze tossiche
- b1 emissioni di diossina
- b2 produzione di cloruri
- b3 emissioni di metalli pesanti
- b4 uso di pesticidi
- b5 uso di prodotti chimici per la casa

Rifiuti
- b1 rifiuti urbani
- b2 rifiuti industriali
- b3 rifiuti pericolosi
- b4 aeree per discarica rifiuti
- b5 incenerimento

Inquinamento dell'aria
- b1 emissioni di NOx
- b2 emissioni di SO_2
- b3 emissioni di particelle
- b4 emissioni di COV
- b5 altro (ammoniaca, CO, ...)

Ambiente marino e zone costiere
- b1 trasporti di petrolio
- b2 scarichi di idrocarburi
- b3 flussi di sostanze nutritive
- b4 scarichi di sostanze tossiche
- b5 turismo costiero

Inquinamento dell'acqua e risorse idriche
- b1 estrazione di acque
- b2 DOC flussi di acque reflue
- b3 scarichi di metalli pesanti
- b4 altre sostanze tossiche
- b5 uso di fertilizzanti

Problemi urbani, rumori e odori
- b1 emissioni di NOx locali
- b2 livello di rumore macchine
- b3 traffico urbano totale
- b4 indice locale degli odori
- b5 emissioni locali di COV

Avvertenza: questo è un esempio puramente illustrativo, non una descrizione degli indicatori disponibili. Il progetto di Eurostat "Indici di pressione" ha lo scopo di identificare ed elaborare gli indicatori appropriati.

Azione 3: Il sistema europeo di indici integrati economici e ambientali

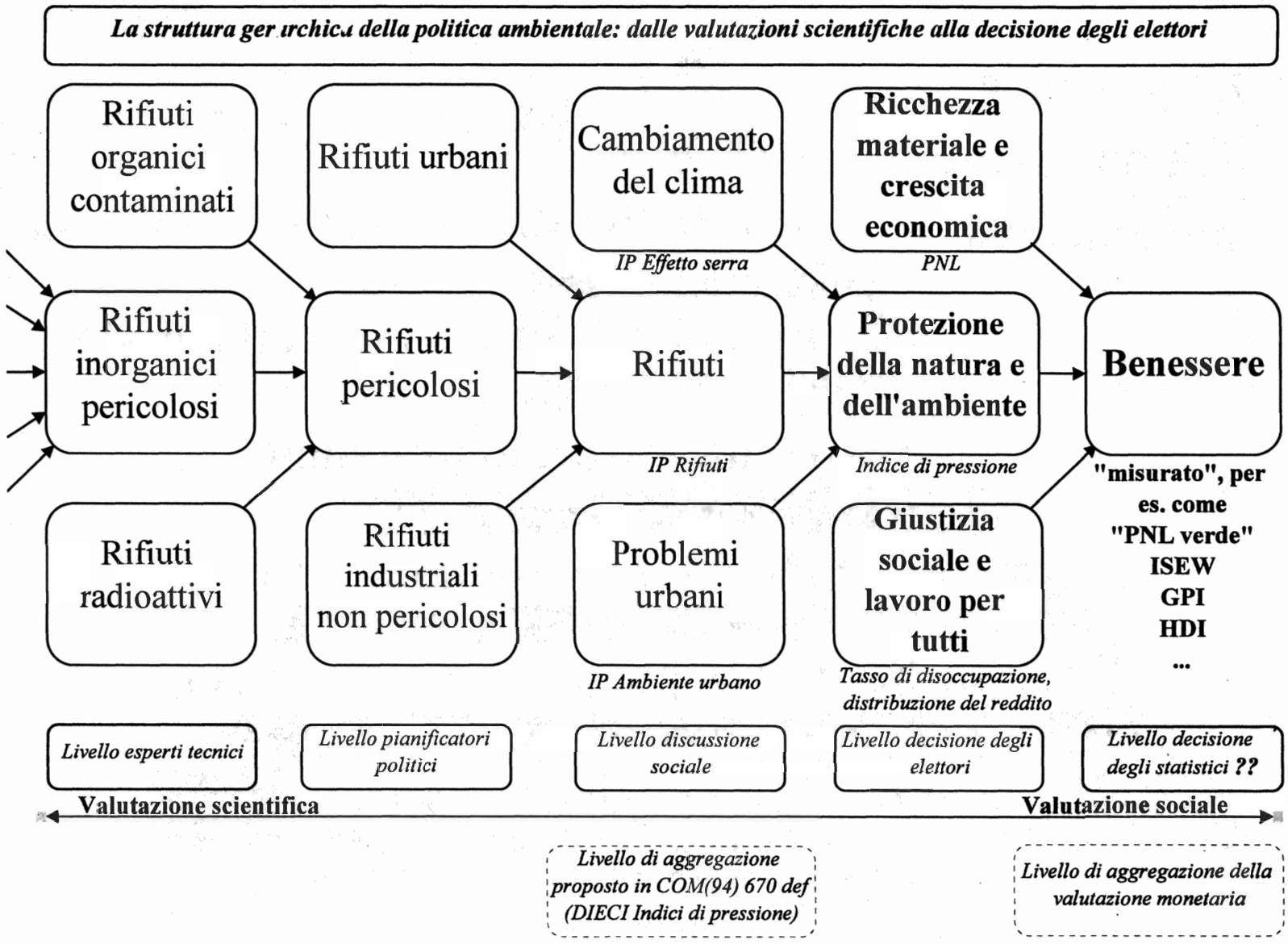
Ai fini dell'analisi dell'interazione tra ambiente ed economia, i settori economici tradizionali definiti nel Sistema di conti nazionali (SCN/NACE) devono essere collegati ai "settori" dell'ambiente corrispondenti ai dieci temi degli indici di pressione ambientale.

Nell'esempio qui di seguito riportato, in ciascuna casella sono indicate le pressioni sull'ambiente (emissioni, uso del territorio) per settore economico, espresso in equivalenti di pressione.

Una presentazione analoga potrebbe essere utilizzata per le spese di protezione ambientale descritte dal sistema SERIEE.

Settori economici \ *Problemi ambientali*	Cambiamento del clima	Deterioramento dello strato di ozono	Perdita di biodiversità	Esaurimento delle risorse	Dispersione di sostanze tossiche	Rifiuti	Inquinamento dell'aria	Ambiente marino e zone costiere	Inquinamento dell'acqua e risorse idriche	Problemi urbani, rumori e odori
Consumi										
Trasporti	12.345	12.345	12.345	12.345	12.345	12.345	12.345	12.345	12.345	12.345
Altro	12.345	12.345	12.345	12.345	12.345	12.345	12.345	12.345	12.345	12.345
Produzione										
Risanamento dell'ambiente	12									45
Altri servizi (per es. turismo)	12									45
Trasporti e immagazzinamento	12									45
Costruzione e installazione	12									45
Servizi pubblici (per es. energia)	12									45
Industrie manifatturiere	12.345	12.345	12.345	12.345	12.345	12.345	12.345	12.345	12.345	12.345
Industrie estrattive	12.345	12.345	12.345	12.345	12.345	12.345	12.345	12.345	12.345	12.345
Agricoltura e pesca	12.345	12.345	12.345	12.345	12.345	12.345	12.345	12.345	12.345	12.345
Unità di pressione, tutti i settori	**12.34**	**12.34**	**12.34**	**12.34**	**12.34**	**12.34**	**12.34**	**12.34**	**12.34**	

Per ciascuna casella è indicato il contributo di un settore economico ai problemi ambientali, espresso in equivalenti di pressione. Ad esempio, il settore "Industrie manifatturiere" emette x "unità di cambiamento climatico". Tali unità sono aggregazioni di singole pressioni (anidride carbonica, metano, emissioni di CFC, ecc..) sulla base del consenso scientifico o di valutazioni di esperti. Questa tabella indica quindi soltanto il livello di aggregazione superiore di una cosiddetta "struttura di emissione" dettagliata.


La struttura gerarchica della politica ambientale: dalle valutazioni scientifiche alla decisione degli elettori
Rifiuti organici contaminati
Rifiuti urbani
Cambiamento del clima
IP Effetto serra
Ricchezza materiale e crescita economica
PNL
Rifiuti inorganici pericolosi
Rifiuti pericolosi
Rifiuti
IP Rifiuti
Protezione della natura e dell'ambiente
Indice di pressione
Benessere
Rifiuti radioattivi
Rifiuti industriali non pericolosi
Problemi urbani
IP Ambiente urbano
Giustizia sociale e lavoro per tutti
Tasso di disoccupazione, distribuzione del reddito
"misurato", per es. come "PNL verde" ISEW GPI HDI ...
Livello esperti tecnici
Livello pianificatori politici
Livello discussione sociale
Livello decisione degli elettori
Livello decisione degli statistici ??
Valutazione scientifica
Valutazione sociale
Livello di aggregazione proposto in COM(94) 670 def (DIECI Indici di pressione)
Livello di aggregazione della valutazione monetaria

La piramide dell'informazione sull'ambiente

ENVIRONMENTAL INDICATORS: THE OECD EXPERIENCE

Myriam Linster*

OECD

I. introduction

The OECD has been active in the field of environmental information since almost 20 years. The primary objective of this work is to "*... strengthen the capacity of Member countries of the OECD to monitor changes in the state of the environment and, thus, to assess better the effectiveness of environment policy.*"

A. AN EVOLVING DEMAND

The environmental policies and related reporting activities adopted by OECD countries over these years have shown a steady evolution. Initially, most activities focused on the establishement of environmental data and state of the environment reporting. More recently, information strategies moved in the direction of environmental indicators and measurement of *environmental performance*.

Interest in *sustainable development* and public concern about environmental threats have stimulated governments to re-examine their capacity to assess and monitor the state of the environment and detect changing conditions and trends. There is also increasing interest in greater accountability and in evaluating how well governments are doing in their efforts to implement their domestic environmental policies and international commitments. In this context, environmental indicators are seen as necessary tools for helping to chart and track the course towards a sustainable future.

B. A PRACTICAL EXPERIENCE

Environmental indicators have been part of OECD's work on environmental information since the late 1970s, and some were already published in the 1985 State of the environment report and Environmental data Compendium. A specific programme on environmental indicators using a harmonised approach was initiated

---

* *The opinions expressed in this document are the author's and do not necessarily reflect those of OECD*

in the late 1980s/early 1990s. Over all these years, the OECD accumulated a practical experience not only in the definition, harmonisation and production of indicators, but also in the use of these indicators in its analytical and evaluation work.

II. OECD Work on Environmental Indicators

A. MANDATE AND OBJECTIVES

In May 1989, the OECD Council meeting at Ministerial level called for a next generation work programme that would integrate environment and economic decision making more systematically and effectively as a means of contributing to sustainable development.

In 1991, the OECD Council approved a Recommendation on Environmental Indicators and Information, instructing the OECD Environment Policy Committee to "*further develop core sets of reliable, readable, measurable and policy-relevant environmental indicators*". This was reiterated in several Economic Summits of Heads of State and Government of the G7.

The OECD Council spelled out three purposes for developing environmental indicators:

- tracking environmental progress (monitoring the environment and its changes over time);
- better integrating environmental concerns into sectoral policies;
- better integrating environmental concerns into economic policies more generally.

The potential use of environmental indicators goes however beyond these major objectives. They also: 1) provide a useful tool for assessing Member countries' performances in the field of environmental management[1]; and 2) provide a building block for the environmental aspect of sustainable development indicators and contribute to the broader objective of reporting on sustainable development.

B. WORK PROGRAMME

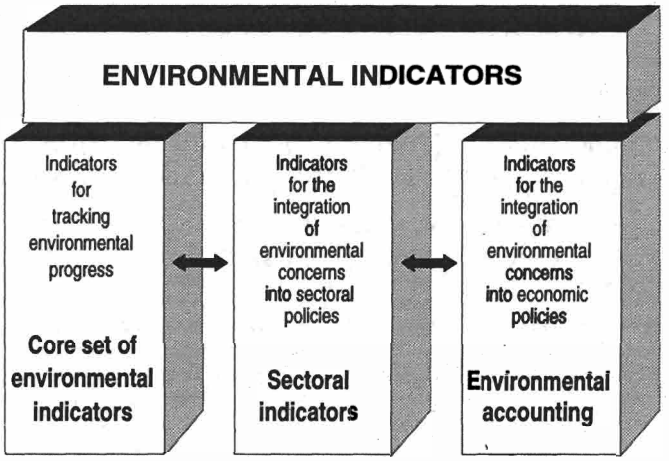
These objectives have shaped the OECD work programme on environmental indicators.

The three parts of the programme are closely related to each other, the OECD Core Set being a synthesis and representing a common minimum set; i.e. the most important sectoral indicators are part of the Core Set, as well as major indicators derived from resource accounting.

OECD's work aims at developing indicators which are national in scope for use in an international context. The approach adopted may however also be used for developing regional or local indicators.

---

[1] The *OECD Environmental Performance Review Programme*, established in 1992, assesses Member countries' performance by comparing achievements or progresses with national objectives and international commitments. The reviews take into account each country's absolute levels of environmental quality and the physical, human and economic context.



◆ *Core set of environmental indicators*

A major activity is devoted to developing a *Core Set of environmental indicators* essentially linked to the monitoring of environmental conditions and trends and the measurement of environmental performance. Characteristics of the core set are that it is:

◆ of limited size (around 40 core indicators);
◆ it covers a broad range of environmental issues, and that
◆ it reflects an approach common to a majority of OECD countries.

A first Core Set was published in 1991, a second in 1994, and a third will be published later in 1996.

◆ *Sectoral indicators*

In addition, OECD has been developing sets of 'sectoral' indicators to *better integrate environmental concerns into sectoral policies.* The objective here is to develop a "toolkit" for sectoral decision-makers which should facilitate the integration of environmental concerns in sectoral policy-making. While limited to a specific sector and its interactions with the environment, these indicators are typically developed in larger numbers than the core set. *Sectoral indicators* are not restricted to environmental indicators per se. They also describe the sector itself and sectoral trends of environmental significance, as well as related economic and policy considerations, placed in a context of sustainable development. To date, OECD has carried out work on transport/environment indicators, on energy/environment indicators and is currently dealing with Agriculture/ environment and Forestry/ environment indicators.

◆ *Environmental accounting*

A further part of the work programme deals with indicators for the integration of environmental concerns into economic policies more generally and covers the area of environmental accounting, both in physical and monetary terms. Work has been carried out on physical natural resources accounts (forest, water), and on pollution abatement and control expenditures.

C. ENVIRONMENTAL INDICATORS: THE OECD APPROACH

◆ *A pragmatic approach*

In developing common international environmental indicators, OECD countries[2] voluntarily adopted a pragmatic approach relying on the following assumptions:

- there is no unique, all encompassing set of indicators; different users of environmental indicators have different needs. Thus, the appropriate set of indicators depends on its particular use;
- indicators are only one tool among others and have to be considered as such.

This implies a good knowledge of existing needs and policy demands, as well as, in an international context, a common understanding of concepts and definitions.

◆ *Concrete results*

Building on its experience in environmental information and reporting and on a strong support from Member countries, OECD work on environmental indicators has led to:

- the agreement on a common terminology and the development of a common conceptual framework;
- the definition of indicators (including an assessment of their measurability);
- the measurement and publication of these indicators;
- the provision of guidance for the use of indicators (stressing the fact that indicators are only one tool and have to be put into the appropriate context).
- the use of indicators in the OECD's analytical work and environmental performance reviews.

◆ *Definition and functions of environmental indicators*

According to the terminology adopted by OECD countries, an indicator can generally be defined as a parameter, or a value derived from parameters, which provides information about a phenomenon. The indicator has a significance that extends beyond the properties directly associated with the parameter value. Indicators possess a synthetic meaning and are developed for a specific purpose. This points to two major functions of indicators:

Indicator

A parameter, or a value derived from parameters, which points to, provides information about, describes the state of a phenomenon/environment/area, with a significance extending beyond that directly associated with a parameter value.

Index

A set of aggregated or weighted parameters or indicators.

Parameter

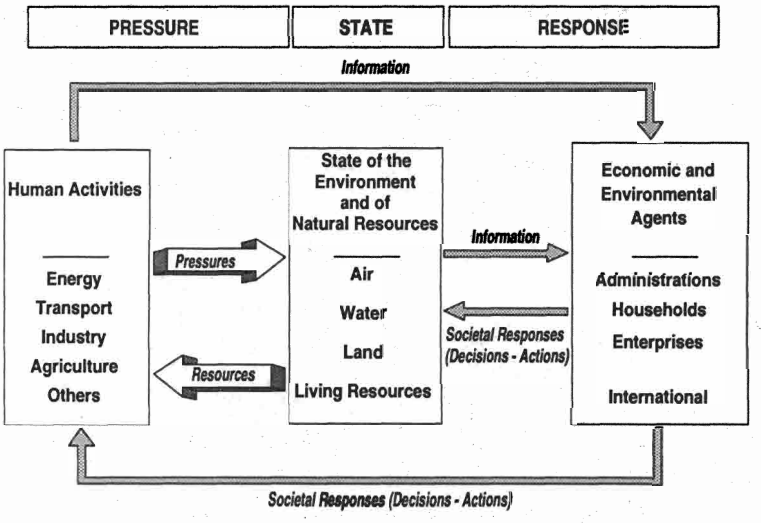
A property that is measured or observed.

[2] As all work on environmental information and reporting, the work on environmental indicators is steered by the OECD Group on the State of the Environment.

- they reduce the number of measurements and parameters which normally would be required to give an "exact" presentation of a situation;
- they simplify the communication process by which the results of measurement are provided to the user.

- *A common conceptual framework*

In large parts of its work on environmental information and reporting, the OECD uses the Pressure-State-Response (PSR) model, based on a concept of causality: human activities exert *pressures* on the environment and change its quality and the quantity of natural resources ("*state*"). Society responds to these changes through environmental, general economic and sectoral policies ("*societal response*").



While this model has the advantage of highlighting these links, it tends to suggest linear relationships in the human activity-environment interaction. This should not obstruct the view of more complex relationships in ecosystems and in environment-economy interactions.

The *conceptual framework adopted for the Core set of environmental indicators* comprises two dimensions:

- First, it uses the *Pressure-State-Response* framework which provides a first classification of indicators into indicators of environmental pressures (associated with the "pressure" box), indicators of environmental conditions (associated with the "state" box) and indicators of societal responses (associated with the "response" box):

  - Indicators of environmental pressures describe pressures from human activities exerted on the environment, including natural resources;
  - Indicators of environmental conditions relate to the quality of the environment and the quality and quantity of natural resources. As such they reflect the ultimate objective of environmental policies. In practice, the measurement of environmental conditions can turn out to be very costly or difficult, and environmental pressures may be used as a substitute;

- Indicators of societal responses show the extent to which society is responding to environmental changes and concerns. They refer to individual and collective actions I) to mitigate, adapt to or prevent human-induced negative impacts on the environment, ii) to halt or reverse environmental damage already inflicted, and iii) to preserve and conserve nature and natural resources.

- Second, it distinguishes a number of *environmental issues* which reflect major environmental preoccupations and challenges in OECD countries. Thus, for each issue, indicators of environmental pressure, conditions and societal responses were defined.

OECD Core Set of Environmental Indicators Structure of Indicators by Environmental Issue

Issues	PRESSURE Indicators of environmental pressures	STATE Indicators of environmental conditions	RESPONSE Indicators of societal responses
Climate change			
Ozone layer depletion			
Eutrophication			
Acidification			
Toxic contamination			
Urban environmental quality			
Biodiversity			
Landscapes			
Waste			
Water resources			
Forest resources			
Fish resources			
Soil degradation (desertification & erosion)			
General indicators			

Broadly speaking, the first nine issues can be considered «sink-oriented», dealing with issues of environmental quality, whereas the other issues are «source-oriented», focusing on the quantity aspect of natural resources. Not all indicators can be directly associated with a specific environmental issue (e.g. population growth or economy-wide environmental expenditure). A category of general indicators has therefore been introduced in the framework.

By necessity, these issues depend on changing and sometimes conflicting perceptions, and their list is not necessarily final nor exhaustive. In fact, it is flexible and new issues can be incorporated or old ones abandoned according to their environmental relevance.

The *conceptual framework adopted for sectoral indicators* derives from the PSR model, but was adjusted to account for the specificities of the respective sectors. As defined by OECD countries, sectoral indicators have been organised along a framework which distinguishes:

- indicators reflecting sectoral trends of environmental significance;

- indicators reflecting the interactions between the environment and the sectoral activity; and
- indicators reflecting economic and sectoral policy considerations.

D. HOW TO SELECT ENVIRONMENTAL INDICATORS

As indicators are used for varying purposes, it is necessary to define general criteria for the selection of indicators. Three basic criteria have been used in OECD work: policy relevance, analytical soundness and measurability.

- *Policy relevance*

An environmental indicator should:

- provide a representative picture of environmental conditions, pressures on the environment or society's responses;
- be simple, easy to interpret and able to show trends over time;
- be responsive to changes in the environment and related human activities;
- provide a basis for international comparisons;
- be either national in scope or applicable to regional environmental issues of national significance;
- have a threshold or reference value against which to compare it, so that users are able to assess the significance of the values associated with it.

- *Analytical soundness*

An environmental indicator should:

- be theoretically well founded in technical and scientific terms;
- be based on international standards and international consensus about its validity;
- lend itself to being linked to economic models, forecasting and information systems.

- *Measurability*

The data required to support the indicator should be:

- readily available or made available at a reasonable cost/benefit ratio;
- adequately documented and of known quality;
- updated at regular intervals in accordance with reliable procedures.

These criteria describe the "ideal" indicator and not all of them will be met in practice.

E. HOW TO USE ENVIRONMENTAL INDICATORS

As it is clear from the meaning of the word "indicator" (something that points out, that makes known), it does not convey the whole truth. An indicator should help reveal trends and draw attention to phenomena or changes that require further analysis.

The interpretation of environmental indicators should take account of these limits and their use should be subject to a number of precautions:

◆ *Only one tool*

Indicators provide *only one tool* for evaluations and need to be supplemented by other qualitative and scientific information in order to avoid misinterpretation. Such information is particularly needed to explain driving forces behind indicator changes which form the basis for an assessment.

◆ *The appropriate context*

Indicators must be *reported* and *interpreted in the appropriate context*, taking into account the ecological, geographical, social, economic and structural features of countries.

In the OECD environmental performance reviews, international indicators derived from the Core Set are generally used in combination with specific national indicators and data. These national indicators provide a more detailed picture of the country's situation through a greater sectoral and/or geographical breakdown and often point at particular issues of concern.

◆ *Inter-country comparisons*

OECD focuses on national indicators for use in international work. This implies not only nationally aggregated indicators, but also an *appropriate level of comparability* among countries.

There is no single method of *standardisation* for the *comparison* of environmental variables across countries. When comparing indicators across countries, the outcome of the assessment will depend on the chosen denominator (GDP, population, land area) as well as on national definitions and measurement methodologies. Although standardisation is needed to facilitate inter-country comparisons, absolute values may be the appropriate measure where, for example, international commitments are linked to absolute values. Generally, inter-country comparisons should be subject to great caution.

◆ *A dynamic context*

All these indicators have to be viewed in a dynamic context: none of them is necessarily final or exhaustive in character since they may change as knowledge and perception of environmental problems evolve. Furthermore, they are of varying relevance for different countries and different contexts.

Beyond these general limits is the fact that measurability issues such as the quality of underlying data also play a role in the use of environmental indicators, and must be taken into account to avoid misinterpretation.

◆ *Data availability and quality*

The development of an indicator, like the relevance of the message it conveys, is always limited by the *availability and quality of the underlying data*. In the field of environmental statistics, differences among countries may be considerable and the establishment of reliable and internationally comparable data calls for continuous monitoring, analysis, treatment and checking. *Comparability* is all the more important as the demand for indicators lies within an international context.

- *Measurability*

To date, *measurability varies greatly* between individual indicators. Some of the indicators are immediately measurable, others need additional efforts before they can be published and used, and a third group will only be measurable in the long term, due to the absence of data. Compared to indicators of environmental pressures and many indicators of environmental conditions, most indicators of societal responses for example have a shorter history and are still in a phase of development, both conceptually and in terms of data availability. Current OECD publications are limited to indicators which are based on data currently available for a majority of OECD countries. They thus provide a short term operational tool for current OECD work.

Within a country a greater level of detail or breakdown may be needed when indicators are to support subnational decision making. At this level, however, measurability problems may be further exacerbated. Even traditional statistics are rarely available with a local breakdown and those that do exist do not generally benefit from regular and timely updates; furthermore comparability may be lacking due to varying methodologies and definitions.

III. Conclusions

Over the last 20 years, the OECD has played a lead role in the field of environmental data and indicators thanks to the very active support of its Member countries. Tracking environmental progress through development of environmental data and indicators has proved its value. There have been intensifying efforts within countries to set up national indicator programmes; and, more recently an expanding array of international activities have been launched.

But in spite of the progress already made, there is a need to continously refine and discuss current indicators and their measurement. Major efforts, at both the national and international levels, will have to be devoted to the improvement of environmental data quality, including the further international harmonisation of these data.

If sets of indicators are to play their roles to the utmost extent, not only must certain principles be respected when indicators are being developed and used, but, above all it is necessary to:

- clearly *identify the needs and objectives* according to the targeted users;
- include the indicators in a larger *management and communication strategy,* and connect them to existing information systems so that links can be established with other types of indicators (economic, social, ...);
- actually use the indicators to get a better knowledge of their significance and regular *feedback on their policy relevance;*
- maintain sufficient *flexibility* to adapt the indicators to the national and/or local context, and allow for changes as scientific knowledge and policy priorities evolve.

The availability of meaningful environmental data and indicators and well synthesised information should contribute to a better democratic debate, and to better accountability of public authorities and the various actors. In the future, it will even be more necessary to gauge the results obtained by implementing environmental policies, to identify shortcomings that may arise at all government levels, and to provide the basis for sound economic and environmental decision making at national and international levels.

ANNEX – LIST OF RELEVANT OECD PUBLICATIONS

Environmental Data

- OECD (1995), Environmental Data: Compendium 1995 Bilingual (published every two years since 1985)

Environmental Indicators

OECD Core Set

- OECD (1991), Environmental Indicators: A Pilot Set; Bilingual
- OECD (1994), Environmental Indicators: OECD Core Set; Bilingual (published every two years)
- OECD (1993), OECD Core Set of Indicators for Environmental Performance Reviews: A Synthesis Report by the Group on the State the Environment, OECD Environment Monograph.

Sectoral Indicators

- OECD (1993), Indicators for the Integration of Environmental Concerns into Energy Policies, OECD Environment Monograph n°79.
- OECD (1993), Indicators for the Integration of Environmental Concerns into Transport Policies, OECD Environment Monograph n°80.

Environmental Accounting

- OECD (1994), Natural Resource Accounts: Taking Stock in OECD Countries, OECD Environment Monograph.
- OECD (1995), Environmental Accounting for Decision-making: Summary Report of an OECD Seminar, OECD Environment Monograph.
- OECD (1996), Pollution Abatement and Control Expenditure in OECD Countries, OECD Environment Monograph.

Environmental Reporting

- OECD (1979), The State of the Environment
- OECD (1985), The State of the Environment
- OECD (1991), The State of the Environment
- OECD (1996), Environmental Performance in OECD countries – Progress in the 1990s

Environmental Information Systems

- OECD (1986) Information and Natural Resources, Environment Monograph.
- OECD (1988) Environmental Monitoring, Environment Monograph.
- OECD (1993) Environmental Information Systems and Indicators: A Review of Selected Central and Eastern European Countries (Poland, Hungary, CSFR).
- OECD (1994) Environmental Information Systems in Belarus: An OECD Assessment.
- OECD (1996) Environmental Information Systems in Russia: An OECD Assessment.

Environmental Performance Reviews

Reviews for the following countries are already published:

- Germany
- Iceland
- Norway
- Portugal
- Japan
- Italy
- United Kingdom
- Poland
- Netherlands
- Austria
- Canada
- United States

STATO DELL'AMBIENTE E SALUTE: L'ESPERIENZA DELL'ORGANIZZAZIONE MONDIALE DELLA SANITÀ

Roberto Bertollini

Direttore - Organizzazione Mondiale della Sanità.
Centro Europeo Ambiente e Salute - Divisione di Roma

1. La salute come parametro di misura della qualità dell'ambiente

È naturale che come agenzia di sanità pubblica, l'Organizzazione Mondiale della Sanità si avvicini alle tematiche ambientali avendo come parametro di valutazione e di giudizio la salute umana. È necessario qui sottolineare due aspetti. Da un lato, la salute è ormai da più parti considerato il parametro fondamentale per giudicare la qualità dell'ambiente. Senza dimenticare altre importantissime categorie (una fra tutte, la biodiversità) credo si possa dire ormai che la salute ha assunto un valore prioritario, come è testimoniato, ad esempio, dalla recente Conferenza europea di Sofia sull'ambiente, tenutasi nell'ottobre 1995. In questa sede, i ministri europei dell'ambiente, indicando i temi da approfondire nella successiva conferenza internazionale, hanno identificato la salute come uno dei tre temi prioritari da discutere e affrontare.

D'altro lato la salute, nell'accezione ben nota dell'OMS, non si qualifica soltanto come assenza di malattia, ma indica uno stato di benessere fisico, psichico e sociale, per raggiungere e mantenere il quale, la qualità dell'ambiente di vita e di lavoro sono i prerequisiti irrinunciabili.

In questo ambito, le attività dell'OMS, negli ultimi anni, si sono orientate prevalentemente alla valutazione dei rischi per la salute associati alle condizioni di degrado ambientale, nonché a molteplici attività di supporto, specie nelle aree del mondo più sfavorite, necessarie alla messa in pratica delle priorità e delle linee di indirizzo definite dalla Conferenza Mondiale sull'Ambiente del 1992.

In Europa, l'attenzione alle tematiche ambientali, e la constatazione della limitatezza delle informazioni disponibili per valutare l'impatto dell'ambiente sulla salute, ha suggerito la necessità di un rafforzamento delle capacità operative dell'OMS.

Alla prima Conferenza Interministeriale Europea dell'OMS su Ambiente e Salute, tenutasi a Francoforte nel 1989, venne indicata la necessità di costruire una struttura tecnica, denominata Centro Europeo Ambiente e Salute con le seguenti finalità:

1. Rafforzare la base di dati esistente sull'ambiente e la salute;
2. Predisporre un sistema informativo geografico su ambiente e salute a carattere paneuropeo;

3. Coordinare studi sui rapporti tra condizioni ambientali e stato di salute;
4. Supportare i processi decisionali e l'identificazione delle priorità nella gestione dell'ambiente.

Il Centro Europeo Ambiente e Salute, costituito operativamente alla fine del 1991, ha tre sedi operative, a Roma, Bilthoven (Olanda) e Nancy (Francia) e una unità di coordinamento presso gli Uffici OMS di Copenhagen.

Le prime domande che l'OMS si è posta, dopo la costituzione di questa struttura e l'avvio delle attività, sono state "Qual'è quantitativamente l'impatto dell'ambiente sulla salute umana in Europa? Quanti cittadini si ammalano per motivi ambientali? o almeno, quanti sono esposti a condizioni nocive? Quali sono le priorità d'intervento?"

Le risposte a queste domande sono ovviamente di una tremenda difficoltà, non solo per i limiti conoscitivi sull'associazione tra specifiche esposizioni e salute, ma anche per la grande eterogeneità delle informazioni disponibili sul piano ambientale e sanitario, la loro carenza, la incongruità con le necessità di analisi, la poca confrontabilità. D'altro lato, la grande quantità di informazioni di varia natura, di ricerche non formalizzate, di dati raccolti per i fini più diversi, potevano consentire una qualche, seppure iniziale valutazione per un orientamento delle politiche ambientali.

Sulla base di questa riflessione, sono stati intrapresi due grandi progetti, uno a carattere europeo e uno a carattere nazionale, che descriverò brevemente. Il mio obiettivo è illustrare ciò che ci è stato possibile fare utilizzando le informazioni che sono oggi disponibili, e quello che abbiamo imparato in queste due esperienze per orientare la futura raccolta dei dati, le ricerche e migliorare la base informativa.

2. Concern for Europe's Tomorrow

Il primo progetto è denominato Concern for Europe's Tomorrow (CET) (Preoccupazione per l'Europa del futuro: salute e ambiente nella Regione Europea dell'OMS).

Il progetto mirava a raggiungere due obiettivi principali:
1. Migliorare le conoscenze sullo stato dell'ambiente e della salute in Europa e sulle tendenze temporali future.
2. Sostenere i paesi europei nell'identificazione dei problemi ambientali prioritari per gli interventi di risanamento.

A questo scopo sono stati raccolti dati provenienti da un gran numero di fonti (Tab. 1).

Questa abbondanza di informazioni non ha tuttavia consentito il superamento di alcuni problemi, che sono apparsi più evidenti per i dati sanitari ma comuni anche a quelli ambientali. Ad esempio la diffusa disponibilità di dati di mortalità a fronte

Tab. 1 – Progetto CET. Fonti di dati utilizzate

Dati originali forniti dai Paesi membri raccolti tramite questionari *ad hoc*
Banche dati OMS (mortalità e morbosità)
Banche dati di altre Organizzazioni Internazionali
Letteratura internazionale
Registri di malattia

di una notevole limitatezza di dati di morbosità, questi ultimi più sensibili alle influenze ambientali. Ovvero la mancanza di indicatori positivi di salute e di benessere.

Anche per i dati di mortalità, il livello di disaggregazione disponibile, solitamente quello nazionale, ha fortemente limitato le possibilità di analisi. I problemi ambientali sono in gran parte dei casi o problemi geograficamente localizzati, anche se per alcuni inquinanti, ad esempio l'ozono nell'aria, si verificano spostamenti spaziali che possono indurre episodi di inquinamento a carattere sovranazionale.

In questo senso, nel progetto CET, è stato effettuato un primo tentativo di raccolta dati di mortalità con disaggregazione subnazionale, al fine di generare ipotesi sul possibile ruolo dell'ambiente come possibile co-fattore correlato alla patogenesi dell'eterogeneità geografica della mortalità. I dati, riassunti nelle mappe 1 e 2 rispettivamente per uomini e donne, descrivono la mortalità generale nel 1990-91 standardizzata sulla popolazione media europea per le disaggregazioni subnazionali disponibili. Per gli uomini la mortalità generale più elevata si osserva in molte aree della Federazione Russa e alcune dell'Ungheria e dell'Ucraina. Una distribuzione simile si osserva anche per il sesso femminile, con i tassi di mortalità più elevati in Bulgaria, la Repubblica Ceca, Ungheria, Lettonia, Romania, Ucraina e alcune aree della Federazione Russa. La elevata mortalità osservata in Europa orientale si riflette in una attesa di vita di parecchi anni inferiore a quella osservata nel resto d'Europa, circa 7,3 anni in meno per gli uomini e 4,9 per le donne. Complessivamente l'attesa di vita per i due sessi in Europa occidentale è di 75,6 anni contro i 69,6 nell'Europa orientale. La situazione più compromessa si osserva nei paesi dell'ex Unione Sovietica.

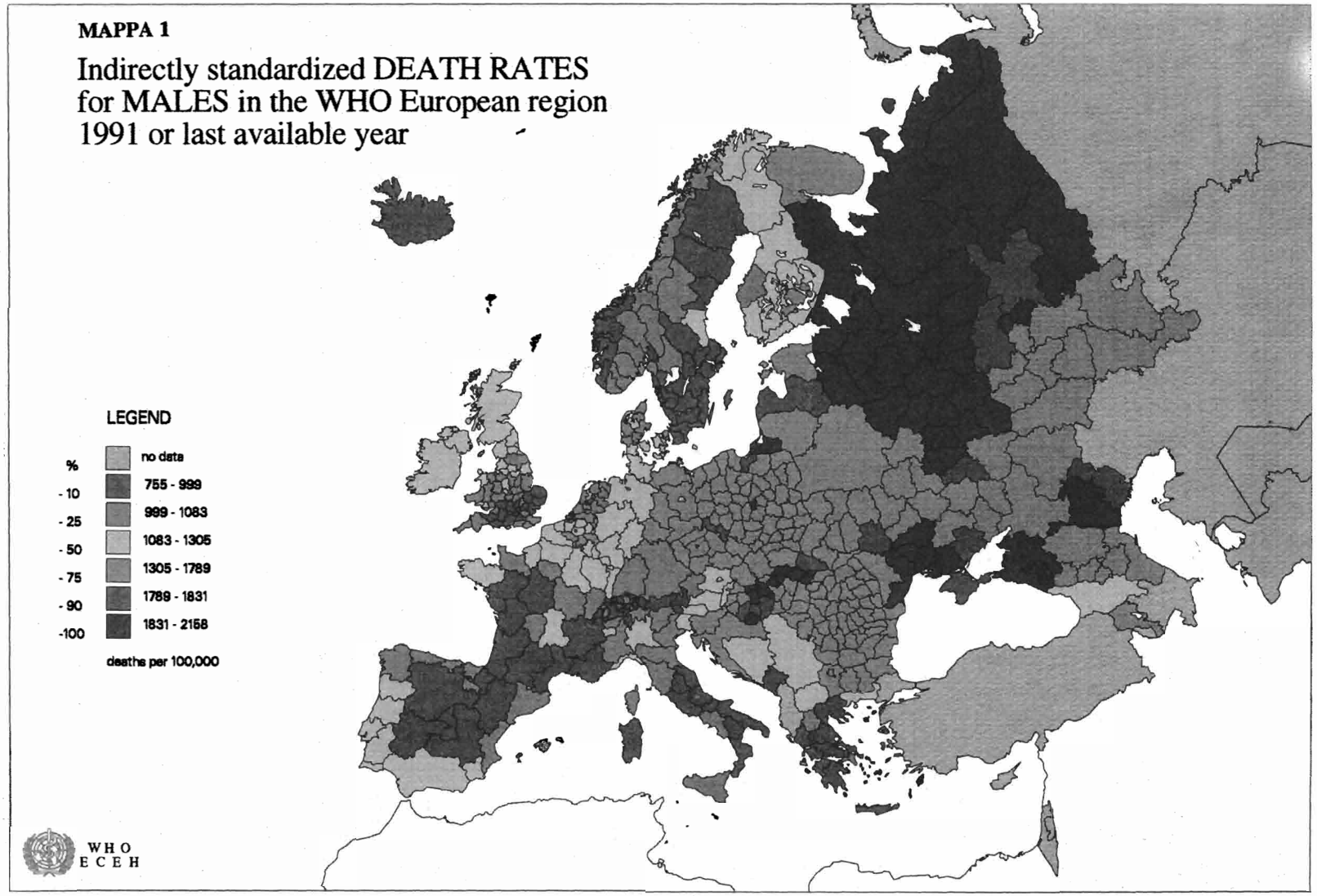
I dati attualmente disponibili e le conoscenze scientifiche sul rapporto tra ambiente e salute non permettono di verificare quanta della eterogeneità dei tassi di mortalità sia attribuibile a differenze nella presenza di rischi ambientali. È stato tuttavia possibile studiare la distribuzione delle esposizioni sul territorio per alcuni parametri e stimare la frequenza di esposizione della popolazione europea in ambiente di vita e di lavoro a fattori di rischio ambientale di potenziale effetto sulla salute (Tab. 2). Come è evidente dalla tabella si tratta di valutazioni con un ampio margine di incertezza e che forniscono l'ordine di grandezza delle popolazioni esposte ai diversi fattori di rischio. Tuttavia, queste valutazioni sono utili punti di partenza per le autorità preposte alle politiche di protezione e prevenzione ambientale e sanitaria per la definizione delle possibili priorità d'azione e di governo. La ricerca qui riassunta e recentemente pubblicata (WHO, 1995) ha costituito la base conoscitiva per le deliberazioni della II Conferenza Europea OMS dei Ministri dell'Ambiente e della Sanità tenutasi ad Helsinki nel giugno 1994. In questa conferenza sono state identificate 7 aree prioritarie per l'azione dei governi europei ai fini della protezione della salute dai rischi legati all'ambiente (Tab. 3)

Successivamente, sulla base di una serie di criteri di valutazione, di dati statistici, epidemiologici e sperimentali, e congiuntamente all'Agenzia Europea per l'Ambiente dell'UE (Bertollini *et al*, 1996), sono state ulteriormente selezionate 3 priorità paneuropee, per le quali è auspicabile l'impegno dei paesi europei nei prossimi anni:

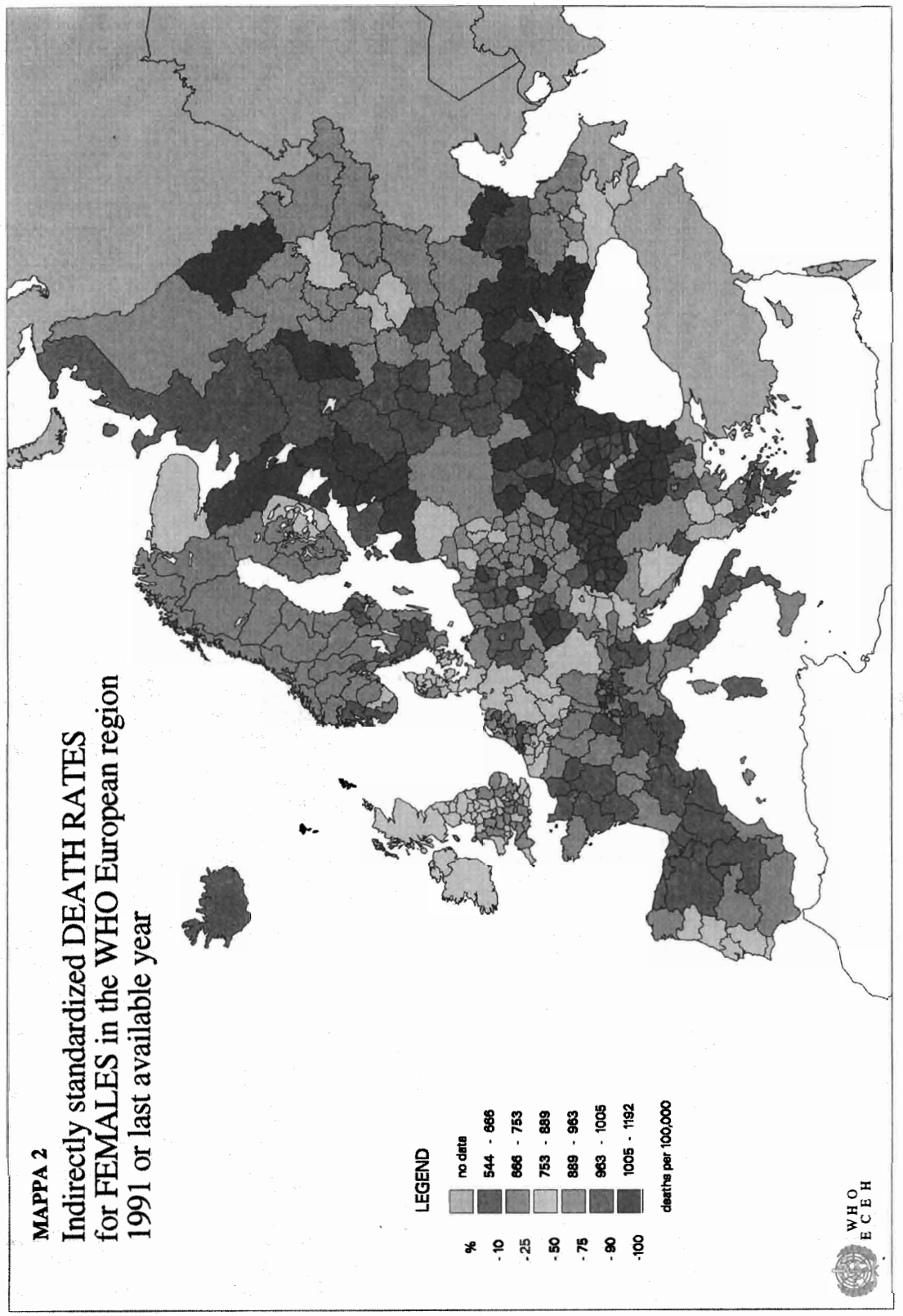
1. La contaminazione microbiologica dell'acqua;
2. L'inquinamento atmosferico da particolato fine;
3. Gli incidenti da traffico.

MAPPA 1

Indirectly standardized DEATH RATES for MALES in the WHO European region 1991 or last available year



 14-SEP-1995 Source: UN/ECE,WHO,CBS,RIVM,EUROSTAT Data for 1985: Belgium; 1990: Italy, Spain, Yugoslavia, Lithuania, Georgia


MAPPA 2
Indirectly standardized DEATH RATES
for FEMALES in the WHO European region
1991 or last available year
LEGEND
%
no data
- 10
544 - 666
- 25
666 - 753
- 50
753 - 889
- 75
889 - 963
- 90
963 - 1005
-100
1005 - 1192
deaths per 100,000
WHO
ECEH
© World Health Organization, European Centre for Environment and Health, Bilthoven Division.
14-SEP-1995
Source: UNECE/WHO/ZIS/ADVALEUROSTAT
Data for 1985: Belgium; 1990: Italy; Spain; Yugoslavia; Lithuania; Georgia

Tab. 2 – Stima dell'esposizione della popolazione generale ad alcuni fattori di rischio ambientale e dei potenziali effetti sulla salute (da Concern for Europe's Tomorrow, OMS-ECEH, 1995)

Fattore di esposizione	Livello di attenzione per la salute	Numerosità e tipo della popolazione di riferimento (milioni)	Stima della popolazione esposta a livelli di attenzione (milioni)	Potenziali effetti sulla salute	Commenti
Inquinamento atmosferico (indoor)					
Radiazioni Radon nelle abitazioni	> 200 Bq/m^3	852 Totale della Regione Europea dell'OMS	43 (5%)	Tumore del polmone	La stima della popolazione esposta è basata su informazioni provenienti da 12 paesi
Fumo Madre fumatrice		7 (Neonati ad ovest degli Urali)	2 (30%)	Malattie respiratorie del tratto inferiore nei bambini	Alcuni effetti sono stati osservati anche nei bambini in età scolare, ma in questo caso la valutazione dell'esposizione è più difficile
Coniuge fumatore		340 (Adulti non fumatori ad ovest degli Urali)	85 (25%)	Tumore del polmone	
NO_2	Uso di stufe a gas equivalente a + 30 g/m^3	31 Bambini in età scolare ad ovest degli Urali	15 (50%)	Malattie respiratorie del tratto inferiore nei bambini in età scolare	
Inquinamento atmosferico (outdoor)					
SO_2 esposizione di breve periodo	Superiore per almeno 1 giorno/anno al valore guida OMS (125 µg/m^3)	700 Totale ad ovest degli Urali	200 (29%)	Malattie respiratorie, peggioramento delle malattie respiratorie croniche esistenti con possibile anticipazione della morte	Il numero di persone esposte è estrapolato per tutte le città dal numero medio di esposti nelle aree per cui vi sono dati
SO_2 esposizione di lungo periodo	Media annua > 100 µg/m^3 (due volte il valore guida OMS)	314 Urbana ad ovest degli Urali	6 (2%)	Diminuzione del 4-7% del livello medio della funzione polmonare	Il livello di attenzione per la salute è basato su uno studio multicentrico con dotto in Francia. Il numero di persone esposte è estrapolato per tutte le città dal numero medio di esposti nelle aree per cui vi sono dati
TSP esposizione di breve periodo	Superiore per almeno 1 giorno/anno al valore guida OMS (125 µg/m^3)	314 Urbana ad ovest degli Urali	29 (9%)	Malattie respiratorie, peggioramento delle malattie respiratorie croniche esistenti con possibile anticipazione della morte	Sono state incluse nell'analisi solo le persone esposte nelle città per le quali erano disponibili i dati.
TSP esposizione di lungo periodo	Media annua > 140 µg/m^3	314 Urbana ad ovest degli Urali	5 (2%)	Diminuzione del 5% della funzione polmonare, aumento dell'incidenza delle malattie croniche delle vie respratorie	Il numero di esposti può essere superiore di 10 volte se altre città hanno esposizioni simili alle particolato (TSP)

Tab. 2 (*segue*) – **Stima dell'esposizione della popolazione generale ad alcuni fattori di rischio ambientale e dei potenziali effetti sulla salute (da Concern for Europe's Tomorrow, OMS-ECEH, 1995)**

Fattore di esposizione	Livello di attenzione per la salute	Numerosità e tipo della popolazione di riferimento (milioni)	Stima della popolazione esposta a livelli di attenzione (milioni)	Potenziali effetti sulla salute	Commenti
NO_2 esposizione di breve periodo	Superiore per almeno 1 giorno/anno al valore guida OMS (150 μg/m³)	314 Urbana ad ovest degli Urali	31 (10%)	Malattie respiratorie del tratto inferiore nei bambini, irritazione della gola e degli occhi negli adulti	Il numero di persone esposte è estrapolato per tutte le città dal numero medio di esposti nelle aree per cui vi sono dati
O_3 esposizione di breve periodo	Media oraria >200 μg/m³ (valore guida OMS) almeno una volta l'anno	170 Bambini ad ovest degli Urali	85 (50%)	Tosse e irritazione degli occhi; lievi alterazioni della funzione polmonare nei bambini	
Piombo	Media annua >0.5 μg/m³ (valore guida OMS)	170 Bambini ad ovest degli Urali	0.5 (0.3%)	Ritardato sviluppo mentale dei bambini	
Rumore	>65 dBA	700 Totale ad ovest degli Urali	180 (26%)	Fastidio e disturbi del sonno	
Acqua e alimenti	Casi di contaminazione microbiologica (Salmonella spp., Campilobatteri spp.)	852 Totale della Regione Europea dell'OMS	130 (15%)	Da leggeri disturbi gastro-intestinali a forti gastroenteriti	Estrapolazione alla popolazione totale della Regione basata sui dati provenienti dai Paesi Bassi
Abitazioni	Mancanza di acqua corrente	852 Totale della Regione Europea dell'OMS	110 (12%)	Infezioni trasportate dall'acqua	86 milioni dei 110 presenti nei paesi dell'ex URSS
	Umidità	852 Totale della Regione Europea dell'OMS	170-250 (20-30%)	Allergie, asma e infezioni respiratorie	Estrapolazione dai dati provenienti dal Regno Unito

Tab. 3 – Helsinki, 1994 – II Conferenza Europea dell'OMS su Ambiente e Salute Priorità per le quali sono necessarie azioni preventive o di risanamento

Contaminazione di acqua e alimenti
Inquinamento dell'aria (ambienti chiusi e non)
Decessi e invalidità dovuti a tutti i tipi di incidente, inclusi gli incidenti nucleari
Ecologia e salute
Salubrità degli ambienti urbani
Sicurezza sul lavoro
Conseguenze dei conflitti armati

3. Ambiente e Salute in Italia

Lo stesso approccio impiegato per il CET (usare i dati esistenti per descrivere il meglio possibile la situazione ed identificare possibili priorità d'azione) è stato applicato in Italia nell'ambito di un progetto commissionato dal Ministero dell'Ambiente e condotto dal nostro Centro nel 1994-95. In aggiunta agli obiettivi generali che riflettono quelli già illustrati per il progetto europeo, una peculiarità di questa indagine, è stata lo studio condotto nelle aree a cosiddetto rischio di crisi ambientale. Si tratta di aree del paese caratterizzate da situazioni specifiche di rischio ambientale (Mappa 3), in linea di massima classificabili in due gruppi:

1. Aree complesse, vaste (una o più province), con una grande produzione di rifiuti – industriali e non – e un'intensa attività produttiva.
2. Piccole aree, con la presenza di una specifica fonte di inquinamento, solitamente ben identificata e causa di contaminazione dell'ambiente generale.

In quest'ultima indagine, che è stata condotta da un gruppo di lavoro numeroso e multidisciplinare con la partecipazione di importanti istituti nazionali[1], è stata stu-

Tab. 4 – Studio delle aree ad elevato rischio di crisi ambientale. Variabili a cui è stata data particolare attenzione nell'analisi di mortalità per la valutazione del rischio ambientale

Cause di morte selezionate	Fascia di età
Tutte le cause	0-64 anni
Tutti i tumori	
Tumore del polmone	**Sesso**
Mesotelioma	Femminile
Tumore della vescica	
Malattie respiratorie	

Tab. 5 – Studio delle aree ad elevato rischio di crisi ambientale. Tassi standardizzati di mortalità per alcune neoplasie nelle «piccole aree»

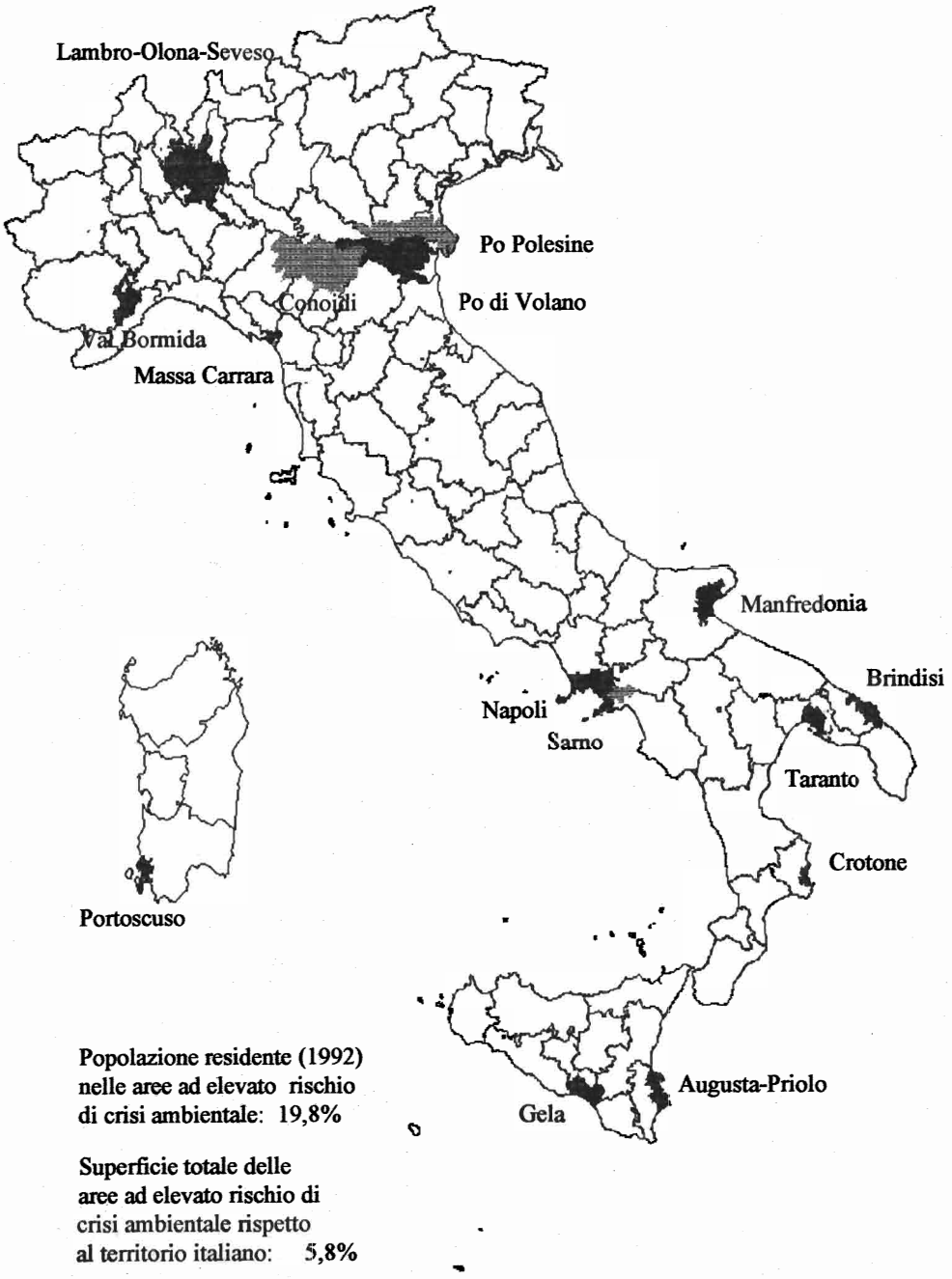
	Tumore Polmone		Tumore Pleura		Tumore Vescica		Linfoma non Hodgkin	
AREA	M	F	M	F	M	F	M	F
Massa	135*	80	154	–	124	124	88	106
Manfredonia	91	95	–	205	99	45	116	64
Brindisi	129*	158*	141	–	134*	182*	75	120
Taranto	138*	113	485*	309*	133*	87	142*	107
Crotone	176*	115	–	–	159	82	167	115
Augusta	123*	99	160	141	126*	153	90	102
Gela	97	104	–	–	126	104	215*	110

* = limite inferiore dell'intervallo di confidenza > 100

[1] Hanno collaborato all'indagine:
Di Tanno N., Faberi M. – WHO ECEH, Roma
Cislaghi C. – Università di Milano
Comba P., Pirastu R., Settimi L. – Istituto Superiore di Sanità (ISS)
Forastiere F. – Osservatorio Epidemiologico della Regione Lazio (OER)
Di Paola M., Mastrantonio M. – Ente Nazionale per le Nuove Tecnologie, l'Energia e l'Ambiente (ENEA)
Nesti M. – Istituto per la Prevenzione e Sicurezza sul Lavoro (ISPESL)

Aree ad elevato rischio di crisi ambientale **MAPPA3**

(DPR 8.7.1986 n. 349)



Popolazione residente (1992) nelle aree ad elevato rischio di crisi ambientale: 19,8%

Superficie totale delle aree ad elevato rischio di crisi ambientale rispetto al territorio italiano: 5,8%

Tab. 6 – Stima della popolazione italiana esposta ad alcuni fattori di rischio e potenziali effetti sulla salute

Fattore di esposizione	Standard o riferimento	Superamenti osservati	Popolazione/ Esposizione	Potenziali effetti sulla salute
Aria				
Biossido di zolfo (SO_2)	Media annuale ≤ 50 g/m3 (*)	Nessuno		Diminuzione del 4-7% del livello medio della funzione polmonare
	Media 24h ≤ 125 µg/m³ (*)	2% giorni	Milano, Torino	Malattie respiratorie acute, peggioramento delle malattie respiratorie croniche esistenti con possibile anticipazione della morte
		> 2% giorni	Genova, Priolo	
Particolato Totale (TSP)	Media annuale ≤ 60 µg/m³ (**)	Frequenti	Gran parte delle città con dati di monitoraggio	Diminuzione del 5% delle funzioni polmonari, aumento dell'incidenza delle malattie croniche delle vie respiratorie
	Media 24h ≤ 125 µg/m³ (*)	> 5% giorni	Bergamo, Bologna, Milano, Modena, Pisa, Roma, Torino	Malattie respiratorie acute, peggioramento delle malattie respiratorie croniche esistenti con possibile anticipazione della morte
Biossido di azoto (NO_2)	Media 24h ≤ 150 µg/m³ (*)	Molti giorni all'anno	Gran parte delle città con dati di monitoraggio	Malattie respiratorie del tratto inferiore nei bambini, irritazione della gola e degli occhi negli adulti
Ozono (O_3)	Media 24h ≤ 200 µg/m³ (*)	Molti giorni all'anno	50% della popolazione (stima OMS per l'Europa meridionale)	Tosse ed irritazione degli occhi; lievi alterazioni della funzione polmonare nei bambini
Benzene	Assenza	16 – 35 µg/m³ (***)	Variabile in base al tempo tra scor so all'aperto e al la stagione. Ele va ta negli espo sti professio nal mente (ad es. benzinai)	Tumori (leucemie)
Acqua				
Scarsità di acqua potabile		2-3 trimestri per anno	52% popolazione Sud Italia, 43% isole	Infezioni veicolate dall'acqua
Composti organoalo-genati	30 µg/l	Deroghe a 50 µg/l	Circa il 5% della popolazione	Ipotesi non confermate per varie patologie
Nitrati	50 µg/l	Deroghe a 75 µg/l	650.000 abitanti in 116 comuni più 600.000 abitanti serviti dall'acquedotto vesuviano	Ipotesi non confermate per varie patologie

(*) Valore guida OMS
(**) Valore guida DPR 203/88
(***) Intervallo di concentrazioni rilevate in aree urbane a diverse densità di traffico

Tab. 6 (*segue*) – **Stima della popolazione italiana esposta ad alcuni fattori di rischio e potenziali effetti sulla salute**

Fattore di esposizione	Standard o riferimento	Superamenti osservati	Popolazione/ Esposizione	Potenziali effetti sulla salute
Alimenti				
Contaminazione microbiologica	Assenza di agenti patogeni	Frequenti	Circa 500mila – 1 milione di casi per anno solare	Da lievi disturbi gastrointestinali a gastroenteriti gravi
Rumore				
	> 65 dBA (ore 6-22) > 55 dBA (ore 22-6)	Molto frequenti	Fino al 100% dei rilevamenti nelle aree urbane con più di 300.000 abitanti	Fastidio e disturbi del sonno
Radiazioni				
Radon nelle abitazioni	> 200 Bq/m^3	5% abitazioni	Circa il 5% della popolazione	Tumore del polmone

diata la mortalità della popolazione residente nell'area, ponendo particolare attenzione ad alcune variabili e cause di morte in quanto più comunemente associate a possibili esposizioni a rischi presenti nell'ambiente di vita e di lavoro (Tab. 4).

Senza entrare nel dettaglio (l'indagine è in corso di pubblicazione e ci auguriamo di avere il volume a stampa nei prossimi mesi), voglio qui riassumere i dati di mortalità, espressi come Rapporti Standardizzati di Mortalità (SMR), delle aree puntiformi per un gruppo di cause specifiche (Tab. 5)

Si osserva, per esempio un aumento della mortalità per cancro del polmone tra i maschi in 5 delle 7 aree studiate e solo in una per le femmine. Di contro emerge il dato estremamente significativo di un aumento di mortalità per mesotelioma pleurico sia nei maschi che nelle femmine nella città di Taranto. Per quanto riguarda il tumore della vescica, si osserva un aumento della mortalità per questa causa in 3 aree su 7 tra i maschi e in una tra le femmine, mentre per il Linfoma non-Hodgkin, l'aumento è limitato al sesso maschile nelle aree di Taranto e Gela. È ragionevole pensare che parte di questi aumenti di mortalità siano riconducibili a esposizioni nocive in ambiente di lavoro senza poter escludere del tutto il ruolo dell'ambiente di vita. In questo ultimo senso, appare significativo l'aumento di mortalità a Taranto per mesotelioma tra le donne, che suggerisce un possibile ruolo dell'esposizione ambientale ad asbesto legata alla presenza nell'area di attività cantieristiche e di produzione del cemento.

Inoltre, anche per il nostro paese, è stata effettuata una stima della popolazione esposta ai principali fattori ambientali di rischio per la salute (Tab. 6), al fine di identificare, laddove possibile, aree di intervento prioritarie.

Conclusioni

Da quanto emerso da questi due studi, si possono trarre alcune importanti conclusioni.

Esiste, in Italia e in Europa, una grande quantità di dati statistici relativi alle condizioni dell'ambiente e della salute, spesso dispersi in una miriade di enti, istituti e gruppi, che può fornire una utile cornice di riferimento per le politiche ambientali.

L'esperienza del progetto Ambiente e Salute in Italia ci ha rivelato informazioni utili che inizialmente non credevamo fossero disponibili.

Ciò non significa che la situazione sia ottimale. Affinché sia possibile disporre di dati pienamente informativi e adeguati al fine che si intende perseguire, occorre affrontare e risolvere numerosi problemi. C'è un problema di *validità* delle informazioni e di controllo di qualità; di confrontabilità nel tempo e nello spazio; di congruità con il fine che si intende perseguire (se ad esempio si vuole studiare l'inquinamento atmosferico oggi, è necessario raccogliere dati sul particolato fine piuttosto che dati più generali, di minore significato sanitario); di risoluzione geografica; di strategia di campionamento; ed altri ancora.

Nei prossimi anni sarà necessario concentrare gli sforzi per migliorare la qualità dei dati sullo stato dell'ambiente e della salute. A tal fine è necessaria la più ampia collaborazione tra gli operatori e gli istituti operanti in questo settore al fine di adottare programmi e strategie comuni, utilizzare meglio le risorse ed evitare inutili duplicazioni, su un tema di così grande rilevanza per il futuro dell'Italia e dell'Europa e per la salute dei suoi cittadini.

Bibliografia

BERTOLLINI, R., DORA, C., KRZYZANOWSKI, M., STANNERS D., *Environment and health 1: overview and main European issues*, Copenhagen, WHO Regional Publications European Series; No. 68, 1996.

WORLD HEALTH ORGANIZATION, EUROPEAN CENTRE FOR ENVIRONMENT AND HEALTH, *Concern for Europe's Tomorrow*, Stuttgart, Wissenschaftliche Verlagsgesellschaft mbH, 1995

Sessione

Le agenzie per l'ambiente come punto nodale tra informazione statistica e politiche ambientali

Presiede: *Paolo Garonna*
(Direttore generale dell'Istat)

Relazioni di: *Roberto Caracciolo*
Keimpe Wieringa
N. Phillip Ross

LE AGENZIE PER L'AMBIENTE COME PUNTO NODALE TRA INFORMAZIONE STATISTICA E POLITICHE AMBIENTALI

Roberto Caracciolo *

Agenzia Nazionale per la Protezione dell'Ambiente

1. Politiche ambientali e informazione

Il tema in discussione ruota intorno ad alcuni concetti-cardine sui quali è necessario soffermarsi preliminarmente, almeno a livello definitorio: politiche pubbliche, politiche pubbliche *ambientali*, informazione, informazione *statistica*. E ciò soprattutto al fine di evidenziare i nessi tra le nozioni, gli snodi teorici e pratici che subito si delineano.

Una politica pubblica è definibile "come complesso di azioni (decisioni, elaborazioni, attuazioni, ecc.) progettate e implementate da organismi di governo per far fronte ai problemi posti dalla società nella forma di domanda, quali la criminalità, la disoccupazione, la salute pubblica, la protezione ambientale" (Beato, 1994, p. 149).

In quest'ultimo caso, secondo Lewansky, la politica pubblica dovrebbe essere costituita da un complesso di interventi aventi il fine di "disciplinare quelle attività umane che riducono la disponibilità di risorse naturali o ne peggiorano la qualità e la fruizione" (Lewansky, 1992). Come appare evidente, tale politica non deve né può rinchiudersi in se stessa, mirando al ritaglio di una propria nicchia di competenza, a prescindere dagli altri campi di intervento pubblico. In altri termini, dovendo confrontarsi con attività che in pratica attraversano tutti i campi dell'agire umano, pur non rinunciando alle proprie peculiarità e autonomie, essa non può che realizzarsi in concerto o integrazione con tutte le altre politiche pubbliche elaborate dalla società contemporanea.

Del resto, una raccomandazione metodologica dello stesso genere è stata formulata a proposito dell'analisi di qualsiasi politica pubblica da Y. Meny e J.-C. Thoenig (1991), con riguardo agli effetti connessi fra più politiche. Come si può vedere nella Fig. 1, una politica pubblica A produce una serie di impatti, alcuni dei quali possono comportare conseguenze per altre politiche, ad esempio la B; da qui "la necessità di non isolare artificialmente il campo d'analisi dal contesto più generale dell'azione di governo" (Meny e Thoenig, 1991, pp. 112-113).

* Nelle fasi di impostazione e di stesura di questa mia memoria, fondamentali sono stati i contributi di M. Maggi e M. Belvisi, per cui a loro vanno i miei più sentiti ringraziamenti.

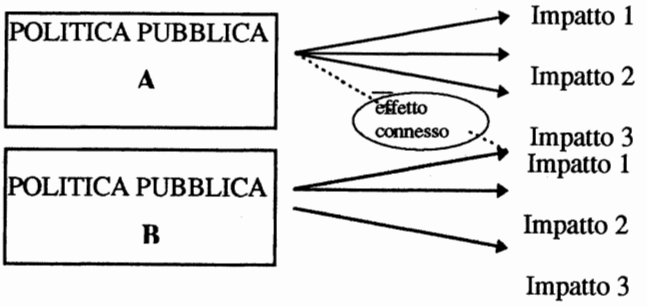


Fig. 1 – Effetti connessi fra più politiche (da Meny e Thoenig, 1991, p. 113)

Molto prima, quando negli USA la salvaguardia dell'ambiente era diventata a tutti gli effetti uno degli argomenti primari dell'azione di governo – si pensi alla emanazione del NEPA e alla istituzione della EPA – Nixon aveva formulato l'ipotesi di un super Ministero dell'ambiente – con funzioni di coordinamento rispetto agli altri Dipartimenti – per poter perseguire efficacemente gli obiettivi delle politiche ambientali.

Se le politiche in generale e le politiche ambientali in particolare sono definite azioni di risposta a domande sociali – quindi a problemi già "sentiti" dalla società – o a rischi che paiono delinearsi, sia in fase di individuazione dei problemi stessi sia in fase di progettazione delle risposte (ma anche nella cosiddetta "implementazione"), la conoscenza delle realtà (*ex ante* ed *ex post*) e la diffusione della conoscenza stessa assumono un ruolo centrale, si rivelano condizioni necessarie persino della "pensabilità" di politiche pubbliche nella complessa società di oggi.

E l'*informazione* – in senso lato – rappresenta non solo un elemento fondativo della conoscenza, ma anche l'oggetto delle attività di diffusione.

Un suo rilevante sotto-insieme è senza dubbio costituito da ciò che è definito come "informazione statistica", ovvero l'informazione che riguarda in generale l'analisi e la rappresentazione quantitativa dei fenomeni collettivi. Essa si rivela infatti essenziale ai fini dell'individuazione e dell'approfondimento dei problemi, della sensibilizzazione dell'opinione pubblica riguardo alle reali dimensioni dei problemi stessi, utile nella "scoperta" delle tendenze evolutive di una determinata realtà, nella delineazione di possibili interventi preventivi o correttivi, nella verifica dei risultati, ecc.

L'insieme della cosiddetta "informazione statistica", ai fini del governo dell'ambiente, può essere ben rappresentato dalla "piramide dell'informazione (Fig. 2), nozione recentemente ripresa dal World Resources Institute di New York (1995).

Alla base di essa troviamo i *dati primari* derivanti da attività di raccolta e di monitoraggio e *l'analisi dei dati* stessi. Da tale base empirica derivano gli *indicatori* che si riferiscono a una o più variabili e *indici sintetici* caratterizzati da un livello ancora più alto di aggregazione.

Gli indicatori e gli indici *semplificano* l'informazione relativa ai fenomeni complessi ("caoticamente" espressi dai dati grezzi) per *migliorare la comunicazione* (tra esperti, decisori e cittadini) e, al tempo stesso, *quantificano l'informazione* affinché il suo significato si riveli in modo più evidente.

È certamente auspicabile che questi strumenti informativi rispondano a requisiti di *coerenza, omogeneità e diffusività territoriale*, certamente a livello nazionale, ma anche a livello internazionale, per l'ovvio bisogno di comparabilità delle analisi e delle valutazioni di situazioni e dei risultati di certe iniziative, soprattutto per ciò che attiene agli indici aggregati.

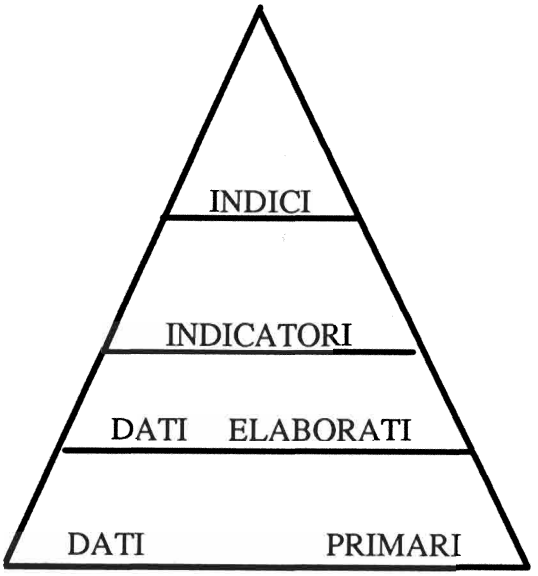


Fig. 2 – Piramide dell'informazione

Si può citare tra le tipologie di indicatori e di statistiche ambientali necessarie:

- *indicatori di stato,*
- *indicatori di tendenza delle risorse naturali,*
- *indicatori di fattori di pressione delle attività antropiche,*
- *indicatori di efficacia e di efficienza delle politiche.*

Sulla base delle considerazioni sopra svolte, risulta del tutto ragionevole che da più parti si ponga enfasi *sull'informazione come elemento-chiave per il perseguimento dello "sviluppo sostenibile"*, obiettivo globale di salvaguardia dell'ambiente, nel cui concetto sono peraltro evidenti i nessi tra le politiche ambientali in senso stretto e le altre politiche. Non è un caso, perciò, che i temi dell'informazione ricorrano continuamente e a tutti i livelli laddove vengono trattati i presupposti e gli strumenti delle politiche di tutela dell'ambiente.

In primo luogo, va segnalato un riscontro a livello di *organismi internazionali.*

Come è noto la consapevolezza della complessità, della non riducibilità, della variabilità nel tempo e nello spazio, dell'incertezza e, soprattutto, del carattere spesso globale delle problematiche ambientali, ha spinto la comunità internazionale, attraverso le sue organizzazioni, a elaborare e a proporre principî-guida generali capaci di ispirare e orientare le politiche dei singoli Stati, affinché essi siano messi nelle condizioni di contribuire in modo organico e non contraddittorio al comune fine della tutela dell'insieme degli ecosistemi, attraverso l'utilizzazione di strumenti normativi diversificati sia di tipo vincolante (in misura limitata) sia di mero indirizzo e di raccomandazione (*soft law*).

In particolare, la Conferenza di Rio de Janeiro (giugno 1992) è stata organizzata con l'obiettivo di elaborare un programma di iniziative che coinvolgesse tutti i popoli della terra per orientarli verso politiche di sviluppo sostenibile, di mettere a punto anche strumenti operativi, in termini finanziari e tecnologici, di far assumere precisi impegni ai paesi più ricchi.

Per quanto concerne questa dimensione politico-diplomatica, non si può dire che la conferenza abbia riscosso grandi successi, almeno considerando i risultati fino ad oggi conseguiti.

Molto più significativi, invece, i risultati in termini di identificazione e qualificazione dei problemi, di individuazione delle soluzioni e di diffusione dei temi portanti di una nuova cultura ambientale.

Il riferimento è, in primo luogo, l'Agenda 21 (si veda Centre For Our Common Future, 1993, edizione semplificata), che individua una *dimensione sociale ed economica* delle questioni ambientali, propone un programma ambientale per la *conservazione e la gestione delle risorse al fine dello sviluppo*, individua gli specifici ruoli di una serie di *gruppi sociali*, con i quali i governi dovranno rafforzare la collaborazione, ai fini dello sviluppo sostenibile, e, infine, passa in rassegna i possibili *strumenti di esecuzione del programma* – dagli strumenti finanziari a quelli scientifici e tecnologici, *dal potenziamento delle iniziative formative e informative di massa* alla predisposizione e alla ottimale utilizzazione di specifici strumenti istituzionali e normativi.

Il ruolo "strategico" delle tematiche informative (e in particolare dell'informazione statistica) emerge chiaramente nella sintesi delle principali esigenze poste dall'Agenda 21 svolta in un documento della Commissione per l'ambiente globale del nostro Ministero dell'ambiente: "l'integrazione delle considerazioni ambientali in tutte le strutture dei governi centrali e in tutti i livelli di governo per assicurare coerenza tra le politiche settoriali; un sistema di pianificazione, di controllo e gestione per sostenere tale integrazione; l'incoraggiamento della partecipazione pubblica e dei soggetti coinvolti, che richiede una piena possibilità di accesso alle informazioni" (Ministero dell'ambiente, 1993-a).

Nello stesso documento sono poi evidenziate le azioni più importanti ai fini dell'attuazione in Italia dell'Agenda 21, e i temi oggetto di questo Convegno riguardano gran parte di esse. In particolare, si richiede esplicitamente di "mettere a punto indicatori di sostenibilità ambientale e un sistema nazionale di contabilità ambientale (per superare l'incapacità del PIL di rappresentare un'esauriente misura del benessere 'sostenibile' attraverso la contabilizzazione di aggregati finora non rilevati, tra cui spiccano le valutazioni del deprezzamento qualitativo e quantitativo del patrimonio naturale e gli effetti esterni ad esso connessi)" ("Premessa", par. 7, lettera g)).

È evidente che l'informazione statistica ambientale che viene sollecitata non si limita alle statistiche ambientali *strictu sensu,* relative al solo "ambiente fisico", ma si estende a tutte quelle informazioni statistiche di tipo demografico, sociale ed economico che hanno pertinenza ambientale.

A livello di Unione Europea, possiamo trovare specifiche conferme e indicazioni nel V Programma di azione ambientale adottato dal Consiglio nel febbraio 1993. Il paragrafo 7.1 è significativamente intitolato "Migliori dati sull'ambiente" e muove dalla considerazione che la tutela dell'ambiente – a partire dalla concezione delle politiche fino al loro varo e all'applicazione di misure concrete – potrà essere adeguata solo se basata su informazioni "quantitativamente e qualitativamente valide" (Unione Europea, 1993). Nello stesso paragrafo sono sintetizzate le principali lacune e incongruenze delle informazioni ambientali disponibili a livello comunitario e degli Stati membri.

In primo luogo vengono evidenziate la *carenza* di dati, statistiche, indicatori di base e di altre informazioni quantitative e qualitative – utili sia per la valutazione dello stato dell'ambiente e delle sue tendenze evolutive sia per determinare le politiche pubbliche e gli investimenti finanziari – e la *quasi totale assenza* di dati precisi sugli interventi e sull'influenza dell'uomo sull'ambiente.

Per i dati disponibili, sia a livello nazionale che regionale o comunitario, peraltro, viene riscontrata la *difficoltà di comparazione* imputabile alla disparità delle nomenclature, dei criteri, delle metodologie e delle interpretazioni, a sua volta riconducibile alla frammentazione dei soggetti che li raccolgono e li analizzano.

Inoltre viene sottolineata la *difficile fruibilità* delle informazioni disponibili da parte dei potenziali destinatari (amministrazioni pubbliche, aziende e collettività) perché esse spesso non sono né elaborate né presentate in forma utile e rispondente al grado di precisione o di semplificazione adeguato alle diverse tipologie di utenza.

A fronte di tale situazione il programma stabilisce che "si accordi la massima priorità" a iniziative volte a:

- *colmare* le attuali lacune *e migliorare* la concordanza, comparabilità e trasparenza dei dati di base relativi all'ambiente,
- *uniformare* sotto il profilo scientifico e tecnico la raccolta, il raffronto e l'interpretazione delle informazioni,
- *sfruttare e consolidare le esperienze e le capacità del sistema statistico europeo* di fornire regolarmente dati attinenti all'ambiente, che possano essere comparati e correlati ai dati statistici ufficiali tradizionalmente utilizzati per i settori economico e sociale;
- *aumentare la frequenza e migliorare la qualità* delle relazioni sullo stato dell'ambiente elaborate a livello locale, regionale, nazionale e comunitario.

Per il perseguimento di tali finalità è sottolineato il ruolo dell'Agenzia europea dell'ambiente e della rete europea di informazione e osservazione sull'ambiente, che dovranno contribuire alla descrizione accurata "della qualità e della sensibilità dell'ambiente e delle pressioni che gravano su di esso".

Sul piano nazionale, il *Programma triennale per la tutela dell'ambiente – PTTA* – (Ministero dell'ambiente, 1993-b) delinea accuratamente sia gli obiettivi sia gli interventi, enfatizzando gli aspetti conoscitivi e informativi.

In particolare viene sottolineata l'esigenza de "l'approfondimento delle conoscenze (...) su problemi di particolare rilevanza sul territorio, nonché sulle interrelazioni fra economia e ambiente", il monitoraggio delle componenti ambientali e la gestione dei dati rilevati, la promozione e lo sviluppo di capacità di coordinamento e di integrazione delle iniziative di pianificazione ambientale e territoriale, la promozione e lo sviluppo di attività informative sui temi ambientali.

Gli interventi previsti a tali fini includono, fra l'altro:

- ricerche, studi e indagini per lo sviluppo e la messa a punto *della contabilità ambientale* e di *strumenti economici* incentivanti forme di crescita "eco-compatibile";
- implementazione di *reti di monitoraggio*, realizzazione dei *poli periferici* e di *centri tematici* a carattere nazionale e regionale e sviluppo del *modulo centrale del SINA*;
- realizzazione di un *centro nazionale di documentazione, di informazione e divulgazione ambientale* che consenta ai cittadini l'accesso ai dati e alla documentazione.

Analogamente al V programma d'azione europeo, viene sottolineato il ruolo che in queste attività può giocare la neoistituita ANPA. Infatti, nel paragrafo 2.1.6, il PTTA stabilisce che gli interventi previsti per l'area nazionale "sono di riferimento per le attività dell'Agenzia Nazionale per la Protezione dell'Ambiente (ANPA)" (*ivi*, p. 11) e nel paragrafo 2.2.6 evidenzia anche il ruolo dell'Agenzia nella realizzazione

delle reti di monitoraggio, dei poli periferici e dei centri tematici e nello sviluppo del SINA (*ivi*, p. 21).

2. Il ruolo delle Agenzie per l'ambiente

Con il crescere dell'importanza delle tematiche ambientali nell'ambito delle politiche pubbliche, la maggior parte dei paesi industrializzati ha sentito l'esigenza di dotarsi di strutture tecniche dedicate (alla tutela dell'ambiente). Fra gli altri, si segnalano gli Stati Uniti, dove l'EPA è stata istituita nel 1970, il Giappone e la Germania, dove le Agenzie ambientali sono state istituite nello stesso decennio (per un'analisi comparativa di alcune esperienze estere si veda il libro di Croci, Frey e Molocchi, 1994).

Oltre che a livello di singole nazioni, tale esigenza è stata sentita anche in ambiti sovranazionali: in seno all'Unione Europea, ad esempio, già agli inizi di questo decennio, fu costituita una *Task Force*, anticipatrice dell'Agenzia Europea, diventata operativa nel 1994 con una propria sede a Copenaghen.

Sebbene le configurazioni degli organismi operanti nei diversi ambiti, nazionali e sovranazionali, risultino differenziate, anche in ragione del contesto istituzionale in cui esse operano, è possibile individuare alcuni *elementi base caratterizzanti la "missione tipo" di "Agenzia per l'ambiente"*.

In linea generale, tale struttura è chiamata a svolgere un ruolo tecnico di supporto all'attuazione delle politiche, attraverso lo svolgimento delle attività tecnico-scientifiche connesse all'espletamento delle seguenti cinque principali funzioni di governo dell'ambiente:

1. *gestione dell'informazione;*
2. *coordinamento dei controlli;*
3. *promozione della ricerca di base e applicata e di tecnologie ecocompatibili;*
4. *supporto alla pubblica amministrazione;*
5. *formazione.*

Nel far ciò le Agenzie devono essere in grado di esercitare, promuovere o coordinare attività di eccellenza a carattere tecnico-scientifico per garantire la miglior formulazione e gestione degli interventi a livello nazionale. Ma soprattutto devono far sì che tali interventi siano compresi in un piano organico di cui devono saper *valutare, preventivamente* ed *ex post,* l'*efficacia*.

Alla luce delle acquisizioni della odierna cultura ambientale e, come già accennato, degli orientamenti espressi nelle sedi decisionali internazionali (e, per quanto ci riguarda più da vicino, in sede comunitaria), ciascun intervento dovrà essere concepito con l'assunzione dell'idea guida del *perseguimento dello sviluppo sostenibile*, ponendo cioè adeguata attenzione agli effetti di lungo periodo per le generazioni future, considerando non solo i problemi ambientali locali o regionali ma anche quelli a larga scala e globali, e comprendendo la reciproca, stretta dipendenza tra qualità dell'ambiente e sviluppo sociale ed economico.

Tutto ciò costituisce un vero e proprio presupposto culturale, un orizzonte paradigmatico, che deve improntare di sé e caratterizzare profondamente le attività operative proprie di un'Agenzia per l'ambiente.

In quest'ottica, le Agenzie devono mirare a favorire l'affermazione di quello che è stato già definito come approccio "negoziale e partecipativo", in grado di trasformare le preoccupazioni ambientali da vincoli in opportunità positive per innovare le tecnologie impiegate, per aumentare la competitività e modificare *consumi*, com-

portamenti e stili di vita (oltre ai documenti di organizzazioni internazionali già citati, sulle nuove strategie ambientali si segnala, fra gli altri, il lavoro di Gerelli, 1995, in particolare il Cap. III, pp. 99-135, in cui sono trattati i temi dell'integrazione delle politiche, l'internalizzazione dei costi ambientali, gli accordi volontari, ecc.).

In tema di nuova base tecnologica, condizione basilare ai fini del perseguimento della compatibilità ambientale dello sviluppo, un'Agenzia per l'ambiente avrebbe compiti di stimolo e di promozione della *ricerca di nuove tecnologie* e di *prodotti ecocompatibili* e della loro *diffusione* presso gli operatori.

In questa direzione, peraltro, sono indirizzati i nuovi strumenti volontari, formulati in sede comunitaria, Ecolabel ed Ecogestione (in quest'ultimo soprattutto viene enfatizzato il ruolo dell'informazione, v. Caracciolo, Belvisi 1994).

Per operare nella direzione sopra indicata, le Agenzie devono essere in grado di rispondere ad alcune esigenze fondamentali.

In primo luogo, a quelle *conoscitive*, sia attraverso attività espletate in modo diretto, sia per mezzo di azioni *di promozione*: lo studio dei fenomeni di mutamento ambientale, delle fonti prossime e delle *driving forces* dei mutamenti stessi, tenendo conto che l'ambiente è essenzialmente *una rete di relazioni*. Ciò comporta quindi, oltre all'*analisi dello stato attuale,* anche l'individuazione delle possibili *linee evolutive*.

Connessa a tali attività, elemento comune a tutte le Agenzie, è la *gestione dell'informazione ambientale*, sia quella di *carattere scientifico e statistico,* sia quella di tipo *divulgativo*, sia, infine, quella di *sensibilizzazione,* per favorire, come su ricordato, l'affermarsi di modelli comportamentali ecocompatibili.

Il "successo sociale" di tali nuovi modelli è comunque condizionato anche alle capacità di elaborazione e di sviluppo di una organica *cultura dell'ambiente* (della cui esigenza si è avuta occasione di parlare diffusamente quasi un decennio fa, in Caracciolo e Maggi, 1987).

Per quel che concerne in maniera specifica la gestione dell'informazione ambientale, si ricorda che, almeno per quanto riguarda il contesto comunitario, sulla base delle principali *emergenze* riscontrate, le Agenzie in via prioritaria dovrebbero contribuire a:

- *colmare* le attuali lacune *e migliorare la concordanza, comparabilità e trasparenza* dei dati di base relativi all'ambiente;
- *uniformare* sotto il profilo scientifico e tecnico la raccolta, il raffronto e l'interpretazione delle informazioni;
- *rendere compatibili i dati ambientali e i dati statistici ufficiali,* tradizionalmente utilizzati per i settori economico e sociale.

In tal senso si ricorda che il mandato principale assegnato dal Consiglio U.E. all'Agenzia Europea è "produrre informazioni oggettive, affidabili e confrontabili al fine dello sviluppo e dell'attuazione delle politiche ambientali dell'Unione Europea".

Dalla rilevanza e dalla vastità dei compiti sin qui sommariamente indicati, consegue, evidentemente, la necessità che tali organismi siano caratterizzati da una *elevata qualificazione tecnico-scientifica* e da *capacità di analisi integrate* di sistemi fisici e socio-tecnici complessi (si intende far riferimento, quindi, non solo a competenze tecniche in senso stretto ma anche agli aspetti sociali, economici, etici e politici delle questioni ambientali, considerati in misura crescente nelle Agenzie ambientali di tutto il mondo). Da qui la forte connotazione delle Agenzie come strutture a *carattere* prevalentemente *tecnico-scientifico*, che postula una forte presenza "professionale" e una *consistente autonomia* nella valutazione e nell'impostazione degli studi e delle verifiche.

Tale carattere costituisce, infatti, una garanzia per il corretto adempimento delle funzioni analitiche, interpretative, valutative e propositive a cui si è accennato, non certo con l'intenzione di surrogare le responsabilità e le prerogative dei livelli prettamente politici e ministeriali, ma di contribuire ad adottare una moderna concezione dei rapporti tra conoscenza della realtà, ipotesi di intervento e processi decisionali.

L'autonomia dagli organi politico-decisionali (a garanzia dell'effettiva imparzialità nelle valutazioni di carattere tecnico) e l'autorevolezza tecnico-scientifica, basata sia sulle disponibilità interne sia sul collegamento con un'efficace *rete di strutture di eccellenza* (vedi organizzazione dell'Agenzia Europea), costituiscono anche il fondamento della *credibilità* di un'Agenzia presso l'opinione pubblica, requisito indispensabile per l'espletamento dei propri compiti.

D'altra parte, che vi sia la necessità di coniugare crescita dell'informazione in campo ambientale con la credibilità delle fonti, quali quelle di una struttura con le caratteristiche sopra accennate, è riconosciuto anche dalle imprese.

In particolare, a tal proposito, si cita l'esperienza condotta dalla Federchimica (Federchimica, 1995). Si tratta di un lavoro di ricerca condotto da tale Associazione, in collaborazione con Astra e Demoskopea, per conoscere il parere degli italiani sulle imprese chimiche. Tra i risultati più interessanti, anche se a conferma di opinioni diffuse, si desidera sottolinearne alcuni (v. Tabelle 1 e 2).

Sembra innanzitutto interessante che la trasparenza sia riconosciuta dalle imprese come una forma di investimento. Si afferma, infatti, che la minore visibilità o la sottocomunicazione se a volte può dare vantaggi a breve termine, sul lungo periodo si traduce inesorabilmente in conflitti sociali e delegittimazione.

Altrettanto interessante è riscontrare che le principali fonti di informazioni del pubblico siano i mezzi di comunicazione di massa (TG e GR per oltre il 66% degli intervistati); mentre scienziati ed esperti rappresentano le fonti più credibili (per circa il 67% del campione), ma poco disponibili (solo il 7% del campione riceve le informazione per loro tramite). Le autorità pubbliche rappresentano fonte di informazione solo per una porzione ancora più esigua del campione (2,5%) e per giunta sono percepite come scarsamente credibili (solo il 22% del campione le ritiene affidabili).

Tab. 1 – Da quali fonti Lei personalmente riceve informazioni sulla chimica? – Fonti di informazioni per i cittadini (da: Federchimica, 1995)

FONTI	%	N*
"I telegiornali, i giornali radio"	66.9	30.500.000
"I giornali quotidiani"	41.0	18.700.000
"Alcuni documentari e rubriche televisive e radiofoniche"	32.3	14.700.000
"Riviste / periodici"	31.7	14.500.000
"Familiari, amici e conoscenti"	25.0	11.400.000
"La pubblicità"	19.2	8.800.000
"Gli ecologisti, i verdi"	19.2	8.800.000
"Gli insegnanti, la scuola"	13.5	6.200.000
"Chi lavora nell'industria chimica"	11.3	5.200.000
"Le Associazioni di difesa del consumatore"	9.6	4.400.000
"Scienziati ed esperti"	7.1	3.200.000
"La conoscenza, l'esperienza diretta di imprese chimiche"	5.2	2.400.000
"I partiti politici, i sindacati"	3.2	1.500.000
"La Confindustria, le Associazioni Industriali"	2.8	1.300.000
"Le Autorità Pubbliche"	2.5	1.100.000
"Le piccole imprese chimiche"	1.7	(800.000)
"Le grandi imprese chimiche"	1.5	(700.000)
"Le imprese chimiche italiane"	1.3	(600.000)
"Le imprese chimiche straniere"	0.9	(400.000)
"Da nessuna"	8.9	4.000.000

Tab. 2 – "Rilegga ora lo stesso elenco. Per ciascuna fonte di informazione mi dica se la considera affidabile/credibile oppure no, anche se non la usa personalmente" – Fonti credibili (da: Federchimica, 1995)

FONTI	SI	NO	NON SA
"Scienziati ed esperti"	66.7	13.8	19.5
"Alcuni documentari e rubriche televisive e radiofoniche"	60.7	18.1	21.2
"Le Associazioni di difesa del consumatore"	57.5	18.1	24.3
"Gli ecologisti, i verdi"	54.9	22.7	22.4
"I telegiornali, i giornali radio"	52.8	26.3	20.8
"Chi lavora nell'industria chimica"	51.6	26.1	22.3
"Gli insegnanti, la scuola"	50.1	23.8	26.1
"La conoscenza, l'esperienza diretta di imprese chimiche"	48.8	23.9	27.3
"I giornali quotidiani"	47.8	27.3	24.9
"Riviste / periodici"	47.3	25.7	27.0
"Familiari, amici e conoscenti"	45.3	32.8	21.9
"Le Autorità Pubbliche"	21.8	49.8	28.4
"La Confindustria, le Associazioni Industriali"	18.6	51.1	30.4
"Le piccole imprese chimiche"	16.3	53.4	30.3
"Le imprese chimiche italiane"	16.0	53.2	30.8
"Le grandi imprese chimiche"	15.6	54.6	29.8
"Le imprese chimiche straniere"	15.0	50.2	34.9
"La pubblicità"	13.6	63.6	22.9
"I partiti politici, i sindacati"	10.0	64.7	25.4

3. L'ANPA

L'insieme degli elementi sopra analizzati, caratterizzanti la missione di Agenzia per l'ambiente, trova piena rispondenza nella lettera e nello "spirito" della legge istitutiva dell'ANPA (una sintetica esposizione critica dei contenuti della legge n. 61/94 si trova anche in Caracciolo, 1994).

Il lento e faticoso processo di costituzione in Italia di un adeguato sistema di governo dell'ambiente, in particolare a valle di quella fase di riforma istituzionale iniziata nel 1986 con l'istituzione di un Dicastero dedicato alle questioni ambientali e, successivamente, dell'iniziativa referendaria volta ad abrogare la legislazione esistente in materia di controlli e prevenzione ambientale, ha portato nel 1994 alla emanazione della legge n. 61/94.

Tale legge pone le basi per la creazione di un vero e proprio sistema organico di strutture tecnico-operative, attraverso la istituzione diretta dell'Agenzia Nazionale per la Protezione dell'Ambiente e il mandato alle Regioni e alle Province autonome per l'istituzione di analoghe strutture a livello periferico.

In tale modo si voleva fornire un concreto supporto all'attuazione delle politiche ambientali predisposte dal Ministero dell'ambiente (il problema dell'"enforcement"), attraverso:

- *la razionalizzazione* dell'attuale assetto delle strutture tecnico-scientifiche di supporto alla pubblica amministrazione, che risultava eccessivamente incoerente e frammentato (efficacia ed efficienza del sistema delle strutture esperte);
- *la organizzazione* di un sistema di supporto tecnico-operativo, articolato in centro e periferia, che consentisse il necessario equilibrio tra decentramento regionale della gestione ambientale (in particolare dei controlli) e integrazione e armonizzazione nazionale delle politiche.

Nelle Figure 3 e 4 sono proposti schematicamente i principali mutamenti introdotti dalla legge n. 61/94 nel preesistente sistema di relazioni tra organismi e istituzioni operanti in campo ambientale.

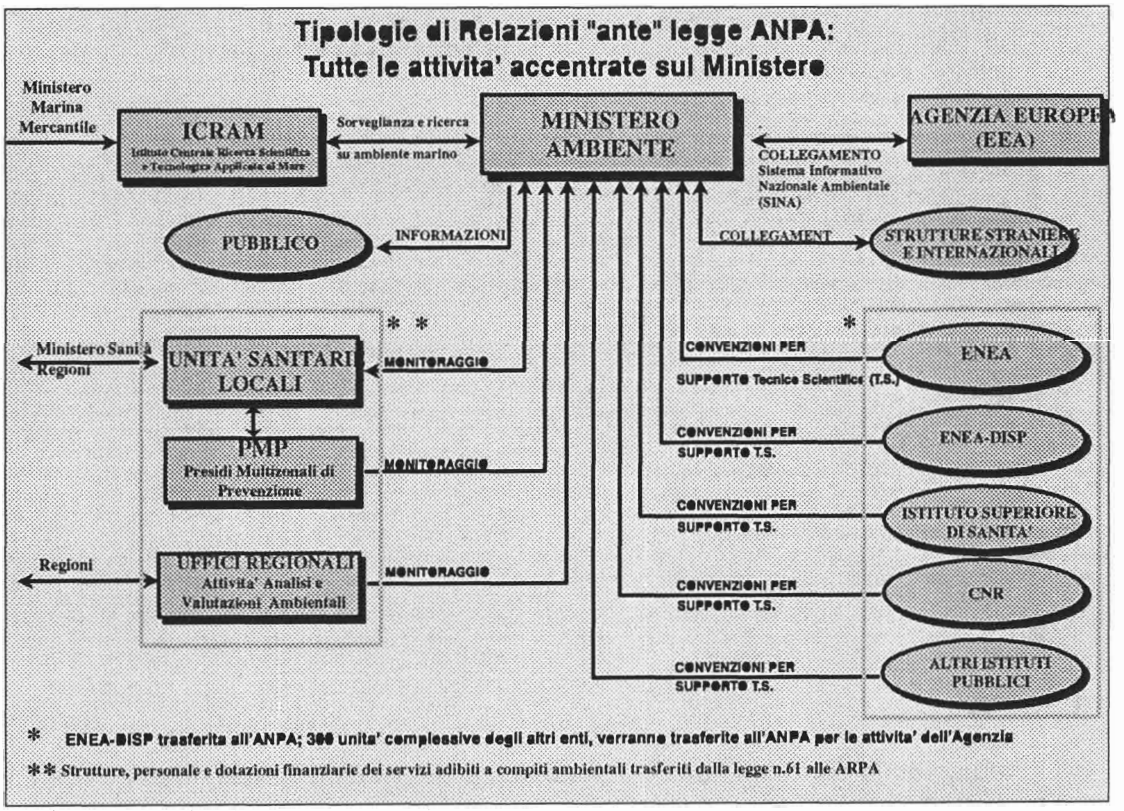


Fig. 3 – Sistema di relazioni tra organismi e istituzioni operanti in campo ambientale - *ante* legge ANPA

Con l'istituzione dell'ANPA viene anche conseguito l'adeguamento del sistema istituzionale italiano preposto alla gestione delle politiche ambientali al contesto di riferimento internazionale.

Come già anticipato, infatti, la maggior parte dei Paesi industrializzati avevano già creato agenzie ambientali a partire dagli anni '70. L'Italia era rimasto l'unico grande Paese industrializzato privo di un organo tecnico di supporto alla gestione delle politiche ambientali, dotato di elevate competenze specialistiche e di autonomia operativa.

Negli altri Paesi l'istituzione di agenzie ambientali era stata determinata da un lato dalla crescente sensibilità attribuita alle problematiche ambientali dall'opinione pubblica (anche attraverso i movimenti ambientalisti), dall'altro dagli scarsi risultati conseguiti dalle strutture esistenti, sia per mancanza di un adeguato coordinamento sia perché in alcuni casi tali strutture non erano dotate delle necessarie autorevolezza, flessibilità e rapidità.

Nel corso degli anni le agenzie ambientali hanno subito diverse fasi evolutive, corrispondenti anche a nuove tipologie di problemi, ed hanno consolidato esperienze e conoscenze, a cui l'Italia ha avuto un accesso assai limitato per l'assenza di un organo tecnico in grado di interfacciarsi con i propri equivalenti esteri.

Un approfondimento di questi temi è trattato in un documento sugli "Indirizzi per il Programma Triennale dell'Agenzia Nazionale per la Protezione dell'Ambiente" elaborato, su mandato dell'ANPA, da un Gruppo di ricerca coordinato da Marco Frey. Tale documento sarà presto reso disponibile.

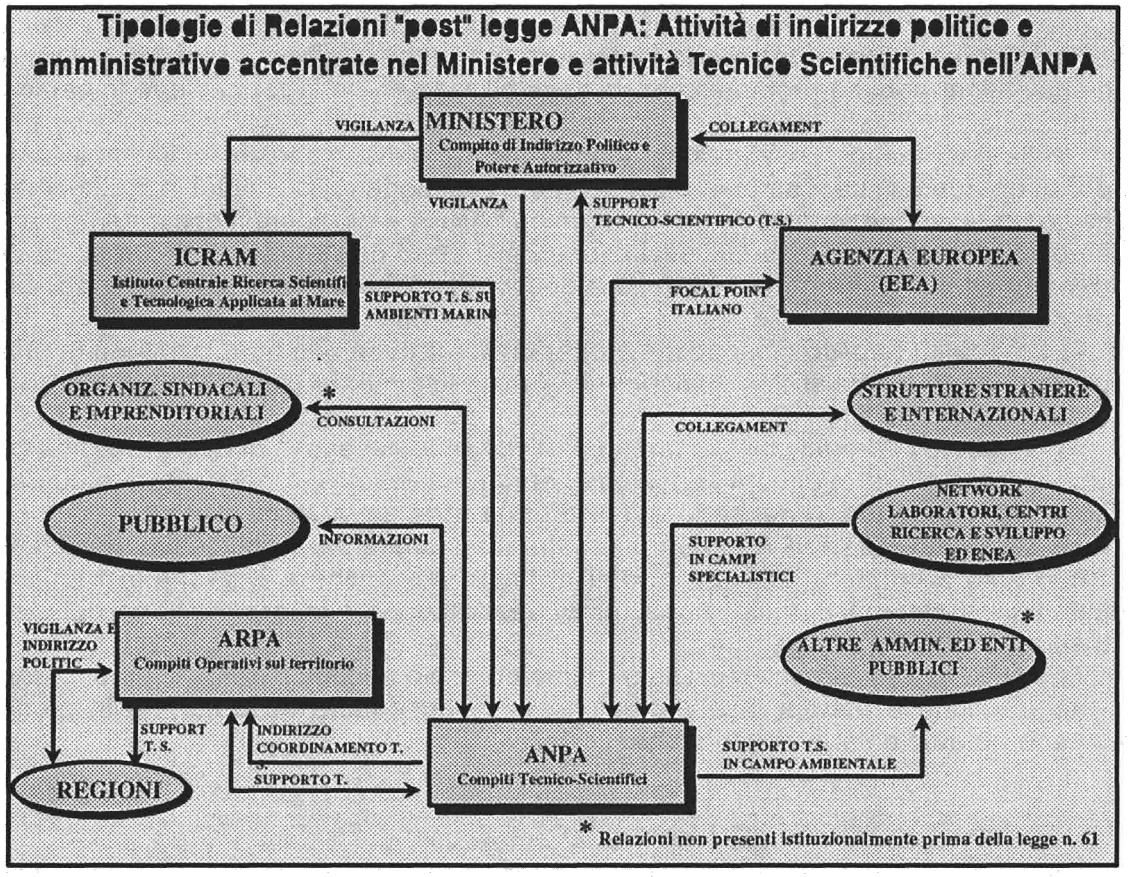


Fig. 4 – Sistema di relazioni tra organismi e istituzioni operanti in campo ambientale - *post* legge ANPA

Tornando alla legge n. 61/94, essa prescrive che l'ANPA, sul piano più generale, deve *contribuire ad attuare una politica di prevenzione*, attraverso la sistematica analisi delle problematiche, la formulazione degli obiettivi, la scelta degli strumenti e il monitoraggio delle fasi di implementazione degli interventi e dei risultati.

Per espletare tale mandato deve, tra l'altro, *garantire la disponibilità* e l'aggiornamento di *principi, criteri e metodi per le attività di monitoraggio, di controllo, di autorizzazione, di certificazione,* ecc.; contribuire a *razionalizzare la legislazione* in campo ambientale, anche attraverso una valorizzazione del contenuto tecnico-scientifico dei provvedimenti, una preliminare valutazione della sua applicabilità sul piano tecnico e la successiva verifica dell'efficacia; permettere una *partecipazione italiana più incisiva* all'elaborazione delle normative comunitarie; ottimizzare il sistema di *relazioni tra pubblica amministrazione e imprese*, anche attraverso lo sviluppo di una funzione di supporto tecnico alla P.M.I.; svolgere con autorevolezza ed efficacia, nell'ambito delle proprie competenze, la funzione di *garante tecnico-scientifico in campo ambientale.*

Per quanto concerne i compiti istituzionali più direttamente correlati con le problematiche oggetto del convegno, significativa deve risultare l'azione dell'ANPA tesa *a garantire la raccolta e la elaborazione delle informazioni sullo stato dell'ambiente e sui fattori di inquinamento e a rendere omogenea sull'intero territorio nazionale il significato di dati e analisi,* tramite opportune forme di raccordo con le

Agenzie regionali. L'ANPA deve, inoltre, contribuire al *miglioramento della qualità dell'ambiente,* anche diffondendo l'informazione, divulgando la conoscenza tecnico-scientifica, nonché promuovendo la sensibilizzazione e la formazione in campo ambientale.

Sulla base delle considerazioni sin qui svolte, sia a proposito della "missione tipo" di un'Agenzia per l'ambiente sia in merito alla legge n. 61, risulta in modo netto che un obiettivo fondamentale e prioritario dell'ANPA è garantire il costante aggiornamento delle conoscenze sull'evoluzione dello stato dell'ambiente, in un'ottica di trasparenza nei confronti dei cittadini e di cooperazione a livello sia nazionale sia internazionale.

Le modalità tecnico-scientifiche e operative, attraverso le quali conseguire tale obiettivo, sono anch'esse in qualche misura implicitamente contenute nelle considerazioni sopra svolte.

Tra queste ci preme sottolineare in particolare la necessità di operare in stretto raccordo con gli altri soggetti istituzionali e non, a livello nazionale estero e sovranazionale, che operano nel settore dell'informazione ambientale.

In tale contesto l'ANPA fornirà un contributo sempre più significativo, finalizzato non solo a colmare carenze di dati di base, ma anche e soprattutto rendere disponibili strumenti di validazione, omogeneizzazione e interpretazione dei dati stessi.

L'ANPA in altri termini si prefigge come obiettivo specifico lo sviluppo di criteri di acquisizione e metodi di elaborazione che consentano di formulare in modo efficace ed efficiente la conversione:

$$\boxed{\text{dati} \Rightarrow \text{informazioni}}$$

come presupposto indispensabile per la piena usufruibilità della base conoscitiva.

A tale scopo l'ANPA assumerà alcune iniziative prioritarie per il suo piano di attività (v. citato documento sul piano triennale dell'Agenzia). In tale contesto, particolare rilievo rivestono la definizione di un accordo con il Ministero dell'ambiente per la piena operatività del SINA e la realizzazione di una rete di soggetti nazionali competenti in materia di analisi e gestione di dati ambientali, con un'attenzione ai rapporti con l'ISTAT, soprattutto in relazione alla elaborazione statistica dei dati. In particolare, in stretto collegamento con tale Istituto, l'ANPA intende attuare un programma di identificazione e qualificazione di opportuni indicatori ambientali. Per questi aspetti, di grande aiuto risulterà l'inserimento dell'ANPA nel Sistema Statistico Nazionale (SISTAN).

Sul piano internazionale saranno avviate o intensificate le cooperazioni con organismi nazionali e sovranazionali operanti nel settore della salvaguardia ambientale, *in primis* con l'Agenzia europea dell'ambiente e con Eurostat, anche al fine di ottimizzare il raccordo tra questi soggetti e altre strutture operanti in Italia.

Per quanto riguarda, infine, la funzione di diffusione, è allo studio l'individuazione delle tipologie, della periodicità, dei canali (compreso Internet) e della forma di presentazione delle informazioni ambientali al pubblico, ai soggetti istituzionali e agli operatori economici. In quest'ultimo caso, l'ANPA pone grande importanza nell'accordo con Unioncamere, anche per l'integrazione con i dati ambientali riguardanti il sistema delle imprese, la cui raccolta e informatizzazione spetta alle CCIAA e la definizione di piani di comunicazione per favorire la diffusione dei sistemi comunitari di ecolabel ed ecogestione e audit.

Da quanto sin qui esposto, emerge in tutta evidenza come manifestazioni come questa, cui l'ANPA ha dato con grande interesse il proprio patrocinio, debbano essere ritenute di grande importanza per l'impostazione e la verifica di programmi di sviluppo su temi fondamentali per l'implementazione delle politiche ambientali nazionali.

In tal senso ritengo che in questi due giorni di convegno potremo ricevere significativi suggerimenti e avviare fattive collaborazioni, al fine dell'attuazione dei piani operativi dell'Agenzia.

Riferimenti bibliografici

F. BEATO, *La progettazione di istituzioni per la salvaguardia dell'ambiente: il dilemma tra efficacia e partecipazione pubblica,* in L. Pellizzoni e D. Ungaro (a cura di), *Decidere l'ambiente. Opzioni tecnologiche e gestione delle risorse naturali,* Milano, F. Angeli, 1994.

R. CARACCIOLO, "Un'agenzia per l'ambiente" in *Sapere,* a. 60, n. 4, aprile 1994.

R. CARACCIOLO, M. BELVISI, "L'oggetto misterioso dell'Audit", in *Ambiente,* anno VI, maggio 1994.

R. CARACCIOLO, M. MAGGI, "La questione ambientale", in *Sapere,* a. 53, n. 6, giugno 1987.

CENTRE OUR COMMON FUTURE, *Agenda 21,* Edizione semplificata, Ginevra, 1993.

E. CROCI, M. FREY, A. MOLOCCHI, *Agenzie e governo dell'ambiente,* Milano, F. Angeli, 1994.

FEDERCHIMICA, "Gli italiani e la chimica", febbraio 1995.

M. FREY, *Ipotesi di programmazione delle attività tecnico-scientifiche dell'ANPA,* Rapporto finale del gruppo di ricerca coordinato da M. Frey su incarico dell'ANPA, Bozza, 1995.

E. GERELLI, *Società post-industriale e ambiente,* Roma-Bari, Laterza, 1995

R. LEWANSKY, *Il difficile avvio di una politica ambientale in Italia,* in B. Dente e P. Ranci (a cura di), *Industria e ambiente,* Bologna, Il Mulino, 1992.

Y. MENY, J.-C. THOENIG, *Le politiche pubbliche* (ed. orig. *Politiques publiques,* Paris, Presses Universitaire de France, 1989), trad. it. Bologna, Il Mulino, 1991.

MINISTERO DELL'AMBIENTE, *Piano nazionale per lo sviluppo sostenibile in attuazione dell'Agenda 21,* approvato dal CIPE nella seduta del 28 dicembre 1993, Roma, 1993-a.

MINISTERO DELL'AMBIENTE, *Programma triennale per la tutela ambientale,* Roma, dicembre 1993-b.

UNIONE EUROPEA, *V Programma di azione ambientale,* G.U. delle Comunità europee, n. C 138 del 15-5-1993.

WORLD RESOURCES INSTITUTE, *Environmental Indicators: A Systematic Approach to Measuring and Reporting on Environmental Policy Performance in the Context of Sustainable Development,* New York, World Resources Institute, 1995.

TOWARDS A NEW WAY OF REPORTING

Keimpe Wieringa

Agenzia Europea per l'Ambiente

1. European Environment Agency

The main task of the European Environment Agency (EEA) is to provide the European Union and the Member States with objective, reliable and comparable information necessary for framing and implementing sound and effective environmental policies. To that end existing information has to be collected and prepared in such a way that it is easy to use in establishing measures of any kind, including the planning and development of environmental infrastructures and equipment.

The goals of the EEA include playing an efficient role in the process of development and implementation of [European] environmental policy. This goal can be reached by reporting on the present and foreseeable status of the environment, as mandated by EC Regulation 1210/90. The EEA has to enable those institutions responsible for developing and implementing policy for environmental management to have access to the best available information concerning status and trends and to assist these institutions in finding a balance between social, economic, and ecological ambitions [in Europe]. This balance must ultimately lead towards an environmentally sound and sustainable development.

Integrated Environmental Assessment (IEA) is considered by the Agency to be the basic tool to aid in the process of developing and understanding the driving forces, pressures and states of the environment, and in determining the impact on the environment of policy measures, and their direct and indirect costs.

This paper addresses the Agency' s views on the reporting function, the role of the time factor in the environment (and policy making) and, finally, discuss the possibilities and limitations of indicators. At the presentation of this paper examples shall be used from a report recently published by the Agency: *Environment in the European Union – 1995, Report for the Review of the Fifth Environmental Action Programme.*

2. Reporting on the Environment as Feedback for Management

The policy life cycle of environmental problems

As stated in the introduction, the Agency is in particular interested in improving the efficiency of reporting on the environment. The focus should be on supporting the policy process. This process can be summarised as – the well-known- 'policy life cycle' of a problem describing the shifting focus of attention as the response to

an environmental problem evolves. The policy life cycle starts with problem identification (awareness), followed by the formulation of a policy response, its implementation, and, eventually, arrives at a stable control situation – or a fresh start, identifying new aspects of the problem (see *Figure 1*).

POLICY STAGE	ENVIRONMENTAL REPORTS
1. Awareness	Scenarios Early warning
2. Policy formulation	SoE reports Outlooks/Policy options Cost-benefit analysis
3. Implementation	-
4. Control	Monitoring Progress reports Green accounting

Fig. 1 – Relation between policy stages and scope of environmental reporting

Key statement of this paper is that each policy stage requires its own environmental reports. The objectives of these reports should focus alternately on monitoring (and evaluation of current policies) and forecasting (support policy planning).

Time

The time factor obviously plays a part in the development of environmental problems and of pro-active policy making. Three time-lags can be distinguished.

1. *Chemical time-lag.* A continuous loading in time influences the storage capacity of reservoirs. Once such storage capacity has been exceeded, the environmental problem becomes manifest (often referred to as the 'time-bomb' effect). It can also take a long time before the original situation is recovered, once actions are undertaken. Some striking examples of environmental problems that show a rather 'irreversible' character (or a long recovering time) are climate change, ozone depletion, (persistent) chemicals in the environment and loss of habitats. In relation to reservoirs, 'time' also means that despite the reduction of environmental pressures, this process might not suffice. The total stress remains too high because the pressure is still exceeding critical levels and is well above the carrying capacity of ecosystems. For improving the quality of nature, further improvement of environmental conditions and land management are crucial.

2. *Biological time-lag.* There is a time delay between the chemical (or physical) exposure and the effect, i.e., the frequency of human diseases such as cancer. A typical example is the time-delay between the exposure of UV-B radiation (due to ozone depletion) and the increased prevalence of skin cancer decades later.

3. *Societal time-lag.* Apart from the time it takes for raising public awareness and development of policy strategies, the regulation period also needs time. Directi-

ves that have not yet been approved will take at least 4-5 years to come into effect and, where derogations are offered to specific Member States or sectors, may not be fully implemented for a further 10 years. This implementation period also depends on the speed of 'fleet turnover' (*e.g.*, it will take 10-15 years to fully implement the new catalytic converter in all passenger cars). This fleet turnover is even longer in some other sectors (*e.g.*, power plants, transport infrastructure, housing).

Therefore, a diagnosis of only the current state of the environment is inadequate. Early warning information systems, monitoring of environmental progress and environmental outlooks are crucial for supporting the policy process and providing sufficient feedbacks for policy-makers and society on the environmental effects of their present and intended actions.

Feedback

Feedback is necessary for the survival for each cybernetic system or management system, whether it be an organism, a company or a nation. Feedback consists of three basic elements.

1. Timely and sufficient knowledge on the current situation

This refers to understanding of the cause-effect relationships of the environmental system (and identifying the remaining scientific uncertainaties). Information is needed on the sectors which generate emissions and waste, as well as other forms of environmental pressures (*e.g.*, disturbance, habitat destruction), which form the input into the environmental system. Chemical substances released by a complex of different sources are dispersed through the air, water and soil compartments, possibly undergoing transformation. Subsequently the 'environmental quality' is described by the resulting concentrations in the compartments and by the anticipated damage to public health, ecosystems or economic functions. Most of the 'traditional' state-of-the-environment reports are focused on these relationships.

2. Verifiable targets

Based on a knowledge of these cause-effect relationships and objectives set for public health and continuity of eco-systems and economic functions, the set of quality targets is chosen in a dialogue between science and policy-makers. These targets can be chosen as absolute constraints or in a trade-off between economic development and associated risk and effects to health and ecosystem. Once these targets are chosen by the policy-makers and implemented in environmental policy plans, progress and performance of policies can be monitored using the 'distance-to-target' method. The difference between the desired and the actual (or foreseeable) value steers the feedback process. Assessments might be reported in for example Progress Reports.

3. Possibilities for correction

Key question for the 'distance-to-target' assessment is whether the anticipated socio-economic activity and the proposed environmental measures result in an environmental quality and ecosystem which meets the policy targets. If this is not so, policies can be adjusted by including other or additional abatement measures, resulting in additional costs for the respective sectors. To optimise these policies, decision support systems (DSS) are an essential tool for this process.

3. Requirements

For a successful assessment and reporting strategy the following requirements are needed.

- General framework with a description of the environmental system and the relations between the sub-systems (*e.g.*, population, production/consumption, resources, environmental compartments, ecosystems), which have to reviewed and improved on a permanent basis considering the state of knowledge
- User dialogue between data producers, experts and users for the each specific policy process (not only to discuss the objectives and the scope, but also to communicate the scientific uncertainties)
- Based on this framework and this user dialogue, a selection of indicators for environmental reporting (and data collection)
- Building consensus on models, scenarios and indicators in order to separate scientific uncertainties from the policy debate

Apart from these general requirements information is needed on:

- the state of the environment (i.e. driving forces, pressures, state, impact, and health and ecosystem standards), its mutual dependencies (to identify knock-on effects and multi stress impacts) and its diversity and distribution;
- past and future environmental trends in order to identify time-delays in the environment and ecosystem;
- current policies (state of action and policy targets);
- potential abatement measures and policy instruments (environmental impacts and costs of implementation).

Due to the scope of the meeting the indicator issue shall be further elaborated.

4. Indicators

The interest in indicators – and the meetings organised and reports published on this topic – is increasing. The use of indicators is well established in other areas than the environment, *e.g.*, as they are used in the economy (see, for example, *The Economist* with their economic and financial indicators, but also the criteria discussion on the entry of the EU's Economic and Monetary Union). The interest in *environmental* indicators is mainly due to the relative new policy area. Environmental policy makers are entering (or have entered) the second policy stage and need aggregated information in order to steer their decisions.

What is the purpose of indicators? Indicators are an element of a specific steering or control process. It provides information in order to steer action. Accor-

dingly to the reporting function, indicators are specific to the process of which they form a part. Each policy stage and also each process requires their own indicators. Thus there is NO such thing as an universal set of environmental indicators[1]. (This does not mean that the statistical data behind those indicators should have some robustness and continuity.)

As an example, the following criteria have been used for the selection of indicators of the Progress Report for the Community's Fifth Environmental Action Programme (5EAP):

- they should provide an indication of key pressures/stresses or environmental quality in relation to the key 5EAP themes (i.e., it should monitor progress of environmental policies, preferably towards a 5EAP target);
- they should reflect recent work carried out on indicators by, for example, OECD; and the information should be available (in the short term) on a comparable basis for EU12 and EU15 using Eurostat, other official sources, and our own sources (*e.g.*, CORINE databases and the Agency's report *Europe's Environment: the Dobříš Assessment),* wherever possible.

It should be noted that in order for information to be an indicator, trend data are required, otherwise only a stop frame image of the environmental situation is presented. The indicators selected can be divided into two groups based on *societal* and *environmental* trends. The first group reflects the driving forces behind the environmental pressure and is linked with the 5EAP external integration policies. The second group contains the more traditional environmental indicators, which describe the 'cause-effect' chain (or environmental pressure, state and impact). The emphasis in our report was on pressure indicators (*e.g.*, emissions) for the two main reasons given below.

1. Most EU measures are source-oriented, aiming to reduce environmental pressures. Pressure indicators are thus more suitable for monitoring policy progress. State and impact indicators are 'suffering' from chemical time-lags, *i.e.*, only after a certain period successes (or failures) of policies can be noted.
2. Pressure indicators are more developed, partly due to the interest these indicators hold for selecting policy targets. The quality of the environmental state and impact indicators is not overwhelming. Trend data are mostly absent. Assessing the state of the environment requires a full description of all parameters that affect the state.

In addition to the above mentioned indicators, a shorter list of nine 'target' or 'performance' indicators have been selected; these help to indicate where the EU stands in relation to key 5EAP targets and how much more needs to be achieved ('distance-to-target'). These indicators include:

- CO_2 Emissions;
- Consumption of Ozone Depleting Substances;
- SO_2 Emissions;
- NO_X Emissions;
- VOC Emissions;
- Municipal Solid Waste (MSW) arisings per capita requiring disposal;

[1] Apart from this, such set is not achievable at the moment due to the lack of a complete understanding of the environmental system.

- Area of EU12 where Nitrates targets are exceeded;
- Area of EU12 where Pesticides targets are exceeded; and
- Percentage of EU12 population exposed to more than 65 dB(A) noise.

Appraising this list one should bare in mind that it was made especially for assessing the progress of EU policies and the targets mentioned in its policy programme. Extending the presented list might be easy, but is limited by the absences of concrete policy targets, and/or measurable and analytical sound indicators. This concerns, for example, for the following 5EAP environmental issues: coastal zones, urban environment, risk management, nature and biodiversity. For these areas further study is needed. Although can be argued that these issues (except risk management) are in its nature too complex – i.e. too many pressures and impacts – for developing a few simple indicators.

5. Future Work

What are our ideas on reports which should be produced in due time? Apart from some monographs on specific issues (*e.g.*, eutrofication, transport, landscapes and urban air quality) we will start the preparation of two main reports, which should be produced in 1998.

1. The follow-up of the pan-European State of the Environment report (*The Dobris Assessment*) for the 1998 Ministerial Conference in Denmark. The fact that the EEA is asked to report progress in the areas covered by the Dobris Assessment, opens new perspectives for the practical improvement of the Environmental Programme for Europe (EPE). The limitations in the establishment of targets, indicators of performance, or concrete measures in the EPE can be progressively reduced by an operational progress reporting system assuring timely public information, awarenes and participation. A demand driven and result oriented approach should characterise preparation of that report which should maintain and develop further the progressive elements of reporting started in the process leading to the Dobris Assessment.
2. The follow-up of the EU's State of the Environment report (*Environment in the European Union-1995; Report for the Review of the Fifth Environmental Action Programme*). This report should be linked towards the preparation of the next EU's Environmental Action Programme (6EAP). Apart from updating the 1995 report (i.e. assessing the progress using performance indicators and creating a base-line) the 1998 report should also contains options (scenarios) for future policy directions, for example, the environmental impact of 'new' instruments (voluntary agreements, economic instruments like tradable permits) and/or the impact of 'traditional' regulations (a maximum end-of-pipe scenario that comprises all available abatement techniques).

Apart from our reporting function the Agency is also intending to develop guidelines (recommendations) and standards which may support the national reporting system by Member States. This might improve the comparability and reliability of national reports and thus the efficiency of reporting. Guidelines are foreseen for reports on the state-of-the environment and indicators.

STATISTICS AND THE ENVIRONMENT: A REGULATORY/POLICY PERSPECTIVE

N. Phillip Ross

Director of the Center for Environmental Statistics – U.S. Environmental Protection Agency

Introduction

Environmental statistics in the United States are collected by many diverse and independent organizations. This results in a patchwork of spatially and temporally different data sets that profess to measure the same phenomenon. Often these data defy the use of classical statistical approaches for their integration and analysis. This leads to a number of statistical issues relating to the monitoring, measurement, use, and analysis of environmental data both in the regulatory context, i.e., enforcement, compliance, and standard setting as well as in assessing the state of the environment. Statisticians are being asked to convert the proverbial "sow's ear" into a "silk purse". In this paper, I address some issues at the interface of environmental statistics and regulation/public policy decision making. Some of the areas explored are: environmental indicators, spatial and temporal variability, sampling approaches, encountered environmental data, environmental decision making and public policy, and environmental reporting.

Environmental Indicators

In most countries, environmental monitoring systems are put in place to assist in the enforcement of standards aimed at protecting the environment and the health and well being of its inhabitants. Direct measurement of environmental quality is generally not feasible and indirect measures, or indicators, are used to provide some assessment of the state of the environment. Indicators are typically closely tied to environmental measurements, e.g., concentration (parts per billion) of ozone in ambient air or of dissolved oxygen (mg/l) in estuaries. Such values, meaningful to scientists, may communicate little to policy makers or the public, and do not effectively characterize total environmental condition. For these purposes, environmental indices, i.e., values based on several different environmental measurements, are preferred. Examples of environmental indices are the Pollution Standard Index (PSI) which reports daily air quality based on separate measured concentrations of five pollutants in ambient air, and benthic indices which combine biological and chemical measurements taken in estuarine sediment (Cox and Piegorsch, 1996). The measurements used for indicators are of critical importance– resolution of these questions gives rise to problems in both environmental and statistical science.

Indices present a special challenge to the statistician. The tendency to aggregate a number of disparate measures into a single variable that will report how the environment is doing at any point in time and over time is appealing. However, the process of integrating multi-variate measures into an index for the environment is not simple. The types and measurements used for indicators are of critical importance. Environmental structure and function are filled with uncertainties and predicted linkages between observed measures and actual state of environmental health is difficult if not impossible to show. Modern environmental indicator and index development does not account fully for these uncertainties.

Spatial and Temporal Variability

Spatial and temporal aspects of the environment must be considered when monitoring and measuring anthropogenic pollutants: environmental measures have inherent spatial and temporal characteristics and interrelationships. Many of the assumptions underlying classical statistical time series and geographic data methods such as multi-variate normality, i.i.d. observations, replication, and simple random sampling of points in space and time are often invalid or not recoverable (e.g., by logarithmic transformation, weighting or adjustment for auto-correlation or trend) for environmental data sets. This lack of conformance to assumptions underlying classical methods raises a number of interesting issues for statistical application in the spatial and temporal analysis of environmental data.

Ecological monitoring and assessment illustrates these problems. The sampling design for the EMAP is based on selecting monitoring locations using a randomly situated hexagonal tessellation of the area of interest. The tessellation can be as fine as needed (i.e., involving smaller and smaller hexagons). Within each sampled hexagon, sampling methods based on less restrictive assumptions (e.g., adaptive or other sequential methods) may be employed. See Stevens (1994) for a complete description of the EMAP sample design.

One area where simple spatial analysis is being applied is through the use of Geographic Information Systems (GIS). Different types of environmental data can be represented on the same plane. Traditional representation is relatively unsophisticated in that different color schemes or shadings are superimposed on the plane under the visual or intuitive judgement of the analyst. Such methods can provide confirmatory information (e.g., for identifying potential environmental justice issues) but are not trenchant. The next step (commonly not employed) is the use of statistical methods for defining and comparing relationships and cluster groupings. Such approaches would provide less subjective assessment of relational patterns and interactions of the environment with anthropogenic stress factors. This would enable site assessments based on risk as well as provide a mechanism for stratification of areas for focused environmental monitoring. Combination of the ability to automatically manipulate and visualize spatial data provided by GIS with algorithms and methods of spatial statistics that capture local spatial structure is emerging and should result in statistical software for spatial analysis comparable in power and ease of use to that already available for time series analysis, demographic studies, etc.

Encountered Data

One of the most challenging areas for environmental statistics is the development of methods that facilitate reuse of existing data. How do we use information

for purposes other than what it was originally collected for? How can one data set be used to validate another? How and when should missing or faulty environmental data be replaced by imputed values? How do we take spatially and temporally disparate data sets that purport to measure the same things and combine them into "synthetic" data sets for use in decision making and regulatory standard setting?

For example, the USEPA and the University of Maryland–Baltimore Campus, have been working on the evaluation of the attainment of restoration goals for dissolved oxygen (DO) in the Chesapeake Bay using a statistical method to combine monitoring station and buoy data (Neerchal, 1996). Dissolved oxygen is an essential element in maintaining viable conditions for living resources. The Chesapeake Bay Executive Council, comprising representatives from EPA, The Chesapeake Bay Commission, the District of Columbia, and the states of Maryland, Pennsylvania and Virginia, established goals for restoration of the Bay. The standards for dissolved oxygen were set on the basis of extensive laboratory and field research as follows.

Target DO Concentration	**Time and Location**
DO $\geqslant$ 1.0 mg/l	At all times, everywhere
1.0 mg/l $\leqslant$ DO $\leqslant$ 3.0 mg/l	For no longer than 12 hours; interval between excursions at least 48 hours everywhere
Monthly mean DO $\geqslant$ 5.0 mg/l	At all times, throughout upper layer waters
DO $\geqslant$ 5.0 mg/l	At all times, throughout upper layer, in spawning reaches, spawning rivers, and nursery areas

The restoration standards are time dependent; however, most of the monitoring data being collected for DO on the Bay is not continuous and is collected once every month from boats at designated sites within the Bay. During the summer months continuous monitoring of DO (every 15 minutes) was conducted at selected sites. Each buoy is very expensive and therefore only a few sites can be established. The sites are not randomly placed, but are based on best scientific judgement for the placement of a small number of sites. The challenge to the statisticians was to develop an approach in which station data (intermittent monthly data) and limited buoy data (continuous) could be combined into a single synthetic data base which retained the long term trend properties from the station data and the short term cyclic behavior found in the buoy data. Spectral analytical methods were used to combine the two sets of observational monitoring data into a single set of synthetic data (Neerchal, 1996). There is still much work that needs to be done in order to use this type of synthetic information in the enforcement and decision making process. Work is continuing on this synthesis process to develop a data set that can be used to assess progress towards the restoration goals.

Environmental science and decision making need proper methods for combining environmental data, for several reasons. Direct data collection is time consuming and expensive. It can be prohibitively expensive, meaning that, absent the ability to combine existing or partial data, important phenomena may go unstudied. Often, situations that occur in one place in space and time cannot be reliably replicated elsewhere, requiring the combination of actual data from one place or time with surrogate data from another. This raises issues of the transportation of data, analogous to that of transportability of models previously discussed. The

benefits here will come both in terms of cost savings and increased knowledge and reliability and weight of evidence of conclusions. Related issues include combining administrative records data and monitoring data to assess socioeconomic impacts of pollution and environmental restoration, and using quality assurance data to validate monitoring data and adjust it for embedded systematic errors.

Most environmental data are not design-based, i.e., collected according to a probabilistic sampling design. For example, lake data might be collected from lakes within selected areas, large lakes, lakes regarded as being in the most degraded environmental condition, the most accessible lakes, or from lakes without specification as to how they were chosen. Such data are known as encountered or "found" data. Environmental scientists use encountered data effectively to study environmental processes. However, their use for environmental assessment is limited due to lack of quantifiable knowledge of selection bias, sampling variability, etc.

Prior to the advent of design-based approaches, environmental data were often modeled statistically using regression, spatial, or time series methods. It was unclear how to combine such data (e.g., combining lake data between states within a geographic region), and combination was often not attempted. However, in the current situation considerable resources have been expended by society to amass volumes of environmental data, some of which is design based. Statistical methods are needed to combine encountered and design-based data among themselves and each other.

Several statistical approaches are available for these problems, each with its own strengths and weaknesses. Under appropriate conditions, probability samples can be combined directly. If probability and encountered samples share frame variables, regression can be used to predict sample values for variables observed in one but not both samples. Synthetic units can be formed by statistically matching sample units across two data sets. Perhaps most reliable in general, methods such as dual frame estimation or minimum variance weighting can be used to combine estimates (in lieu of direct combination of data) between two data sets. And, weighted distribution functions can be used to adjust for bias and normalize data for combination. Cox and Piegorsch (1996) and Piegorsch and Cox (1996) describe several environmental data combination methods with examples.

Issues for Environmental Statistics in Decision Making and Public Policy

Public policy requires decision making which incorporates a number of variables ranging from objective measures of the state of the environment to social and political aspects of the policy outcome. The statistical sciences provide the objective measure of the state of the environment; the quantitative bases for public policy decision making. In the public policy arena, decision making uses objective information, but is not necessarily driven by it. An environmental manager is charged with making a decision about the construction of a dam on a major river. The decision needs to be made within three months. To determine the impact of such a decision on the environment would require the collection and analysis of large amounts of information. This process, if not underway, could require years. The decision still needs to be made in three months. The challenge to statisticians is to look for ways to use what is available—good, bad or indifferent—to the best advantage. To provide the decision makers with the best information within the needed time frame.

Environmental Risk Assessment

Public policy and environmental decision making requires that some form of risk assessment be done to provide a quantitative basis for cost/benefit and decision making. Indeed, the limited funding for environmental protection leads environmental managers to rely more and more on what are called "comparative risk assessments" (USEPA, 1996). Assessment of environmental risk is a multi-disciplinary approach involving information from ecological studies, chemistry, meteorology, statistics, biology, etc. Current methods for estimating comparative risks do not take full advantage of the data and information from the different disciplines. Indeed, at the local community level comparative risk projects give little attention to the use of statistical methods as a means to organize and analyze information provided from the different disciplines. Statistical consideration of methods of sampling, predictive correlations using appropriate stochastic models, and use of multivariate models for assigning risk measurement need to be developed and incorporated into the comparative risk process. Uncertainty in risk analysis must be addressed. The multiple stages in assessing risk give rise to a cascading of uncertainty. However, in most studies on environmental risk the endpoint is presented as a point estimate without any associated uncertainty analysis. Statistical approaches to uncertainty analysis incorporating the cascading effect need to be developed and applied.

Reporting on the State of the Environment

Environmental managers and policy makers would like to have a crystal ball that summarizes ecosystem status and predicts future states. What ever the immediate practicality of diverse expectations, we need much better approximations of environmental knowledge--environmental indicators. Statisticians must consider the community which will use these indicators. Environmental indicators (like economic indicators) are also useful to a variety of individuals: political officials, their staffs, program planners and assessors, contractors, researchers, environmentalists, educators, market analysts, students and the general public. Most of the audience lacks formal training in statistics or the environmental sciences. This has implication for statisticians in the design and presentation of indicators. For example, a popular method of display is to provide information on maps. Geographic Information Systems abound and everyone is using them. Unfortunately, little thought has been given to including some estimate of uncertainty along with the specific measures of interest. It is difficult to provide these measures in a graphic setting; therefore, it is often overlooked. This can result in the public misinterpreting the information presented.

Public Access

With the advent of the information highway, the public is being provided unprecedented access to environmental data collected by Federal, State and Local organizations. Unfortunately, the free economy philosophy of "caveat emptor" cannot rule. Much of the raw data that is becoming available has a number of serious problems relating to data quality and definition. If these data are to be made available to the public, then it is the responsibility of environmental statisticians to

provide the public with the capability to make the data into information or to make appropriate judgements on the correct use of the data. The release of environmental data/information under the "buyer beware" principle is irresponsible and will lead to misinformation and costly mistakes in assessing the state and health of the environment. Access needs to be given to the public; however, the public must be educated on how to use and understand data which is uncertain and often biased. Environmental data providers must ensure that appropriate "meta-data" are available to allow this educated public to appropriately use and interpret the data/information being released.

This conundrum and the associated statistical issues are exemplified by the USEPA Toxic Release Inventory (TRI). Through the Superfund Reauthorization Amendments (SARA) Title 313, in 1987 the U.S. Congress passed legislation requiring companies that employ more than ten employees and produce more than 25,000 pounds of the TRI's list of substances, or firms that use more than 10,000 pounds of these substances per year, to report annual releases and transfers of TRI chemicals to the USEPA. In turn, the USEPA is required to make this information available to the public on a site identifiable basis.

TRI data are now available to the public, but only in their raw form with no meta information. A number of information services have downloaded the TRI data bases and are providing summary statistics, time series and interpretation of the changes as if the data were of known quality. In fact, the quality of the data is unknown: TRI data are self-reported and there are no standard for reporting. Some of the data is observational, some is model generated, and some are "best guess". The public has no way of knowing which is which or what comparisons are legitimate, if any. Statisticians must develop new ways of ordering this type of information as to provide the public with some realistic assessment of what is happening. USEPA is working on approaches to summarize TRI and to provide accompanying meta-data. With all these problems, the release of TRI has been an environmental information success. The public is using the information to effect change. Companies are beginning to realize that the data they provide will be used and that they need to be more careful in data measurement and documentation. Statisticians can play an important role in developing appropriate methods to use, and for the display and visualization of this data in a manner that allows more informed public decision making.

References

COX, L.H. and PIEGORSCH W.W. (1996), "Combining Environmental Information I: Environmental Monitoring, Measurement and Assessment," *Environmetrics* 7, to appear.

NEERCHAL, N. (1996), "Chesapeake Bay: Statistical Method for Measuring DO Restoration Goals by Combining Monitoring Station and Buoy Data," *Working Paper Series in Environmental Statistics and Information, Technical Report 96-001*, Department of Mathematics & Statistics, University of Maryland, Baltimore County and Center for Environmental Statistics, USEPA, Washington, DC.

PATIL, G. P., "Encountered Data, Statistical Ecology, Environmental Statistics, and Weighted Distribution Methods," *Environmetrics*, 2, 377- 423, 1991.

PIEGORSCH, W.W. and COX L.H. (1996), "Combining Environmental Information II: Environmental Epidemiology and Toxicology," *Environmetrics* 7, to appear.

STEVENS, D.L (1994), "Implementation of a National Monitoring Program," *Journal of Environmental Management* 42, 1-29.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA), Office of Policy, Planning and Evaluation (1996), *A Guidebook to Comparing Risks and Setting Environmental Priorities, Comparative Risk*, Washington, DC.

Sessione

Indicatori ambientali

Presiede: *Giuseppe Volta*
(Centro Comune di Ricerca
della Commissione Europea, Ispra)

A. Relazioni di: *Mario C. Cirillo*
Edoardo La Sala
Daniela Palma
Giorgio Nebbia
Cesare Costantino
Alessandro G. Colombo
Giovanni A. Zapponi
Leonello Attias

INDICATORI E RISANAMENTO AMBIENTALE: PROBLEMI LOCALI E PROBLEMI GLOBALI

Mario C. Cirillo, Edoardo La Sala, Daniela Palma

Dipartimento Ambiente – ENEA-Casaccia

1. Introduzione

Il ruolo assunto dai problemi ambientali nell'ambito dei processi di sviluppo sociale ed economico, testimonia ormai da anni la necessità di definire in termini sempre più circostanziati strumenti conoscitivi in grado di evidenziare quelle situazioni per cui sono più urgenti interventi di salvaguardia o risanamento. Tuttavia, a dispetto del fatto che l'esigenza di dotarsi di opportuni metri per l'analisi e la valutazione dell'ambiente sia sensibilmente aumentata nel corso del tempo, ciò che tuttora emerge è l'assenza di un insieme codificato di misure di chiaro significato ed immediatamente fruibili. Se infatti non si può non riconoscere l'esistenza in quantità talvolta sovrabbondante di statistiche di natura ambientale, è ancora arduo comprendere quale sia tra tali statistiche l'informazione rilevante affinché si possa parlare di un sistema coerente di indicatori ambientali paragonabile a quelli più noti e consolidati tipici di altri campi di interesse (Alfsen e Saebø, 1993).

Con il termine indicatore ambientale s'intende, generalmente, un valore in grado trasferire sinteticamente l'informazione relativa allo stato o alla dinamica delle condizioni ambientali, a potenziali utenti che ne faranno un uso mirato a specifici obiettivi. Questa definizione tende tuttavia a mantenere un carattere tautologico se non se ne evidenziano gli aspetti sostanziali. La proprietà di un indicatore di trasferire l'informazione rilevante, è infatti l'elemento che qualifica il passaggio dalla osservazione delle caratteristiche di un fenomeno, al ruolo semantico che queste possono rivestire. Una volta riconosciuto che tale proprietà deve appartenere a qualsiasi tipo di indicatore, il passo successivo da compiere consiste quindi nel chiedersi in che senso un indicatore ambientale trasferisca l'informazione rilevante e, non meno importante, che cosa si debba intendere per informazione rilevante rispetto allo studio dell'ambiente. È opportuno a questo punto evidenziare ancora tre aspetti su cui è necessario riflettere. Il primo è rappresentato da quale informazione si ritiene più opportuno utilizzare. Il secondo consiste nel discutere la definizione di ambiente che può giustificare l'uso di un determinato tipo di informazione. Il terzo, infine, pone il problema di chi debba servirsi dell'informazione affinché il processo di elaborazione dell'informazione abbia significato. La risposta a queste domande, ha come forte implicazione quella di definire le coordinate necessarie alla comprensione delle caratteristiche presenti in ogni indicatore ambientale.

Alla luce delle suddette questioni, è obiettivo del presente lavoro riesaminare lo stato e le tendenze riscontrate ad oggi nella messa a punto di indicatori ambientali

sia nell'ambito delle più importanti iniziative dovute a nazioni industrializzate e ad organizzazioni internazionali, sia nell'ambito dell'adozione di approcci di analisi che possono essere rinvenuti nella letteratura scientifica. È infatti giusto ribadire che l'esperienza maturata in questo campo si mostra assai densa di proposte mentre, sul fronte dell'impiego dell'informazione prodotta, sembra trasparire quasi una scarsità di strumenti idonei ad una chiara diagnosi della situazione ambientale e, quindi, di supporto alle decisioni di intervento.

Emerge a questo proposito una contrapposizione tra tematiche affrontate dal punto di vista dell'analisi scientifica dei problemi ambientali e l'esigenza che gli obiettivi di risanamento, non la semplice misura, pongono con sempre maggiore urgenza. Tale contrapposizione deve essere evidentemente eliminata. L'impegno assunto negli ultimi anni dai Paesi membri dell'UN-ECE (Commissione economica per l'Europa delle Nazioni Unite) per quanto riguarda le azioni previste nell'ambito della Convenzione di Ginevra del 1979 sull'inquinamento atmosferico transfrontaliero (Cirillo, 1994), sta anzi ad indicare che tale contrapposizione non ha alcun senso. Gli accordi siglati in materia di riduzione delle emissioni inquinanti da parte dei singoli Paesi sono infatti l'ultimo passo di un processo di valutazione che parte dall'esame dello stato degli ecosistemi in risposta alle pressioni dovute all'inquinamento atmosferico locale e transfrontaliero. Di più, il corso istituito da questi accordi sottolinea come le problematiche ambientali s'inseriscano in un contesto molto ampio in cui risulta pressoché inscindibile il legame tra pressioni ed effetti locali dell'inquinamento e riflessi di quest'ultimo su grande scala.

L'esposizione degli argomenti trattati nel presente lavoro è articolata come segue. Il §2 si propone di illustrare sinteticamente le più importanti iniziative intraprese in tema di indicatori ambientali da parte di organizzazioni internazionali ed agenzie nazionali. Questo materiale costituisce la base per una discussione che sarà condotta nel §3 in cui si cercherà di riportare quanto esaminato lungo le linee di riflessione prospettate in questa prima sezione introduttiva. Il §4 propone infine alcuni esempi relativi alla predisposizione di strumenti di sintesi dell'informazione ambientale commentandone le caratteristiche salienti.

2. Indicatori e risanamento ambientale nelle iniziative dei maggiori Paesi dell'area occidentale

Gli anni settanta testimoniano la nascita di diverse iniziative in campo internazionale che in varia misura hanno posto al centro del loro interesse le problematiche di tutela e salvaguardia ambientale (Malatini e Pinchera, 1986). Il lavoro intrapreso dall'OECD è in questo senso una delle pietre miliari. Con la costituzione nel 1970 di un Gruppo di Lavoro per l'ambiente, l'attività dell'OECD si è inizialmente caratterizzata nel promuovere studi e ricerche volte a stabilire criteri per l'adozione di strumenti di tipo economico per il controllo della qualità ambientale. In seguito tale attività si è orientata in modo più diretto e sistematico alla realizzazione di piani di rilevazione dell'informazione ambientale finalizzata alla vera e propria messa a punto di indicatori ambientali. Il 1980 segna l'inizio della prima iniziativa in questo senso consistente nell'approntare una descrizione dello stato dell'ambiente dei Paesi membri tramite l'elaborazione, a cura delle delegazioni dei singoli Paesi, di appositi questionari relativi a: aria, acque continentali, acque marine, territorio e suolo, rifiuti solidi, foreste, vita selvatica, rumore (OECD, 1981). In quest'occasione il comitato per l'ambiente dell'OECD sottolinea che l'indagine è in grado di "migliorare la conoscenza dello stato dell'ambiente e dei suoi cambiamenti nel tempo, allo

scopo di valutare meglio i risultati delle passate azioni e di armonizzare e sviluppare le politiche ambientali nei Paesi membri..., per migliorare l'informazione del pubblico sullo stato dell'ambiente" nonché di proporsi come "guida, per i paesi membri, nell'attività di raccolta dati per modificare e sviluppare la propria base statistica in una prospettiva di armonizzazione delle statistiche tra i diversi Paesi" (OECD, 1979). Il lavoro intrapreso dall'OECD si consolida nel 1991 quando viene presentato un insieme preliminare di indicatori per l'ambiente. Gli indicatori dell'OECD sono concepiti rispetto ad un modello (PSR, *Pressure State Response*) che vede distinti pressioni, effetti ambientali e risposte della società ai cambiamenti registrati nell'ambiente suddivisi nel modo illustrato in Figura 1 (OECD, 1991, 1993). A questa prima esperienza ha fatto seguito la pubblicazione su base biennale, a partire dal 1985, di un Compendium (OECD, 1995) in cui gli indicatori sono organizzati e presentati secondo lo schema PSR.

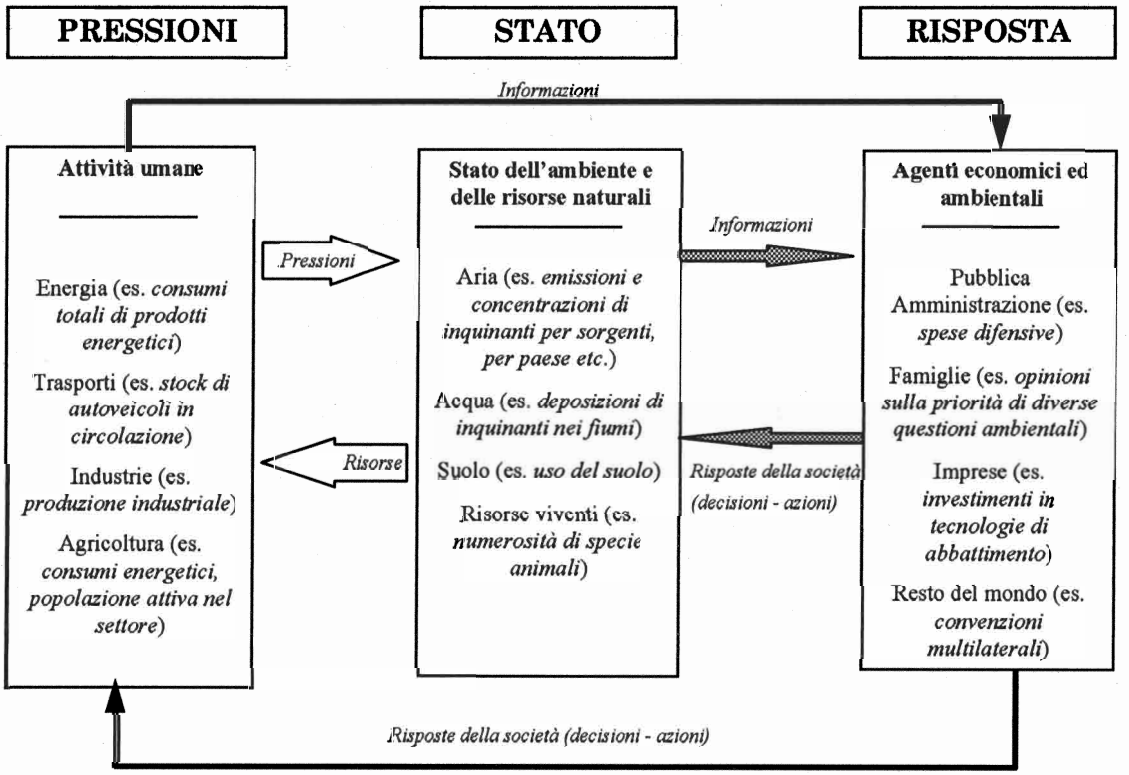


Fig. 1 – Modello OECD per la classificazione degli indicatori ambientali.

A partire dal 1972 anche l'Assemblea Generale delle Nazioni Unite ha dato vita ad un proprio programma di interesse ambientale (UNEP, *United Nations Environment Programme*) la cui azione si è concretizzata nel coordinamento di un sistema di reti su base mondiale denominato "Earthwatch" e composto dai tre seguenti moduli: GEMS (*Global Environmental Monitoring System*) consistente in una rete di stazioni che forniscono informazioni sull'assetto ecologico del pianeta incluso il cambiamento climatico; INFOTERRA, un sistema informativo decentralizzato operante attraverso una rete di istituzioni internazionali designate e supportate dai singoli governi nazionali in qualità di "*national focal points*" (attualmente 170) e

coordinate da un centro programmatico presso la sede centrale dell'UNEP a Nairobi; IRPTC (*International Register of Potentially Toxic Chemicals*), un database per il registro internazionale di sostanze chimiche potenzialmente tossiche. Più di recente l'ufficio statistico delle Nazioni Unite (UNSO) ha dato invece avvio ad una prima versione di Contabilità Economica ed Ambientale (SEEA, System of Environmental and Economic Accounting). In questo contesto la risorsa ambientale, concepita in termini di "capitale naturale" (Pearce e Turner, 1989; Dasgupta, 1993), risulta contabilizzata in termini di unità fisiche e possibilmente valutata in termini monetari affinché si possa procedere ad una correzione del Reddito Nazionale in senso ecologico (cfr. Franzese e Gaudioso, 1995, per una applicazione del "PIL verde" all'Italia). Obiettivo dichiarato dell'UNSO è comunque quello di sviluppare indicatori che siano di utilità per i decisori politici e che consentano di effettuare comparazioni internazionali (UNSO, 1990).

L'Unione Europea ha intrapreso un programma indirizzato alla raccolta ed al coordinamento dell'informazione ambientale ed allo sviluppo di un sistema informativo geografico come supporto alla formulazione ed all'implementazione della politica comunitaria in materia ambientale. Nel 1985 è stato pertanto istituito CORINE (*Co-oRdinated Information on the Environment in the European Community*), che si è concluso nel 1990. Al termine di questo sono stati identificati 22 temi di interesse organizzati all'interno di un sistema geografico informativo. L'esperienza episodica di CORINE ha fatto da battistrada alla creazione, sempre nel 1990, della Agenzia Ambientale Europea (EEA, *European Environmental Agency*) che, ereditando i contenuti dell'attività di CORINE, si è costituita come sistema permanente di informazione ambientale. Gli intenti dichiarati dell'EEA sono la produzione di informazione ambientale affidabile ed immediatamente comparabile a livello europeo in modo tale da consentire agli stati membri di intraprendere le necessarie azioni per il risanamento; la valutazione dei risultati di tali azioni; il mantenimento di un adeguato stato di informazione della popolazione; azioni di supporto tecnico e scientifico. La recente creazione (1994) all'interno dell'EEA di 6 centri tematici (*topic centres*) esprime il modo in cui viene espletata l'attività intrapresa evidenziando l'adozione di un approccio mirato allo studio dei singoli problemi. Al contempo l'istituzione di 12 punti focali nazionali (*national focal points*) che con essa si interfacciano, contribuisce a potenziare il coordinamento dell'informazione grazie al collegamento con i singoli stati membri dell'Unione Europea.

Nel 1983 l'UNECE ha avviato un programma di elaborazione di indicatori ambientali classificati ed in tempi più recenti (1992) sottoposti ad una fase di verifica e revisione.

A partire dagli anni novanta è diventato inoltre particolarmente significativo l'impegno assunto da diversi paesi dell'Europa occidentale nel varare programmi di raccolta, coordinamento e standardizzazione dell'informazione ambientale essendo stata ripetutamente riconosciuta dai singoli governi l'importanza della messa in atto di politiche di risanamento ambientale (Hwang, 1993). L'inizio di questa fase di lavori, che non illustriamo dettagliatamente per motivi di spazio, segna la rinascita di un interesse che si era andato affievolendo durante tutto il decennio precedente. Nel corso degli anni settanta, peraltro, le azioni in tema di controllo della qualità ambientale erano state ispirate da un numero alquanto esiguo di paesi, tra cui la Francia che, istituendo nel 1972 il Ministero per l'ambiente, ha avviato un programma per la misura dell'inquinamento atmosferico nelle zone urbane intorno a grandi sorgenti fisse isolate costituendo nel 1976 una banca dati nazionale, e Stati Uniti e Canada che hanno sviluppato una serie di indici per la misura dell'inquinamento atmosferico intesi come sintesi del contributo di diversi inquinanti (Green, 1966;

Fensterstock *et al.*, 1969; Babcock, 1970, Thomas *et al.*, 1971; Thorn e Ott, 1976). A titolo di esempio si veda il box sottostante relativo al Pollutant Standard Index.

POLLUTANT STANDARD INDEX (PSI)

È l'indice adottato dall'EPA (Hunt e Ott, 1976). Considera i cinque inquinanti principali: monossido di carbonio (CO), biossido di azoto (NO_2), particolato totale sospeso (PTS), ozono (O_3), biossido di zolfo (SO_2). Consente di valutare l'inquinamento globale esprimendolo mediante un valore compreso tra 0 e 500. L'indice PSI è dato dal massimo valore tra i cinque sub-indici e descrive la qualità dell'aria in termini di "buona" (0-50), "moderata" (51-100), "insalubre" (101-199), "molto insalubre" (200-299), "pericolosa (300 e oltre):

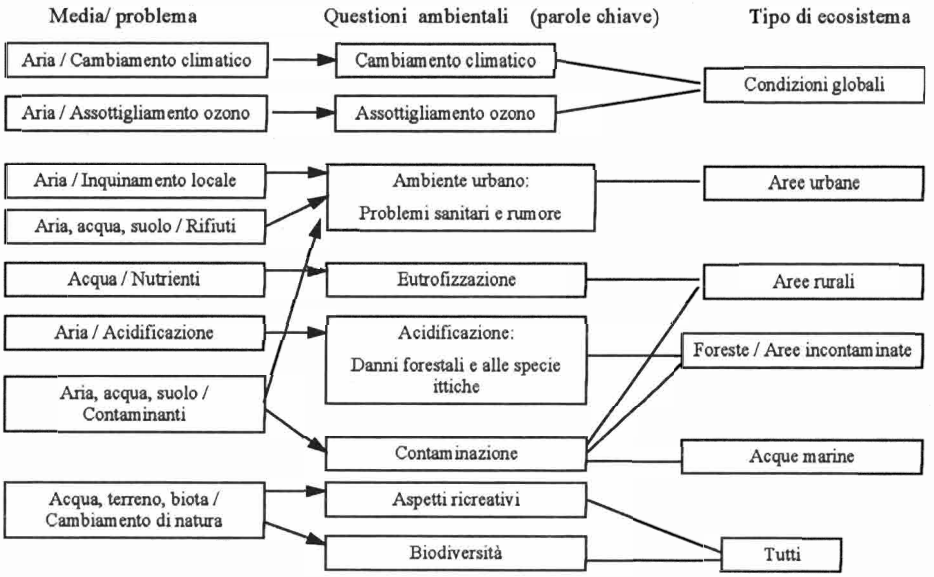
Possono a questo schema essere aggiunti altri inquinanti oltre ad altre variabili come ad esempio "biossido di zolfo più particolato". L'inquinante al quale corrisponde il massimo sub-indice è nominato "inquinante critico". L'indice costituisce uno strumento per valutare non solo lo stato ma anche la dinamica dell'inquinamento atmosferico, offrendo comunque una informazione comprensibile e aggiornata sulla qualità dell'aria. Fu successivamente modificato integrandolo con i dati censuali demografici in modo da rappresentare l'esposizione della popolazione all'inquinamento. Il modello non comprende comunque le variabili meteorologiche.

In Italia il Ministero dell'Ambiente pubblica, dopo la "Nota preliminare" del 1987, la "Relazione sullo stato dell'ambiente", opera che ha lo scopo di "riordinare il bilancio ambientale connesso alla crescita del Paese". Le tre parti riguardanti lo stato dell'ambiente, i fattori di pressione e le politiche ambientali, secondo lo schema OECD, sono estensivamente trattate e al loro interno sono presentati molti indicatori, per lo più statici. Si evidenzia qui che il limite di questo tipo di operazioni, peraltro importantissime e degne di considerazione per l'enorme sforzo profuso, consiste nella impossibilità, allo stato attuale, di dare al prodotto una veste organica dove la elaborazione e presentazione dei dati sia compiuta in modo omogeneo, tale da garantire tra l'altro un grado di fruibilità accettabile e bilanciato con riferimento ai diversi capitoli della Relazione. Ad esempio mentre per alcuni (pochi) settori sono stati utilizzati degli indicatori dinamici, che rendono facilmente al lettore l'idea dello stato attuale dell'ambiente in rapporto al passato, in altri la situazione è semplicemente "fotografata" non consentendo di valutare le politiche avviate dalle amministrazioni competenti. Inoltre grafici, tabelle, tematismi e più in generale l'intera struttura di ogni capitolo risentono ancora di specificità e talora di specializzazioni che hanno resistito al processo di omogeneizzazione (che pure si intravede), e che rendono diverso il grado di leggibilità.

A margine di questi problemi resta il rischio di mancare, almeno parzialmente, l'obiettivo dell'operazione o, cosa forse ancora più problematica, di renderlo non chiaro ai potenziali fruitori. Nell'edizione del 1992 (Ministero dell'Ambiente, 1992) un grosso sforzo è stato compiuto per fornire delle cartografie di grande formato relative alla rete di infrastrutture energetiche, alle aree protette, alla vegetazione reale d'Italia, alla stabilità geomorfologica, ai movimenti della crosta terrestre , ai terremoti recenti di forte intensità e al rischio vulcanico. L'intento è stato quello di "rappresentare compiutamente i fenomeni d'interesse ambientale nelle loro proiezioni territoriali". C'è da dire a riguardo che, se da un lato queste carte vogliono

essere uno strumento di semplice ed immediato uso, d'altro canto la lettura di alcune di esse impone all'utente la conoscenza approfondita di nozioni troppo settoriali per garantire la completa fruibilità del prodotto.

La rassegna di iniziative istituzionali in materia di informazione ambientale fin qui proposta evidenzia dunque un'accelerazione della tendenza da parte dei governi dei Paesi industrializzati a richiedere un quanto più celere e coordinato approntamento di strumenti per la valutazione delle problematiche ambientali. Ma mentre il quadro degli impegni e delle azioni già intraprese è persino affollato, non esiste ancora uno schema interpretativo unitario sulla base del quale concordare la messa a punto di indicatori ambientali. La Figura 2 è ripresa da un recente lavoro di Alfsen e Saebø (1993) nell'ambito di una ricerca svolta dall'ufficio centrale di statistica norvegese.



Criteri ricorrenti nella classificazione degli indicatori ambientali

Classificazione per:	Esempi
A. Settori economici causa di problemi	Industrie, trasporti, agricoltura,...
B. Sostanza inquinante	Anidride carbonica, zolfo, azoto, piombo,...
C. Mezzo / recettore	Aria, acqua, suolo,...
D. Ecosistema	Aree urbane e rurali, incontaminate, costiere,...
E. Effetti sul benessere	Salute, aspetti ricreativi, estetica ambientale.

Fig. 2 – Relazioni tra sistemi di classificazione di indicatori dell'ambiente fisico (cfr. Alfsen e Saebø (1993)).

Come è possibile notare, e come del resto dichiarano gli stessi autori, lo schema rappresenta un tentativo di mettere in relazione differenti sistemi di classificazione di indicatori dell'ambiente fisico (non concernenti cioè legami con aspetti socioeconomici e non afferenti alla sfera di problematiche dirette a considerare una valutazione monetaria dell'ambiente). È individuata in particolare una sequenza (centro dello schema) di "questioni ambientali" (*environmental issues*) indipendenti ma a cui possono essere fatte afferire chiavi di lettura pure ricorrenti (tipologia di problemi; mezzi recettori; tipologia di ecosistemi). Nella stessa figura vengono riportati inoltre alcuni criteri ricorrenti nella classificazione degli indicatori ambientali. L'operazione richiama abbastanza chiaramente la dispersione cui é soggetta

l'informazione ambientale attualmente disponibile, fatto che di per sé costituisce un ostacolo di natura primaria per ciò che riguarda una lettura quantomeno ordinata degli indicatori esistenti. La riflessione operata non consente tuttavia di rilevare ulteriori elementi di complessità che non siano meramente classificatori. Occorre pertanto procedere oltre ed indagare su quegli elementi che sono in grado di caratterizzare i diversi piani di contenuto di un sistema di indicatori ambientali.

3. Informazione ambientale, indicatori, e contesti di riferimento

Una prospettiva che può risultare assai fuorviante nella selezione di indicatori ambientali è data dal pensare che esista un oggetto (l'ambiente) che sia misurabile in modo univoco a patto che lo strumento di cui ci si dota sia idoneo allo scopo. L'ambiente si caratterizza come fenomeno complesso la cui osservazione e descrizione mediante indicatori deve necessariamente rispondere a delle ipotesi di lavoro che consentano di definirne i contorni in modo più esplicito. Agli inizi degli anni '70 questo tipo di considerazione era stata oggetto di accese controversie tra i sostenitori di un presunta imparzialità dell'informazione ambientale e coloro che ritenevano l'ambiente una dimensione che doveva essere filtrata attraverso la percezione delle vicende politiche e sociali. Questa contrapposizione si è successivamente attenuata in conseguenza delle forti difficoltà incontrate nel tentativo di discernere aspetti genuinamente ambientali da questioni maggiormente connesse con l'esplicarsi delle attività umane.

La recente elaborazione del concetto di "sviluppo sostenibile" (WCED, 1987) con il quale è stata richiamata la necessità di pianificare lo sviluppo economico e sociale nel rispetto dell'integrità ambientale, ha in qualche modo consentito un definitivo superamento della suddetta dicotomia evidenziando, quantomeno implicitamente, che il rapporto tra ambiente naturale e sfera delle decisioni umane è strettamente interconnesso e che pertanto non è possibile affermare l'esistenza distinta di indicatori oggettivi e di indicatori soggettivi guidati da astratti aspetti normativi e politici (Bailly, 1986). In via del tutto generale, si può affermare anzi che tutti gli indicatori riflettono su diversi piani questa interconnessione (a tal proposito si veda Amici della Terra, 1995 e Ministero Ambiente, 1993). Facendo un passo indietro ed andando a riesaminare il modello proposto dall'OECD si vede infatti che tutti quelli che sono classificati come indicatori sullo stato dell'ambiente esprimono il risultato di pressioni tipicamente esercitate da attività umane e con queste interagiscono; l'interesse ad elaborare determinati indicatori nasce dunque dall'esigenza di riassumere sinteticamente aspetti che fanno parte di questo genere di processi mentre la definizione di categorie di indicatori non può non mostrarsi funzionale alla necessità di cogliere singoli aspetti dell'ambiente che ne riflettano le condizioni di mutamento. Le esperienze maturate fino ad oggi testimoniano peraltro che è fuori luogo pensare alla messa a punto di indicatori in astratto dai soggetti che se ne avvalgono. Sia che l'ambiente sia considerato per il suo valore d'uso, sia che se ne riconosca il valore d'esistenza, è certo comunque che saranno soggetti di natura diversa ad attribuire dei pesi alle caratteristiche ritenute rilevanti condizionando per questo la scelta e gli obiettivi degli stessi indicatori (Alfsen e Saebø, 1993).

In una nota dedicata all'esposizione del programma di monitoraggio EMAP (*Environmental Monitoring and Assessment Program*) istituito dall'Agenzia Ambientale Statunitense (Hunsaker, 1993a) viene proposta un'ulteriore classificazione di indicatori ambientali che sottolinea il ruolo degli ecosistemi come fonte rilevante di

informazione nel monitoraggio ambientale. Sono così distinti indicatori relativi alle caratteristiche dei recettori (*response indicators*); indicatori relativi alle misure di esposizione degli ecosistemi (*exposure indicators*); indicatori relativi alla descrizione delle caratteristiche degli habitat necessarie al mantenimento ed allo sviluppo delle specie viventi (*habitat indicators*); indicatori che riflettono le pressioni ambientali in grado di influire sulle condizioni di esposizione degli ecosistemi e sull'habitat (*stressor indicators*). Tale classificazione evidenzia pertanto un aumento del grado di complessità funzionale degli indicatori rispetto allo schema OECD e si distacca in modo significativo da quanto proposto in seno alle diverse agenzie ambientali che presentano in genere classificazioni per tipologia di elementi ambientali (aria, acqua, suoli, ambiente urbano etc.).

Il rapporto tra quest'ultima classificazione ed il procedere per "temi" così come indicato da Alfsen e Saebø (1993) si può definire in qualche modo complementare. Il punto di vista EMAP consiste infatti nell'individuare aspetti dell'ambiente che sono alla base del suo stato e sviluppo. Ciò significa in altri termini che ad ogni tematica ambientale possono essere associate misure che rispondono ai criteri EMAP, dando luogo di volta in volta ad indicatori che soddisfano obiettivi differenti. Vale a questo proposito menzionare una nota classificazione per obiettivi degli indicatori ambientali (Malcevschi, 1986) nell'ambito della quale questi sono distinti in indicatori di stato, di trasformazione, di tipo diagnostico, di tipo gestionale. Da un esame di quest'ultima classificazione si vede che è il modo in cui sono utilizzati determinati indicatori (e questo può dipendere spesso dall'utente) a definirne l'obiettivo o, in altri termini, stessi indicatori possono soddisfare obiettivi o rispondere a criteri diversi. Per fare un esempio l'identificazione di uno stato patologico (obiettivo diagnostico), determinata sulla base di parametri di esposizione degli ecosistemi agli agenti inquinanti, induce di per sé l'identificazione di uno standard ambientale (obiettivo di tipo prettamente gestionale) ma può contemporaneamente assolvere ad una funzione descrittiva dello stato ambientale.

Esiste quindi una discreta fluidità per quanto concerne l'uso funzionale degli indicatori di cui si deve tenere conto all'atto pratico quando si pensa di utilizzarli avendo in mente per essi ruoli ben definiti. Ciò aiuta anche a chiarire che nell'ambito dello schema OECD o dei criteri EMAP il rapporto tra indicatori che misurano un certo livello di pressione ambientale ed indicatori di stato che riflettono l'impatto delle pressioni sull'ambiente non può essere concepito come un mero rapporto causa-effetto ma piuttosto come un rapporto di associazione tra due fonti informative differenti eventualmente con carattere complementare.

Se quanto detto finora tende ad esaurire gli aspetti filosofico-concettuali che sottostanno alla definizione di indicatori ambientali, resta tuttavia da chiarire in che modo l'informazione ambientale venga elaborata così da permettere valutazioni di sintesi. La scelta di variabili di riferimento ambientali e di metodi che ne consentano la traduzione in termini di indicatori presenta problemi connessi sia con la rappresentatività di un metro di valutazione nei confronti del fenomeno, o più in generale della questione ambientale che è oggetto di studio, sia con diverse categorie di utenza che esprimono diversi tipi di esigenza. Ciò deve essere tanto più sottolineato quanto più si ritiene che all'informazione trasmessa dagli indicatori debbano associarsi azioni dei soggetti tese a contenere i danni arrecati all'ambiente o a ripristinare situazioni già deteriorate.

Poiché, come si è visto, la codifica in categorie di indicatori ambientali racchiude in sé alcuni elementi di arbitrarietà, il momento della definizione tecnica di un indicatore è quello in cui maggiormente dovrebbero spiccare le caratteristiche che

ne giustificano l'uso in una determinata direzione. Nasce allora da qui l'opportunità di fissare alcuni termini essenziali per la predisposizione di indicatori ambientali:

a) identificazione del contesto spaziale e temporale che si prende a riferimento per la rilevazione dei dati di base;
b) decisione sul tipo di informazione che si ritiene debba essere trasferita e scelta di un metodo di sintesi dell'informazione;
c) verifica di alcune proprietà che dovrebbero caratterizzare la definizione di un indicatore ambientale.

Mancare delle risposte ai suddetti punti ha come maggiore implicazione quella di rendere inutile l'esistenza della più svariata informazione ambientale di cui si va sempre più disponendo.

Dopo un primo successo che ha seguito l'introduzione di indicatori ambientali nel corso degli anni settanta, a causa dell'assenza di un disegno ordinato che ne evidenziasse chiaramente caratteristiche ed applicabilità, si è andata sempre più diffondendo la tendenza a preferire l'uso di informazione non elaborata in forma sintetica ma quantomeno "leggibile". L'aggregazione di misure elementari di variabili d'inquinamento sotto forma di indici sintetici ha rappresentato infatti il modo prevalente di sintesi dell'informazione mentre sono apparsi carenti i criteri in grado di giustificare tale aggregazione nei termini del fenomeno osservato. Indicatori di questo tipo sono stati pertanto discussi in relazione a proprietà che potrebbero essere definite "geometriche" riguardando le modalità con cui vengono costruite le medie con cui si opera la sintesi (Barbiroli et al., 1992). Appare quindi del tutto conseguente che i risultati ottenuti dall'applicazione di tali indici abbiano evidenziato tendenziosità di vario genere nella sintesi dell'informazione prodotta.

D'altro canto l'attrazione esercitata dagli indicatori ambientali, specialmente nell'ottica di fornire strumenti di supporto alle decisioni di politica ambientale, costituisce oggi ancora più di ieri il motivo per cui si torna a reclamare l'uso di metri di sintesi. Si richiede così di dotare il *policy maker* di informazione di "pronta consultazione" nel senso di trasferire al decisore l'informazione che lo mette in condizioni di intervenire (senza attribuire a ciò un significato strettamente prescrittivo) e di valutare gli effetti dell'intervento. È riconosciuta inoltre a questo approccio la capacità di attenuare le difficoltà insite nell'istituzione di criteri di misura monetaria orientati a tradurre i valori ambientali e di rendere possibile azioni di intervento improntate all'obiettivo della sostenibilità (Di Palma e Mele, 1993).

Il supporto decisionale fornito dagli indicatori ambientali alle azioni di risanamento sembra anzi essere l'obiettivo principale per cui tali indicatori hanno senso di esistere (Gerelli e Patrizii, 1993). Si riconosce infatti agli utenti "scientifici" una soddisfacente disponibilità di informazioni. La presentazione di dati in forma "grezza", così come sono per lo più presenti nell'ambito di studi specialistici ma anche nelle statistiche pubblicate dai maggiori organismi, fornirebbe infatti materia sufficiente per gli addetti ai lavori per i diversi obiettivi di analisi. Appare così che gli indicatori di cui dispone la comunità scientifica sono caratterizzati da un basso grado di aggregazione e da un'alta quantità di informazioni mentre un aumento del grado di aggregazione ed una diminuzione della quantità di informazione sarebbero necessari ai decisori.

L'orientamento intrapreso da una recente letteratura sembra dunque utilizzare una particolare accezione del problema relativo alla sintesi dell'informazione: la sintesi intesa come perdita di informazione ovverosia il contrario di quella che dovrebbe essere la funzione "esemplificatrice" di una realtà complessa propria di un indicatore. La spiegazione per questo tipo di malinteso tuttavia esiste e risiede

principalmente nell'uso improprio che è stato fatto del concetto di "sintesi dell'informazione". Come si è già detto, l'operazione di sintesi avviene a priori rispetto al fenomeno indagato appiattendo, per così dire, i risultati numerici su scale di misura che non consentono una discriminazione ragionata tra stati di inquinamento di diverso tipo.

Sviluppi più recenti relativi all'indagine sugli indicatori ambientali tendono d'altro canto a differenziare i contesti ambientali sulla base dell'interessamento territoriale dei diversi fenomeni riscontrabili (Bella et al., 1994; Hunsaker et al., 1993). Il problema della localizzazione dei fattori d'inquinamento (si pensi a note e dibattute tematiche ambientali quali l'inquinamento locale – soprattutto urbano –, i fenomeni transfrontalieri e le alterazioni a livello globale) evidenzia la complessità relativa al rapporto tra localizzazione e fenomenologia ambientale. Quest'ultimo investe infatti sia il prodursi di situazioni di inquinamento al loro nascere sia gli effetti con cui queste si riflettono e si dispiegano su scale diverse. Un'esperienza che risulta emblematica in questo senso è rappresentata dal lavoro svolto in seno alla Convenzione sull'inquinamento atmosferico transfrontaliero a lunga distanza che vede da un lato l'impegno a valutare la sensibilità degli ecosistemi agli agenti inquinanti individuando a tale scopo delle soglie di sostenibilità (carichi critici) con riferimento ai diversi ecosistemi localizzati sul territorio (RIVM, 1993), dall'altro la ricerca di strategie che consentano ai singoli Paesi di intraprende delle misure di controllo sulle fonti di emissioni, strategie anche queste modulate nello spazio in quanto collegate alla relazione sorgente-recettore. Un altro esempio significativo è costituito dalla Convenzione sui cambiamenti climatici, all'interno della quale, accanto allo sforzo per la stabilizzazione delle emissioni di gas serra a livello planetario, si rilevano esigenze focalizzate sull'analisi regionale (per esempio sull'area mediterranea).

Dunque, la definizione di una base di riferimento territoriale per la predisposizione di indicatori idonei appare un requisito fondamentale. È altrettanto chiaro che gli strumenti di analisi utilizzati per trarre l'informazione rilevante da questa base debbono essere tali da tradurre correttamente il significato dell'informazione territoriale. Ciò non significa riferire formalmente alle zone territoriali di interesse i valori di variabili rappresentative di determinate situazioni ambientali, ma significa catturare il comportamento di queste ultime proprio in relazione alla loro identità territoriale individuabile sia sulla base della scala che della loro localizzazione. In questi termini si va quindi a valorizzare il contributo fornito dalla conoscenza della variabilità spaziale del fenomeno osservato. Le delimitazioni "regionali" fornite da una mappa sono in questo senso un possibile modello interpretativo. Non si tratta di studiare un fenomeno sulla base di una suddivisione geografica stabilita a priori ma di cogliere tale suddivisione a partire dai dati (Haining, 1990).

La Figura 3 è tratta da Hunsaker et al. (1994) ed illustra la sensibile diversità all'interno di sub regioni della variabilità di risposta alle deposizioni acide dei laghi presenti in una regione. Nello studio in esame viene dunque posto il problema di come definire delle aree funzionali al problema indagato. I termini della questione sono così spostati dalla semplice descrizione di una mappa alla progettazione di una mappa. Il potere esplicativo di quest'ultima sarà quindi legato all'obiettivo per cui questa viene costruita.

Questo tipo di approccio potrebbe avere risvolti estremamente interessanti anche nell'interpretazione di quei fenomeni la cui portata viene definita su scala globale. La recente riflessione di alcuni studiosi sul tema del cambiamento climatico (Bella et al., 1994) ha infatti evidenziato che una valutazione realistica del problema potrebbe basarsi non già sulla capacità predittiva di modelli, che potrebbe risultare

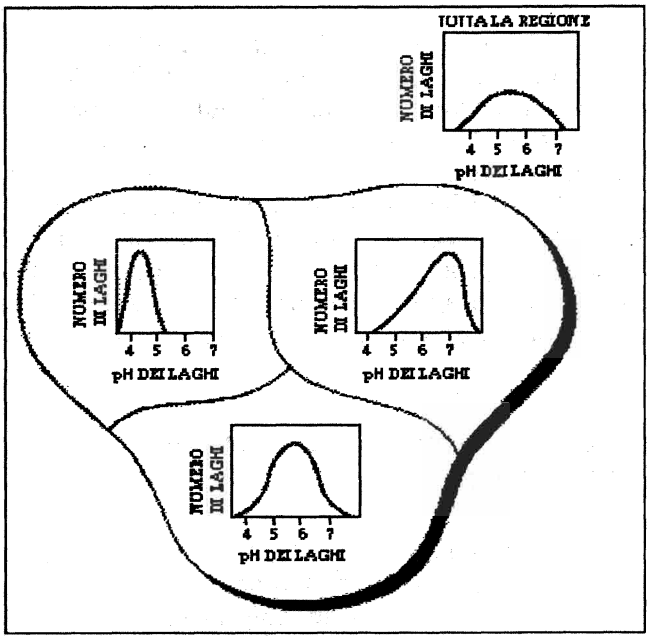


Fig. 3 – La figura (Hunsaker et al., 1994) illustra come un'analisi subregionale può evidenziare significative differenze spaziali nell'acidità dei laghi (pH).

disattesa, ma sullo studio locale della sensibilità dei diversi sistemi alle variazioni climatiche (*system response framework*). Disporre di indicatori di risposta ai cambiamenti climatici, opportunamente selezionati e calibrati su scale spaziali diverse consentirebbe di capire l'estensione degli effetti del cambiamento di clima prevedendo sulla base delle variazioni registrate la direzione di tale cambiamento.

In via del tutto generale si può affermare che il collegamento territoriale delle problematiche ambientali dà la possibilità al decisore di disporre di un quadro più specifico in grado di sostanziare le azioni di intervento. L'importanza di iniziative a livello locale, da intraprendere con sufficiente autonomia per non perdere di incisività, sta diventando un elemento sempre più cruciale nella formulazione di politiche di risanamento ambientale che siano efficaci anche sotto il profilo della soluzione di problemi di tipo sovraregionale e globale. Solo in questo modo sarebbe infatti possibile superare il limite interpretativo rappresentato dall'esistenza di semplici aspetti normativi determinati dalla definizione di standard di qualità ambientale. La maggiore incisività dell'azione a livello locale sarebbe poi giustificata dalla possibilità di attuare un coinvolgimento più ampio della pubblica opinione in quanto la maggiore consapevolezza di quest'ultima rispetto alle problematiche ambientali è sempre più considerata da più parti decisiva per il successo delle azioni di risanamento (Frey, 1993; OECD, 1995).

In definitiva lo sforzo da compiere in direzione di una più appropriata elaborazione di indicatori ambientali tende quasi naturalmente a convergere con lo sforzo richiesto per rendere tale informazione fruibile a coloro che ne sono i destinatari. Attualmente, nonostante la ormai vasta disponibilità di informazione ambientale, sembra che questo principio venga disatteso. Andando ad esempio ad esaminare le statistiche ambientali prodotte dall'OECD, che come si è visto vanta in materia un'esperienza di lunga data, si vede tuttavia che viene esplicitamente dichiarato che "nessun tentativo è stato fatto per suggerire possibili interpretazioni dei dati riportati. I dati sono significativi nella misura in cui ogni utente che abbia familiarità

con l'argomento sappia dotarli di contenuti". Questo aspetto risulta per così dire rinforzato dalla scarsa chiarezza esplicativa che il più delle volte si ravvisa in presentazioni grafiche e cartografiche esistenti nelle diverse relazioni ambientali elaborate su base nazionale. Altri esempi potrebbero essere citati in merito, ma quello che più preme sottolineare è che allo stato attuale appaiono ancora insufficienti alcune caratteristiche che fanno dell'informazione ambientale un reale metro di misura a supporto per l'intervento: comparabilità (nello spazio e nel tempo), leggibilità e più in generale presenza di criteri omogenei nella predisposizione dell'informazione, un problema quest'ultimo ancora una volta richiamato dall'OECD nel presentare i dati del suo "modello" ambientale.

4. Dall'indicatore-valore all'indicatore-modello: alcuni esperimenti di sintesi dell'informazione ambientale

Il presente paragrafo prende spunto da alcuni risultati di studi sull'inquinamento atmosferico condotti presso l'ENEA ed è dedicato ad esemplificare il ruolo della sintesi dell'informazione ambientale in connessione con diverse finalità: classificazione di un sito di monitoraggio della qualità dell'aria (Caso 1); caratteristiche spaziali del rilevamento della qualità dell'aria tramite un sistema di stazioni fisse (Caso 2); evoluzione della qualità dell'aria in una certa area (Caso 3); riduzione delle emissioni da traffico urbano (Caso 4). In tutti e quattro i casi, che si riferiscono a momenti diversi di lettura di una specifica problematica ambientale (l'inquinamento atmosferico), si vedrà come l'indicatore selezionato sia in realtà qualcosa di diverso e più generale che un semplice valore: esso è di volta in volta una distribuzione di valori nel primo caso, la deformazione di un dominio spaziale nel secondo, l'inviluppo di un insieme di serie storiche nel terzo, l'appartenenza o meno del parametro "costo per unità di inquinante abbattuto" ad una certa regione di uno spazio fattoriale nel quarto caso. Dietro ogni scelta vi sono (almeno nelle intenzioni di chi scrive) i seguenti criteri-chiave:

- rilevanza in ordine al problema in agenda;
- correttezza dei principi scientifici e tecnici su cui l'indicatore è basato;
- facilità di interpretazione da parte dei fruitori ai quali è indirizzato;

Si intuisce che di volta in volta cambiano le finalità, cambiano i fruitori (e le capacità di lettura dell'indicatore che vengono richieste), cambia la base di conoscenze ed il "modello" che c'è dietro l'indicatore stesso. Non quindi indicatori "*general purpose*", ma strumenti descrittivi e interpretativi specifici per problemi, finalità e utilizzatori (si veda anche Scarsella, 1991 per uno studio che fornisce una visione di sintesi dei dati dell'inventario delle emissioni di inquinanti atmosferici per l'Italia).

Caso 1: Classificazione di siti di monitoraggio della qualità dell'aria

La legislazione vigente in Italia stabilisce (Decreto Ministero Ambiente 20-5-91 "Criteri per la raccolta dei dati inerenti la qualità dell'aria", allegato 1, § 1.3) che nelle aree urbane le stazioni di rilevamento della qualità dell'aria siano classificate in stazioni di tipo A, B, C, D, definite come:

A. stazione di base o riferimento situata in area "non direttamente influenzata da sorgenti di emissione urbana";
B. stazione posta in "zona ad elevata densità abitativa";
C. stazione posta in "zona ad elevato traffico";
D. stazione situata in periferia od in area suburbana.

Il Decreto citato non fornisce degli elementi "operativi" per una corretta classificazione delle stazioni; in particolare nelle aree urbane risulta particolarmente arduo distinguere tra le tipologie B e C.

Per una classificazione "a posteriori", sulla base cioè delle misure già rilevate, si può far riferimento alle indicazioni fornite dal rapporto tra le concentrazioni medie orarie di biossido di azoto (NO_2), e di ossidi di azoto (NO_x), questi ultimi risultanti dalla somma di monossido di azoto (NO) e biossido di azoto. Va notato che gli ossidi di azoto sono rilasciati nell'atmosfera, dalle fonti di emissione, prevalentemente come monossido di azoto. Successivamente l'NO si ossida nell'atmosfera in NO_2. Dato che questa trasformazione è dipendente dalla disponibilità nell'atmosfera di agenti ossidanti (per es. l'ozono), è naturale osservare che in località distanti dalle fonti di emissione gli ossidi di azoto si presentino in massima parte come NO_2. Si possono identificare quindi, tre diversi tipi di comportamento per la distribuzione di frequenza del rapporto NO_2/NO_x (cfr. Figura 4 relativa al caso di due stazioni della rete urbana di Bologna, la Sala e Cirillo, 1995):

- la distribuzione presenta un'asimmetria positiva (skewness > 0). È questo il caso delle stazioni vicine alle fonti di emissione ed in particolare maggiormente influenzate dal traffico autoveicolare (situazione assimilabile alle stazioni di tipo C). Infatti la moda di questa distribuzione è spostata verso valori bassi indicando che per la maggior parte del tempo il rapporto NO_2/NO_x non raggiunge livelli elevati (primo caso di Figura 4).
- la distribuzione presenta un'asimmetria negativa (skewness < 0). In questo caso la stazione è molto distante dalle fonti di emissione e dunque gran parte dell'NO è trasformato in NO_2. La moda della distribuzione s'avvicina al valore limite di 1 (stazioni di tipo A o D; secondo caso di Figura 4).
- la distribuzione è più o meno simmetrica (skewness vicino a zero). In questo caso la moda grosso modo coincide con la mediana e ciò evidenzia che per la maggior parte del tempo abbiamo una situazione intermedia tra le due precedenti. La stazione è identificabile come una stazione posta in un'area urbana ma non direttamente influenzata dalle emissioni dovute al traffico (stazioni di tipo B).

Il controllo dei "profili" delle centraline sulla base dei suddetti parametri consente quindi di valutare la tipologia dell'informazione fornita dalle stesse evidenziando eventuali mutamenti della situazione ambientale circostante le centraline.

Caso 2: Caratteristiche spaziali del rilevamento della qualità dell'aria tramite un sistema di stazioni fisse

Scopo del presente esempio è quello di illustrare come da un insieme di dati relativi alla concentrazione di un inquinante in aria rilevati da centraline esistenti su un dato territorio è possibile pervenire ad un rappresentazione di sintesi del campo delle concentrazioni che sia di supporto a valutazioni inerenti l'operazione di monitoraggio.

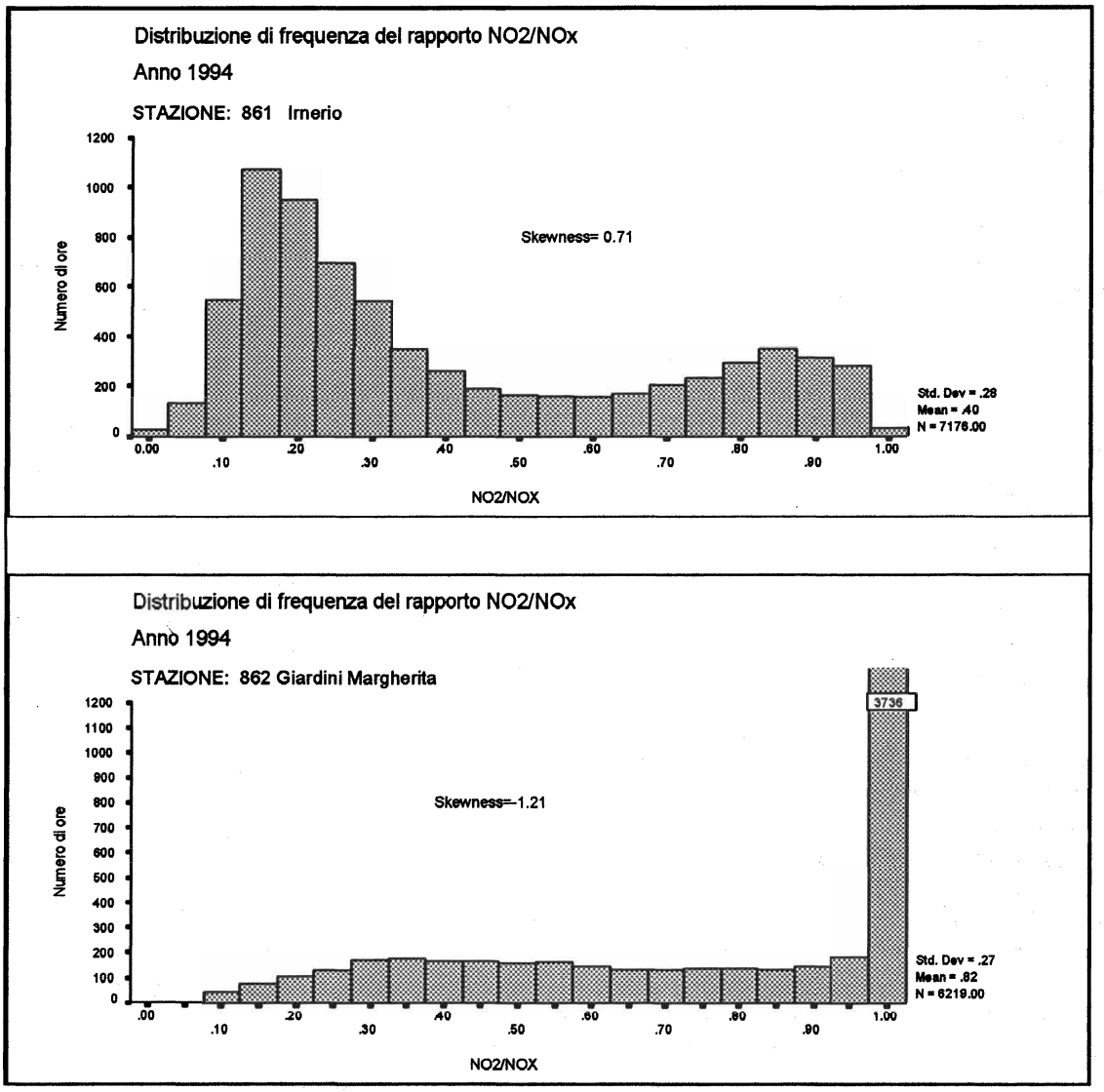


Fig. 4 – Esempio di due diversi tipi di distribuzione del rapporto NO_2/NO_x

I dati utilizzati sono le medie orarie delle concentrazioni di NO_2 rilevate nel 1994 presso le 7 stazioni di monitoraggio situate a nel Comune di Bologna (la Sala e Cirillo, 1995). L'applicazione della metodologia MDS (Multi Dimensional Scaling) ai dati originari depurati dalle componenti non stazionarie di tipo temporale, ha permesso di identificare uno spazio ideale dove la distanza euclidea tra i punti rappresentanti i siti di campionamento è legata, da una funzione monotona e crescente, alla dispersione spaziale tra le misurazioni. Questa caratteristica rende immediatamente fruibile il diagramma prodotto da questa procedura su due dimensioni, perché permette di osservare quali sono i punti vicini tra di loro (e quindi simili riguardo alle misurazioni), e quali al contrario sono rappresentati come distanti (e che quindi producono misurazioni diversificate). Il metodo attraverso il quale l'MDS arriva a produrre questo risultato, è un algoritmo iterativo che, agendo su una configurazione di partenza (casuale o definita dall'utente), modifica le coordinate degli oggetti. L'obiettivo è quello di minimizzare una misura dell'adattamento delle

distanze tra le nuove posizioni, all'ipotesi di legame monotono e crescente con le dispersioni spaziali. Quindi quest'algoritmo non determina una trasformazione delle coordinate iniziali che possa essere estesa ad ogni altro punto dello spazio di partenza.

Interpretando però in altra maniera il risultato prodotto, possiamo fare un passo in avanti. Dobbiamo infatti considerare i punti di misura come dei punti di riferimento (*landmarks*), dei quali abbiamo sia le coordinate nello spazio originale (che indicheremo con G), sia le coordinate nello spazio ideale (D). Se utilizziamo queste coppie di coordinate per individuare una funzione che "mappi" lo spazio G in D, possiamo definire la trasformazione per ogni punto dello spazio originale. È importante notare che, per costruzione, lo spazio D che andiamo a definire è uno spazio dove la dispersione spaziale è funzione unicamente della distanza euclidea tra i punti. In termini più precisi lo spazio è stazionario[1] ed isotropico, in altre parole, la struttura della covarianza, espressa in termini di dispersione spaziale, presenta media costante e covarianza dipendente esclusivamente dal modulo del vettore distanza tra i punti.

Lo strumento che ci consente questo passaggio è un particolare metodo di interpolazione chiamato *thin plate spline*. Questo metodo determina, sulla base delle trasformazioni alle quali sono stati sottoposti i landmarks, una funzione iniettiva che "mappa" lo spazio G in D. Lo *spline* richiede però in genere di essere costruito non già come interpolante bensì come *smoother*, perché richiedendo l'interpolazione la mappa risultante potrebbe essere accartocciata su se stessa. Il risultato sarebbe così quello di mappare due punti distinti nello stesso punto immagine (mapping non iniettivo).Tale problema può essere evitato utilizzando il TPS come *smoother* e quindi introducendo un parametro di *smoothing*. Calibrando adeguatamente questo parametro, siamo in grado di ottenere una rappresentazione "leggibile" che ci permette di evidenziare alcune caratteristiche del campo delle concentrazioni che è l'oggetto dello studio (Figura 5).

La trasformazione alla quale è soggetto lo spazio originario, può essere lineare (o affine), non lineare o una combinazione delle due. In una trasformazione lineare si nota solamente un allungamento, o una compressione, degli assi principali e/o una rotazione mentre le linee rimangono rette e parallele; questo comportamento indica la non-stazionarietà dello spazio originale che deve essere così modificato per diventare stazionario. Gli assi compressi rappresentano lungo quale direzione la dispersione spaziale è minore (e dunque la covarianza è maggiore), mentre quelli allungati indicano la direzione di maggiore dispersione spaziale (minore covarianza).

Nel caso di una trasformazione non lineare le linee sono curvate. In questo caso ciò è dovuto alla non isotropia dello spazio originale. In generale avremo un comportamento misto, cioè lo spazio derivato sarà il prodotto di una trasformazione lineare e di una trasformazione non lineare, mostrando quindi la non-stazionarietà e la non-isotropia del processo spaziale. È interessante quindi esaminare le caratteristiche della mappa distorta prodotta dall'interpolatore *spline* in quanto questa, nell'andare a determinare la configurazione che assimila le dissimilarità a distanze, 'filtra' necessariamente le caratteristiche rilevanti del campo delle concentrazioni. Tenendo inoltre presente che la distanza tra i punti è funzione della dispersione spaziale, e dunque i punti che s'avvicinano sono simili riguardo a quest'indice,

[1] In letteratura non esiste una uniformità di definizioni per cui non è infrequente trovare al posto di stazionario l'aggettivo "omogeneo".

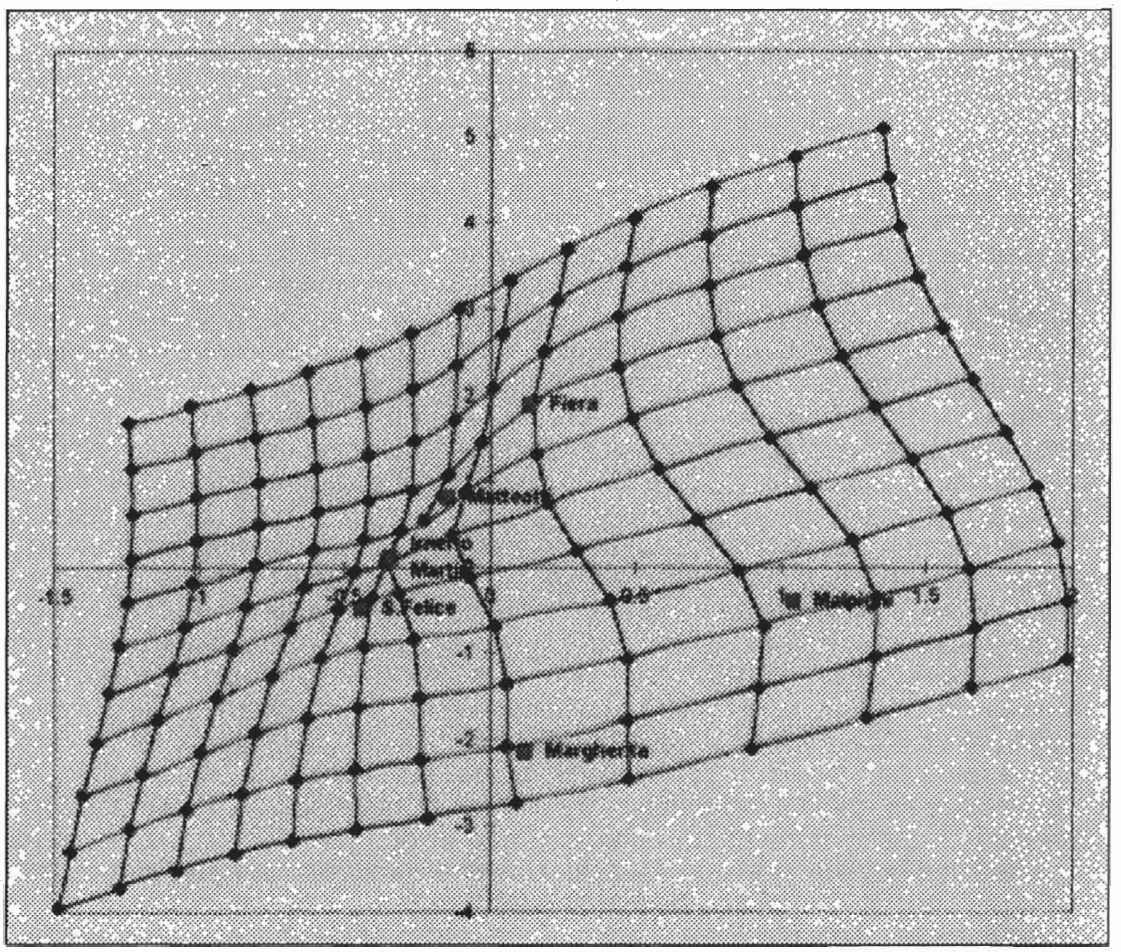


Fig. 5 – Rappresentazione delle caratteristiche spaziali del campo di concentrazione del diossido di azoto, così come misurato nel 1994 dalla rete di Bologna, ottenuta con un mapping definito dal Thin Plate Spline Smoother.

possiamo definire in quali zone le misurazioni sono sufficientemente diversificate fra di loro o, al contrario, dove le stazioni danno risultati simili. Ciò appare particolarmente rilevante nella valutazione di una rete di monitoraggio dal momento che (come è stato verificato) un non idoneo posizionamento delle centraline può fornire risultati ridondanti da un lato ed insufficienti dall'altro nel fornire l'informazione (globale) necessaria al controllo dell'inquinamento.

Caso 3: Evoluzione della qualità dell'aria

Questo caso prende spunto dalla necessità di avere una "visione d'insieme" dell'evoluzione della qualità dell'aria in una certa zona così come viene rilevata da una rete di monitoraggio costituita da un certo numero di stazioni di misura fisse. Lo strumento proposto è un insieme di grafici (esemplificati per il biossido di zolfo nella Figura 6 e nella Figura 7) che per ogni anno riportano l'intervallo (tra il massimo ed il minimo dei valori rilevati) degli indici di qualità dell'aria che devono essere confrontati con i limiti di legge rilevati da tutte le stazioni della rete. Questo

tipo di rappresentazione è quello proposto nella Relazione sullo Stato dell'Ambiente (Ministero dell'Ambiente, 1992).

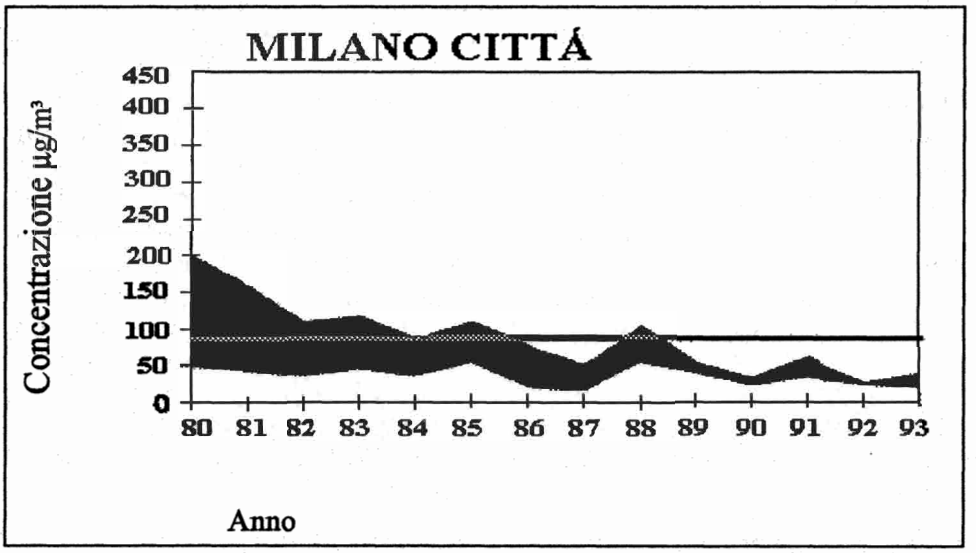


Fig. 6 – Concentrazione di biossido di zolfo. Mediana annua delle concentrazioni medie giornaliere (limite di legge: 80 µg/m³). La figura mostra l'inviluppo dei valori degli indici di qualità dell'aria per tutte le stazioni di rilevamento della rete.

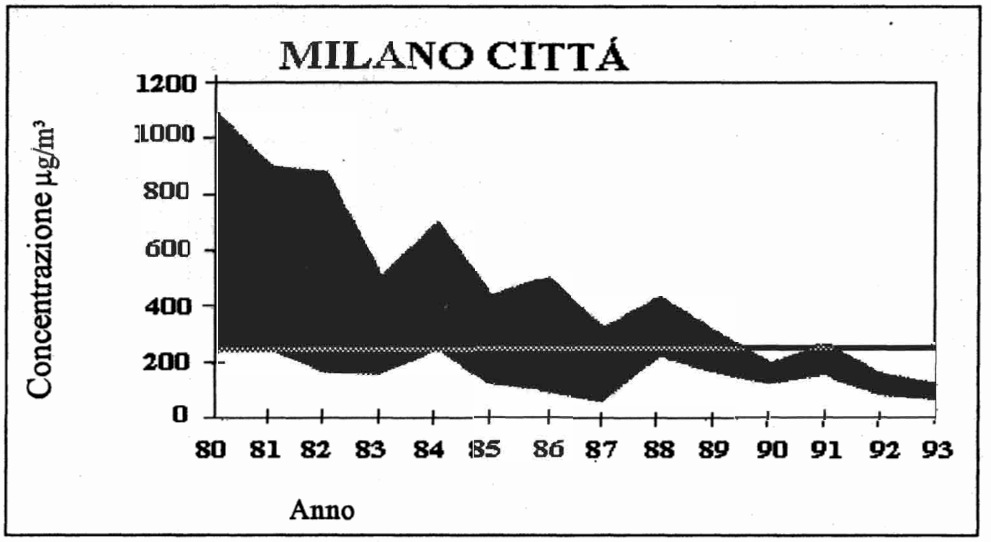


Fig. 7 – Concentrazione di biossido di zolfo. 98° percentile delle concentrazioni medie giornaliere rilevate nell'arco di un anno (limite di legge: 250 µg/m³). La figura mostra l'inviluppo dei valori degli indici di qualità dell'aria per tutte le stazioni di rilevamento della rete.

Caso 4: Riduzione delle emissioni da traffico urbano

Per la città di Roma è stato considerato il problema di redistribuire la mobilità di persone associata al traffico veicolare avendo come obiettivo la riduzione delle

emissioni di monossido di carbonio (CO), composti organici volatili (COV) e ossidi di azoto (NO_x). Il lavoro è stato impostato in termini di selezione 'economicamente efficiente' di insiemi di misure alternative di trasporto con più bassa incidenza di emissioni identificando quindi come ottimali quelle misure che presentano basso costo ed alto potere di abbattimento. Formalizzando il problema come minimizzazione della funzione totale dei costi associati a tutte le misure di trasporto disponibili (presenti ed alternative) sotto prefissati vincoli di riduzione delle emissioni, sono stati prodotti per i diversi inquinanti degli scenari in cui si evidenzia la ripartizione della percentuale di mobilità totale 'dirottatà su misure alternative di trasporto. Al fine di far luce sulle caratteristiche strutturali dei dati che spiegano le risposte del modello un ulteriore esame della questione è stato successivamente condotto sulla base del parametro "costo per unità di massa di inquinante abbattuto" associato alle possibili sostituzioni tra i diversi mezzi di trasporto (Cirillo, Palma e Santostefano, 1995). La "mappa" riportata nella Figura 8 illustra il posizionamento dei parametri costo-efficacia associati alle alternative di trasporto considerate. In particolare gli assi cartesiani rappresentano i valori di tali parametri in coordinate fattoriali ottenute sulla base di un'analisi in componenti principali con la quale si è potuta operare una riduzione dello spazio di riferimento grazie al forte legame

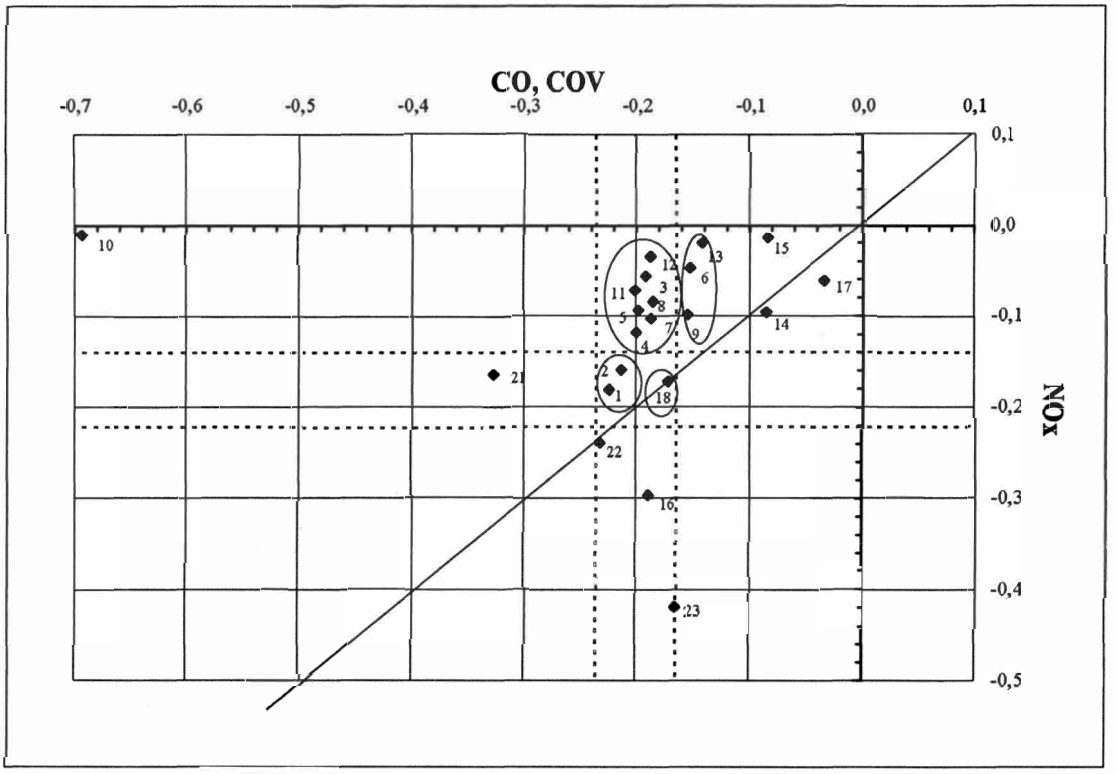


Fig. 8 – Rappresentazione su piano fattoriale dei parametri "costo per unità di massa di inquinante abbattuto" per le diverse possibili opzioni tecnologiche con riferimento agli inquinanti considerati. Le linee tratteggiate delimitano delle regioni caratterizzate da un'alta efficienza di abbattimento (basso valore del parametro parametri "costo per unità di massa di inquinante abbattuto"); in particolare la fascia orizzontale è di alta efficienza per gli ossidi di azoto NO_x ; la fascia verticale è di alta efficienza per il monossido di carbonio (CO) e i composti organici volatili (COV); l'intersezione delle due fasce vicino alla bisettrice individua la zona ottimale per tutti e tre gli inquinanti.

lineare riscontrato tra parametri costo-efficacia (costo per unità di massa di inquinante abbattuto) relativi a CO e COV; i punti sulla mappa si riferiscono alle medie di cluster identificati a partire dall'insieme di parametri fattoriali. È possibile così delimitare sulla mappa un'area rappresentativa per la selezione di misure convenienti in termini di costo efficacia per tutti gli inquinanti (in prossimità della bisettrice a 45°) oppure per il CO ed i COV o l'NO_x separatamente. Gli insiemi di misure corrispondenti ad i cluster così selezionati definiscono delle opzioni di scelta, vale a dire insiemi di misure che possono essere considerate relativamente sostituibili sotto il profilo del criterio costo efficacia. La mappa rappresenta dunque uno spazio ideale in cui dato ambientale e dato economico sono presenti in una forma che di per sé è finalizzata ad una valutazione di supporto ad un intervento di risanamento. L'approccio si caratterizza chiaramente sotto il profilo della connessione operata tra ambiente e contesto economico in quanto si esclude, per scelta iniziale, di ricercare soluzioni che permettano di tradurre l'inquinamento in danni o benefici espressi sottoforma monetaria.

5. Conclusioni

Si afferma generalmente che la finalità degli indicatori ambientali è quella di essere un ponte tra gli studiosi dell'ambiente da una parte, i decisori e la gente comune dall'altra. Tecnici, decisori, pubblico costituirebbero quindi i tre punti che definiscono la geometria su cui si dispiega lo sviluppo e l'uso degli indicatori ambientali. In realtà, queste affermazioni catturano solo una parte della realtà: se è vero che uno degli usi degli indicatori ambientali è quello di favorire il flusso di informazione dagli esperti verso i decisori e il pubblico, non va dimenticato che la complessità intra e inter-disciplinare della questione ambientale non può far collassare il problema della comunicazione tra gli esperti con differente retroterra tecnico e culturale; inoltre, anche il termine generico "decisore" include in realtà una gamma di figure con responsabilità, competenze e funzioni diverse. Se è vero che attributo qualificante dell'indicatore è il "trasferimento" dell'informazione, ecco quindi configurarsi una pluralità di percorsi attraverso i quali è necessario veicolare efficacemente l'informazione: tra esperti e decisori; tra decisori e pubblico (eventualmente mediato dal contributo di esperti: il percorso diretto esperti-pubblico in realtà è poco frequente); tra esperti ed esperti; tra decisori e decisori. Ogni percorso ha delle specificità che non possono non riflettersi nella costruzione e nell'uso dell'indicatore, il quale quindi si caratterizza in termini generali come strumento caratterizzato da quattro "attributi" fondamentali:

1) trasferisce l'informazione;
2) dà dell'informazione delle "viste" privilegiate e sintetiche;
3) è orientato a specifici fruitori;
4) è mirato a specifici problemi e finalità.

Avendo questo in mente, è forse utile riassumere alcuni elementi peraltro già trattati, con minore o maggiore ampiezza, nel corso di questa breve rassegna:

- dati di base: è necessario che siano di buona qualità, in quantità sufficiente, omogenei e comparabili; i maggiori limiti nella costruzione di indicatori ambientali spesso risiede nella mancanza di queste caratteristiche nei dati di base, e dunque un formidabile investimento deve essere fatto per passare da una produzione indiscriminata e anarchica, quanto costosa, di informazione, alla raccolta armonizzata e coerente di dati ambientali;

- uso dell'informazione di base: spesso gli indicatori sono costruiti solo con una parte dell'informazione disponibile, per vari motivi (perché costituisce la parte omogenea dell'informazione, o perché è di migliore qualità, o è più completa, eccetera); l'opinione di chi scrive è che, a meno di validi e documentati motivi, tutta l'informazione disponibile debba essere analizzata e, per quanto possibile, utilizzata: in altre parole, di solito (anche se non sempre) il trascurare dell'informazione, per quanto di bassa qualità, è comunque una perdita;
- si è detto che l'informazione trasferita con l'indicatore può seguire diversi percorsi, da una molteplicità di potenziali mandanti a una molteplicità di potenziali fruitori. Una distinzione grossolana ma utile può essere quella tra indicatori "*general purpose*", riferiti ad ampie categorie di fruitori, e indicatori "specializzati", che trasferiscono l'informazione tra tecnici che afferiscono a diverse discipline e quindi con diverse specializzazioni e/o ruoli, o tra tecnici e decisori. Va rilevato che nelle iniziative sia degli organismi internazionali che dei Paesi industrializzati questa distinzione non viene mai sottolineata, e anzi spesso prevale un atteggiamento ambiguo per cui da una parte si afferma essere l'iniziativa rivolta anche ai decisori e al pubblico in generale, e dall'altra si mette in guardia da un uso distorto dell'informazione, invocando la "familiarità con l'argomento" per "dotare di contenuti" l'informazione che si rende disponibile. Una classificazione degli indicatori per classe di fruitori probabilmente aiuterebbe ad evitare queste ambiguità, ed è quindi estremamente auspicabile;
- completezza di un insieme o sistema di indicatori: non è detto che con l'informazione disponibile si riesca ad esaurire tutti gli aspetti che si devono trattare; il trascurare gli aspetti per cui non si dispone di dati è spesso un elemento distorcente nel sistema di indicatori, che si riflette poi a livello decisionale: bisognerebbe sempre elencare tutte le dimensioni che si conoscono del problema, specificando per quali di queste si dispone di informazione. Tutte le dimensioni andrebbero poi opportunamente analizzate, approntando indicatori basati sulla migliore conoscenza disponibile: si avranno indicatori più qualitativi e indicatori più quantitativi; indicatori di migliore qualità e indicatori di minor qualità (ma questi ultimi, paradossalmente, potrebbero essere i più cruciali per il problema che si sta affrontando);
- se è vero che funzione principe dell'indicatore è quella di trasferire in sintesi l'informazione, va chiarito che questo non sempre deve significare una perdita o un appiattimento dell'informazione; una sintesi può significare una visione d'insieme che privilegia particolare punti di vista, e per fare ciò valorizza tutta l'informazione disponibile;
- un indicatore costituisce una visione di sintesi, come già detto più volte: tale sintesi può essere imposta "dall'alto", ovvero essere una applicazione "a priori" di accorpamento dell'informazione: lo scopo può essere quello di avere una standardizzazione della presentazione dell'informazione, anche a rischio di appiattirne alcune peculiarità; viceversa, l'operazione di sintesi può essere operata "dal basso", tenendo conto per esempio delle specificità territoriali e di come i dati di base sono collegati al contesto di riferimento. Una sintesi "dall'alto" può essere funzionale a viste nazionali o sovranazionali, una sintesi "dal basso" a viste locali;
- indicatore-valore vs. indicatore-modello: un indicatore può essere un semplice valore, e far parte di un insieme o sistema di indicatori che poi possono venire accorpati in un indice; oppure un indicatore è esso stesso un "sistema" o "modello", e si fa riferimento con grande libertà e fantasia a modi di rappresentazione e di comunicazione, in funzione dell'obiettivo e dei fruitori.

Riferimenti bibliografici

ALFSEN K.H., SAEBØ H.V. (1993), "Environmental quality indicators: background, principles and examples from Norway", *Environmental & Resource Economics*, 3, 4, pp. 415-435.

AMICI DELLA TERRA (1995), *Verso un'Europa sostenibile*, Maggioli, Rimini.

BABCOCK L.R. Jr. (1970) "A combined pollution index for measurement of total air pollution", *Journal of the Air Pollution Control Association*, 20 (10), pp. 653-659

BAILLY A. S. (1986), "Les indicateurs d'environment: des indicateurs objectifs aux indicateurs subjectifs" in: *Gli indicatori ambientali: valori, metri e strumenti nello studio dell'impatto ambientale*, a cura di P.Schmidt di Friedberg, pp.883-914, Franco Angeli, Milano.

BARBIROLI G., MAZZARACCHIO P., RAGGI A., ALLINEY S. (1992), "A proposal for a new method to develop synthetic quality indices for air and water", *Journal of Environmental Management*, 36, pp. 237-252.

BELLA D.A., JACOBS R., LI H. (1994), "Ecological indicators of global climate change: a research framework", *Environmental Management*, 18, 4, pp. 489-500.

CIRILLO M.C. (1994), "Inquinamento Atmosferico Transfrontaliero" In: "*L'uomo e l'Ambiente – Rischi e limiti di accettabilità*", a cura di L. Bruzzi, F. Casali, G. Giacomelli, A. Lanza, pp.47-55, Pitagora Editrice, Bologna.

CIRILLO M.C., PALMA D., SANTOSTEFANO S. (1995), "Cost effective strategies for transport emission reduction", *mimeo.*

DASGUPTA P. (1993), "Optimal versus sustainable development", *Proceedings of the First Annual International Conference on Environmentally Sustainable Development*, World Bank, Washington, D.C., September 30-October 1, 1993

DI PALMA M., MELE G. (1993), "Contabilità ambientale e contabilità economica: stato dell'arte e progressi sui sistemi integrati", Conferenza su: *Statistica, sistemi di informazione e modelli ambientali* Roma, 4/5 Novembre 1993, Facoltà di Economia e Commercio, Università degli Studi di Roma "Tor Vergata".

FENSTERSTOCK J.C., GOODMAN K., DUGGAN G.M., BAKER W.S. (1969), "The development and utilization of an air quality index", Paper n° 69-73, presentato al *62nd Annual Meeting of the Air Pollution Control Association*, New York, NY Giugno 1969.

FRANZESE R., GAUDIOSO D. (1995), "Esperienze e proposte relative alla correzione in senso amnientale delle misure del reddito nazionale", ENEA RT/AMB/95/05.

FREY M. (1993), "Il governo dell'ambiente e i possibili ruoli di un'agenzio ambientale in Italia", *Quaderni IEFE*, Università Bocconi, Milano.

GERELLI E., PATRIZII V. (1993), "Le basi informative della politica ambientale", in *Ambiente e contabilità nazionale*, a cura di I. Muso e D. Siniscalco, pp.201-240, Il Mulino, Bologna.

GREEEN M.H. (1966), "An air pollution index based on sulfur dioxide and smoke shade", *Journal of the Air Pollution Control Association*, 11 (12) pp.703-706.

HAINING R.P. (1990), *Spatial Analysis in the Social and Environmental Sciences*, Cambridge University Press.

HUNSAKER C.T. (1993), "New concepts in environmental monitoring: the question of indicators", *The Science of the Total Environment,* Supplement, part 1, pp.77-95.

HUNSAKER C.T., GRAHAM R., TURNER R.S., RINGOLD P.L., HOLDREN G.R. Jr, STRICKLAND T.C. (1994), "A national critical loads framework for atmospheric

deposition effects assessment: II. Defining assessment end points, indicators, and functional subregions", *Environmental Management*, 17, 3, pp. 335-341.
HUNT W.F. Jr., OTT W.R. (1976), "Pollutant Standard Index (PSI) evaluation study", U.S. Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, NC.
HWANG C. (1993), "New trends in environmental management in western european countries", *The Environmentalist,* 13, 2, pp. 97-104.
LA SALA E., CIRILLO M.C. (1995) "Il monitoraggio della qualità dell'aria a Bologna: un'analisi spaziale delle misure per una valutazione della significatività della rete", *rapporto presentato a: "Il miglioramento della qualità dell'aria: obiettivi, strategie e strumenti"*, seminario organizzato dalla Provincia e dal Comune di Bologna, Bologna, 13 dicembre 1995.
MALATINI S., PINCHERA G.C. (1986), "Gli indicatori ambientali: un confronto tra le tendenze internazionali", *Ingegneria ambientale*, 15, 5, pp 247-272.
MALCEVSCHI S. (1986), "Indicatori eterogenei e bilanci di impatto ambientale. Elementi per un paradigma di collegamento" in: *Gli indicatori ambientali: valori, metri e strumenti nello studio dell'impatto ambientale*, a cura di P. Schmidt di Friedberg, pp. 883-914, Franco Angeli, Milano.
MINISTERO DELL'AMBIENTE (1992), *Relazione sullo stato dell'ambiente*, Istituto Poligrafico e Zecca dello Stato, Roma.
MINISTERO DELL'AMBIENTE (1993), *Piano nazionale per lo sviluppo sostenibile in attuazione dell'Agenda 21*, Roma.
OECD (1979), The state of the environment in OECD member countries, Parigi.
OECD (1981), Questionnaire, Environment Committee, Group on the State of the Environment, 1981, Parigi, ENV/SE/81.
OECD (1993), "Corps central d'indicateurs de l'OCDE pour l'examens des performances environmentales", *Monographies sur l'environment n° 83*, OECD/GD (93) 179.
OECD (1995), "Project group on the Ecological City", *Preliminary draft final report*, DT/UA/EC(95) 3.
OECD (1995), *OECD Environmental Data. Compendium 1995,* Paris.
PEARCE D.W., TURNER R.K. (1989), *Economia delle Risorse Naturali e dell'Ambiente,* Il Mulino, Bologna.
RIVM (1993), *Calculation and mapping of critical loads in Europe: Status Report 1993*, Coordination Center for Effects, Bilthoven, the Netherlands.
SAMPSON P.D., GUTTORP P. (1992), "Nonparametric estimation of nonstationary spatial covariance structure", *Journal of the American Statistical Association*, 87, 417, pp. 108-119.
SCARSELLA R. (1991), "Gli indicatori ambientali: un'applicazione di analisi multivariata ai dati di inventario delle emissioni CORINAIR", ENEA RT/AMB/91/14.
THOMAS W.A., BABCOCK L.R., SHULTS W.B. (1971), "Oak Ridge air quality index", *Report No. ORNL-NSF-EP-8*, Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, TN.
THORN G.C., OTT W.R. (1976), "A proposed uniform air pollutin index", *Atmospheric Environment*, 10, pp. 261-264.
UNSO (1990), *SNA Handbook on Integrated Environmental and Economic Accounting Preliminary Draft of Part I: General Concepts*, New York.
WCED (1987), "Our Common Future", Oxford University Press, Oxford.

PROPOSTA DI UNA RAPPRESENTAZIONE INPUT/OUTPUT DEI FLUSSI DI MATERIA NELLA BIOSFERA E NELLA TECNOSFERA

Giorgio Nebbia

Università di Bari

1. Introduzione

Qualsiasi azione di carattere legislativo ed amministrativo per la difesa dell'ambiente presuppone la disponibilità di conoscenze sulla circolazione della materia e dell'energia nella biosfera e nella *tecnosfera*; quest'ultima può essere definita come l'insieme delle cose fabbricate ed utilizzate dagli esseri umani in quanto animali "speciali".

In tale circolazione, la materia viene estratta dai grandi corpi naturali della biosfera, viene trasformata e ritorna, sotto forma di scorie delle attività vitali ed economiche, nella biosfera.

Mentre gli eventi della biosfera si svolgono con cicli sostanzialmente chiusi, le azioni che interessano la tecnosfera in genere sottraggono risorse naturali alla biosfera, le trasformano in oggetti di interesse economico – in "merci" – e le scorie delle attività umane ritornano nella biosfera in forma, in genere, difficilmente assimilabile, tale da modificare la composizione chimica e fisica dei corpi riceventi naturali (aria, acque, suolo).

Si parla in questi casi di "inquinamento" in quanto i corpi riceventi modificati dalle attività umane possono non essere utilizzabili per altre attività o possono essere dannosi.

2. Azioni per contenere i danni ambientali

Le modificazioni dell'ambiente dovute alle azioni che hanno luogo nella tecnosfera possono essere (e in genere sono) associate a costi monetari per alcuni soggetti economici; una politica di difesa dell'ambiente ha perciò il fine di utilizzare divieti, incentivi o tariffe per diminuire il flusso di sostanze "inquinanti" nella biosfera[1].

[1] Un eccellente quadro delle azioni di politica ambientale è contenuto nel dimenticato saggio di R.M. Solow, "The economist's approach to pollution and its control", *Science*, 173, 498-503 (6 agosto 1971); traduzione italiana col titolo: "Il punto di vista dell'economista sul problema dell'inquinamento e del suo controllo", in G. Cannata (a cura di), "Saggi di economia dell'ambiente", Milano, Giuffrè, 1974, p. 141-162.

L'efficacia di una politica ambientale dipende dalla quantità e qualità delle informazioni statistiche a disposizione di chi deve prendere decisioni legislative e amministrative.

In particolare occorre conoscere la quantità di ciascun agente chimico o fisico fonte di inquinamento, associata a ciascuna attività economica, e il destino nell'ambiente di ciascun agente inquinante.

Solo così è possibile riconoscere quali effetti economici risultano dalla modificazione dei flussi delle sostanze inquinanti verso l'ambiente.

I flussi di denaro associati alle attività della tecnosfera, rilevati dai servizi statistici nazionali, vengono abitualmente rappresentati in forma di tavole o matrici intersettoriali.

Sarebbe pertanto utile sovrapporre, alle matrici intersettoriali in unità monetarie, delle simili matrici in grado di descrivere quanta materia e energia "accompagna", dalla biosfera, attraverso le attività economiche, fino al ritorno nella biosfera, il flusso di ciascuna unità monetaria scambiata nella tecnosfera.

Il problema non è nuovo ed è stato oggetto di varie proposte[2], che in genere finora non sono state in grado di portare a soluzioni pratiche e utili ai fini della politica di difesa dell'ambiente.

La presente nota si propone di verificare se i flussi di materia (e di energia) che attraversano la biosfera e la tecnosfera possono essere rappresentati in modo simile a quanto viene fatto per i flussi di denaro che attraversano la tecnosfera.

Una matrice intersettoriale delle interazioni fra biosfera e tecnosfera si può considerare divisa in quattro principali settori.

	Biosfera i	Tecnosfera j
Biosfera, i	Bii	Bij
Tecnosfera, j	Wji	Tjj

Il primo contiene le informazioni relative agli scambi di materia fra i settori, i, della Biosfera, Bii.

Il secondo contiene le informazioni sui flussi dei materiali "venduti" dai settori della Biosfera, i, ai settori, j, della Tecnosfera, Bij.

Il terzo contiene le informazioni sui flussi di rifiuti generati dai vari settori, j, della Tecnosfera e immessi nei corpi riceventi, i, della Biosfera, Wji.

Il quarto contiene le informazioni sui flussi di materia che hanno luogo fra i vari settori, j, della Tecnosfera, Tjj. Questa matrice dovrebbe sovrapporsi a quella, in unità monetarie, delle contabilità nazionali.

---

[2] Si può vedere, per i lavori dei primi anni settanta, la bibliografia contenuta in G. Nebbia, "Le matrici dei rifiuti", *Rassegna Economica, 39*, (1), 37-62 (gennaio-febbraio 1975). Una rassegna di alcune proposte di matrici intersettoriali dei flussi di materia e di energia è contenuta in: G. Nebbia, "Effetti ambientali della produzione e del consumo delle merci", Workshop "Indicatori ambientali e statistiche ufficiali", Monselice, 1 luglio 1994, 48 pp. Il problema è studiato da vari anni nell'ambito del progetto di statistiche ambientali delle Nazioni Unite e dell'Unione Europea; si vedano, per esempio, i contributi, e la relativa bibliografia, di C. Costantino e altri dell'Istituto Nazionale di Statistica.

3. I flussi di materia nella biosfera

Cominciamo col verificare se, e come, i flussi di materia (e di energia), Bii, che attraversano la biosfera possono essere rappresentati sotto forma di una matrice input/output.

Immaginiamo che la biosfera, molto schematicamente, sia suddivisa nei seguenti settori, i (Figura 1), distinti fra corpi inorganici naturali:

(1) "Aria"
(2) "Acque"
(3) "Suolo"

e settori degli organismi viventi:

(4) "Produttori"
(5) "Consumatori"
(6) "Decompositori".

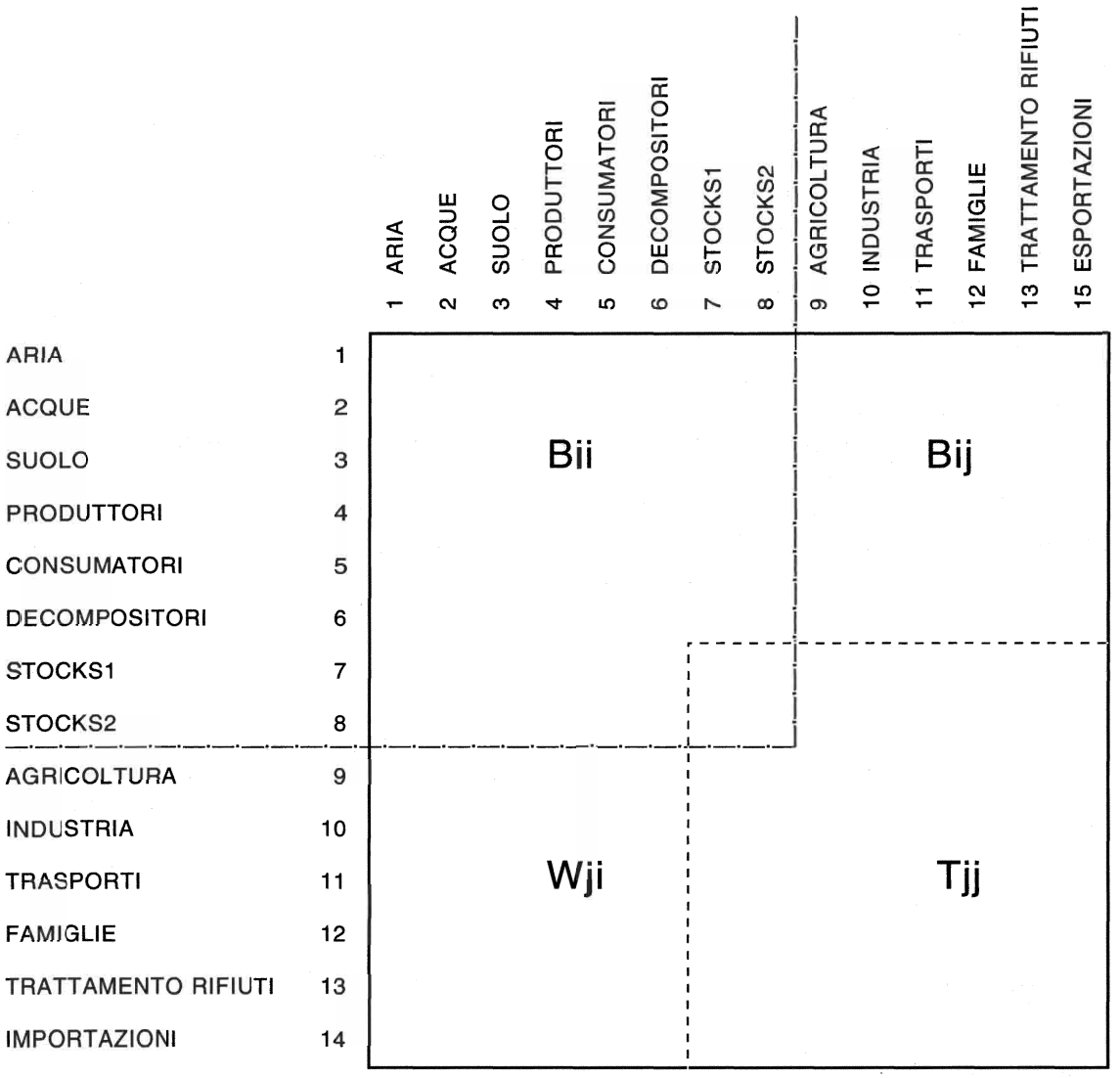


Fig. 1

Nella biosfera la materia (e l'energia, ma la presente analisi si limita al flusso delle masse di materia) scorre dai corpi inorganici naturali – "Aria", "Acque", "Suolo" – ai "Produttori" (gli esseri viventi vegetali e le alghe fotosintetici) e poi ai "Consumatori" (gli esseri viventi animali, che devono dipendere da altri, dai produttori, per il proprio cibo e la propria vita).

I prodotti della respirazione dei vegetali e degli animali ritornano all'aria; i prodotti di decadimento e le spoglie dei vegetali, e gli escrementi e le spoglie degli animali finiscono nel suolo dove gli organismi "Decompositori" (per lo più microrganismi) trasformano la materia in composti, per lo più inorganici, che ritornano nell'aria e nelle acque.

Gli inputs e gli outputs relativi, per esempio, ad un anno sono in pareggio se si prendono in considerazione dei "depositi", o "Stocks", di materia costituiti dalla materia presente negli organismi la cui vita dura più di un anno (per esempio il corpo degli alberi e di molti animali) ("Stocks 1"), e i depositi di materiali presenti nel suolo: per esempio le sostanze nutritive per i vegetali, o i prodotti carboniosi come le torbe e le ligniti, o i depositi di minerali ("Stocks 2").

Per poter bilanciare gli inputs e gli outputs è necessario usare adatte unità di massa.

Non si può, per esempio, contabilizzare la massa totale della materia in gioco perché gli esseri viventi e la materia inorganica contengono quantità più o meno grandi di acqua e sono costituiti da molti differenti elementi e composti.

In prima approssimazione in questo lavoro si è deciso di misurare il flusso della massa di un singolo elemento, per esempio carbonio, o azoto, o fosforo, o cloro, o cadmio, eccetera.

Se si considera lo scambio di beni materiali fra i vari territori della biosfera come scambio di "merci" (a cui ovviamente non è associato alcuno scambio monetario), il flusso di ciascun elemento scelto per la misura dei flussi di materia nella biosfera si può considerare equivalente al "costo", o al "contenuto" (in carbonio, azoto, eccetera) del fenomeno vivente in esame.

Si può perciò affermare che l'atmosfera "vende" il carbonio dell'anidride carbonica ai vegetali, che gli animali "vendono" all'aria il carbonio dell'anidride carbonica liberata nella respirazione, il carbonio del metano delle escrezioni intestinali; gli animali e i vegetali "vendono" il carbonio delle proprie spoglie ai decompositori, e così via.

4. I flussi di materia nella tecnosfera

Il flusso della materia che interessa l'economia può essere descritto aggiungendo alla matrice degli scambi che hanno luogo all'interno della biosfera – che è la fonte fisica e naturale di tutti i materiali e le merci "economiche" e il ricettacolo dei rifiuti – una matrice degli scambi, Tjj, che hanno luogo nella tecnosfera (Figura 1).

Per semplicità immaginiamo di suddividere la tecnosfera nei seguenti principali settori, j :

(9) "Agricoltura"
(10) "Industria"
(11) "Trasporti"
(12) "Famiglie"
(13) "Trattamento dei rifiuti".

La stretta relazione fra flussi della biosfera e della tecnosfera appare facilmente se si considera, per esempio, che una parte dei vegetali "Produttori" (4) viene assorbita dall'"Agricoltura" (9) che vende (questa volta in cambio di denaro) i suoi raccolti all'"Industria" (10) (per le trasformazioni agroindustriali). Nell'ambito della tecnosfera l'"Industria" vende concimi all'"Agricoltura" e alimenti alle "Famiglie" (12).

I "proprietari" dei depositi naturali di foreste, di minerali e di fonti di energia – "Stocks 1" (7) e "Stocks 2" (8) – vendono, per esempio, le fonti di energia ad alcuni settori dell'"Industria" (10), che a loro volta vendono gasolio all'"Agricoltura" (9), olio combustibile ad altri settori dell'"Industria" (10), benzina ai "Trasporti" (11) e combustibili alle "Famiglie" (12).

Ciascun settore della tecnosfera "vende" (questa volta senza scambio di denaro) rifiuti solidi, liquidi o gassosi o ai corpi riceventi naturali ("Aria" (1), "Acque" (2), "Suolo"(3)); oppure (con o senza scambio di denaro) al settore del "Trattamento dei rifiuti" (13) che trasforma i rifiuti in forme differenti (i rifiuti solidi in gas per incenerimento, eccetera), oppure genera, per riciclo, nuove merci da vendere (questa volta con scambio di denaro) all'"Agricoltura" (9), all'"Industria" (10), alle "Famiglie" (12).

I rifiuti del settore del "Trattamento dei rifiuti" (13) vanno, come molti rifiuti degli altri settori della tecnosfera, nei corpi riceventi della biosfera (Wji).

Sia i settori della biosfera, sia quelli della tecnosfera scambiano materiali con i due settori dei depositi, o "Stocks", già ricordati.

Inoltre, se l'analisi è riferita ad un territorio limitato, occorre aggiungere due settori di "Importazioni" (14) ed "Esportazioni" (15) di merci e rifiuti.

Anche in questo caso, per far quadrare i conti occorre rappresentare i flussi di materia che attraversano la biosfera e la tecnosfera con la stessa unità di misura, per esempio come massa di un elemento: carbonio, azoto, fosforo, o qualsiasi altro. Si sceglierà, come unità di misura, la massa dell'uno o dell'altro elemento, a seconda che l'analisi statistica voglia fornire informazioni utili per una particolare azione di politica ambientale: ridurre l'effetto serra, l'eutrofizzazione, l'immissione di metalli tossici, eccetera.

Per quanto già detto, le merci scambiate all'interno della biosfera sono gratuite; quelle scambiate fra i settori della tecnosfera sono accompagnate da un flusso di denaro.

La quantità di tali scambi monetari può essere rilevata dalle normali statistiche delle contabilità economiche nazionali o regionali.

La sovrapposizione della matrice degli scambi in unità fisiche di massa alla matrice degli scambi in unità monetarie (tratti dalle contabilità nazionali), se redatte entrambe per gli stessi settori, dovrebbe consentire di identificare il "contenuto" in carbonio (o azoto, o fosforo, eccetera) di ciascuna unità di scambio monetario, per esempio per milione di lire.

Di conseguenza dovrebbe permettere di conoscere di quanto diminuisce o si modifica il flusso di denaro in ciascun settore se diminuisce, o comunque varia, il flusso di risorse naturali o di rifiuti associato allo stesso o a tutti gli altri settori.

5. Alcuni flussi di materia nella biosfera

A titolo di esempio verranno qui esaminati alcuni flussi di materia, Bii, fra i vari corpi, molto aggregati, della biosfera (Figura 1).

B(1,3) *Aria → Suolo.*
I nitrati, fissati nell'atmosfera attraverso le scariche elettriche, sono trascinati dalle piogge nel suolo.

B(1,4) *Aria → Produttori.*
L'aria fornisce ai vegetali l'anidride carbonica necessaria per la fotosintesi e l'ossigeno necessario per la respirazione.

B(1,5) *Aria → Consumatori.*
L'aria fornisce agli animali l'ossigeno necessario per la respirazione. L'aria fornisce l'azoto ai batteri azotofissatori presenti nel suolo o in simbiosi nei vegetali.

B(1,6) *Aria → Decompositori.*
L'aria fornisce l'ossigeno per l'ossidazione, operata dai decompositori, del carbonio delle spoglie vegetali, delle spoglie e escrementi animali, e di altri materiali organici.

B(2,4) *Acque → Produttori*
B(2,5) *Acque → Consumatori*
B(3,1) *Suolo → Aria.*

I processi di decomposizione che hanno luogo nel suolo immettono nell'atmosfera anidride carbonica, azoto (dai processi di denitrificazione), ammoniaca, metano, eccetera.

B(3,2) *Suolo → Acque.*
Vi è una continua lisciviazione di sostanze dal suolo con immissione nelle acque di composti solubili come nitrati, fosfati, sali di calcio, di ammonio, eccetera, in parte responsabili dell'eutrofizzazione delle acque.

B(3,4) *Suolo → Produttori.*
Il suolo fornisce alle piante sostanze nutritive inorganiche come composti di azoto, fosforo, potassio, calcio, zolfo, eccetera.

B(3,6) *Suolo → Decompositori.*
I batteri e gli organismi decompositori traggono dal suolo le scorie e spoglie vegetali e animali da trasformare.

B(3,7) *Suolo → Stocks1.*
I materiali inorganici presenti nel suolo in parte si insolubilizzano e depositano per tempi lunghi.

B(3,8) *Suolo → Stocks2.*
Alcuni prodotti di decadimento e spoglie della vita vegetale e animale si depositano per tempi lunghi, per esempio sotto forma di humus, torba, carbonato di calcio, eccetera.

B(4,1) *Produttori → Aria.*
I produttori immettono nell'atmosfera l'ossigeno risultante dalla respirazione.

B(4,2) *Produttori → Acque.*
I produttori (per esempio le alghe fotosintetiche) esistenti nelle acque scambiano con le acque gas e le proprie spoglie. Una analisi più dettagliata dovrebbe distinguere fra produttori (e consumatori) terrestri, viventi nelle acque e viventi nel mare.

B(4,3) *Produttori → Suolo.*
I prodotti di decadimento organico e le spoglie dei vegetali cadono al suolo (o nelle acque) e diventano nutrimento per gli organismi decompositori presenti nel suolo e nelle acque.

B(4,5) *Produttori → Consumatori.*
I vegetali forniscono il principale alimento agli animali.

B(5,1) *Consumatori → Aria.*
Gli animali immettono nell'aria l'anidride carbonica formatasi durante la respirazione, il metano, l'ammoniaca, i composti solforati formatisi durante la digestione.

B(5,2) *Consumatori → Acque.*
Flusso nelle acque di parte degli escrementi degli animali terrestri, degli escrementi e delle spoglie degli animali acquatici.

B(5,3) *Consumatori → Suolo.*
Il suolo è il principale corpo ricevente degli escrementi e delle spoglie degli animali terrestri.

6. Interazioni fra biosfera e tecnosfera

Ai fini dell'integrazione della contabilità dei flussi di materia, in unità di massa, fra i vari settori, j, della tecnosfera, Tjj, con la contabilità monetaria descritta nelle Tavole intersettoriali dell'economia italiana, vengono qui riportate alcune possibili equivalenze fra i settori per cui vanno analizzati i flussi di materia e i settori economici.

9. "Agricoltura". Corrisponde approssimativamente alle branche 01-05 della Tavola intersettoriale dell'economia.

10. "Industria". Corrisponde approssimativamente alle branche 06-70 della Tavola intersettoriale dell'economia.

11. "Trasporti". Corrisponde approssimativamente alle branche 75-80 della Tavola intersettoriale dell'economia.

12. "Famiglie" (e servizi). Corrisponde approssimativamente alle branche 81-92 dei "Consumi intermedi" e al settore 94 degli "Impieghi finali" della Tavola intersettoriale dell'economia.

13. "Trattamento dei rifiuti". Nella classificazione delle attività e nelle branche della Tavola intersettoriale le attività di depurazione delle acque, di raccolta e smaltimento dei rifiuti, di riciclo dei materiali, sono sparse.

14. "Importazioni". Corrisponde approssimativamente alle "branche di origine" 105-113 della Tavola intersettoriale dell'economia.

15. "Esportazioni". Corrisponde ai settori 98 e 99 degli "Impieghi finali" della Tavola intersettoriale dell'economia.

Si può fin da ora notare che le suddivisioni utilizzate per la contabilità nazionale sono state generalmente scelte senza tenere generalmente conto dei flussi di materia che accompagnano i flussi monetari, per cui la ricerca di una corrispondenza fra i due flussi richiede ancora molto lavoro.

Si pensi, per esempio, che le attività di riciclo dei rifiuti, che stanno assumendo crescente importanza, figurano, nella Classificazione delle attività economiche, con i numeri NACE 37.10 e 37.20 che non corrispondono a nessuna branca considerata nella Tavola intersettoriale 1985, nella quale il riciclo (branca 19) era limitato alla rifusione dei rottami metallici.

7. Flussi di materia fra biosfera e tecnosfera, Bij

Vengono qui riportati alcuni esempi di flussi di materia che hanno luogo fra la biosfera e la tecnosfera. I termini "Produttori" e "Consumatori" sono usati nel loro significato ecologico, rispettivamente di vegetali autotrofi e di animali eterotrofi.

B(1,10) *Aria → Industria.*
Gas dell'aria usati come gas industriali: azoto atmosferico per la sintesi dell'ammoniaca, ossigeno per il trattamento dei metalli, ossigeno per le combustioni, eccetera.

B(2,9) *Acque → Agricoltura*

B(2,10) *Acque → Industria.*
L'acqua prelevata dalle industrie acquedottistiche, eventualmente in cambio di una tariffa.

B(2,12) *Acque → Famiglie.*
L'acqua per uso igienico e domestico è però in genere "venduta" dalle imprese acquedottistiche alle Famiglie e quindi corrisponde a un flusso T(10,12).

B(2,13) *Acque → Trattamento dei rifiuti.*

B(4,9) *Produttori → Agricoltura.*
Una parte dei vegetali è usata come input per il settore dell'Agricoltura. Lo scambio monetario dipende dalla "proprietà" del suolo o delle foreste.

B(4,10) *Produttori → Industria.*
Legno delle foreste usato dall'industria della carta e dei mobili; prodotti e sottoprodotti vegetali usati come materie prime industriali.

B(5,9) *Consumatori → Agricoltura.*
Una parte degli esseri viventi animali sono inputs per l'agricoltura e la zootecnica. L'esistenza o meno di scambi monetari dipende dalla "proprietà" degli animali.

B(7,10) *Stocks1 → Industria.*
Flusso di materiali da depositi di materiali a vita lunga (residui metallici generati negli anni precedenti, prodotti forestali, ecctera).

B(7,13) *Stocks1 → Trattamento dei rifiuti.*
Trattamento, depurazione e riciclo di merci usate e rifiuti immagazzinati dagli anni precedenti a quello dell'analisi.

B(8,10) *Stocks2 → Industria.*
Minerali, prodotti di cave, fonti di energia tratti dai depositi naturali e forniti all'industria.

8. Flussi di materia fra i settori, j, della tecnosfera, Tjj

Gli scambi intersettoriali che sono accompagnati da scambi monetari sono segnati con un asterisco (*). Quando non è chiaro se ha luogo uno scambio monetario (positivo o negativo), all'asterisco è aggiunto un punto interrogativo (*?). Per esempio: gli autodemolitori pagano per i veicoli che smantellano [T(11,13)] e a chi ?

T(9,9)(*) *Agricoltura → Agricoltura.*

Flusso di materiali fra i vari settori dell'agricoltura, della pesca e della zootecnia (per esempio, fieno per gli allevamenti).

T(9,10)(*) *Agricoltura → Industria.*
Materiali agricoli e zootecnici ceduti all'industria, sia per la conservazione e trasformazione in prodotti alimentari, sia come materie prime industriali (pelli per la concia, sottoprodotti agricoli per la produzione di materie concianti, eccetera).

(9,12)(*) *Agricoltura → Famiglie.*
Prodotti agricoli e zootecnici ceduti direttamente alle famiglie. La maggior parte dei prodotti alimentari usati dalle famiglie è però passata prima attraverso qualche processo di lavorazione o trattamento industriale.

T(9,13)(*?) *Agricoltura → Trattamento dei rifiuti.*
Rifiuti e sottoprodotti agricoli, escrementi della zootecnia, ceduti a processi di trattamento, smaltimento e e riciclo. Il produttore di rifiuti può essere costretto a pagare per la depurazione e il trattamento.

T(10,9)(*) *Industria → Agricoltura.*
Merci industriali vendute dall'industria all'agricoltura: concimi, pesticidi, trattori, carburanti, eccetera.

T(10,10)(*) *Industria → Industria.*
Comprende i flussi delle innumerevoli merci scambiate fra i vari settori dell'industria: minerali, metalli, materiali da costruzione, carburanti, macchinari, prodotti chimici, eccetera.

T(10,11)(*) *Industria → Trasporti.*
Comprende carburanti, macchine, attrezzature stradali e ferroviarie, eccetera.

T(10,12)(*) *Industria → Famiglie.*
Comprende le innumerevoli merci vendute dai vari settori industriali al consumo finale: alimenti, detersivi, giornali, indumenti, edifici, eccetera.

T(10,13)(*?) *Industria → Trattamento dei rifiuti.* Comprende il flusso dei rifiuti industriali, dei macchinari usati, dei rottami, degli sfridi di lavorazione, suscettibili di trattamento, depurazione, riciclo.

T(11,11)(*?) *Trasporti → Trasporti.*
Materiali scambiati fra i vari sottosettori dei trasporti.

T(11,13)(*?) *Trasporti → Trattamento dei rifiuti.*
Flusso dei materiali usati, autoveicoli, materiale rotabile, traversine, eccetera, avviati allo smaltimento o al riciclo. A causa della lunga durata dei veicoli e materiali usati è più ragionevole che vi sia un flusso dal settore dei trasporti a quello degli Stocks1 (T(11,7)) e che il settore del Trattamento dei rifiuti "acquisti" tali materiali dismessi dal settore Stocks1 (T(7,13)).

T(12,12)(*) *Famiglie → Famiglie.*
Materiali scambiati fra i vari settori dei consumi finali: famiglie, commercio, pubblica amministrazione, uffici, servizi (carta venduta agli uffici, indumenti venduti ai consumatori finali, eccetera).

T(12,13)(*) *Famiglie → Trattamento dei rifiuti.*
Rifiuti e merci e macchinari usati ceduti dai settori dei consumi finali alla raccolta, trattamento, smaltimento in discariche o inceneritori, riciclo dei rifiuti, solidi e liquidi.

T(13,9)(*) *Trattamento dei rifiuti → Agricoltura.*
Nel trattamento dei rifiuti si raccolgono frazioni organiche che trovano impiego in agricoltura come concimi o ammendanti (compost).

T(13,10)(*) *Trattamento dei rifiuti → Industria.*
Alcuni prodotti del trattamento e riciclo delle merci usate sono utilizzati come materie prime o "materie seconde" nei cicli produttivi industriali.

T(13,12)(*) *Trattamento dei rifiuti → Famiglie.*
Acquisto di materiali riciclati da parte dei settori dei consumi finali.

T(13,13) *Trattamento dei rifiuti → Trattamento dei rifiuti.*
Flusso di rifiuti e di materiali di scarto da un settore all'altro del trattamento dei rifiuti; flusso dei residui e rifiuti dei processi di riciclo verso altri processi di depurazione, eccetera.

9. Flussi di rifiuti dai settori, j, della tecnosfera ai settori, i, della biosfera, Wji

W(7,1) *Stocks1 → Aria*
Gas liberati nell'aria dai depositi di materiali, per esempio da materiali di scarto, come le discariche di rifiuti solidi.

W(7,2) *Stocks1 → Acque.*
Sostanze liquide immesse nelle acque dai depositi di materiali e rifiuti, per esempio dalle discariche di rifiuti.

W(9,1) *Agricoltura → Aria.*
Molti sottoprodotti dei processi agricoli e zootecnici generano gas che vengono immessi nell'atmosfera (ammoniaca dagli escrementi animali, eccetera).

W(9,2) *Agricoltura → Acque.*
Rifiuti dei processi agricoli e zootecnici immessi nelle acque; spesso fonti di eutrofizzazione delle acque.

W(9,3) *Agricoltura → Suolo.*
Rifiuti e scarti dei processi agricoli e zootecnici immessi sul suolo e suscettibili di putrefazioni e decomposizioni, ma anche potenziali fonti di sostanze nutritive per il terreno.

W(10,1) *Industria → Aria.*
Rifiuti industriali gassosi e polveri immessi nell'aria.

W(10,2) *Industria → Acque.*
Rifiuti industriali solidi e liquidi immessi nelle acque.

W(10,3) *Industria → Suolo.*
Rifiuti industriali solidi e liquidi immessi sul suolo, in discariche, eccetera.

W(10,7) *Industria → Stocks1.*
Macchinari e impianti industriali che restano immobilizzati per molti anni dopo la produzione e l'acquisto: mobili, libri, macchine per ufficio, autoveicoli, eccetera.

W(10,8) *Industria → Stocks2.*
Attrezzature e strutture industriali che restano immobilizzate per tempi molto lunghi, come edifici e impianti produttivi, eccetera.

W(11,1) *Trasporti → Aria.*

Gas (ossido di carbonio, anidride carbonica, idrocarburi, ossidi di azoto, ossidi di zolfo, eccetera), polveri e altre sostanze immesse nell'aria in seguito all'uso dei combustibili nel settore dei trasporti.

W(11,2) *Trasporti → Acque.*
Immissione nelle acque di rifiuti associati alle attività di trasporto: carico e scarico di prodotti petroliferi dalle navi cisterna, perdite di prodotti durante il trasporto, eccetera.

W(11,7) *Trasporti → Stocks1.*
Una parte delle infrastrutture e dei macchinari associati ai trasporti (per esempio rotaie, traversine) restano immobilizzati per tempi medi e lunghi.

W(12,1) *Famiglie → Aria.*
Gas e polveri immessi nell'aria dal settore dei consumi finali, dall'uso delle fonti di energia nei consumi finali, eccetera.

W(12,2) *Famiglie → Acque.*
Rifiuti solidi e liquidi immessi, senza depurazione, nelle acque dai settori dei consumi finali delle merci.

W(12,3) *Famiglie → Suolo.*
Rifiuti solidi e liquidi immessi sul suolo o nelle discariche dai settori di consumi finali delle merci.

W(12,7) *Famiglie → Stocks1.*
Masse di materiali acquistati dai settori dei consumi finali e usati per un periodo di tempo superiore all'anno in cui si svolge l'analisi (libri, mobili, elettrodomestici, eccetera).

W(13,1) *Trattamento dei rifiuti → Aria.*
Prodotti gassosi e polveri immessi nell'aria nel corso dei processi di trattamento e riciclo dei rifiuti solidi e liquidi.

W(13,2) *Trattamento dei rifiuti → Acque*
Prodotti liquidi e solidi risultanti dai processi di trattamento e smaltimento dei rifiuti ed immessi nelle acque superficiali o sotterranee.

W(13,3) *Trattamento dei rifiuti → Suolo*
Prodotti liquidi e solidi risultanti dai processi di trattamento e smaltimento dei rifiuti e immessi nel suolo.

W(13,7) *Trattamento dei rifiuti → Stocks1*
Materiali risultanti dai processi di trattamento dei rifiuti, immobilizzati in depositi per tempi lunghi. Un esempio è offerto dalle discariche di rifiuti solidi che, nel corso di anni, liberano gas e liquami, rispettimante W(7,1) e W(7,2).

10. Problemi aperti

Vediamo ora di identificare le molte difficoltà pratiche che si incontrano nella raccolta di adatte e confrontabili informazioni statistiche relative agli scambi di materia dentro, e fra, la biosfera e la tecnosfera, e di descrivere i molti problemi da risolvere e le poche soluzioni finora ottenute.

Il primo problema da affrontare riguarda l'identificazione dei "confini" entro cui vanno preparate le matrici: nel caso che ci interessa l'unità territoriale è l'Italia e l'unità di tempo è un anno.

Il secondo problema riguarda la suddivisione dei settori della tecnosfera, in cui rilevare i flussi di materia, in modo che siano, per quanto possibile, sovrapponibili a quelli per cui le contabilità nazionali e internazionali rilevano i flussi monetari.

Un terzo importante problema riguarda i rilevamenti statistici.

Dando per scontato che si possa usare come base la Tavola intersettoriale dell'economia, per quanto riguarda i flussi monetari, ci si trova davanti a carenze di informazioni statistiche aa almeno tre livelli.

(a) Al livello di conoscenze dei flussi materiali da un settore economico ad un altro.
(b) Al livello delle conoscenze, che potremmo chiamare "ambientali", delle scorie associate a ciascun flusso di materia da un settore all'altro.
Le diligenti e laboriose "Statistiche ambientali" finora pubblicate dall'Istituto Nazionale di Statistica forniscono utili informazioni in molti settori, ma sono ancora carenti da altri punti di vista.
Si conosce, per esempio, la quantità di rifiuti solidi che si formano nei settori dell'agricoltura, dell'industria, delle famiglie; ma, ai fini per esempio di una politica che incentivi il riciclo delle merci usate, sarebbe necessario avere delle sottomatrici dettagliate sulla provenienza e la composizione almeno dei principali gruppi di tali rifiuti solidi.
Infatti, sempre a titolo di esempio, sono facilmente riciclabili le materie plastiche che si hanno come scarti (sfridi) nei processi di estruzione e stampaggio – cedute, cioè, dall'"Industria delle materie plastiche" al "Trattamento dei rifiuti" – ma sono difficilmente riciclabili le materie plastiche miste raccolte separatamente dai rifiuti solidi urbani (trasferite dalle "Famiglie" al "Trattamento dei rifiuti").
La raccolta delle informazioni per le future statistiche ambientali richiederebbe prima la costruzione di un quadro di rapporti, basato sul tipo di domanda a cui si vuole che l'indagine statistica risponda.
(c) Infine vi sono carenze di informazioni statistiche a livello più propriamente "ecologico"; quelle che rientrano negli scambi indicati come Bii.

Ben poco si sa, per esempio, sulla quantità di biomassa (o sulla massa di carbonio presente nella biomassa) che si forma ogni anno per fotosintesi nel territorio italiano. Ben poco si sa sulla quantità di tale biomassa che viene decomposta spontaneamente [B(4,6) e B(6,3)], che viene utilizzata dalle catene trofiche animali "non economiche" [B(4,5) e B(5,5)], che viene estratta dall'agricoltura [B(4,9)], e viene utilizzata come alimento per gli allevamenti zootecnici [T(9,9)], come materia prima per la trasformazioni industriali [T(9,10)], eccetera.

Infine, al livello metodologico, nella misurazione e descrizione dei flussi di materia ci si trova di fronte ai problemi di duplicazioni contabili, ben noti nelle statistiche monetarie.

Si ritrova, così, per esempio, lo stesso kilogrammo di elemento carbonio una volta nell'anidride carbonica dell'atmosfera, poi nella biomassa vegetale, poi nel corpo degli animali che si sono nutriti dello stesso kilogrammo di carbonio vegetale; poi negli escrementi degli animali; poi di nuovo sotto forma di anidride carbonica dopo la decomposizione nel suolo.

Se non si usano adatte precauzioni di lettura, dalla somma delle righe e delle colonne può apparire che ci si sia trovati di fronte a 4 kilogrammi di carbonio, anzichè ad un solo kilogrammo.

E ancora: nel caso del petrolio e dei prodotti petroliferi, lo stesso kilogrammo di carbonio si trova presente nel petrolio greggio importato o estratto dai depositi

naturali interni, nella benzina, nell'anidride carbonica che si forma durante la combustione e va a finire nell'aria.

L'autore per ora non è in grado di suggerire come evitare le duplicazioni contabili.

APPENDICE

A titolo di esempio, e come applicazione delle precedenti considerazioni, verrà presentata una prima versione di tavola intersettoriale (Figura 2) relativa agli scambi, nella Biosfera/Tecnosfera dell'Italia, della materia organica espressa come contenuto di elemento carbonio C. Si tratta, sostanzialmente, di una rappresentazione in forma intersettoriale del ben noto "*ciclo del carbonio*".

		1 ARIA	2 ACQUE	3 SUOLO	4 PRODUTTORI (VEGETALI)	5 CONSUMATORI (ANIMALI)	6 DECOMPOSITORI	7 STOCKS1	8 STOCKS2	9a AGRICOLTURA	9b ZOOTECNIA	10a INDUSTRIA AGROALIM	10b INDUSTRIA ENERGIA	10c INDUSTRIA ELETTRICA	10d INDUSTRIA CEMENTO	10e INDUSTRIA CARTA	10f INDUSTRIA CHIMICA	10g ALTRE INDUSTRIA	11 TRASPORTI	12 FAMIGLIE	13 TRATTAMENTO RIFIUTI	15 ESPORTAZIONI
ARIA	1				150																	
ACQUE	2						2															
SUOLO	3						110															
PRODUTTORI (VEGETALI)	4			100		15				35												
CONSUMATORI (ANIMALI)	5	10									8											
DECOMPOSITORI	6	110																				
STOCKS1	7																					
STOCKS2	8												15		6		1	2				
AGRICOLTURA	9a			2								15	20									0,5
ZOOTECNIA	9b	23											5								8	
INDUSTRIA AGROALIM	10a											15						2		3	7	2
INDUSTRIA ENERGIA	10b													30			5	25	30	25		
INDUSTRIA ELETTRICA	10c	30																				
INDUSTRIA CEMENTO	10d	6																				
INDUSTRIA CARTA	10e	0,5																		3	1	0,5
INDUSTRIA CHIMICA	10f	1																		2	1	0,5
ALTRE INDUSTRIA	10g	27																		2	2	0,5
TRASPORTI	11	30																				
FAMIGLIE	12	26																			6	
TRATTAMENTO RIFIUTI	13	3	3	4				8		4						1		1				
IMPORTAZIONI	14									4		1	100			4		1				

Fig. 2

I dati della Figura 2 rappresentano, come è ovvio, una prima approssimazione perché non consentono di riconoscere come il carbonio C è presente nelle varie molecole della biomassa (carboidrati, grassi, proteine, eccetera) e dei materiali e manufatti della Tecnosfera (carbonato sodico, petrolio, metano, materie plastiche, prodotti alimentari, gomma, fibre tessili e tessuti, eccetera).

Non consente inoltre di distinguere il C che circola come anidride carbonica CO_2 (peraltro la maggior parte del flusso del C verso l'atmosfera), ossido di carbonio CO, metano CH_4, altri idrocarburi, eccetera.

Tutti i dati sono riferiti alla situazione degli anni 1993-1995, all'Italia continentale (comprese le isole), e rappresentano i *flussi* dell'elemento C, espressi in milioni di t (Mt) all'anno di carbonio C.

Nella Figura 2 sono indicati, pertanto, non i pesi del carbonio contenuto nella biomassa vegetale e animale esistente nel territorio, ma soltanto *le variazioni* di tali pesi.

Sono trascurati i flussi di carbonio inferiori a 0,5 Mt/anno. Per i flussi di carbonio nella Biosfera B(i,i) l'approssimazione è ± 2 Mt/anno di C; per quelli nella Tecnosfera l'approssimazione è $\pm$ 0,4 Mt/anno di C.

Quanto sopra spiega, in parte, il fatto che, per ciascun settore di attività, la somma dei dati contenuti nella riga può non coincidere con quella dei dati della corrispondente colonna.

I risultati qui presentati sono stati calcolati sulla base di alcuni coefficienti tecnici riportati in un lavoro che sta per essere pubblicato nel fascicolo degli *Annali di Statistica* dedicato alle Statistiche ambientali.

Ciclo del carbonio nella Biosfera B(i,i)

B(1,4) Contenuto di C nell'anidride carbonica CO2 ceduta dall'"Aria" ai "Vegetali" per la fotosintesi, al netto della respirazione (la massa di C così incorporata nei vegetali corrisponde alla produttività primaria netta): 150

B(2,6) C presente nelle "Acque" e trasformato dai "Decompositori" 2

B(3,6) C ceduto dal "Suolo" ai "Decompositori" (si suppone che tutto il C ricevuto dal "Suolo" ritorni poi nell'"Aria" in seguito all'intervento di processi biologici di decomposizione) 110

B(3,7) Non sono in grado di stimare la quantità di C che resta immobilizzato ("Stocks 1") nel suolo in seguito a processi di umificazione e fossilizzazione.

B(4,1) Si è omessa la perdita di CO2 in seguito alla respirazione vegetale perché si è supposto che la quantità di C fissata dai vegetali sia al netto della respirazione.

B(4,3) C ceduto dai "Vegetali" al "Suolo" come spoglie di materia organica (materia lignocellulosica, proteine, ecc.): 100

B(4,5) C ceduto come materia organica dai "Vegetali" agli "Animali", escluso il C contenuto nei foraggi, che sarà indicato come cessione di C dai "Vegetali" all'"Agricoltura" B(4,9a) e alla "Zootecnia" B(4,9b): 15

B(5,1) C ceduto dagli "Animali" (esclusi quelli degli allevamenti zootecnici) all'"Aria" come anidride carbonica della respirazione: 10

B(5,3) C ceduto dagli "Animali" (esclusi quelli della "Zootecnia") al "Suolo" nella materia organica degli escrementi e delle spoglie: 5

B(6,1) C immesso nell'"Aria" come anidride carbonica liberata dagli organismi "Decompositori": 110

Secondo i precedenti dati (Figura 2) circa 150 Mt di C circolano ogni anno dall'aria alla catena produttori-consumatori-decompositori e tornano nell'aria negli ecosistemi naturali nell'Italia continentale.

Questa semplificazione non considera gli scambi di C fra il suolo e i corpi idrici superficiali.

Flussi di carbonio fra Biosfera e Tecnosfera B(i,j)

B(4,9a) C ceduto dai "Vegetali" della Biosfera al settore dell' "Agricoltura" sotto forma di raccolti agricoli, prodotti forestali, ecc. che "appartengono" ad un soggetto economico che può, perciò, vendere, in cambio di denaro, una parte dei beni gratuiti della Biosfera ad altri soggetti economici: 35

B(5,9b) C ceduto dalla popolazione di "Animali" della Biosfera al settore della "Zootecnia" in quanto questi animali sono di proprietà di un soggetto economico: 8

Scambi di carbonio fra i settori economici della Tecnosfera T(j,j)

T(8,10b) C contenuto nei combustibili fossili estratti dalle riserve nazionali ("Stocks 2") e venduti alla "Industria dell'energia": 15

T(8,10d) C contenuto nel calcare venduto dalle cave ("Stocks2") all' "Industria del cemento": 6

T(8,10f) C contenuto nel calcare e nelle pietre calcaree venduti dalle cave ("Stocks 2") alla "Industria chimica" del carbonato sodico, di altre produzioni chimiche, eccetera: 1

T(8,10g) C contenuto nel calcare e nelle pietre calcaree venduti dalle cave ("Stocks 2") alle "Altre industrie" della calce, della siderurgia, dello zucchero, dei materiali per l'edilizia (marmo), eccetera: 2

T(9a,9b) C ceduto dall' "Agricoltura" alla "Zootecnia" sotto forma di erba di pascoli, eccetera: 15

T(9a,10a) C ceduto dall' "Agricoltura" all' "Industria agroalimentare". Si suppone che le "Famiglie" acquistino prodotti alimentari soltanto dopo che questi sono stati "trasformati" e trattati dall'industria agroalimentare: 20

T(9a,15) Stima del contenuto in C delle merci prodotte dall' "Agricoltura" ed avviate all' "Esportazione": 0,5

T(9b,10a) C ceduto dalla "Zootecnia" all' "Industria agroalimentare": 5

T(9b,13) C nei rifiuti ed escrementi ceduti dalla "Zootecnia" al "Trattamento dei rifiuti": 8

T(10a,9b) C nelle merci trasferite dall' "Industria agroalimentare" alla "Zootecnia" sotto forma di mangimi, eccetera: 15

T(10a,10g) C nelle merci vendute dall' "Industria agroalimentare" ad "Altre industrie" (pellami, fibre, amido, eccetera) 2

T(10a,12) C contenuto nei prodotti alimentari venduti dall' "Industria agroalimentare" alle "Famiglie" (consumatori finali): 3

T(10a,13) C contenuto nei rifiuti, scorie e sottoprodotti trasferiti dall' "Industria agroalimentare" al "Trattamento dei rifiuti" (depuratori, inceneritori, riciclo, eccetera): 7

Nota: In questa analisi si è supposto che tutti i "rifiuti" generati dai settori 10a,10e, 10f, 12, vengano, in qualche modo "trattati" prima di essere immessi nei corpi riceventi naturali come aria, acque, suolo.

T(10a,15) C contenuto nelle merci prodotte dall'"Industria agroalimentare" e destinati all'"Esportazione": 2

T(10b,10c) C contenuto nei combustibili fossili venduti dall'"Industria dell'energia" all'"Industria elettrica" (è la stessa quantità che l'"Industria elettrica" immette nell'"Aria" come gas di combustione): 30

T(10b,10f) C contenuto nei combustibili fossili, usati come materie prime per sintesi organiche, venduti dall'"Industria dell'energia" alla "Industria chimica": 5

T(10b,10g) C contenuto nei combustibili fossili, usati come fonti di energia venduti dall'"Industria dell'energia" ad "Altre industrie": 25

T(10b,11) C contenuto nei combustibili fossili venduti dall'"Industria dell'energia" al settore dei "Trasporti": 30

T(10b,12) C contenuto nei combustibili fossili venduti dall'"Industria dell'energia" al settore delle "Famiglie" (consumatori finali): 25

T(10e,12) C contenuto nella carta venduta dall'"Industria della carta" alle "Famiglie" (consumatori finali): 3

T(10e,13) C nei residui e rifiuti trasferiti dall'"Industria della carta" al "Trattamento dei rifiuti": 1

T(10e,15) C nei prodotti dell'"Industria della carta" destinati all'"Esportazione": 0,5

T(10f,12) C contenuto nelle merci "vendute" (in cambio di denaro) dalla "Industria chimica" alle "Famiglie" (fibre tessili sintetiche, materie plastiche, detersivi, eccetera): 2

T(10f,13) C contenuto nei rifiuti e scorie ceduti dalla "Industria chimica" al "Trattamento dei rifiuti": 1

T(10f,15) C contenuto nelle merci prodotte dall'"Industria chimica" e destinate all'"Esportazione": 0,5

T(10g,12) C contenuto nelle merci "vendute" (in cambio di denaro) dalle "Altre industrie" alle "Famiglie" (pelli, gomma, indumenti, eccetera): 2

T(10g,13) C contenuto nei rifiuti e scorie ceduti dalle "Altre industrie" al "Trattamento dei rifiuti": 2

T(10f,15) C contenuto nelle merci prodotte da "Altre industrie" e destinate all'"Esportazione": 0,5

T(12,13) C nella carta straccia (3), negli escrementi e nei residui di alimenti (3) ceduti dal settore delle "Famiglie" al settore del "Trattamento dei rifiuti": 6

T(13,9a) C contenuto nei residui e scarti formati nel "Trattamento dei rifiuti" e utilizzati in "Agricoltura": 4

T(13,10e) C nella carta straccia ceduta dal "Trattamento dei rifiuti" per il riciclo all'"Industria della carta": 1

T(13,10g) C contenuto in altri residui e materiali ricuperati dal "Trattamento dei rifiuti" e impiegati dalle "Altre Industrie", per lo più come materie secondarie: 1

T(14,9a) C contenuto in merci "Agricole" di "Importazione": 4

T(14,10a) C contenuto nelle merci e materie prime di "Importazione" destinate all'"Industria agroalimentare": 1

T(14,10b) C nei combustibili fossili di "Importazione" acquistati dalla "Industria dell'energia": 100

T(14,10d) C nella pasta da carta, nella carta e nella carta straccia di "Importazione" acquistata dall'"Industria della carta": 4

T(14,10g) C contenuto nelle merci e materie prime di "Importazione" utilizzate da "Altre industrie": 1

Scambi di carbonio dai settori economici della Tecnosfera alla Biosfera, W(j,i)

W(9a,3) C contenuto negli scarti e residui trasferiti dalle attività della "Agricoltura" al "Suolo": 2

W(9b,1) C contenuto nei prodotti di respirazione ceduti all'"Aria" dagli animali della "Zootecnia": 23

W(10c,1) C contenuto nell'anidride carbonica immessa nell'"Aria" dalla combustione dei combustibili fossili impiegati dall'"Industria elettrica": 30

W(10d,1) C contenuto nell'anidride carbonica immessa nell'"Aria" dall'"Industria del cemento": 6

W(10e,1) C contenuto nei sottoprodotti e residui dell'"Industria della carta" utilizzati internamente come fonti di energia e ceduto all'"Aria" sotto forma di prodotti di combustione: 0,5

W(10f,1) C immesso nell'"Aria" nei processi dell'"Industria chimica" 1

W(10g,1) C immesso nell'"Aria" come anidride carbonica, ossido di carbonio, idrocarburi e altri gas e polveri, dalla combustione dei combustibili fossili e di scarti e sottoprodotti da parte delle "Altre industrie": 27

W(11,1) C immesso nell'"Aria" come anidride carbonica, ossido di carbonio, idrocarburi e altri gas e polveri, dalla combustione dei combustibili e carburanti da parte del settore dei "Trasporti": 30

W(12,1) C immesso nell'"Aria" dal settore delle "Famiglie": (a) come CO_2, CO, idrocarburi, ecc. dalla combustione dei combustibili (25) e (b) come CO_2 dalla respirazione (1): 26

W(13,1) C immesso nell'"Aria" in seguito alle operazioni di "Trattamento dei rifiuti": 3

W(13,2) C immesso nelle "Acque" in seguito alle operazioni di "Trattamento dei rifiuti": 3

W(13,3) C contenuto nei rifiuti ceduti dal "Trattamento dei rifiuti" al "Suolo": 4

W(13,7) C nei rifiuti ceduti dal "Trattamento dei rifiuti" a depositi permanenti, come discariche, eccetera ("Stocks 1"): 8

Conclusione

Sulla base dei dati, sia pur approssimativi, sopra esposti si può calcolare che la quantità di carbonio C immessa nell'aria dalle attività antropiche (uso di combustibili fossili, industria chimica, cemento e respirazione umana e degli animali della zootecnica) è dello stesso ordine di grandezza (circa 145-150 Mt/anno) di quella del carbonio coinvolto nel ciclo naturale produttori-consumatori-decompositori.

Essendo l'atmosfera il principale destinatario finale di tutto il carbonio che circola nella Biosfera e nella Tecnosfera, si può calcolare che la quantità di carbonio C associata alle attività antropiche W(J,1) corrisponda a circa 70-75 kg C (pari a circa 250 kg di anidride carbonica CO_2) per milione di lire di Prodotto Interno Lordo.

La disponibilià di migliori dati statistici consentirebbe di conoscere quanto carbonio C (o quanta anidride carbonica CO_2) sono associati ad ogni unità di valore monetario degli scambi che interessano ciascun settore di attività. Questa informazione consentirebbe, per esempio, di calcolare l'incidenza, per lira prodotta, di una eventuale imposta proporzionale alla quantità di anidride carbonica immessa nell'atmosfera (la cosiddetta "carbon tax").

Simili considerazioni si potrebbero fare per il contenuto, per unità di Prodotto Interno Lordo in unità monetarie, di qualche altro elemento "ecologicamente critico" nei vari settori produttivi o nei rifiuti.

L'esempio qui riportato, con tutti i suoi limiti, sembra confermare l'utilità di una contabilità nazionale in unità fisiche, e la necessità di accurate statistiche (sempre in unità fisiche) sia degli scambi fra settori "economici" della Tecnosfera, sia dei flussi di elementi nella Biosfera.

INDICATORI E CONTABILITÀ AMBIENTALE: LORO INTEGRAZIONE NELLA RIFLESSIONE METODOLOGICA E NEI PROGRAMMI STATISTICI

Cesare Costantino

Istituto Nazionale di Statistica

Introduzione

L'evoluzione dell'informazione statistica ambientale evidenzia in questi anni avanzamenti particolarmente significativi. Per quanto riguarda la statistica ufficiale, questo processo di crescita è segnato da alcune iniziative, di importanza fondamentale per lo sviluppo del settore, realizzate o avviate nell'ambito dei principali organismi internazionali interessati all'argomento, quali ONU, OCSE ed UE.

Rispetto alle fasi iniziali che hanno caratterizzato la nascita e l'evoluzione delle statistiche ambientali negli Istituti Nazionali di Statistica, un importante cambiamento di prospettiva è stato determinato, negli anni più recenti, da una nuova enfasi posta sul concetto di sviluppo ecologicamente sostenibile[1]. Nel nuovo contesto caratterizzato da un ideale largamente condiviso di sostenibilità, un particolare impulso viene dato alla costruzione di indicatori e conti ambientali, sulla base di una riflessione metodologica maturata a livello internazionale e nell'ambito di programmi statistici che vengono concordati in seno agli organismi sopra citati.

Secondo un'impostazione più tradizionale, gli indicatori ambientali e la contabilità ambientale vengono presi in considerazione come due branche del tutto distinte nel complesso dell'informazione statistica per il governo dell'ambiente. Per la discussione delle problematiche che caratterizzano le due aree si rimanda alla letteratura sugli argomenti specifici.

Con la presente comunicazione si intende porre l'accento, senza discutere sistematicamente detti argomenti, su una recente evoluzione che evidenzia l'affermarsi di una crescente e significativa connessione tra le branche statistiche in questione; ciò è quanto emerge dallo sviluppo di alcuni schemi internazionali che governano la statistica ufficiale, in particolar modo a livello europeo.

---

[1] Una definizione operativa di tale concetto è tuttora soggetta a discussione e la letteratura sull'argomento non sembra possa fornire ancora soluzioni pratiche chiare e conclusive; tuttavia, riferimenti fondamentali per configurare le linee essenziali di un modello di sviluppo ecologicamente sostenibile e, corrispondentemente, trarre importanti indicazioni per l'elaborazione di statistiche ufficiali e regolari su questa materia sono in WCED (1987), Commission des Communautes Europeennes (1992) e United Nations (1993a).

Dopo una breve schematizzazione delle possibili interconnessioni tra indicatori e sistemi contabili relativi all'ambiente, considerate dal lato della produzione delle statistiche in questione (par. 1), segue un'analisi di alcune esperienze maturate in seno all'ONU (par. 2). In particolare si discute il rapporto tra la contabilità ambientale proposta dalle Nazioni Unite con il SEEA e un recente progetto sugli indicatori di sviluppo sostenibile dello stesso organismo internazionale (FISD), collocando tali esperienze all'interno di un quadro di riferimento costituito dal complesso dei vari schemi prodotti dall'ONU per lo sviluppo di sistemi statistici specifici, tutti rilevanti in un ottica di sviluppo sostenibile. Quindi si dà conto di come in ambito europeo sia maturata, sulla base di un'approfondita riflessione, una strategia che combina indicatori e conti ambientali (par. 3). Successivamente si presenta nei suoi contenuti il programma dell'UE per lo sviluppo di questo settore della statistica ufficiale (par. 4). Infine, alcune considerazioni conclusive sono dedicate – oltre che a sottolineare l'evoluzione e alcune peculiarità dell'attività dei due organismi internazionali considerati – a porre in evidenza, in particolare, il ruolo che indicatori e conti ambientali possono avere come quadro di riferimento delle statistiche ambientali, nonchè alcuni punti cruciali dell'evoluzione in corso, quali una nuova dimensione di incertezza che si accompagna agli strumenti conoscitivi proposti e la conseguente necessità di forme di diffusione delle nuove statistiche che non siano fuorvianti.

1. Interconnessioni tra indicatori e sistemi contabili relativi all'ambiente

La possibilità di sovrapposizioni, dal lato della produzione dell'informazione statistica, tra indicatori ambientali e conti relativi all'ambiente non è da escludere. Secondo una concezione molto ampia della contabilità ambientale, ad esempio, la determinazione delle emissioni di inquinanti atmosferici – che sono grandezze ricomprese tra gli "indicatori di pressione"[2] – viene talvolta considerata in sè stessa come una operazione di contabilità ambientale[3]. Per ottenere le relative stime, in effetti, è necessario passare attraverso un sistema di calcolo più o meno complesso[4].

Facendo però riferimento a quello che può essere un sistema di contabilità ambientale nel senso più proprio del termine – ossia un'architettura contabile che per lo più si sostanzia nell'organizzazione di un insieme di poste in entrata e in uscita all'interno di determinati bilanci, essenzialmente secondo le regole della partita doppia – è interessante notare come tra indicatori e conti ambientali possa intercorrere un rapporto di dipendenza nei due sensi. Tale eventualità può essere considerata in relazione agli indicatori e conti esistenti, come pure in relazione ad alcuni possibili sviluppi che si vanno delineando per quanto riguarda i due distinti campi.

In particolare – prescindendo dall'effettiva esistenza di dati ufficiali e quindi ragionando anche in prospettiva – vi sono casi in cui un indicatore ambientale è ottenuto come output di un sistema contabile, costituendo il saldo tra le entrate e le uscite di un determinato conto. Un esempio è rappresentato dal saldo di un

---

[2] Tale categoria concettuale fa parte del noto schema "pressione-stato-risposta" (cfr. ad esempio OECD, 1993).

[3] In tal caso, tuttavia, il termine contabilità ambientale appare improprio, quanto meno in senso tecnico.

[4] Cfr., ad esempio, Bocola – Del Ciello – Gaudioso (1993).

appropriato bilancio dell'azoto teso a quantificare, con riferimento ai quantitativi di tale sostanza contenuti nei fertilizzanti impiegati dal settore agricolo, l'emissione netta di azoto nel suolo[5]. Un altro esempio è dato dal cosiddetto "rinnovamento naturale netto" di un determinato "elemento del patrimonio naturale", quale ad esempio una specie animale, da considerarsi a sua volta come un "indicatore di stato"[6].

Numerosi e rilevanti sono anche, per altri versi, i casi in cui alcune grandezze normalmente utilizzate come indicatori ambientali possono costituire un importante input per la costruzione di un sistema di conti ambientali. Ciò può avvenire nel senso che dette grandezze rappresentano importanti variabili che possono entrare nel calcolo di altre grandezze – le quali figurano esplicitamente nei conti – come pure nel senso che alcuni indicatori possono entrare tali e quali in uno schema contabile. Si può trattare sia di indicatori espressi in unità fisiche, come alcuni indicatori di pressione, sia di indicatori monetari, come ad esempio la spesa per la protezione dell'ambiente, considerata come un "indicatore di risposta".

Casi da ritenere particolarmente importanti si incontrano nella costruzione di sistemi di contabilità ambientale di natura fisica; questi ultimi possono includere sia conti patrimoniali che conti dei flussi, come previsto ad esempio nel SEEA (United Nations, 1993b). Per quanto riguarda i primi possono entrare in gioco indicatori di stato, mentre con riferimento ai secondi è possibile l'impiego diretto di indicatori di pressione.

Un caso di importanza cruciale connesso alla costruzione di conti monetari – sempre seguendo gli schemi del SEEA – riguarda il calcolo dei "costi ambientali imputati" (Costantino, 1993c, pp. 269-278). Per poter determinare le misure di salvaguardia ambientale cui corrispondono tali costi[7], è necessario infatti tener conto della pressione esercitata dalle attività umane alla quale dette misure si contrappongono, pressione che normalmente è quantificata appunto attraverso indicatori di pressione. Inoltre, qualunque sia il metodo di valutazione adottato, il calcolo in questione dovrebbe passare per una adeguata rappresentazione statistica della realtà fisica considerata, con riferimento alla situazione osservata alla fine del periodo contabile e a quella corrispondente al raggiungimento ipotetico degli obiettivi di salvaguardia ambientale, rappresentazione normalmente basata su indicatori di stato[8].

---

[5] Quest'ultima grandezza, da considerarsi come un indicatore di pressione, consiste in un flusso che occorre determinare in un ammontare che sia correttamente imputabile all'attività agricola nel periodo di riferimento; esso non è un flusso di azoto determinato deliberatamente dall'opera degli agricoltori (una parte delle sostanze immesse nel terreno da questi ultimi rimane nel suolo principalmente a causa di inefficienze delle pratiche agricole); detto flusso può essere stimato come la risultante di un bilancio in cui alcune poste fondamentali sono: in entrata, l'azoto contenuto nelle diverse sostanze utilizzate come fertilizzanti, e in uscita l'azoto che, una volta raggiunto il terreno, si trasferisce nelle piante che poi vanno a costituire il raccolto (cfr. Conference of European Statisticians, 1995, pp. 13 e 31).

[6] La grandezza in questione, come nel caso precedente, può essere determinata solo come saldo di un appropriato bilancio di impieghi e risorse relativo all'"elemento" in esame (cfr. Costantino, 1993a, p. 198; idem, 1993b, pp. 321-324).

[7] Si possono considerare, per il calcolo dei costi in questione, due metodi fondamentali che consistono nel valutare monetariamente: a) le misure ipotetiche che avrebbero consentito di evitare un danno ambientale osservato nel periodo contabile e che non sono state adottate; b) le misure che si rendono necessarie per riparare il danno stesso.

[8] Esplicitare la distanza tra le due diverse situazioni si rende necessario al fine di determinare correttamente l'entità della pressione esercitata dalle attività umane e quindi ai fini di una corretta quantificazione degli indicatori di pressione utilizzati nella costruzione del sistema contabile.

2. Le due strade aperte dalla Commissione Statistica dell'ONU

Presso l'ONU sono stati definiti o perfezionati, in quest'ultimo quarto di secolo, diversi approcci tesi allo sviluppo di sistemi statistici specifici, quali il Sistema di Contabilità Nazionale (SNA)[9], lo Schema per lo sviluppo e l'integrazione delle Statistiche Sociali e Demografiche (FSDS)[10] e lo Schema per lo Sviluppo delle Statistiche Ambientali (FDES)[11]. Il primo, come è noto, è un sistema contabile, gli altri due sono orientati per lo più alla predisposizione di dati di base, ma prevedono anche la costruzione di indicatori.

Ciascuno di questi sistemi è caratterizzato da significative intersezioni con gli altri due e i tre approcci possono offrire, anche considerati singolarmente, utili spunti per analisi di sostenibilità. Un caso particolare è rappresentato dal FDES, il quale è di per sè concepito come un sistema integrato che include anche informazioni statistiche su aspetti strutturali di ordine demografico, economico e sociale, e incorpora le pressioni e gli impatti socio-economici sull'ambiente naturale e la risposta della società alle implicazioni ambientali delle attività umane.

Gli sforzi più recenti maturati in seno all'ONU nel senso di collegare operativamente i sistemi sopra menzionati alle tematiche dello sviluppo sostenibile – quindi rafforzando in questa direzione le potenzialità dei corrispondenti approcci – si sono concretizzati in due iniziative rilevanti in materia di indicatori e conti ambientali. È stato infatti definito, come è noto, un sistema di contabilità integrata ambientale ed economica, ovvero il già menzionato SEEA; esso può essere considerato in un certo senso come un'intersezione del tipo SNA-FDES e costituisce il risultato più significativo di un filone di ricerca teso all'espansione dell'SNA per incorporare, sia in termini fisici che monetari, l'uso del patrimonio naturale. Inoltre è in fase di messa a punto la definizione di un sistema di indicatori di sostenibilità (FISD[12]), per lo più in termini fisici, per un più pronto utilizzo nei processi decisionali. Obiettivo di quest'ultimo sistema, che costituisce una sorta di intersezione del tipo SNA-FSDS-FDES, è quello di combinare sul terreno statistico i diversi aspetti che si ritiene debbano essere presi in considerazione in una politica integrata di sviluppo sostenibile (IGWG[13], 1995a; 1995b).

Per quanto riguarda il possibile utilizzo di sistemi contabili basati sugli schemi del SEEA, vi sono, secondo un'impostazione abbastanza diffusa, due fondamentali questioni in relazione alle quali tali sistemi possono offrire utili strumenti conoscitivi: la ridefinizione di un modello di crescita economica che risponda a criteri di sostenibilità, e l'introduzione di strumenti economici finalizzati a correggere le distorsioni che gli attuali modelli di produzione e consumo evidenziano rispetto ad una situazione ottimale da un punto di vista che integri economia ed ambiente[14].

Le risposte che può dare il SEEA, d'altra parte, pur di primaria importanza, non esauriscono l'informazione statistica necessaria al vasto spettro di politiche che a livello planetario si ritiene necessario sviluppare, in un'ottica di sviluppo sostenibile: occorre infatti poter considerare le variabili ambientali non soltanto da un punto di

---

[9] Cfr. United Nations (1993c).

[10] Cfr. United Nations (1975 e 1979).

[11] Cfr. United Nations (1984).

[12] Framework for Indicators of Sustainable Development.

[13] Inter-governmental Working Group on the Advancement of Environment Statistics.

[14] Alla prima questione è collegata l'introduzione del "PIL verde" auspicata da più parti; importanti argomenti contro l'affermata idoneità di detto aggregato a fornire i desiderati segnali per uno sviluppo sostenibile sono in Aaheim-Nyborg (1995).

vista economico, e inoltre occorre introdurre alcune importanti variabili socio-demografiche[15]. A ciò si aggiunge il fatto che i programmi di implementazione del SEEA degli Istituti Nazionali di Statistica si collocano in un orizzonte temporale di lungo periodo: in primo luogo perché occorrerà molto tempo per sviluppare le statistiche necessarie e perché l'analisi di alcuni effetti ambientali delle attività di produzione e consumo può richiedere la disponibilità di lunghe serie storiche (Bartelmus – van Tongeren, 1994; Eurostat, 1993); in secondo luogo perché non c'è stato fino ad ora un consenso internazionale operativo su come dare attuazione alle linee guida contenute negli schemi delle Nazioni Unite[16].

È in questa situazione che ha preso nuova consistenza l'idea che l'informazione statistica di supporto alle politiche dello sviluppo sostenibile a livello globale debba basarsi, oltre che su un sistema di contabilità integrata ambientale ed economica del tipo SEEA, anche su un insieme integrato di indicatori più prontamente disponibile e che vada oltre il campo di quelli che possono scaturire da un siffatto sistema contabile. La Commissione Statistica delle Nazioni Unite dunque, dopo aver prodotto gli schemi del SEEA, ha inteso dare una risposta alle esigenze emergenti, promuovendo lo sviluppo del FISD in conformità a quanto è stato espresso al riguardo dalla Conferenza di Rio (United Nations, 1993a, ch. 40)[17].

Con il progetto FISD si privilegia l'esigenza di ricondurre in maniera più rigorosa e trasparente possibile le tematiche contenute nei programmi di sviluppo sostenibile all'insieme delle variabili statistiche attualmente o potenzialmente offerte dagli Istituti Nazionali di Statistica. Gli schemi di riferimento seguiti dal FISD per rendere efficace il passaggio dalle dichiarazioni politiche rilevanti alla raccolta organizzata dei dati sono, da una parte, una struttura che riflette le tematiche dell'Agenda 21, la quale tra l'altro rappresenta l'esempio di più vasto consenso a livello mondiale su programmi di sviluppo sostenibile, e dall'altra il FDES, nel quale sono individuati più operativamente (dal punto di vista statistico) gli argomenti su cui è possibile fare quantificazioni in termini di variabili statistiche. Il riferimento al FDES appare come una premessa a garanzia della dipendenza degli indicatori proposti da dati che siano prontamente disponibili a un ragionevole rapporto costi/benefici, e che siano adeguatamente documentati, di qualità nota e aggiornati ad intervalli regolari. La combinazione degli schemi del FDES con la struttura dei temi ambientali basata sull'Agenda 21 dovrebbe, d'altra parte, contribuire a una più immediata comprensibilità degli indicatori selezionati su queste basi.

3. Maturazione di una strategia unitaria per l'UE

Nel contesto delle politiche comunitarie il concetto di sostenibilità si sostanzia nel promuovere una crescita sostenibile, senza inflazione e che rispetti l'ambiente; questo è uno degli obiettivi comunitari secondo quanto stabilito all'articolo 2 del

---

[15] Ciò appare più evidente con riferimento alla realtà dei paesi in via di sviluppo.

[16] In realtà la costruzione di una contabilità integrata ambientale ed economica è un progetto del quale si possono precisare gli obiettivi, ma che poi è attuabile seguendo criteri diversi e ciò che si richiede non è soltanto la raccolta di informazioni, ma anche l'accettazione di una metodologia di trattamento di tali informazioni e l'accettazione di una convenzione sul significato da dare ai dati ottenuti in seguito a questo trattamento (Musu, 1994).

[17] In precedenza diverse proposte sono state avanzate in ambito internazionale per la definizione di un appropriato insieme di indicatori di sviluppo sostenibile; cfr., ad esempio, Adriaanse (1993), SCOPE (1994).

Trattato dell'Unione Europea. In attuazione di questo principio, il V° Programma di azione in materia di ambiente delle Comunità Europee ha quindi affermato con forza la necessità di porsi su un sentiero di sviluppo durevole e rispettoso dell'ambiente (Commission des Communautes Europeennes, 1992).

L'esigenza di un'informazione statistica integrata su economia ed ambiente che scaturisce da queste indicazioni politiche e programmatiche è stata all'origine di una riflessione approfondita su questi temi condotta negli scorsi anni in seno alla Commissione delle Comunità Europee con riferimento sia agli indicatori che ai conti ambientali.

In ambito Eurostat (Ufficio Statistico delle Comunità Europee) si sono individuate tre ragioni principali che spiegano l'importanza e l'urgenza di un'azione comunitaria che assicuri un'appropriata integrazione di sistemi informativi ambientali ed economici: occorre predisporre un'adeguata informazione al pubblico, fornire strumenti conoscitivi che servano di orientamento ai soggetti economici e che siano di supporto ad una valutazione della sostenibilità delle politiche comunitarie (Eurostat, 1993).

Per quanto riguarda il primo punto, l'accento è stato posto sulla considerazione che la migliore assicurazione per il successo di una politica ambientale è un pubblico ben informato, soprattutto perché la conoscenza e la comprensione si rendono necessarie perché i nuovi oneri connessi con il rispetto dell'ambiente possano essere accettati. Su tale versante è stata ritenuta particolarmente importante la comunicazione, e in quest'ottica si è sottolineato come l'informazione debba perciò essere semplice, trasparente e corretta. In particolare, un "PIL verde" ben fondato e comprensivo è stato considerato come una possibile informazione ideale, in linea di principio; tuttavia, in considerazione dei tempi necessari per lo sviluppo di un sistema contabile idoneo ai fini di un calcolo appropriato di tale aggregato, si è ritenuto che occorra ricercare nell'immediato altre possibilità, come ad esempio lo sviluppo di indici ambientali.

Con riferimento all'esigenza di predisporre strumenti conoscitivi capaci di orientare i soggetti economici, la riflessione è stata incentrata sull'integrazione delle preoccupazioni ambientali nelle politiche settoriali e a tale riguardo è stata sottolineata la necessità di adeguati strumenti per definire e scegliere in maniera efficiente tali politiche. Indicatori e indici sono apparsi strumenti particolarmente buoni a questo livello micro-economico e pertanto è stata sottolineata l'esigenza di sviluppare uno schema comprensivo, utile per valutazioni e confronti su larga scala, in cui inquadrare tali strumenti, i quali in passato sono stati sviluppati in maniera specifica con riferimento a problemi di interesse particolare.

Per quanto riguarda la valutazione della sostenibilità delle politiche comunitarie, è stato enfatizzato che occorrono nuovi strumenti per confrontare strategie alternative e valutare i costi e i benefici di politiche differenti. Tali strumenti, secondo Eurostat, coprono un intero spettro di prodotti statistici, attualmente disponibili o da sviluppare, che va dagli indicatori ambientali ai conti economici modificati per tener conto dell'ambiente, l'obiettivo finale essendo, specialmente dal punto di vista economico, quello della costruzione di un sistema di conti economici pienamente integrato con gli aspetti ambientali. L'approccio degli indicatori ambientali e i tentativi di mettere l'ambiente in relazione con i concetti macroeconomici, pur sviluppati con differenti obiettivi e rispondenti a questioni diverse, hanno del resto, secondo Eurostat, chiare interconnessioni: da una parte, attraverso opportune tecniche di valutazione monetaria è possibile generare indicatori in forma monetaria partendo da indicatori ambientali espressi in unità fisiche; dall'altra, attraverso un accordo su una convenzione contabile ("quadro contabile") si può lavorare sugli

indicatori monetari per costruire una contabilità nazionale modificata in senso ambientale.

Una solida base di dati statistici e di programmi di lavoro promettenti su cui poter fare leva a livello comunitario già sussiste, secondo le valutazioni di Eurostat. Ciò che si è ritenuto rimanga ancora da fare è inserire tutto in un quadro armonizzato, colmando le lacune nella raccolta e nel trattamento dei dati. In sostanza, si è configurata la necessità di nuovi strumenti di orientamento politico sotto forma di sistemi integrati di informazione economica e ambientale[18].

La riflessione su questi temi ha coinvolto anche, nell'ambito della Commissione, esperti di questioni economiche e finanziarie, i quali hanno maturato una visione coerente con quella di Eurostat (Scherp, 1994).

In particolare, si propone una visione allargata della contabilità ambientale, considerata comprensiva di due grandi approcci: quello degli indicatori/indici ambientali, che fa capo principalmente ai decisori politici in campo ambientale, e quello dei conti economico-ambientali, che tenta di mettere in relazione l'informazione sull'ambiente con i sistemi di informazione statistica macroeconomica[19]. Le statistiche appartenenti al primo approccio, in cui rientrano sistemi informativi basati su "indicatori di pressione-stato-risposta", "indicatori di sostenibilità" e gli "indici ambientali di pressione", sono considerate utili come un input di base per analisi costi/benefici ambientali, modelli degli impatti ambientali delle attività economiche e conti ambientali di tipo satellite. Gli indicatori di sostenibilità, in particolare, sono considerati peculiari per il fatto di avere un obiettivo funzionale piuttosto specifico; essi sono perciò selettivi e concentrati in aree considerate vitali per la sostenibilità e mirano a fornire a colpo d'occhio un'indicazione se i modelli di sviluppo esistenti rispondano a certi criteri di sostenibilità. Gli indici ambientali sono considerati un potente strumento di analisi nei processi decisionali a livello politico.

I due grandi approcci in cui, secondo gli esperti economici della Commissione, si articola la contabilità ambientale sono considerati non in competizione tra di loro ma complementari. L'approccio degli indicatori è ritenuto potenzialmente più appropriato per monitorare le tendenze dei problemi ambientali, per identificare l'importanza relativa dei problemi ambientali e per valutare l'efficienza delle misure di politica ambientale. I conti economico-ambientali, d'altra parte, appaiono come lo schema statistico-analitico potenzialmente più adatto per valutare gli effetti economici delle misure di politica ambientale, per l'integrazione simultanea degli obiettivi economici e ambientali nelle decisioni politiche e per generare un indicatore di benessere per lo sviluppo sostenibile ("PIL verde").

4. Il programma della Commissione delle Comunità Europee: due grandi approcci fra loro complementari e sei linee di azione

L'approfondita riflessione di cui si è dato conto nel paragrafo precedente ha contribuito significativamente a far maturare nella Commissione l'impostazione di

---

[18] Tale necessità, del resto, è anche sostenuta dalla Commissione in una Comunicazione sulle implicazioni per la politica economica derivanti dalle interazioni tra crescita economica ed ambiente (Commissione delle Comunità Europee, 1994a).

[19] Sul collegamento tra i conti e gli indicatori ambientali è basato l'approccio pragmatico dell'OCSE su questa materia, come sottolineato, tra l'altro, in occasione di un recente seminario sull'utilizzo della contabilità ambientale, ove l'accento è stato posto sull'adeguamento tra offerta e domanda di informazione statistica (OECD, 1995).

un approccio per lo sviluppo di indicatori ambientali e conti economici "verdi" teso a realizzare, per l'UE, un'integrazione di sistemi di informazione ambientale ed economica. Tale approccio è stato oggetto di una Comunicazione della Commissione stessa al Consiglio e al Parlamento Europeo (Commissione delle Comunità Europee, 1994b).

Le indicazioni della Commissione partono dalla considerazione che occorrono nuovi strumenti di orientamento politico e di informazione del pubblico a livello europeo, in relazione all'obiettivo di sviluppo sostenibile stabilito dal trattato sull'UE, dal Quinto programma di azione a favore dell'ambiente e dal "Nuovo modello di sviluppo" del Libro bianco della Commissione "La crescita, la competitività e l'occupazione".

A tale proposito, lo sviluppo di un PIL "inverdito", pur interessante e potenzialmente utile nell'ambito di un sistema di informazione integrato economia-ambiente, solleva vari interrogativi metodologici difficili da risolvere che, secondo la Commissione, lo escludono come opzione realistica in un futuro prevedibile. L'indicazione è pertanto quella di attuare in una prima fase un approccio che renda le parti del sistema di contabilità nazionale che sono rilevanti dal punto di vista ambientale visibili mediante disaggregazione, aggiungendo altre parti, attinenti all'esaurimento delle risorse e al degrado ambientale, in un primo tempo sotto forma di indicatori fisici. Successivamente si tratterà, con l'aiuto di adeguate tecniche, di trasformare gli aggregati fisici in valori monetari, mantenendo tuttavia separati dal nucleo centrale dei conti economici nazionali i vari elementi di questo sistema europeo di contabilità integrata ambientale ed economica, il quale pertanto deve avere una configurazione di tipo satellite.

Per intraprendere la realizzazione del sistema contabile seguendo queste indicazioni, un buon punto di partenza, secondo la Commissione, consiste nel realizzare subito un sistema europeo di indici integrati economici e ambientali; mentre l'ulteriore integrazione di sistemi di informazione economica e ambientale nell'ottica di "inverdire" i conti nazionali secondo una configurazione satellite dovrebbe essere intensificata in conformità di un quadro comune.

Al fine di stabilire un "quadro europeo di contabilità verde", la Commissione intende pertanto seguire due grandi approcci fra loro complementari:

1) sviluppo, nel medio termine, di un sistema europeo di indici integrati economici e ambientali, attraverso il quale integrare direttamente, in maniera comparabile, la rappresentazione statistica delle prestazioni economiche e delle pressioni ambientali dei vari settori economici;
2) realizzazione, in un orizzonte temporale di più grande respiro, dei lavori, più fondamentali, necessari all'"inverdimento" dei conti nazionali secondo una configurazione di tipo satellite (esplicitando le spese ambientali, introducendo conti delle risorse naturali, migiorando le conoscenze metodologiche per la valutazione dei danni ambientali ed il calcolo monetario).

L'attuazione dei due approcci indicati dalla Commissione per realizzare l'auspicata integrazione di sistemi di informazione economica e ambientale è affidata a sei azioni parallele, come appresso illustrato. L'azione che figura all'inizio della sequenza riguarda l'istituzione del quadro comune che si ritiene necessario sviluppare e nel quale si iscrivono, tra l'altro, le operazioni di lungo periodo connesse con l'"inverdimento" della contabilità nazionale; l'ultima mira a tenere sotto il controllo della Presidenza della Commissione il coordinamento a livello orizzontale delle attività previste. Le restanti azioni costituiscono gli elementi operativi dell'intero programma.

Le azioni fondamentali dello schema messo a punto dalla Commissione sono dunque le seguenti:

1) Istituire un quadro comune di riferimento per tutte le attività comunitarie nel settore della contabilità "verde": un "Manuale su un sistema europeo di contabilità integrata ambientale ed economica – ESEA";
2) Istituire un sistema europeo di indici di pressione ambientale (ESEPI). Il sistema servirà a stabilire priorità nella raccolta di indicatori fisici di pressione ambientale, definire coefficienti di ponderazione europei e aggregare gli indicatori in indici di pressione ambientale;
3) Riunire indici di prestazioni economiche e di pressione ambientale per costituire un sistema europeo di indici integrati economici e ambientali (ESI) collaudabile in due anni e fornire per la prima volta sistemi comparabili di indici integrati ambientali ed economici nell'UE;
4) Continuare ad ampliare i lavori sui conti satellite di maggiore importanza per la contabilità "verde" (spese ambientali, risorse naturali, etc.);
5) Migliorare la metodologia e ampliare la portata della valutazione monetaria dei danni ambientali, nell'ottica di inserire queste informazioni nel sistema di contabilità integrata ambientale ed economica;
6) Garantire il coordinamento orizzontale delle attività.

Nella seconda, terza e quarta linea di azione si collocano alcune iniziative attualmente già in corso di realizzazione presso gli Istituti Nazionali di Statistica e in alcuni casi in fase di avanzato sviluppo. Tra esse si annoverano l'ESEPI, l'ESI e il SERIEE. Per quanto riguarda quest'ultimo è stato già prodotto un manuale (Eurostat, 1994) e si è proceduto ad una prima raccolta di dati, su base sperimentale, riguardanti la spesa per la protezione dell'ambiente sostenuta dalla P.A. e dalle imprese. Gli altri due progetti sono attualmente in una fase iniziale. Una parte cruciale dell'implementazione dell'ESEPI è rappresentata dalla determinazione dei coefficienti di ponderazione, che sarà basata su giudizi di esperti e riguarderà ciascuno dei settori ambientali critici, come definiti nel Quinto programma di azione o circoscritti successivamente nell'ambito del progetto ESI. Il sistema, che tra l'altro avrebbe un ruolo alternativo rispetto ai conti monetari in aree in cui appare proibitiva l'applicazione di metodi di valutazione monetaria (ad es. perdita di biodiversità), dovrebbe funzionare, nelle intenzioni della Commissione, in maniera semplice, trasparente e secondo tempi soddisfacenti.

5. Considerazioni conclusive

Per poter governare l'ambiente occorre sviluppare un sistema di informazione statistica adeguatamente articolato e strutturato e che, in particolare, combini l'utilizzo di indicatori e conti ambientali. Questa nuova consapevolezza, maturata negli ambienti scientifici e trasmessa in qualche misura ai decisori politici, sembra ben riflessa nel seguente passaggio tratto da una Comunicazione della Commissione per la Protezione dell'Ambiente, la Sanità Pubblica e la Tutela dei Consumatori del Parlamento Europeo: "L'idea di sommare tutto in una singola cifra "correggendo" il PIL presenta problemi che limitano l'accettabilità della correzione e ne impediscono quindi l'utilizzazione in sede di scelte politiche. (...) Ciò che occorre non è un singolo valore miracoloso quale un PIL "inverdito", bensì l'accurata elaborazione di uno strumento complesso concepito per rispondere a una molteplicità di compiti, uno strumento che rifletta l'attuale assenza di una "definizione" di svi-

luppo sostenibile pronta per l'uso, ma che ci dia comunque un'indicazione per capire se siamo sulla strada giusta o no, uno strumento che venga costantemente sviluppato e raffinato e renda possibili confronti internazionali" (Parlamento Europeo, 1995). Le esperienze dell'ONU e dell'UE menzionate nei paragrafi precedenti sono una testimonianza concreta di questa evoluzione di impostazione che ha preso corpo negli ambienti della statistica ufficiale.

In ambito europeo il concetto di sostenibilità e i corrispondenti strumenti informativi appaiono più strettamente focalizzati sui rapporti tra crescita economica ed ambiente, senza esplicitare alcuni aspetti sociali e demografici che sono al centro dell'attenzione su scala planetaria. Questa possibile differenza di accenti sembra corrispondere alle realtà prese in considerazione dai diversi organismi internazionali, caratterizzate in particolare, nel primo caso, dalla collocazione economica e politica dei paesi europei nel contesto internazionale e, nel secondo caso, dalla presenza di paesi in via di sviluppo.

La strategia dell'UE su questa materia, prendendo le mosse da alcuni risultati precedentemente conseguiti in sede ONU e OCSE, pone ora Eurostat in posizione di "leader" per quanto riguarda gli ulteriori sviluppi. Tale strategia si basa su due concetti fondamentali, sopra evidenziati, e cioè che occorre porre mano all'elaborazione di uno strumento complesso e che occorre procedere per successivi e continui avanzamenti. L'approccio europeo, inoltre punta ora decisamente verso una più esplicita integrazione di indicatori e conti ambientali.

La riflessione di Eurostat ha posto in luce in particolare come la vera difficoltà sia nella scelta di quali aspetti prendere in considerazione, nel bilanciare i vari aspetti e così definire una politica con priorità chiare. Questo punto si ritrova anche in una Risoluzione del Parlamento Europeo sull'inclusione del fattore ambiente nel calcolo del PIL, nella quale il Parlamento invitava nel 1994 la Commissione e gli Stati Membri a fornire un impulso alla comunità scientifica affinchè si possa pervenire a un consenso sulla gerarchia e la valutazione quantitativa dei diversi problemi ambientali, in modo da poter giungere a indicatori ambientali, bilanci ecologici e conti "verdi" che siano utili e accettabili (European Parliament, 1994).

Una sezione particolarmente significativa del programma dell'UE è quella che riguarda gli indicatori e gli indici di natura fisica. A tale riguardo c'è da sottolineare l'estrema complessità che normalmente caratterizza la connessione tra gli indicatori di natura fisica e i problemi ambientali. Per questo motivo il sistema statistico che si va a costruire dipende molto da un forte sviluppo che si rende necessario per quanto riguarda la nostra comprensione del sistema naturale. In particolare esso dipende dall'avanzamento delle nostre conoscenze su come i fenomeni che rappresentano le pressioni ambientali si traducono nelle situazioni che costituiscono lo stato dell'ambiente e dallo sviluppo della nostra comprensione di quali sono le implicazioni di tale stato in termini ecologici. Un problema cruciale è quello di trovare un metodo appropriato di aggregazione degli indicatori per ottenere indici. Gli indici ambientali possono in effetti costituire un efficace strumento di analisi per i processi decisionali a livello politico solo se sono ottenuti attraverso metodi di aggregazione che siano basati su un'adeguata conoscenza scientifica ed abbiano un largo consenso anche sul terreno del confronto tra le parti sociali. La dipendenza degli indicatori e degli indici ambientali dalle scienze naturali introduce comunque, in particolare anche nei sistemi contabili che incorporano l'uso degli indicatori in questione, una nuova importante dimensione di incertezza.

Occorre pertanto che la diffusione e l'interpretazione di informazioni legate agli indicatori e ai conti ambientali siano accompagnate da uno sforzo di informazione e formazione affinchè gli utilizzatori, i giornalisti e il pubblico siano coscienti degli

obiettivi e dei limiti delle statistiche in questione, come è stato sottolineato, in particolare per quanto riguarda la contabilità ambientale, in un seminario OCSE richiamato in una nota precedente (OECD, 1995).

I lavori sugli indicatori e conti ambientali vanno visti anche come un contributo di importanza fondamentale verso la costruzione di un quadro di riferimento per le statistiche ambientali ufficiali capace di stabilire il necessario collegamento con altri sistemi statistici dell'area socio-demografica ed economica. Detto quadro di riferimento, inoltre, può avere un'importante funzione nell'ambito delle statistiche ambientali anche nel senso di contribuire in misura importante alla definizione delle linee di sviluppo di tale branca della statistica ufficiale.

Il programma dell'Istat su queste materie è impostato coerentemente con gli schemi metodologici sviluppati e in corso di definizione presso gli organismi internazionali ed è intrinsecamente caratterizzato da forti correlazioni con i corrispondenti programmi degli stessi. In particolare l'Istat partecipa attivamente alla realizzazione dei progetti che Eurostat ha avviato per dare attuazione alla strategia dell'UE di cui si è discusso in precedenza. A livello nazionale il programma dell'Istituto è connesso ai corrispondenti programmi degli Enti che fanno parte del Sistema Statistico Nazionale e, in particolare, include una serie di progetti da realizzare in collaborazione con il Ministero dell'ambiente, nell'ambito di un accordo in via di perfezionamento.

Riferimenti bibliografici

ADRIAANSE A. (1993) *Environmental Policy Performance Indicators.*

AAHEIM A. – NYBORG K. (1995) *On the interpretation and applicability of a "Green National Product"*, in Review of Income and Wealth, Series 41, Number 1, March 1995.

BARTELMUS P. – VAN TONGEREN J (1994) *Environmental Accounting: An Operational Perspective, Department for Economic and Social Information and Policy Analysis*, Working Paper Series No. 1, United Nations, New York.

BOCOLA W. – DEL CIELLO R. – GAUDIOSO D. (1993) *Gli inventari delle emissioni di inquinanti atmosferici in Italia: struttura e linee di evoluzione*, in Musu – Siniscalco (a cura di) "Ambiente e contabilità nazionale", il Mulino, Bologna.

COMMISSION DES COMMUNAUTES EUROPEENNES (1992) *Vers un developpement soutenable*, Programme Communitaire de Politique et d'Action pour l'Environnement et le Developpement Durable et Respectueux de l'Environnement, COM(92)23 Bruxelles.

COMMISSIONE DELLE COMUNITÀ EUROPEE (1994a) *Crescita economica ed ambiente: implicazioni per la politica economica*, doc. COM(94) 465, Bruxelles.

COMMISSIONE DELLE COMUNITÀ EUROPEE (1994b) *Orientamenti per l'UE in materia di indicatori ambientali e di contabilità verde nazionale, L'integrazione di sistemi di informazione ambientale ed economica – Comunicazione della Commissione*, COM(94) 670 def., 21.12.1994, Bruxelles.

CONFERENCE OF EUROPEAN STATISTICIANS (1995) *Physical environmental Accounting: land use/land cover, nutrients and the environment*, Ifen, Etudes et travaux, Orleans.

COSTANTINO C. (1993a) *Proposta di impostazione generale per lo sviluppo di un sistema di contabilità ambientale in Istat*, in Musu – Siniscalco (a cura di): Ambiente e Contabilità Nazionale, il Mulino, Bologna.

COSTANTINO C. (1993b) *Elementi di contabilità ambientale in Francia, Germania, Olanda*, in Musu – Siniscalco (a cura di): Ambiente e Contabilità Nazionale, il Mulino, Bologna.

COSTANTINO C. (1993c) *Un'analisi sul piano metodologico e operativo dei più recenti sviluppi registrati presso la CEE, l'ONU e l'OCSE*, in Musu – Siniscalco (a cura di): Ambiente e Contabilità Nazionale, il Mulino, Bologna.

EUROSTAT (1993) *Environmental Statistics and Indicators, "Green National Accounting – The need for an integration of economic and environmental information systems*, Intermediate Report by an Interservice Working Group of the Commission of the European Community, July 1993, Luxembourg.

EUROPEAN PARLIAMENT (1994) *Resolution on the Inclusion of Environmental Considerations in the Calculation of Gross National Product*, 22 April 1994.

EUROSTAT (1994) *SERIEE, 1994 Version*, Theme Environment, Series Methods, Luxembourg.

IGWG (1995a) *Data Systems for Sustainable Development*, note by the Secretariat, riunione di Stoccolma, 7-10 febbraio 1995.

IGWG (1995b) *Environmental Indicators – Methodological Development and Compilation*, note by the Secretariat, riunione di Stoccolma, 7-10 febbraio 1995.

MUSU I. (1994) *Reddito, ricchezza e degrado ambientale*, paper presentato alla Seconda Conferenza Nazionale di Statistica, 15-17 novembre, Roma.

OECD (1993) *Environmental Indicators*, Paris.

OECD (1995) *Environmental Accounting for Decision-Making – Summary report of an OECD Seminar*, Environment Monographs N 113, Paris.

PARLAMENTO EUROPEO (1995) *La contabilità della sostenibilità* (documento di base in preparazione della conferenza "Taking Nature into Account", 31 maggio e 1 giugno 1995), Comunicazione della Commissione per la Protezione dell'Ambiente, la Sanità Pubblica e la Tutela dei Consumatori del 21 aprile 1995.

SCHERP J. (1994) *What does an economist need to know about the environment? – Approaches to accounting for the environment in statistical information systems*, Economic Papers N. 107 May 1994, European Commission Directorate-General for Economic and Financial Affairs, Brussels.

SCOPE (1994) *Environmental indicators – a draft report by the project on indicators of sustainable development.*

UNITED NATIONS (1975) *Towards a System of Social and Demographic Statistics*, New York.

UNITED NATIONS (1979) *Studies in the Integration of Statistics: Technical Report*, New York.

UNITED NATIONS (1984) *A Framework for the Development of Environment Statistics*, New York.

UNITED NATIONS (1993a) *Report of the United Nations Conference on Environment and Development, Rio de Janeiro, 3-14 June 1992.*

UNITED NATIONS (1993b) *Integrated Environmental and Economic Accounting*, New York.

UNITED NATIONS (1993c) *System of National Accounts*, New York.

WCED, World Commission on Environment and Development (1987) *Our Common Future,* Oxford University Press, Oxford.

INDICATORI PER LA VALUTAZIONE DI IMPATTO AMBIENTALE

Alessandro G. Colombo

Commissione Europea, Centro Comune di Ricerca Ispra (Varese), Italia

1. Introduzione

La Valutazione di Impatto Ambientale (V.I.A.) è una procedura richiesta dalla legislazione per determinati progetti pubblici e privati. In tale procedura, gli indicatori ambientali hanno un ruolo fondamentale. Questo contributo discute indicatori ambientali di interesse nella V.I.A.. Nel secondo paragrafo sono indicati i riferimenti legislativi della procedura di V.I.A. ed è introdotta la nozione di Studio di Impatto Ambientale (S.I.A.). Nel terzo paragrafo è data una definizione di indicatore ambientale e sono menzionati i principali tipi di indicatore. Infine, nel quarto paragrafo sono brevemente illustrate le strutture di due raccolte sistematiche di indicatori per la V.I.A.: il Manuale di Carter e Hill, ed il Manuale AAA, in preparazione.

2. La valutazione di impatto ambientale e lo studio di impatto ambientale

2.1. La valutazione di impatto ambientale di un progetto

Il problema del *degrado ambientale* si è posto in termini sempre più drammatici a partire dagli anni '50. Una delle maggiori cause di tale degrado è certamente l'enorme sviluppo industriale, spesso né pianificato né controllato, che si è avuto dopo la seconda guerra mondiale.

Una data di riferimento è la nascita della *società post-industriale*. Essa segue temporalmente la società agricola e la società industriale ed è nata convenzionalmente nel 1954, anno in cui, negli Stati Uniti, il numero dei *colletti bianchi* (gli addetti all'informazione) ha superato il numero dei *colletti blu* (gli addetti alla produzione). In Italia ciò si è manifestato nel 1982 (Gerelli, 1995).

Un concetto che ha sensibilizzato in modo significativo l'opinione pubblica alle problematiche ambientali, e che va assumendo un'importanza sempre maggiore, è il concetto di *sviluppo sostenibile*, inteso come sviluppo che soddisfa le necessità della popolazione presente senza compromettere la possibilità delle popolazioni future di soddisfare le loro proprie necessità (CCE, 1992).

Dal punto di vista normativo, gli Stati Uniti sono il primo paese che ha affrontato in modo sistematico le problematiche ambientali, a partire dalla fine degli anni '60. La legge: *National Environmental Policy Act* (NEPA, 1969), entrata in vigore nel 1970 ed aggiornata nel 1975, ed i relativi regolamenti (Regulations, 1975), costi-

tuiscono ancora oggi un riferimento per tutti i paesi che si accingono ad affrontare problemi di V.I.A. o a migliorarne l'approccio. Le *Regulations* sintetizzano decine di circolari precedenti e costituiscono la più vasta raccolta di norme procedurali sulla V.I.A. esistente al mondo.

In Italia, i riferimenti normativi sono: la direttiva comunitaria (DIRETTIVA 85/337/CEE), il DPCM 10/8/1988, n. 377, il DPCM 27/12/1988 e le leggi regionali in materia. Alla data attuale (dicembre 1995) solo 8 Regioni e 2 Province Autonome hanno legiferato in questo campo. Nelle altre Regioni la legge sulla V.I.A. è in discussione o in preparazione.

La legislazione definisce che la V.I.A è una procedura amministrativa a cui devono essere sottoposti determinati progetti pubblici e privati che potrebbero avere un impatto significativo sull'ambiente, ad esempio: raffinerie di petrolio, centrali termiche, autostrade e tronchi ferroviari per il traffico a grande distanza, aeroporti, impianti per il trattamento e la messa a dimora di rifiuti.

Gli attori della V.I.A. sono

- il *committente,* e cioè il proponente il progetto,
- gli *esperti,* che assistono il proponente nell'espletamento della procedura, ed in particolare nella preparazione del S.I.A. (brevemente illustrato al punto 2.2. che segue),
- le *autorità* (autorità competente, che dovrà prendere una decisione finale sull'autorizzazione al progetto, ed autorità locali, che assistono l'autorità competente ed il committente),
- il *pubblico*, che deve essere informato e coinvolto durante lo svolgimento dell'intera procedura.

Per quanto riguarda le metodologie della V.I.A. si rimanda a testi specializzati. Si vedano, ad esempio: Wathern (1988), Colombo (1992), Morris e Therivel (1995).

È da notare che, nella prassi corrente, con l'espressione "valutazione di impatto ambientale" si intende qualunque procedimento che ha lo scopo di valutare l'impatto di un progetto o di una attività sull'ambiente, anche se non tiene conto degli aspetti legislativi.

2.2. Le fasi principali di uno studio di impatto ambientale

Il S.I.A. è il documento che deve essere redatto a cura del committente, e sottoposto alla autorità competente per approvazione. Le fasi principali di un S.I.A. sono:

- descrizione del progetto e identificazione delle azioni di progetto;
- descrizione del sito e dell'area interessata dal progetto (situazione preesistente alla realizzazione del progetto); questa fase implica la scelta dei fattori ambientali e degli indicatori da considerare nel S.I.A.;
- generazione della matrice di impatto (azioni di progetto – fattori ambientali) e identificazione dei possibili impatti;
- selezione degli impatti che potrebbero risultare significativi;
- previsione (stima) dell'entità degli impatti selezionati nella fase precedente;
- valutazione degli impatti mediante confronto fra i valori stimati e valori di riferimento (definiti, ad esempio, da norme legislative o da linee guida di organizzazioni internazionali);

– definizione delle misure di compensazione, mitigazione e monitoraggio;
– presentazione e discussione dello studio.

Per quanto riguarda l'uso degli indicatori ambientali nella V.I.A., tutte le fasi elencate fanno riferimento ad indicatori ambientali, ad eccezione della prima nella quale è data una descrizione ingegneristica del progetto.

3. Gli indicatori ambientali

3.1. Definizione di indicatore ambientale

Sugli indicatori ambientali sono disponibili molti testi e molte definizioni; si vedano, ad esempio, Thomas (1972), Schmidt (1987), Colombo e Premazzi (1990) e Colombo (1995). Uno degli aspetti ricorrenti nella definizione di indicatore ambientale è il riferimento ad una variabile ambientale di interesse in un contesto specifico. Un secondo aspetto riguarda il tipo di variabile: variabile *elementare* o variabile *aggregata*, ottenuta combinando più variabili elementari. Qui è data una definizione di indicatore ambientale che fa riferimento ad una variabile ambientale elementare, in quanto di maggior interesse nella V.I.A.. È anche da notare che alcuni autori considerano solo indicatori quantitativi.

Indicatore ambientale: variabile statistica, quantitativa o qualitativa, rappresentativa di un aspetto di un fattore ambientale (naturale o umano) e di interesse in un contesto specifico, ad esempio, nella V.I.A. di un progetto. Un indicatore è quindi una variabile *oggettiva*, scelta *soggettivamente*. Può essere definito in una o più dimensioni, generalmente è espresso in funzione del tempo e/o dello spazio.

Con riferimento al loro aspetto descrittivo, gli indicatori (quantitativi o qualitativi) sono anche chiamati *descrittori*. Con riferimento a misurazioni e/o stime gli indicatori quantitativi sono anche chiamati *parametri*.

Gli indicatori quantitativi sono definiti mediante un valore numerico ed una unità di misura. Un esempio di indicatore ambientale quantitativo ad una dimensione è la conduttività del suolo; essa è misurata in μsiemens/cm^2.

Gli indicatori qualitativi sono anche chiamati descrittori. Essi sono definiti mediante una espressione o qualità. Un esempio di indicatore ambientale qualitativo ad una dimensione è il gusto dell'acqua definito come: amaro, salato, aspro o dolce.

3.2. Tipi di indicatori

Per la definizione dei *tipi* di indicatori, un recente rapporto OECD (OECD, 1994) fa riferimento al concetto di causalità applicato alle attività umane: le attività umane esercitano pressione sull'ambiente *(pressione antropica)* cambiando la sua qualità e la quantità delle sue risorse *(lo stato dell'ambiente)*; la società risponde a questi cambiamenti mediante politiche ambientali, economiche e settoriali *(risposta della società)*. Da qui la definizione di tre tipi di indicatori: *indicatori di pressione, indicatori di stato e indicatori di risposta.*

Anche l'EPA, in un rapporto su indicatori per il monitoraggio dell'inquinamento ambientale e la stima di situazione e trend delle condizioni ambientali a livello regionale (EPA, 1990), definisce tre tipi di indicatori. Due di essi possono essere assimilati agli *indicatori di pressione* ed agli *indicatori di risposta* considerati nel

rapporto OECD citato, anche se le definizioni non coincidono; il terzo: *indicatori di esposizione e indicatori di habitat* mette l'accento sulle caratteristiche dell'ambiente (*indicatori di esposizione*) e sugli attributi che caratterizzano le condizioni necessarie al mantenimento di un organismo, una popolazione o una comunità, in assenza di inquinamento (*indicatori di habitat*). La funzione degli indicatori di esposizione è analoga a quella degli indicatori di stato della classificazione OECD.

Altri autori fanno riferimento a indicatori di stato, con significato analogo a quello definito nel rapporto OECD citato, ed a indicatori di impatto. Un indicatore di impatto ha lo scopo di rendere conto dell'impatto di una azione di un progetto su un fattore ambientale. Gli indicatori di stato e gli indicatori di impatto sono gli indicatori di interesse nella V.I.A. (si vedano i testi citati al punto 3.1). In genere, lo stesso indicatore è usato prima per la descrizione della situazione preesistente alla realizzazione del progetto *(situazione ante operam),* assumendo il significato di indicatore di stato, e poi per stimare l'impatto di una determinata azione del progetto su un fattore ambientale specifico *(situazione post operam)*, e in questo caso assume il significato di indicatore di impatto.

Si noti che lo stesso indicatore può assumere significati diversi. Ad esempio, il monossido di carbonio può assumere sia il significato di indicatore di stato (se utilizzato per identificare lo stato dell'ambiente in un dato luogo e ad un tempo fissato) o di indicatore di pressione (se utilizzato per rendere conto della pressione antropica sull'ambiente dovuta al traffico urbano) o di indicatore di impatto (se utilizzato per stimare l'impatto di una determinata industria petrolchimica sul fattore ambientale aria).

4. Manuali di indicatori ambientali per la V.I.A.

Le raccolte sistematiche di indicatori sono in genere promosse e finanziate da organizzazioni a livello nazionale o internazionale, ed hanno lo scopo di orientare il comportamento umano nei confronti di un problema specifico (obiettivo). In questo paragrafo sono brevemente illustrate due raccolte di indicatori per la V.I.A., esse sono, a conoscenza dell'autore, le uniche pubblicazioni di questo tipo di pubblico dominio:

- Manuale di variabili per la V.I.A. (Carter e Hill, 1981), e
- Manuale di indicatori per la V.I.A. (AAA, in preparazione).

Utilizzando la terminologia introdotta al punto 3.2, entrambe queste raccolte possono essere classificate come raccolte sistematiche di indicatori di stato, utilizzabili anche come indicatori di impatto.

4.1. Manuale di variabili per la V.I.A. (Carter e Hill, 1981)

Questo Manuale riassume un lavoro effettuato dagli autori per l'Esercito degli Stati Uniti; considera 62 indicatori, definiti come variabili, raggruppati per fattore ambientale. Sono considerate 4 categorie di fattori ambientali, le prime 3 fanno riferimento a fattori naturali, la quarta riguarda il fattore umano. Inoltre, ciascuna categoria comprende alcune sottocategorie. Le categorie e sottocategorie considerate sono le seguenti:

Categoria	***Sottocategorie***
Variabili terrestri	*Popolazioni,* *habitat / uso del territorio,* *qualità del territorio / erosione del suolo,* *relazione fra comunità critiche.*
Variabili acquatiche	*Popolazioni,* *habitat,* *qualità dell'acqua,* *quantità dell'acqua,* *relazione fra comunità critiche.*
Variabili atmosferiche	*Qualità dell'aria,* *clima.*
Variabili antropiche (Human Interface Variables)	*Rumore* *variabili "estetiche" (ad esempio: odore, visibilità e animali domestici),* *variabili "storiche" (ad esempio, siti di importanza storica e/o culturale),* *variabili "archeologiche" (località di interesse archeologico).*

Per ciascuna variabile sono date:

- *Categoria*
- *Sottocategoria*
- *Definizione e informazioni sulla misura delle condizioni iniziali*
- *Informazioni sulla stima degli impatti*
- *Riferimenti bibliografici.*

Inoltre, per gran parte delle variabili è data anche una funzione di trasformazione, chiamata *functional curve.* Una *functional curve* rappresenta una relazione empirica fra misure oggettive di una variabile e una valutazione soggettiva della sua qualità. È una funzione adimensionale, normalizzata e definita nell'intervallo 0-1. Al valore 0 dell'indice è attribuito il significato di qualità scadente, o indesiderata; al valore 1 il significato di qualità elevata, o desiderabile. Gli indici così ottenuti permettono di confrontare variabili diverse, anche riferite a fattori ambientali differenti. Deve comunque essere tenuto presente che le funzioni di trasformazione sono definite soggettivamente. Esse devono essere considerate criticamente e con riferimento a ciascuna situazione specifica, in particolare per quanto riguarda il contesto spaziale.

4.2. Manuale di indicatori per la V.I.A. (AAA, in preparazione; Colombo e Malcevschi, 1996)

Anche in questo Manuale, come nel Manuale di Carter e Hill, gli indicatori sono raggruppati per fattore ambientale. L'impostazione è però completamente diversa: la scelta dei fattori ambientali fa riferimento alla legislazione comunitaria e nazionale, le informazione date per ciascun indicatore sono in numero maggiore, riportate in forma sintetica, e strutturate mediante una tavola sinottica standard utilizzata per tutti i fattori ambientali.

La scelta dei fattori ambientali è fatta nello spirito di considerare tutti i possibili aspetti dell'ambiente. Al concetto di fattore ambientale è dato un significato più ampio rispetto al significato dato nella direttiva comunitaria e nella legislazione nazionale in quanto per fattore ambientale si intende un qualunque sottoinsieme dell'ambiente (naturale o umano) di interesse nella V.I.A.; i vari fattori ambientali devono rappresentare aspetti diversi dell'ambiente, senza però dover rappresentare necessariamente insiemi disgiunti. I fattori ambientali considerati nel Manuale sono:

Fattori ambientali

- *Atmosfera (aria e clima)*
- *Ambiente idrico*
- *Suolo e sottosuolo*
- *Vegetazione e flora*
- *Ecosistemi*
- *Sistema agrario e forestale*
- *Paesaggio*
- *Sistema urbanistico*
- *Beni materiali e patrimonio culturale*
- *Radiazioni*
- *Rumore e vibrazioni*
- Salute pubblica
- *Qualità della vita*
- *Ambienti di lavoro*
- *Sostanze pericolose*
- *Sistema sociale*
- *Sistema economico*
- *Rischi rilevanti (uomo e natura).*

I primi 8 fattori di sinistra sono, con qualche aggiustamento, i fattori naturali elencati sia nella legislazione comunitaria (Art.3 della direttiva 85/337/CEE) che nazionale (Allegato I del DPCM 27/12/1988). Il fattore *beni materiali e patrimonio culturale* è citato nella direttiva. I fattori *radiazioni* e *rumore e vibrazioni* sono citati nel DPCM. I primi 6 fattori umani di destra dettagliano il fattore *uomo* considerato nella direttiva ed il fattore *salute pubblica* considerato nel DPCM. Infine, il fattore *rischi rilevanti (uomo e natura)* non è menzionato esplicitamente nella legislazione sulla V.I.A., è stato aggiunto in questo Manuale data la sua importanza, e per il fatto che è considerato in altre legislazioni dell'Unione Europea, ad esempio, in Francia.

Il Manuale contiene una tavola sinottica per ciascun fattore ambientale. In tale tavola sono presentate, in modo sintetico, le seguenti informazioni per ciascun indicatore:

Contenuto	***Descrizione***
Categoria	Indicatore chimico, fisico, biologico,...
Nome dell'indicatore	Nome dell'indicatore ed eventuale definizione, se ritenuta necessaria.
Unità di misura o espressione	Unità di misura per gli indicatori quantitativi, espressione per gli indicatori qualitativi.
Descrizione ed importanza	Breve descrizione dell'indicatore ed informazioni sulla sua importanza.

Ambiti di applicazione	Area (sito e/o area vasta); settore del fattore ambientale (ad esempio: acque lotiche, complesso forestale); tipologia di opera e/o attività (ad esempio: centrali termoelettriche, attività industriali).
Riferimenti bibliografici	Documenti legislativi e/o testi tecnico-scientifici di riferimento per l'indicatore.
Note	Eventuali altre informazioni di interesse (ad esempio: modalità di misura dell'indicatore, sua variabilità o difficoltà nell'uso).

Nota: Il termine *categoria* ha un diverso significato nei due Manuali. Nel Manuale di Carter e Hill identifica un fattore ambientale (variabili terrestri, variabili acquatiche, ...) nel Manuale AAA specifica il tipo di indicatore (chimico, fisico, biologico ...).

5. Considerazioni sulla struttura e sul contenuto dei due Manuali

Entrambi i Manuali sono strutturati per fattore ambientale, e considerano sia fattori naturali che umani. Il Manuale di Carter e Hill considera però un numero limitato di fattori, mentre nel Manuale AAA la definizione dei fattori ambientali è fatta nello spirito di considerare tutti gli aspetti dell'ambiente, senza limitazioni. Il primo contiene 62 indicatori, il secondo è previsto che ne contenga alcune centinaia.

Contenuti qualificanti del Manuale di Carter e Hill sono le informazioni sulla misura delle condizioni iniziali e sulla stima degli impatti, e le funzioni di trasformazione indicatore/indice (è da notare però che queste funzioni non sono di utilità nella preparazione dei S.I.A. in quanto in tali studi è richiesto un confronto diretto fra valori stimati e valori di riferimento definiti dalla legislazione).

Aspetti qualificanti del Manuale A.A.A. sono: l'impostazione orientata alla considerazione di tutti i fattori ambientali e la presentazione degli indicatori in forma sintetica mediante una tavola sinottica che facilita la comprensione delle informazioni.

Riferimenti bibliografici

AAA (in preparazione), Colombo A.G., Malcevschi S., (a cura di), Manuale AAA: *Indicatori per la valutazione di impatto ambientale,* Associazione Analisti Ambientali, Milano.

CANTER L.W., HILL L.G. (1981), *Handbook of Variables for Environmental Impact Assessment,* Ann Arbor Science, Collingwood, Michigan.

CCE (1992). Commissione delle Comunità Europee, *Per uno sviluppo sostenibile,* Bruxelles.

COLOMBO A.G. (1992), (editor), *Environmental Impact Assessment,* Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.

COLOMBO A.G. (1995), *Indicators, Indices and Standards for EIA,* Lecture presented at the EIA Module of the European Master in Environmental Management of EAEME, Ispra, March 1995.

COLOMBO A.G., PREMAZZI G. (1990), (editors), Proceedings of the Workshop on "*Indicators and Indices for Environmental Impact Assessment and Risk Analysis*", Ispra, 15-16 May 1990. *Report EUR 13060 EN.*

COLOMBO A.G., MALCEVSCHI S. (1996), *Presentazione del Manuale AAA: Indicatori per la Valutazione di Impatto Ambientale,* in: Atti del Convegno Annuale AAA, Milano, 27 novembre 1995.

DIRETTIVA 85/337/CEE, Direttiva del Consiglio delle Comunità Europee del 27 giugno 1985 concernente la valutazione di impatto ambientale di determinati progetti pubblici e privati (Gazzetta ufficiale della Comunità Europea N.L. 175 del 5 luglio 1995).

DPCM 10/8/1988, n. 377, Decreto del Presidente del Consiglio dei Ministri 10 agosto 1988, n. 377 concernente la regolamentazione delle pronunce di compatibilità ambientale di cui all'art. 6 della legge 8 luglio 1986, n. 349 recante istituzione del Ministero dell'ambiente e norme in materia di danno ambientale (Gazzetta ufficiale della Repubblica Italiana n. 204 del 31 agosto 1988.).

DPCM 27/12/1988. Decreto del Presidente del Consiglio dei Ministri 27 dicembre 1988 concernente norme tecniche per la redazione degli studi di impatto ambientale e la formulazione del giudizio di compatibilità di cui all'art. 6 della legge 8 luglio 1986, n. 349, adottate ai sensi dell'art. 3 del decreto del Presidente del Consiglio dei Ministri 10 agosto 1988, n. 377 (Gazzetta ufficiale della Repubblica Italiana, n. 4 del 5 gennaio 1989).

EPA (1990). Hunsaker C.T., Carpenter D.E. (editors), *Ecological Indicators for the Environmental Monitoring and Assessment Program,* EPA 600/3-90/060. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Research Triangle Park, NC.

GERELLI E. (1995), *Società post-industriale e ambiente,* Laterza, Bari.

MORRIS P., THERIVEL R. (1995), (editors), *Methods of Environmental Impact Assessment,* UCL Press Limited, University College.

NEPA (1969), The National Environmental Policy Act of 1969, Pub. L. 91-190, 422 U.S.C. 4321-4347 of January 1, 1970, as emended by Pub. L 94-52 of July 3, 1975 and Pub. L. 94-83, August 9, 1975.

OECD (1994), *Environmental Indicators,* Organisation for Economic Co-operation and Development, Paris.

REGULATIONS (1975), Regulations for implementing the Procedural Provisions of the National Environmental Policy Act, Washington, D.C. 20006, 40 CFR Parts 1500-1508, 1975.

SCHMIDT DI FRIEDBERG P., (1987), (a cura di). *Gli indicatori ambientali,* Franco Angeli, Milano.

THOMAS W.A. (1972), *Indicators of Environmental Quality,* Plenum Press, New York.

WATHERN P. (1988), *Environmental Impact Assessment,* Unwin, London.

INDICATORI DI RISCHIO AMBIENTALE PER LA SALUTE

Giovanni Alfredo Zapponi, Leonello Attias

Igiene Ambientale, Istituto Superiore di Sanità – Roma

1. Introduzione

L'attuale definizione di "Salute" secondo l'Organizzazione Mondiale della Sanità (OMS) è, come noto, "benessere fisico, psicologico e sociale", e non più solamente "assenza di malattia". Seguendo questo principio, l'OMS, nel suo progetto "Concern for Europe's Tomorrow" (OMS, 1995), per il quale l'Istituto Superiore di Sanità è stato "Focal Point" per l'Italia, ha considerato, oltre a indicatori "classici" dello stato di salute della popolazione e indicatori di esposizione a inquinanti ambientali e fattori di rischio in genere, anche parametri descrittivi del benessere psicologico e sociale. Ai fini di valutare i rischi per la salute sono evidentemente da considerare non solo gli indicatori, ma anche i relativi "trend" temporali, che possono consentire di operare qualche previsione sulle dimensioni future del fenomeno in esame (un rischio attualmente di scarsa entità potrebbe divenire rilevante in futuro). Con riferimento alla strategia adottata dall'OMS in questo ambito, si possono individuare, per la popolazione ed il territorio in esame i seguenti indicatori:

a) Indicatori e trend generali della stato della salute per la popolazione generale;
b) Indicatori e trend specifici dello stato di salute per la popolazione generale;
c) Indicatori e trend dello stato di salute degli ambienti di lavoro;
d) Indicatori di inquinamento ed esposizione a inquinamento, e relativi trend, nell'ambiente di vita;
e) Indicatori di inquinamento ed esposizione ad inquinamento, e relativi trend, nell'ambiente di lavoro;
f) Indicatori e trend della qualità e salubrità dell'aria, dell'acqua, del suolo e degli alimenti;
g) Indicatori e trend di specifici e prioritari fattori di rischio e della relativa esposizione multimediale;
h) Indicatori di esposizione individuale a fattori di rischio;
i) Indicatori di vulnerabilità di sottopopolazioni e individuale a fattori di rischio;
j) Indicatori e trend della salubrità degli edifici abitativi e degli insediamenti urbani;
k) Indicatori e trend della frequenza e caratteristiche di incidenti e disastri;
l) Parametri socio-economici rilevanti.

Possono inoltre assumere importanza altri parametri atti a descrivere in modo più specifico la struttura dei dati. Ad esempio, i seguenti parametri possono fornire

utili informazioni sia per l'identificazione che per la descrizione di possibili rischi ambientali:

m) Trend spaziali di indicatori di effetto;
n) Raggruppamenti ("clustering") di eventi di patologia nello spazio (territorio) e nel tempo;
o) Correlazioni e altri parametri di analisi multivariata dei dati.

In questo lavoro sono brevemente discussi i parametri sopra citati, dedicando prevalentemente l'attenzione agli aspetti recentemente apparsi come i più rilevanti.

2. Indicatori dello stato di salute di una popolazione

2.1. La popolazione generale

Ai fini della discussione di questa categoria di parametri, è utile riassumere brevemente le valutazioni operate dall'OMS (1995) nel rapporto salute-ambiente in Europa.

Tra gli indicatori più noti in questo ambito vi sono *la vita media e l'attesa di vita, la mortalità infantile, la mortalità totale e per cause, con la loro distribuzione spaziale nel territorio e i loro trend temporali.* Non è inutile sottolineare l'importanza di questa informazione non solo per i responsabili della gestione della salute del territorio, ma anche per il pubblico generale. L'OMS (1995) riporta che la speranza di vita alla nascita e a varie età è cresciuta in modo evidente nell'Europa Occidentale (per il periodo 1970-1990, la speranza di vita alla nascita è salita da 72 anni a circa 77 anni, mentre, a 45 anni, da circa 31 anni a circa 34 anni); una crescita meno marcata è rilevabile per la restante Europa, con partenza da valori minori. Inoltre, il tasso di mortalità infantile è in costante calo nella regione Europea (tra il 1970 e 1990, per l'Europa Occidentale, da circa 20 a circa 7,5 per 1000 e, per l'Europa Orientale (escluso l'ex URSS), da circa 37 a circa 17 per 1000; per l'ex URSS, limitatamente al decennio 1980-1990, da circa 27 a circa 22 per 1000) (in base a questi dati, il rischio relativo di morire durante il primo anno di età è 2 – 3 volte superiore nell'Europa Orientale, rispetto a quella Occidentale).

Nell'Europa Occidentale, dal 1970 al 1988-89, la struttura di mortalità vede diminuire la percentuale di malattie cardiovascolari (da 44,7% a 42,4%), che comunque restano la principale causa di mortalità, mentre nell'Europa Orientale (esclusa l'ex URSS) e nell'ex URSS queste percentuali crescono, rispettivamente da 44,4% a 54,9% e da 49,9% a 58,0%. I tassi di mortalità (per 100.000) per classi di età per le malattie cardiovascolari mostrano un trend divergente per Europa Occidentale (decrescita) e Orientale (crescita) a partire da valori relativamente vicini nel 1970. Questo parametro è tra quelli che differenziano maggiormente i tre gruppi di Paesi Europei sopra citati. È ampiamente noto che i principali fattori di rischio per questa categoria di malattie includono l'ipertensione, livelli elevati di colesterolo, il fumo di tabacco, la dieta, lo stress e altri fattori, che se pur non definibili come "ambientali" in senso stretto sono legati allo stile di vita ed a condizioni sociali; l'efficienza dei sistemi sanitari ha anche un'evidente importanza.

Nei Paesi Europei Occidentali, nel periodo 1970-1990, la frazione della mortalità totale dovuta a tumore cresce da 18,5% a 25,6%, mentre nell'Europa Orientale (esclusa l'ex URSS) e nell'ex URSS cresce (in parte anche per l'allungamento della vita media), rispettivamente, da 14,2% a 17,3%, e da 15,8% a 15,9%. I tassi di mortalità per tumore (per 100.000) non sono tuttavia molto diversi in queste cate-

gorie di Paesi, in particolare per le classi di età più elevate (45-64 anni e 65 anni, maschi e femmine). Nell'arco di tempo tra il 1970 e il 1990, per uomini e donne di età pari o superiore a 65 anni, i tassi medi per l'Europa Occidentale (intorno al 1,5% per i maschi, e intorno allo 0,9% per le femmine, al termine degli anni '80) sono limitatamente, ma sistematicamente, superiori a quelli dell'Europa Orientale (intorno all'1,2% e intorno allo 0,6%, rispettivamente per maschi e femmine, al termine degli anni 80); il trend è sostanzialmente parallelo e in lieve crescita per entrambi questi gruppi di Paesi (incremento del 9-18%, nel 1990, rispetto a quanto rilevato al 1970). Le differenze massime tra i tassi nazionali nell'ambito dei citati gruppi di Paesi Europei oscillano tra 1,5 e 2,3. Per le categorie di età tra 1 e 14 anni e tra 15 e 44 anni, i tassi di mortalità per tumore dell'Europa Occidentale ed Orientale, che nel 1970 mostrano valori praticamente sovrapponibili, tendono a differenziarsi a partire da circa il 1980. In particolare, i tassi di mortalità per tumore raggiungono, nell'Europa Occidentale e nel periodo 1980-1990, livelli sensibilmente minori (nel 1990, intorno a circa 4 – maschi e femmine – e circa 20 per 100.000 – maschi e femmine –, rispettivamente per le fasce di età tra 1-14 anni e tra 15-44 anni), rispetto a quelli dell'Europa Orientale (nel 1990, per la classe di età 1-14 anni, intorno a 6-7 per 100.000 per i maschi e, per le femmine, intorno a 5-6; per la classe di età 15-44 anni, per maschi e femmine, intorno a 30 per 100.000). Nell'ambito delle varie categorie di tumori, la differenza più marcata tra Europa Occidentale ed Orientale emerge per la mortalità per tumore allo stomaco, che nei Paesi Occidentali rappresenta una frazione della mortalità totale per tumore pari a circa l'8% (maschi) e circa il 7% (femmine) a fronte di circa il 18% (maschi e femmine) nell'ex URSS, e di circa l'11% (maschi) e circa il 9% (femmine), nella restante Europa Orientale. L'incidenza di questa patologia, ritenuta essere significativamente influenzata dalle abitudini alimentari, varia notevolmente nei diversi Paesi e anche all'interno dei singoli Paesi. La frazione di mortalità per tumori alla prostata è circa il 3% nell'ex URSS, a fronte di un 11% nell'Europa Occidentale, con valori intermedi per i restanti Paesi dell'Europa Orientale.

Per quanto concerne i tumori a polmoni, trachea e bronchi, la differenza maggiore nell'ambito Europeo è tra i due sessi (per i maschi, circa il 27% della mortalità per tumore in Europa Occidentale e circa il 32% in Europa Orientale, e, per le femmine, circa l'8% in Europa Orientale e circa il 9% in Europa Occidentale). Le variazioni tra la mortalità per tumore a polmoni, trachea e bronchi è molto elevata se si esaminano in vari paesi, raggiungendo un rapporto superiore a 2 (i tassi più elevati sono stati rinvenuti in Cecoslovacchia, Ungheria, Olanda e Regno Unito e quelli più bassi in Islanda, Portogallo e Svezia). Secondo l'OMS (1995) circa l'85% dei tumori polmonari nella popolazione maschile è attribuibile al fumo di tabacco, oltre ad altre cause (radon e inquinamento chimico dell'aria, sia nell'ambiente di vita che lavorativo).

È stata effettuata dall'International Agency for Research on Cancer (Pershagen, in IARC, 1990) una valutazione del rischio di tumore al polmone attribuibile all'inquinamento dell'aria in ambiente urbano, considerando molte città Americane ed Europee, e aree "rurali" comparabili per gli altri parametri diversi da quelli in esame (controllando anche "fattori confondenti" come il fumo). Gli studi epidemiologici esaminati si riferiscono a tumori osservati non meno di dieci anni fa. Dato il carattere ritardato dell'insorgenza della patologia tumorale rispetto al tempo in cui si è verificata l'esposizione ai fattori di rischio pertinenti, le esposizioni da associare ai rischi relativi rilevati in tali studi si riferiscono quindi a situazioni dell'ambiente urbano esistenti 20 anni fa e più, e di conseguenza, ai livelli di inquinamento tipici di quell'epoca. Il rischio relativo attribuibile al vivere in grandi città, rispetto ad

ambienti non urbani e non inquinati, è stato valutato pari a circa 1,5 o meno. Per i non fumatori il numero dei casi era generalmente troppo basso per una chiara valutazione. Nella valutazione di questi dati, viene osservato che tale rischio relativo potrebbe essere ad esempio compatibile con le stime di rischio basate sul "Rischio Unitario" proposto dall'OMS (1987) per l'esposizione a miscele di idrocarburi policiclici aromatici (rischio associabile all'esposizione, per il tempo di vita, all'unità di concentrazione in aria, pari, nel caso specifico, a 9×10^{-5} per 1 ng/m^3 di benzo(a)pirene assunto come indicatore di esposizione a idrocarburi policiclici aromatici, sulla base di studi epidemiologici in ambiente di lavoro), assumendo che nelle città esaminate l'esposizione a tali composti sia stata superiore di uno-due ordini di grandezza rispetto a quella comunemente rilevata nelle stesse aree nel periodo attuale (Pershagen, in IARC, 1990). È a questo proposito da considerare che l'OMS (1987), relativamente a tali sostanze, cita concentrazioni particolarmente elevate, che sono state misurate in passato nell'atmosfera di grandi città in cui il carbone trovava largo uso domestico e in cui non erano ancora stati presi provvedimenti per la riduzione dell'inquinamento.

La mortalità per tumore alla mammella rappresenta la più frequente causa di mortalità per tumore per le femmine nell'Europa Occidentale e Orientale (escluso l'ex URSS) (rispettivamente circa il 18% e il 15% della mortalità totale); nell'ex URSS (circa il 13%) è superata dalla mortalità per tumore allo stomaco.

Per maggiori dettagli si rimanda alla letteratura specialistica e, in particolare, alle pubblicazioni della IARC (1990, 1992 e 1993).

Sulla base di proiezioni a partire dai trend della mortalità per tumore e della vita media in Europa, l'OMS riporta che si può prevedere per il periodo 1982-2000 un incremento del 31% di questa causa di mortalità, di cui un 17% semplicemente attribuibile all'allungamento della vita media (tenendo conto della rapida crescita con l'età dei tassi usuali di questa patologia). Anche assumendo progressi nella diagnosi precoce e nei trattamenti di questa patologia, lo stesso Ente prevede che possa comunque esservi una qualche crescita dell'incidenza di tumore nei prossimi 10 anni (OMS, 1995). Quanto precede indica l'importanza della prevenzione di questa patologia, tra le cui cause possibili è da annoverare il potenziale contributo di molti fattori di rischio ambientale.

La mortalità per malattie respiratorie (non tumorali) rende conto di una frazione della mortalità totale stimata nel 1970 nell'ordine del 9,5%, 12,3% e 9,3%, rispettivamente nell'Europa Occidentale, nell'ex URSS e nella restante Europa Orientale; nel 1990 questa frazione decresce, rispettivamente, a 7,3%, 7,3% e 5,9% (con frazione sensibilmente minore quindi per l'Europa Orientale, senza l'ex URSS). Nei tre gruppi di Paesi i tassi e i trend (decremento del 25-55%) sono molto vicini nel periodo 1970-1990 per maschi e femmine di età pari o superiore a 65 anni, mentre differiscono considerevolmente per la popolazione più giovane, in particolare i bambini di età tra 1 e 14 anni (i valori rilevati in alcuni Paesi dell'Europa Orientale sono superiori anche di più di un ordine di grandezza rispetto all'Europa Occidentale).

L'OMS, nell'ambito delle malattie respiratorie di minor gravità, rileva come in molti Paesi Europei vi sia l'indicazione di un incremento della prevalenza di asma negli adulti e soprattutto nei bambini, e come questa patologia sia distribuita in modo non uniforme nel territorio (il che suggerisce l'ipotesi di cause ambientali).

L'incidenza di malformazioni congenite rappresenta un altro importante parametro dello stato di salute di una popolazione, potenzialmente associabile anche a fattori di rischio ambientale. Nell'Europa, i rapporti tra le incidenze più elevate e le incidenze più basse variano da più di 2 a più di 3 per varie categorie di malforma-

zioni, senza che tuttavia emerga l'indicazione di specifici andamenti spaziali o di differenze tra Europa Orientale e Occidentale (le differenze nell'efficienza nella rilevazione di questo parametro, meno standardizzata di altre in Europa, potrebbero comunque avere una qualche influenza).

La frequenza dei suicidi, in accordo con la definizione ampia di salute dell'OMS rappresenta un parametro di interesse per la definizione dello stato di salute di popolazioni; nel 1990 il tasso medio Europeo era pari a 13 per 100.000 (circa l'1,5% della mortalità totale e circa il 23% della mortalità per cause non naturali). La frequenza dei suicidi e il suo trend temporale sono considerevolmente diversi nei vari Paesi Europei, con variazioni in eccesso rispetto alla media sino a circa 3. È evidente l'importanza di considerare adeguatamente anche questi dati nella programmazione della prevenzione.

Studi effettuati in vari Paesi Europei indicano che l'incidenza di disordini mentali è maggiore nelle donne, nei gruppi sociali con basso reddito, nelle persone separate, in soggetti che hanno sofferto di lutti e in disoccupati. È stata rilevata una prevalenza di ansia e depressione tra 6% e 22%. Valori particolarmente elevati (sino al 26%) sono stati rilevati in anziani e in ricoverati in casa di cura (OMS, 1995). Infine, può essere utile sottolineare che, nell'ambito dello studio dell'OMS da cui sono tratti questi dati, alcuni delegati nazionali hanno messo in evidenza come il livello di disoccupazione e l'inefficienza dell'assistenza sanitaria e pensionistica debbano essere considerati fattori suscettibili di danneggiare la salute.

È anche importante citare che uno studio dell'OMS (1985) sull'igiene per gli edifici abitativi e della struttura urbana sottolineava come l'adozione di un'urbanistica soddisfacente (includendo in ciò la qualità delle case, dei sistemi di trasporto, la disponibilità di luoghi di incontro e di servizi in genere in aree facilmente raggiungibili) possa contribuire in modo significativo a migliorare positivamente il benessere psicologico, sociale e fisico, in particolare per specifiche categorie di cittadini (anziani, bambini, donne con figli, portatori di handicap), e costituire quindi una vera e propria azione di prevenzione di malattie sia psichiche che fisiche. Queste variabili sono parametrizzabili.

Infine, non è inutile sottolineare come anche la disomogeneità dello stato della salute nella popolazione costituisca un fattore degno di attenzione. Quando non associabile a specifiche caratteristiche genetiche, questa variabilità può suggerire l'ipotesi di specifici fattori di rischio. L'OMS cita come la disomogeneità dello stato della salute in varie situazioni Europee possa essere correlata allo stato socioeconomico, all'educazione; in termini generali, emerge l'indicazione che un elevato livello di povertà può in qualche modo essere associato ad un più basso livello della salute.

Questo elenco, certamente incompleto, vuole semplicemente offrire una panoramica dei criteri adottati in un approfondito studio operato da un Ente internazionale con il contributo di tutti i Paesi Europei, con il fine dell'identificazione ed analisi dei rischi, e basato su tutti i dati disponibili, anche se non sempre completi e pienamente soddisfacenti. Il quadro che ne emerge, se pur non dettagliato e preciso come sarebbe desiderabile, fornisce tuttavia dei criteri per l'identificazione delle priorità, per la programmazione di interventi di prevenzione e anche per trarre informazioni da esaminare alla luce di stime di rischio ottenute da estrapolazioni derivate da studi epidemiologici su piccoli gruppi e da dati tossicologici sperimentali, ai fini di una valutazione integrata. I paesi membri sono stati invitati ad approfondire, a livello nazionale, queste tematiche (OMS, 1995). Quest'operazione è stata effettuata anche in Italia, con il contributo di vari Enti, tra cui l'Istituto Nazionale di Statistica (ISTAT), l'Istituto Superiore di Sanità, l'ENEA, le strutture locali,

a cura del Centro "Salute-Ambiente" dell'OMS operante a Roma; i risultati sono parzialmente disponibili (OMS, Roma, ancora in corso di pubblicazione).

A livello italiano la raccolta elaborazione e diffusione dei dati di mortalità è curata dall'ISTAT; l'importanza di questa documentazione ai fini dello studio dei fattori di rischio merita di essere sottolineata.

Utilizzando i dati ISTAT, l'Ente per Energia Nucleare ed Alternativa (ENEA), ha predisposto una banca dati per una rapida ed agile consultazione di dati disaggregati di mortalità sul territorio, descritta in uno dei contributi a questo convegno, a cui si rimanda. È anche da citare a proposito il considerevole lavoro effettuato da Cislaghi et al. (1995), che a partire dai dati ISTAT di mortalità, hanno predisposto un atlante utilizzabile per l'analisi della distribuzione dei dati di mortalità sul territorio e per l'identificazione di eventuali picchi e raggruppamenti in specifiche aree del territorio.

È opportuno sottolineare come le strutture di ricerca, coloro che debbono valutare l'impatto di fattori di rischio per la salute, i responsabili politici, i "decisori" in genere necessitino di questi dati. Inoltre, certamente anche la popolazione generale è spesso interessata a questo tipo di informazione.

Per concludere, è forse opportuno sottolineare come l'informazione da diffondere debba avere un carattere di completezza per essere pienamente comprensibile e utile: ad esempio, i trend che indicano una crescita della mortalità per tumore in Europa debbono essere considerati nel contesto generale dei dati, che indicano anche come la vita media e la speranza di vita sono in crescita. Inoltre è importante sottolineare che, oltre a parametri di rischio tossicologico e di esposizione a inquinamento, sono da considerare anche variabili socio-economiche, suscettibili di creare oggettivi problemi per la salute. Infine, anche la disponibilità di servizi sanitari adeguati assume considerevole rilievo.

2.2. La popolazione lavorativa

Per quanto concerne più propriamente la salubrità degli ambienti lavorativi, che coinvolge una popolazione Europea di circa 400 milioni di persone, 240 milioni di uomini e 160 milioni di donne, sono da considerare in primo luogo i rischi di incidente di ogni tipo e livello, il cui tasso medio annuale varia tra 20 e 100 per 1000 occupati. La maggior parte di questi incidenti ha limitate conseguenze; solo un decimo di essi comporta infatti un'assenza dal lavoro superiore a due mesi e solo una percentuale dell'ordine dell'1%-5% porta a invalidità permanente (quindi con un tasso medio dell'ordine delle unità per 10.000). Infine, il tasso annuo di mortalità per incidenti lavorativi varia tra 2 per 1.000.000 e 2,5 per 100.000, in relazione a diversi tipi di attività lavorativa e diversi contesti nazionali. È da notare che vi è stato un dimezzamento di queste frequenze rispetto a quanto accadeva 30-40 anni prima di questo decennio. I tassi minori sono stati rilevati nei Paesi Scandinavi.

Le attività lavorative nelle quali sono rilevati più incidenti mortali sono l'agricoltura, i lavori forestali, i lavori in miniera, i lavori in fabbrica, l'edilizia e il trasporto (dal 70% all'85% della mortalità). Ne consegue che l'entità del rischio di incidente rilevato a livello nazionale dipende anche dalle attività lavorative prevalenti nei vari Paesi.

I macchinari pericolosi sono stati identificati come una primaria causa di rischio nell'attività industriale (più dell'80% degli incidenti). L'adozione di criteri di sicurezza adeguati appare ovviamente un mezzo essenziale di prevenzione. Tra i fattori di rischio chimico di maggior rilievo a cui sono esposti i lavoratori Europei sono da

considerare l'ammoniaca, l'arsenico, il benzene, il cadmio. Per queste sostanze è stato infatti rilevata in Europa un'elevata percentuale (≥ 80%) di impianti in cui i limiti sono superati, anche se, in genere, per tempi limitati o sporadicamente. La percentuale delle malattie lavorative che sono attribuibili a esposizione a sostanze chimiche pericolose varia in Europa da circa il 30% a più del 50%. Secondo l'International Agency for Research on Cancer (IARC, 1993) una percentuale tra l'1% e il 20% della totalità dei tumori potrebbe essere attribuita ad esposizioni lavorative. Sono inoltre da considerare i rischi per la salute riproduttiva, le allergie, gli agenti biologici, il rumore, le radiazioni, i fattori psicologici. Secondo l'OMS (1995), che ha effettuato questa analisi, gli incidenti, il rumore, il rischio chimico sono da considerare i principali fattori di rischio. Lo stesso Ente sottolinea che, pur essendo state migliorate considerevolmente le condizioni lavorative e notevolmente ridotti i rischi rispetto a 30 anni fa, vi è ancora della strada da fare in questo ambito, e che sono disponibili i mezzi per migliorare la prevenzione.

2.3. La distribuzione spazio-temporale delle patologie come indice di rischio

L'epidemiologia geografica descrittiva dispone oggi di metodi statistici atti a identificare caratteristiche della distribuzione dei dati di incidenza di patologia nello spazio (territorio) e nel tempo, che possono suggerire la presenza di situazioni anomale e fornire utili indicazioni per l'identificazione dei rischi. Una delle tecniche più note a questo fine è quella dello studio di "cluster" spaziali e temporali statisticamente significativi. Questi metodi si basano su ipotesi relative alla distribuzione statistica e consentono di verificare quanto uno specifico raggruppamento di casi di malattia in una determinata area ("cluster spaziale") o quanto uno specifico incremento di frequenza di un determinato evento patologico nel tempo ("cluster temporale") siano attribuibili a fluttuazioni casuali (formulando l'"ipotesi nulla" in modo adeguato), in relazione ad uno specifico livello di significatività. Senza entrare in dettagli su questa complessa materia, per la quale si rimanda alla bibliografia specialistica (ad esempio, Wallestein, 1980; Chen et al., 1982; Ohno et al., 1979; Aldrich et al., 1986; Grimson et al., 1981), ci si limita ad osservare come la struttura dei dati, oltre che i dati stessi, possa fornire importanti indicazioni sui rischi. Questo appare particolarmente importante in alcune valutazioni dei dati statistici standardizzati sulla patologia nel territorio, che sono disponibili dall'ISTAT in Italia. Il già citato Atlante della Mortalità in Italia, curato da Cislaghi et al. (1995), costituisce un importante esempio di questo uso dei dati statistici.

2.4. La vulnerabilità individuale e di gruppi specifici ai fattori di rischio

È ampiamente noto che gli individui umani (come quelli di qualsiasi altra specie biologica) sono caratterizzati da un diverso livello di sensibilità all'azione delle sostanze tossiche e dei fattori di rischio in genere. È infatti di dominio comune che specifici periodi della vita umana (infanzia, vecchiaia) o condizioni specifiche (ad esempio gravidanza), o condizioni indotte da fenomeni patologici in atto o pregressi possono rendere gli individui (o gruppi di individui) maggiormente suscettibili all'azione di agenti ambientali potenzialmente dannosi. Inoltre, sono stati identificati nell'ambito delle popolazioni umane genotipi e fenotipi la cui vulnerabilità a fattori di rischio è, per motivi genetici, considerevolmente maggiore (o anche considerevolmente minore) di quella definibile come media.

Questi ultimi aspetti sono stati recentemente oggetto di approfondite discussioni nel caso del rischio cancerogeno. È infatti stata osservata una larga variabilità individuale a riguardo della capacità di metabolizzare alcuni cancerogeni chimici ed è stato possibile identificare fenotipi diversi a cui è possibile associare un diverso livello di rischio cancerogeno, a parità di esposizione. Un esempio noto è quello della diversa capacità di metabolizzare la debrisochina (parametro associato con alcune tipologie di rischio di tumore), esistente in diversi gruppi di fenotipi (la cui distribuzione statistica, in relazione al parametro in questione, appare multimodale). Studi epidemiologici hanno indicato che, per alcune categorie di tumori, differenze anche dell'ordine di un fattore dieci e più possono sussistere tra le stime di rischio attribuibili ai diversi fenotipi, *in condizioni di sostanziale parità di esposizione* (Caporaso, 1991). Una variabilità individuale sino a cento e più è stata rilevata in cellule di diversi individui umani in rapporto a vari parametri coinvolti nella cancerogenesi (ad esempio, tasso di reazione con il DNA, efficienza di riparo del DNA, tasso di crescita e differenziazione cellulare, attivazione e deattivazione enzimatica) (Perera et al., 1991). È anche noto che la familiarità può rappresentare un importante fattore nel rischio individuale. Inoltre, caratteristiche acquisite precedentemente, o trasmesse geneticamente, possono rendere le cellule più o meno vulnerabili all'azione di cancerogeni.

La vulnerabilità individuale, almeno in ampio numero di casi, può essere stimata sulla base di appropriati indicatori ("Biomarkers"), che possono consentire il monitoraggio biologico di gruppi di individui per quanto concerne questo aspetto. Evidentemente, questa problematica è molto complessa e comporta anche considerazioni etiche. In ogni modo, sussistono indicazioni che suggeriscono che il rischio, inteso come numero di casi attesi di una specifica patologia in una popolazione, possa essere qualcosa di significativamente diverso dalla probabilità che possono avere i singoli individui di riportare la stessa patologia.

2.5. Monitoraggio biologico e indicatori precoci di effetto

È oggi possibile utilizzare metodi che consentono di trarre delle informazioni utili a identificare effetti precoci associabili con una patologia o che possono suggerire la possibilità o probabilità del successivo insorgere di una patologia, una patologia, in particolare nell'ipotesi di un prolungamento. Negli ultimi anni, questi parametri sono stati spesso impiegati anche nell'ambito di studi epidemiologici, in particolare nello studio di popolazioni umane esposte ad agenti cancerogeni (addotti al DNA, attivazione di oncogeni, etc.) (Perera et al., 1991).

3. Indicatori di esposizione a fattori di rischio

In tossicologia con il termine "caratterizzazione del rischio" si intende usualmente la comparazione del livello di esposizione ad un determinato agente di rischio con la specifica relazione tra la dose e la risposta (ovvero, con la relazione che esprime la percentuale di individui che riportano un determinato effetto in funzione della dose assunta). In pratica, come ampiamente noto, nel caso di effetti tossici "con soglia" (per i quali cioè si può assumere che esista una dose priva di effetto tossico), si usa come riferimento un qualche parametro di "accettabilità" o "tollerabilità" ("dosi accettabili giornaliere"ADI, concentrazioni limite, parametri di qualità ambientale, limiti di esposizione, valori guida, eccetera). Nel caso di feno-

meni tossici privi di soglia, e specificamente per i cancerogeni, in particolare genotossici, non essendo possibile identificare una dose o esposizione del tutto sicura, il livello di esposizione è interpretato in termini del rischio ad esso attribuibile (sulla base di estrapolazioni cautelative verso le basse dosi di modelli matematici della relazione dose-risposta, che di regola assumono una linearità tra dose e rischio per basse dosi). È in tal modo possibile identificare un livello di esposizione a cui corrisponde un rischio "sufficientemente" basso (tipicamente inferiore ai rischi che sono comunemente accettati nella vita quotidiana) (è stato precedentemente citato il "Rischio Unitario" adottato dall'OMS per la qualità dell'aria nel caso dei cancerogeni).

Le relazioni dose-risposta, i limiti, i parametri e/o le probabilità di rischio sono derivati attraverso un processo valutativo relativamente complesso, oggi generalmente effettuato a livello internazionale (ad esempio, limiti CEE, linee guida dell'OMS). Si tratta di valutazioni di regola relativamente poco suscettibili di variare nel tempo, ove si escludano i casi in cui nuove informazioni e dati scientifici portino a rivederle.

Nel confronto tra esposizione e parametri di rischio, è evidentemente l'esposizione ad essere il parametro più variabile. L'esposizione a fattori di rischio può mutare in conseguenza di variazioni delle emissioni, delle condizioni climatiche e ambientali in genere che influenzano la diffusione, dispersione e destino ambientale delle sostanze emesse, dei comportamenti individuali dei soggetti a rischio, dell'attività di prevenzione, e di vari altri processi. L'esposizione a fattori di rischio non è di regola identificabile con un solo valore numerico, ma è piuttosto descritta da una serie temporale di valori (o di distribuzioni di valori), generalmente suscettibili di variare in modo solo in parte deterministico o, comunque, prevedibile in modo più o meno esatto.

Inoltre, la misura dell'esposizione, tranne forse casi particolari (come ad esempio, le misure effettuate usando "campionatori personali" che seguono l'individuo in tutta la sua attività di rilievo), può essere vista come il risultato del campionamento "discreto" di una variabile suscettibile di variare in modo continuo nello spazio e nel tempo, con tutte le limitazioni che da ciò derivano. Un notissimo esempio è dato dalla centraline per la misura automatica della qualità dell'aria in ambito cittadino: un numero limitato di stazioni di misura è adottato per caratterizzare una situazione complessa e suscettibile di variare in modo considerevole anche su distanze molto brevi.

La rappresentatività delle misure di esposizione è un punto nodale della valutazione dei rischi, come sottolineato ripetutamente nelle Linee Guida Tecniche per la Valutazione del Rischio delle Sostanze Nuove ed Esistenti" dell'Unione Europea (U.E., 1995). Per rappresentatività si intende in questo caso non solo una rappresentatività statistica in senso stretto, ma anche il significato del dato in esame nell'ambito di un modello teorico che descrive i processi che lo generano. L'ovvia utilità del riferimento costante al processo che genera un determinato livello di esposizione è messa in evidenza, ad esempio, dal ben noto caso dell'emissione da una ciminiera. Nell'ipotesi di uno "sbandieramento" del "pennacchio" a causa di un vento di direzione e intensità mutevoli, la semplice misura delle concentrazioni a livello del suolo, senza alcuna considerazione del processo di emissione/diffusione, indicherà ovviamente una serie di valori molto variabili di difficile interpretazione e descrizione. Alla luce della descrizione fisica e del modello matematico del processo in esame gli stessi dati sono immediatamente intelligibili e inseribili in un quadro razionale che consente previsioni ed estrapolazioni affidabili.

Questo evidente principio vale per la stragrande maggioranza delle misure di concentrazione ambientale e di esposizione.

È inoltre ben noto che la misura dell'esposizione non è solo la misura di concentrazioni ambientali, ma richiede anche la determinazione e valutazione di come, quando e quanto queste concentrazioni possano trasferirsi all'uomo. La valutazione dell'esposizione richiede generalmente la conoscenza e l'uso delle leggi chimiche, fisiche, termodinamiche, biologiche rilevanti, attraverso appropriati modelli interpretativi e/o predittivi. Sono a tale proposito da citare i modelli matematici del destino ambientale delle sostanze chimiche e l'integrazione di essi con modelli descrittivi della fisiologia dell'esposizione (Mackay, 1991, U.E., 1995, US EPA, 1995).

Gli indici utilizzabili per stimare l'esposizione possono includere i valori delle concentrazioni ambientali, i valori delle emissioni, i parametri utili a definire la diffusione delle emissioni, come anche i parametri descrittivi della distribuzione, attività, permanenza e mobilità dei soggetti a rischio nel territorio (quando si usano dati sulla distribuzione spaziale di concentrazioni di inquinanti, l'individuo non può essere semplicemente assimilato a "un punto" nello spazio, quanto piuttosto a "una linea" che descrive la sua mobilità).

Inoltre la valutazione dell'esposizione può essere operata considerando l'inquinamento di uno specifico comparto ambientale (ad esempio, aria, acqua potabile, suolo) o ponendo invece l'attenzione sullo specifico fattore di rischio in esame e valutandone l'esposizione multimediale, o combinando entrambi questi metodi.

3.1. Dati e stime delle emissioni

Possono riguardare le emissioni in aria, in acqua, sul suolo, i rifiuti. Costituiscono il parametri di ingresso a molti modelli matematici, e forniscono un quadro preliminare immediato del potenziale di rischio. In assenza di misure dirette, possono essere di ausilio dati e statistiche sulle emissioni tipiche di una vastissima categoria di impianti, espresse per unità di produzione o di emissione di materiale (OMS, 1989). Può essere utile citare che l'uso di valori di emissione e di modelli matematici rilevanti può essere estremamente utile, ad esempio, per un'analisi preliminare nella valutazione dell'impatto ambientale di impianti ancora non in opera, e costituire un fondamentale strumento, in mancanza di dati diretti, per stimare l'esposizione passata e remota, ad esempio per l'interpretazione di dati epidemiologici relativi a patologie a carattere ritardato rispetto all'esposizione. Infine, è da sottolineare che la caratterizzazione delle sorgenti di inquinamento è essenziale per la programmazione della prevenzione.

3.2. Dati e stime di concentrazione relativi a specifici comparti e substrati ambientali

Si presentano in questa forma i dati di monitoraggio dell'aria, dell'acqua, del suolo, di specifici componenti della catena alimentare, prodotti in conseguenza di specifiche normative sulla qualità ambientale o degli alimenti. È il caso, ad esempio, dei dati ottenuti dalle centraline di misura della qualità dell'aria. Il confronto di questi dati con i valori guida, limiti e parametri di rischio in genere, di specifico rilievo, anche se essenziale dal punto di vista normativo, non costituisce tuttavia, come già accennato, una dettagliata effettiva valutazione dell'esposizione. Quest'ultima ri-

chiede, in particolare, una definizione appropriata della popolazione esposta, delle possibili o probabili concentrazioni a cui specifici sottogruppi possono essere esposti, e dell'assunzione, da parte degli individui appartenenti a tali sottogruppi, della sostanza pericolosa (ad esempio, per inalazione, in rapporto al quantitativo di aria respirata, variabile anche in funzione dell'attività effettuata, eccetera).

3.3. Criteri essenziali per la stima dell'esposizione a partire da dati di concentrazione ambientale

Oltre al riferimento a parametri fisiologici di base e a caratteristiche degli stili di vita (ad esempio, quantità di aria inalata, di acqua bevuta, di cibo consumato giornalmente) sono stati proposti metodi semplificati per l'identificazione di massima di tipologie di esposizione. In particolare nel caso di esposizione a sostanze presenti nell'aria, si può fare riferimento a "metodi di valutazione integrata dell'esposizione", come la "Esposizione Media Pesata Settimanale". Considerando la settimana come periodo temporale tipico, questa procedura prevede la valutazione di massima del tempo speso da specifiche categorie di soggetti in casa, nel luogo di lavoro, in ambiente esterno durante gli spostamenti o altra attività, in aree fuori città al fine settimana e, in genere, negli ambienti in cui esso permane per tempi significativi. L'esposizione media pesata è la media delle concentrazioni in tali ambienti, pesate con il tempo di permanenza. Sono state anche individuate categorie specifiche di individui che hanno comportamenti più o meno simili sotto questo aspetto (ad esempio, donne di casa, impiegati, lavoratori in ambiente esterno, lavoratori industriali, anziani pensionati, bambini, studenti) ai quali è possibile in linea di massima una stessa "esposizione media pesata" (Moschandreas, 1981; OMS, 1982). È utile citare questi metodi, perché sono stati espressamente messi a punto per convertire dati di concentrazione ambientale di tipo standard in indici di esposizione.

3.4. Dati e valutazioni di esposizione multimediale derivati per specifiche sostanze

Tutte le valutazioni di rischio orientate verso una specifica sostanza o agente di rischio rientrano in questo ambito. Valutazioni di rischio di questo tipo sono state effettuate per sostanze e agenti di particolare importanza per la loro pericolosità o per la frequenza e ampiezza del loro uso. Come è noto, l'U.E. richiede attualmente questo tipo di valutazione per le nuove sostanze di cui è proposta l'immissione sul mercato e nell'ambiente e per le sostanze esistenti per le quali ciò non sia stato già effettuato (U.E., 1995). Esistono inoltre Monografie dell'International Agency for Research on Cancer (IARC Monographs, IARC, Lyon), dell'International Programme on Chemical Safety (IPCS) dell'OMS (Environmental Health Criteria Series, Geneva) e di varie altre agenzie internazionali e nazionali che forniscono ampia documentazione sui rischi attribuibili alle sostanze considerate, ivi inclusa una valutazione dell'esposizione "multimediale" (ovvero attraverso tutte le possibile vie, nelle diverse attività e a partire dai diversi substrati ambientali) tipica e probabile, generalmente derivati da un'ampia base di dati.

Questo tipo di documentazione scientifica presenta tuttavia una panoramica a livello interazione dei possibili processi di esposizione, sia pure con esempi specifici. Si tratta in ogni caso di una base di dati fondamentale per analisi di rischio,

che in molti casi può risolvere molti problemi, e, comunque, fornire criteri per la programmazione di indagini sul territorio.

3.5. Metodi e modelli generali per la stima esposizione

Si è già accennato a queste procedure all'inizio di questo paragrafo. Si vuole solamente qui ricordare che esistono metodi, modelli e criteri consolidati per la stima dell'esposizione molti dei quali già informatizzati e di semplice uso, che a partire da uno specifico e non troppo esteso insieme di dati di base, che includono i parametri fondamentali fisico-chimici (ad esempio, solubilità in acqua, tensione di vapore, coefficiente di ripartizione tra n-ottanolo e acqua, eccetera), i parametri tossicologici di base, i valori di emissione, i parametri essenziali descrittivi dell'ambiente coinvolto e altre semplici informazioni, consentono di stimare in modo cautelativo un insieme di scenari di esposizione di massima di utile riferimento al fine della valutazione dei rischi, sia in assenza di dati di misura oggettivi, sia per inserire gli eventuali dati disponibili in un contesto interpretativo (ad esempio, Mackay, 1993; U.E., 1995).

3.6. Misure dirette dell'esposizione individuale

Come è noto esistono attualmente dispositivi portatili, passivi o attivi e/o automatici, per il campionamento dell'aria con cui i soggetti in esame sono a contatto. Questi dispositivi possono talvolta effettuare anche le determinazioni chimiche o fisiche. È ovvio l'interesse che rivestono questi metodi, che consentono di controllare in modo adeguato individui a particolare rischio, e, al contempo di trarre informazioni generali ed estrapolabili su condizioni specifiche di esposizione. Le misure dell'esposizione individuale possono essere ovviamente operate anche con appropriati dispositivi non di tipo personale, impiegabili in specifici ambienti (ad esempio, ambiente di lavoro).

3.7. Monitoraggio biologico dell'esposizione

Sono ormai di uso relativamente frequente metodi per misurare, sull'organismo degli individui esposti, parametri utili a quantificarne l'esposizione e il carico corporeo di una determinata sostanza. Possono essere citate, ad esempio, le misure di concentrazione di particolari sostanze nei fluidi biologici, nei capelli, eccetera. Ancora, sono stati usati come parametri indicatori di esposizione gli addotti al DNA di specifiche sostanze (questo parametro potrebbe essere anche considerato come un indicatore anche di effetto).

4. Conclusioni

Gli indicatori ambientali del rischio per la salute sono molti e di diverso livello di complessità. Possono includere semplici parametri come livelli di concentrazione di uno specifico inquinante nell'aria e nell'acqua, come una specifica distribuzione spazio-temporale di indici di stato della salute o di inquinamento, come, infine parametri che definiscono la concentrazione di una determinata sostanza in un

tessuto umano, o, ancora, parametri che identificano una specifica suscettibilità di alcune categorie di soggetti. In ogni modo, un indicatore può acquisire il suo pieno significato e la sua piena utilità solo se inserito in uno schema logico che lo renda intelligibile, che ne consenta, ove necessario, l'estrapolazione e lo inserisca nel suo contesto complessivo. L'integrazione dell'informazione nello schema di ciò che si definisce salute ambientale è la condizione necessaria per una progettazione efficiente della prevenzione. È da ricordare che spesso accade che un numero di dati relativamente limitato, se utilizzato in questo modo, consente di capire molto e agire di conseguenza.

Riferimenti bibliografici

ALDRICH T.E:, WILSON C.C., and EASTERLY C.E. (1986), "Population surveillance for rare health events", *Proceedings from the 1985 Public Health Conference on Records and Statistics*, DHHS Pub. No. (PHS) 86-1214, pp 215-220.

CAPORASO N. (1991),"Study design and genetic susceptibility factors in the risk assessment of chemical carcinogens", *Ann. Ist. Super. Sanità*, 27, 4, pp. 621-630.

CHEN R., MANTEL N., CONNELLY R.R. and ISACSON P. (1982), "A monitoring sistem for chronic disease", *Meth. Infor. Med.*, 21, pp. 86-90.

CISLAGHI C. (1995) "L'atlante italiano di mortalità a livello comunale", *Epidemiologia e prevenzione*, 19, 132-141.

GRIMSON R:, WANG K., and JOHSON P. (1981), "Searching for hierarchal clusters of disease: Spatial patterns of sudden infant death syndrome", *Soc. Sci. Med.*, 15, pp. 287-293.

IARC *Scientific Publication no.*100, (1990): Tomatis L. Ed., "Cancer: Causes, occurrence and control", IARC, Lyon.

IARC *Scientific Publication* no. 107 (1992): Smans M. et al., "Atlas of of cancer mortality in the European Economic Community", IARC, Lyon.

IARC *Scientific Publication no.* 121 (1993): Coleman M.P. et al., "Trends in cancer incidence and mortality", IARC., Lyon.

MACKAY D. (1991) " Multimedia environmental models. The fugacity approach", Lewis Publ. Inc., Chelsea, Michigan, USA.

Moschandreas , D.J. (1981): "Exposure to pollutant and daily time budge4ts of people", *Bull. New York Acad. Med.*, 57, 845-859.

OHNO Y., AOKI K., and AOKI N. (1979), "A test of significance for geografic clusters of disease", *Int. J. Epidemiol.*, 8, pp. 273-281.

OMS-WHO (1982),"Estimating Human Exposure to Air Pollutants", WHO, Geneva.

OMS-WHO (1985), "Basic Housing Hygiene Guidelines", WHO, Copenhagen.

OMS-WHO (1987), "Air Quality Guidelines for Europe", OMS, Copenhagen.

OMS-WHO (1989), "Management and control of the environment", WHO/PEP/98.1, OMS, Geneva.

OMS-WHO (1995), "Concern for Europe's tomorrow", Wissenschaftliche Verlagsgesellschaft mbH Stuggart.

PERERA F., MAYER J., SANTELLA R.M., BRENNER D., TSAY W.Y., BRANDT-RAUF P., and HEMMINKI K. (1991), "DNA adducts and other biological markers in risk assessment for environmental carcinogens", *Ann. Ist. Super. Sanità*, 27, 4, pp. 615-620.

PERSHAGEN G. (1990), "Air pollution and cancer", in Vanio H. et al. Eds, "Complex mixtures and cancer risk" , IARC, Lyon.

U.E. (1995), European Commission, "Risk assessment of new and existing substances. Technical Guidance Document", Directorate-general, Environment, Nuclear sefety and Civil Protection, Bruxelles.

WALLENSTEIN S. (1980), "A test for detection of clustering over time", *Am. J. Epidemiol.* 111, pp 367-71.

Sessione

Indicatori ambientali

Presiede: *Giuseppe Volta*
(Centro Comune di Ricerca
della Commissione Europea, Ispra)

B. Contributi liberi: *Maurizio Di Paola*
Rosario Mosello
Riccardo de Bernardi
Tullio Bagnati
Luigi Volpe

IL DATO ISTAT DELLA MORTALITÀ PER CAUSA COME INDICATORE DI EFFETTO NEGLI STUDI AMBIENTALI

Maurizio Di Paola

ENEA – Dipartimento Ambiente, Unità Epidemiologia Ambientale

Nell'ottica concettuale di un approccio sistemico della tematica ambientale riguardante tutte le sue componenti fondamentali (suolo, aria, acqua, flora, fauna, uomo, ecc.), per qualsiasi valutazione descrittiva o analitica sia su macroscala che su microscala non si può prescindere dal territorio, che senz'altro rappresenta il comune denominatore per il quale devono essere individuati e gestiti tutti i possibili parametri che lo caratterizzano. Ancora oggi il punto più critico dal punto di vista operativo è rappresentato dalla disponibilità di parametri ambientali che abbiano vere e proprie caratteristiche di indicatori, tali da garantire un reale flusso informativo e da permettere una valida e pronta caratterizzazione del territorio.

Da tali presupposti, impostando le attività finalizzate alla conoscenza dell'ambiente sulla base di indicatori, si può senz'altro migliorare il quadro delle conoscenze realizzando inoltre una migliore condizione di utilizzo e di scambio di informazioni anche in termini interdisciplinari tendente a superare l' attuale frammentazione culturale ed operativa esistente sotto il termine "ambiente". Affinché un indicatore possa essere ritenuto tale, deve sottostare a certe caratteristiche, di cui le principali sono: il significato, l'affidabilità, la risoluzione temporale e la risoluzione spaziale. Riguardo alla tipologia degli indicatori ambientali, una classificazione può essere quella di distinguerli in indicatori di inquinamento, di esposizione, di rischio e di effetto.

Per quanto attiene alla componente "uomo", è disponibile un dato con tutte le caratteristiche di indicatore – un indicatore di effetto – che è il dato di mortalità per causa, raccolto annualmente da più di un secolo dall'ISTAT su tutto il territorio nazionale. Tale dato, rappresentativo dello stato di salute delle popolazioni, grazie allo sviluppo di particolari metodologie di epidemiologia ambientale che fanno riferimento proprio al territorio, costituisce un vero e proprio flusso informativo di tipo ambientale con un elevato potere di risoluzione spaziale a livello anche di piccole aree. Con la disponibilità di altri parametri caratterizzanti il territorio, specie se in termini di fonti di rischio per l'uomo, l'analisi della mortalità permette di evidenziare la presenza o meno di condizioni della salute nella popolazione residente associabili a particolari situazioni di inquinamento ambientale.

Già possono essere rappresentative in tal senso le differenze di mortalità per tumore polmonare che si osservano in rapporto all'inquinamento atmosferico valu-

tato indirettamente e genericamente sulla base delle caratteristiche urbane ed altimetriche del territorio (Fig.1).

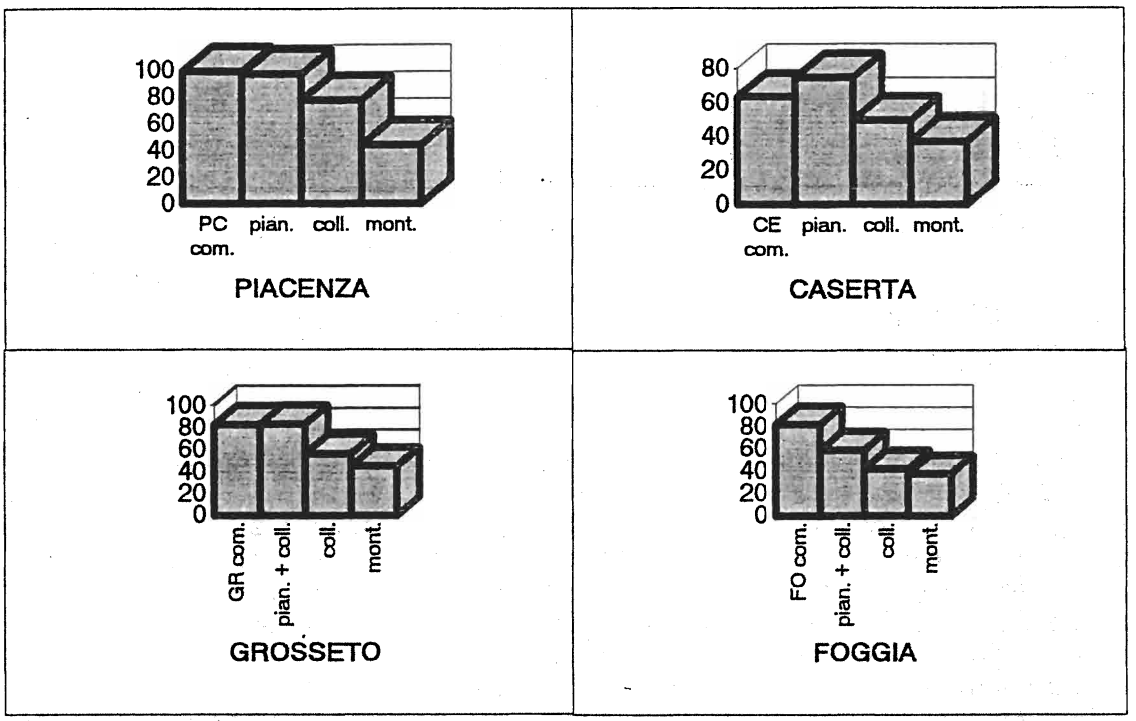


Fig. 1 – Tassi di mortalità per tumori polmonari caratterizzati sulla base delle caratteristiche urbane ed altimetriche in quattro province italiane (tassi st. maschi 1980-85).

A tal fine è stata costruita all'ENEA una Banca dati epidemiologica, la cui prima impostazione risale al 1981, con i dati individuali di mortalità di fonte ISTAT per tutto il territorio nazionale a partire dal 1969 e con i censimenti ISTAT di popolazione dal 1961; questa BD, applicando le varie funzioni della statistica epidemiologica, permette in tempo reale valutazioni della mortalità per causa su qualsiasi aggregato territoriale, partendo come base da quello comunale. Si tratta di uno strumento unico nel suo genere in Italia, che ha reso possibile lo sviluppo e l'applicazione di nuove metodologie proprie dell'epidemiologia ambientale mirate all'osservazione su piccole aree geografiche, e che già viene correntemente utilizzato per:

- valutazioni di impatto ambientale;
- analisi della ricettività ambientale;
- identificazione di fattori di rischio ambientale;
- formulazione di ipotesi eziologiche.

L'approccio può essere duplice:

1) analizzare il quadro della mortalità per cause in aree già caratterizzate dal punto di vista ambientale o per la presenza di un particolare insediamento industriale o, nel caso di zone estese, mediante parametri geofisici, socio-economici, demografici, di inquinamento, ecc. (viste logiche);

2) analizzare la distribuzione sul territorio di particolari cause di morte attribuibili a condizioni di esposizione ambientale e/o professionale a particolari fattori di rischio.

Nel primo caso, localizzata sul territorio la presenza di una sorgente inquinante potenziale fonte di rischio per la popolazione (insediamento industriale o energetico), dal punto di vista metodologico lo studio viene condotto verificando la eventuale presenza sul territorio, definito su un raggio di 20/30 km dal sito, di altre situazioni di rischio o di modificatori di effetto, e procedendo in tal senso con l'analisi della mortalità su diverse aggregazioni comunali basate o sulla distanza dal sito (0-10; 10-20km), o in settori rispetto alla rosa dei venti, o sulla situazione orografica (pianura, collina, montagna), ecc. (SITI PUNTI-FORMI).Se lo studio è invece finalizzato alla identificazione di eventuali differenze dello stato di salute riferibili a particolari situazioni ambientali nella popolazione per es.di una provincia, l'analisi della mortalità viene condotta su tante diverse aggregazioni dei comuni della provincia quanti possono essere i tematismi cartografici (viste logiche) ricavabili dai parametri ambientali disponibili a livello comunale in modo da evidenziare sulla base della configurazione delle cause di morte nelle subaree così caratterizzate le eventuali associazioni (ZONE ESTESE). In entrambi i casi le aggregazioni comunali devono essere tali da garantire una certa potenza del campione e quindi con una dimensione demografica non inferiore a 20.000 individui. L'analisi della mortalità viene condotta su entrambi i sessi sia con il calcolo dei tassi standard che dei rapporti standardizzati di mortalità, con riferimento alla provincia ed alla regione di appartenenza, per le principali cause di morte in un certo periodo di tempo (almeno 5 anni) e con diversi raggruppamenti di classi di età.

Numerosi sono i riferimenti applicativi, tra cui un primo studio condotto per il Ministero dell'Ambiente in collaborazione con il Centro Europeo "Ambiente e Salute" dell'OMS sulle aree ad elevato rischio di crisi ambientale in Italia; e quello sul sito nucleare di Trino in Piemonte, in cui lo stato di salute della popolazione è stato valutato basandosi sul confronto dell'analisi della mortalità tra aree caratterizzate sulla base della distanza dal sito, della tipologia urbana e della rosa dei venti (Fig. 2 e 3).

Nel secondo caso, la metodologia è basata sulla identificazione dei comuni in cui il numero, non inferiore a tre, di decessi osservati durante un certo periodo per una causa di morte ricollegabile a qualche particolare fonte di rischio (per es. amianto/mesotelioma pleurico) risulti significativamente superiore al numero di eventi attesi in almeno uno dei due sessi sulla base dei tassi di mortalità per la stessa causa nella popolazione regionale e/o nazionale presi come riferimento. Applicando questa metodologia è stato possibile in un primo studio, condotto in collaborazione con l'Istituto Superiore di Sanità, evidenziare l'ubicazione sul territorio di 60 comuni con cluster di mortalità per tumori maligni della pleura ricollegabili alla presenza di condizioni di esposizione ambientale e/o professionale all'amianto Fig. 4).

Naturalmente questi tipi di approcci, basati su un criterio di caratterizzazione della esposizione per la popolazione ai nocivi ambientali in termini di prevalenza qualitativa ed il più delle volte determinata indirettamente, forniscono analisi prettamente di tipo descrittivo ed impongono nell'interpretazione dei fenomeni osservabili una estrema cautela circa l'attribuzione dei nessi di causalità; trattandosi tra l'altro, per quanto riguarda i tumori, di patologie aspecifiche ad eziologia multipla, è difficile spesso riuscire a separare il ruolo dell'inquinamento ambientale in senso

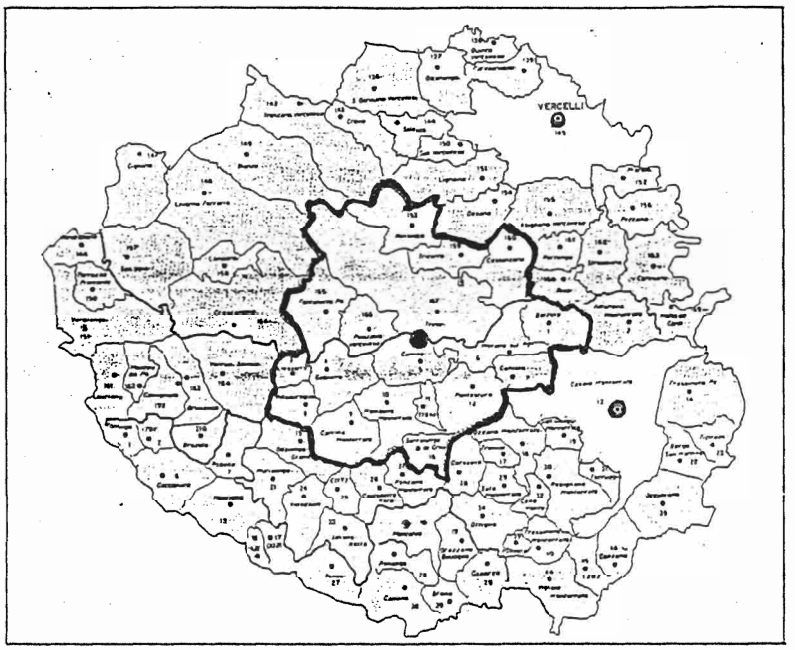


Fig. 2 – Delimitazione dei comuni entro 0-10 e 10-20 km dalla centrale "E. Fermi" con l'individuazione dei comuni con caratteristiche urbano-industriali compresi nell'area (da Sicurezza e Protezione, n. 23-24, 1990).

Fig. 3 – Aggregazioni comunali sulla base della rosa dei venti rilevati presso la centrale "E. Fermi" (da Sicurezza e Protezione, n. 23-24, 1990).

■ *Comuni per i quali esistevano precedenti segnalazioni, confermate dalla presente ricerca*

1. Nole Canavese e comuni limitofi
2. Casale Monferrato
3. Genova e comuni limitrofi
4. La Spezia, Lerici
5. Trieste e comuni limitrofi
6. Monfalcone e comuni limitrofi
7. Massa
8. Livorno, Rosignano Marittimo
9. Pozzuoli

▲ *Comuni per i quali esistevano precedenti segnalazioni, non confermate dalla presente ricerca*

1. Bologna
2. Reggio Emilia (prov.)
3. Prato

● *Comuni individuati dalla presente ricerca in assenza di precedenti segnalazioni*

1. Torino, Grugliasco
2. Alessandria, Valenza
3. Cerano
4. Biella
5. Alba
6. Barge
7. Bra
8. Fossano
9. Arquata Scrivia
10. Sestri Levante
11. San Remo
12. Savona e comuni limitrofi
13. Pietra Ligure
14. Campo Ligure
15. Chiavari
16. Cogoleto
17. S. Margherita Ligure
18. S. Daniele del Friuli
19. Angera
20. Arcisate
21. Lentate sul Seveso
22. Muggiò
23. S. Colombano al Lambro
24. Bergamo
25. Sarnico
26. Broni
27. Marcaria
28. Trento
29. Venezia e comuni limitrofi
30. Bussolengo
31. Piove di Sacco
32. Belluno
33. Monticelli d'Ongina
34. Riccione
35. Castelnuovo di Garfagnana
36. Chieti
37. Lanciano
38. Soriano del Cimino
39. Vetralla
40. Napoli
41. Piano di Sorrento
42. Cava dei Tirreni
43. Nocera Inferiore
44. Cerignola
45. Bari
46. Taranto
47. Reggio Calabria
48. Palermo
49. Bagheria
50. Messina
51. Augusta

Fig. 4 – Distribuzione geografica dei comuni in cui si sono osservati incrementi della mortalità per tumore maligno della pleura (da Ann. Ist. Super. Sanità, n. 4, 1992).

lato da quello svolto dall'ambiente di lavoro. Proprio essendo le patologie tumorali quelle principalmente ricollegabili all'inquinamento ambientale, è da tenere inoltre presente l'aspetto retrospettivo di questo tipo di analisi, legate ai tempi di latenza dell'ordine di anni che caratterizzano queste patologie. Tuttavia, nonostante questi limiti, gli studi eseguiti hanno mostrato la validità di questo approccio metodologico in grado di attuare valutazioni su vasta scala con un elevato potere discrimante anche nei confronti di scenari complessi, e con la prerogativa, consentendo di verificare l'esistenza di problemi importanti a carico della salute della popolazione, di riuscire a fornire un quadro più completo nella descrizione delle diverse situazioni ambientali.

STUDI A LUNGO TERMINE SULLA CHIMICA DEI LAGHI PROFONDI SUBALPINI E DELLE DEPOSIZIONI ATMOSFERICHE

Rosario Mosello, Riccardo de Bernardi

C.N.R. Istituto Italiano di Idrobiologia – Verbania Pallanza

Introduzione*

Fondato nel 1939, l'Istituto Italiano di Idrobiologia svolge da oltre cinquanta anni ricerche nel campo dell'ecologia delle acque interne. Gli studi si sono concentrati sul Lago Maggiore e su altri laghi presenti nel suo bacino, quali i laghi d'Orta e Mergozzo. A partire dagli anni sessanta sono iniziati anche studi sugli altri laghi profondi subalpini, laghi Lugano, Como, mentre è solo a partire dagli anni settanta che sono iniziate raccolte sistematiche sui laghi Iseo e Garda. Questi studi erano e sono prevalente rivolti allo studio del fenomeno dell'eutrofizzazione che, senza dubbio, costituisce la forma più grave di deterioramento della qualità delle acque lacustri italiane. Sono stati considerati numerosi aspetti fisici, chimici e biologici delle acque. In particolare risultano utili, per descrivere l'evoluzione trofica dei laghi, le variabili chimiche, in quanto le oscillazioni interannuali sono modeste a causa del notevole volume di questi corpi d'acqua. Inoltre alcune variabili chimiche, quali le concentrazione di azoto e fosforo, sono estremamente utili per quantificare il livello trofico dei laghi.

Lo stato trofico, come meglio sviluppato in seguito, costituisce la risultante dei processi di inquinamento da scarichi urbani ed industriali, comprendendo gli eventuali interventi depurativi, e le caratteristiche morfometriche ed idrologiche dei laghi. In alcuni casi, come per il Lago d'Orta, la componente industriale dell'inquinamento acquista un peso determinante, ma questo lago fortunatamente costituisce l'eccezione nel quadro italiano (Calderoni *et al.* 1991, 1992; de Bernardi *et al.* in press). Le variazioni del livello trofico degli altri laghi profondi subalpini (Maggiore, Lugano, Como, Iseo e Garda) forniscono, grazie all'estensione dei bacini imbriferi (15978 km^2, pari a circa un quarto dell'intero bacino del Po), una interessante indicazione sintetica sui fenomeni di antropizzazione ed industrializzazione. Inoltre le dimensioni di questi bacini lacustri minimizzano gli effetti delle variazioni stagionali sulla qualità complessiva dell'intera massa d'acqua, così che le misure chimi-

* Il presente studio è stato reso possibile oltre che dai finanziamenti ordinari del Consiglio Nazionale delle Ricerche anche dai finanziamenti della Commissione Internazionale per la Protezione delle acque italo-svizzere e da un contributo del Progetto Strategico "Criticità delle disponibilità di acqua da utilizzare a scopi potabili".

che forniscono una specie di integrale mediato dei processi che avvengono nei bacini imbriferi.

Un secondo campo di ricerche, che offre una visione integrata di più fenomeni, è costituita dallo studio della chimica delle deposizioni atmosferiche, con particolare riferimento ai processi di acidificazione. La composizione delle deposizioni umide dipende da una parte dalle emissioni di inquinanti, in particolare ossidi di zolfo e di azoto oltre che di azoto nella forma ridotta (ammonio), dall'altra è fortemente caratterizzata dalla collocazione della stazione di campionamento. La distanza dal mare, ad esempio, determina il contenuto di sodio e cloruri, derivanti dagli spray marini, mentre la composizione e la copertura del suolo, sollevato nell'atmosfera come polvere dal vento, determina le concentrazioni di calcio, magnesio, potassio e, in parte, i valori di pH. A parità di situazione geografica, seguire per periodi di tempo prolungati le caratteristiche chimiche delle deposizioni atmosferiche offre preziose indicazioni sull'evoluzione delle emissioni di inquinanti. La stazione di prelievo di Pallanza, presso il C.N.R. Istituto Italiano di Idrobiologia, è la stazione italiana con la serie più lunga di dati, avendo iniziato ad operare nel 1975. Saranno inoltre presentati i dati relativi ad una stazione alpina, L. Toggia, collocata a 2160 m s.l.m. in Val d'Ossola, sempre nel bacino del Lago Maggiore, importante in quanto l'ambiente alpino è risultato fra i più sensibili ai processi di eutrofizzazione.

Tendenze evolutive dei laghi profondi subalpini

I numerosi laghi presenti nel bacino imbrifero del Fiume Po presentano caratteristiche geografiche e morfometriche differenziate. I corpi d'acqua di maggiore dimensioni (laghi Maggiore, Lugano, Como, Iseo e Garda) sono collocati nell'area subalpina, anche se una parte significativa del loro bacino imbrifero presenta caratteristiche alpine. Sono caratterizzati da profondità massime comprese tra 244 m (Lago d'Iseo) e 410 m (Lago di Como) (Tab. 1), che consentono di classificarli fra i più profondi laghi in Europa. Per il loro volume, compreso tra 5,8 e 50,4 km^3 rispettivamente per i laghi Lugano e Garda, nonché per la loro collocazione nell'area maggiormente popolata e produttiva del Paese, i laghi subalpini costituiscono una riserva di acqua di enorme importanza. Nello stesso areale sono presenti circa cinquanta laghi di minori dimensioni, con profondità massima inferiore ai 150 m, che comunque hanno un notevole interesse economico e ricreativo.

Gran parte degli studi limnologici eseguiti negli ultimi decenni sui laghi profondi hanno riguardato il fenomeno dell'eutrofizzazione, in quanto esso costituisce la forma di deterioramento della qualità delle acque più diffusa e grave per i laghi

Tab. 1 – Principali caratteristiche morfometriche ed idrologiche dei laghi profondi subalpini

	Maggiore	Lugano			Como	Iseo	Garda
		Nord	Sud	P. Tresa			
Altitudine media bacino imbr. (m s.l.m)	1283		786		1569	1429	966
Altitudine media lago (m s.l.m)	194	271	271	271	198	186	65
Area bacino imbrifero (km^2)	6599	297	608	615	4572	1842	2350
Area del lago (km^2)	212,5	27	29	1	146	62	370
Profondità media (m)	177	171	55	33	153	123	136
Profondità massima (m)	370	288	95	50	410	251	346
Criptodepressione (m)	176	17	0	0	212	65	281
Volume (km^3)	37,5	4,7	1,1	0,03	22,5	7,6	50,35

italiani. Tuttavia lo stato attuale delle conoscenze è da considerarsi soddisfacente solo per i laghi Maggiore e Lugano, mentre gli studi sono stati più saltuari per gli altri laghi, soprattutto per quanto riguarda gli aspetti biologici (Ambrosetti *et al.* 1992). La favorevole situazione dei primi due laghi è in parte determinata dall'attività del C.N.R. Istituto Italiano di Idrobiologia che, da oltre cinquanta anni, svolge una importante azione di studio. Le ricerche sono in parte finanziata dalla Commissione Internazionale per la protezione delle acque italo svizzere, che, fra le sue attività, prevede anche lo studio sull'evoluzione dei laghi Maggiore e Lugano. Per un elenco completo dei lavori relativi a questi due laghi si rimanda a de Bernardi & Nobili (1989) e Rima (1983).

Sugli altri laghi sono disponibili informazioni meno complete, derivanti da ricerche saltuarie. Ad esempio sul Lago di Garda, oggetto per la prima volta di uno studio limnologico completo nel 1970 (Gerletti 1974), solo dal 1987 sono iniziati rilievi sistematici (Regione del Veneto 1994; Cordella *et al.* 1993). Il Lago d'Iseo, studiato negli anni settanta (Cordella *et al.* 1975, 1976, Paganelli *et al.* 1979), è stato oggetto di uno studio limnologico completo solo nel 1994-95 (Garibaldi *et al.* 1995); su questo lago non è tuttavia prevista una continuazione delle ricerche. Anche sulle condizioni trofiche del Lago di Como è stato eseguito un solo studio con prelievi mensili su più stazioni (Mosello *et al.* 1991).

Le informazioni chimiche raccolte con maggiore continuità e regolarità sui laghi profondi sono derivate dagli studi svolti dal C.N.R. Istituto Italiano di Idrobiologia che ha raccolto campioni annuali nelle stazioni di massima profondità dei cinque laghi subalpini nel periodo di massima omogeneizzazione verticale delle acque

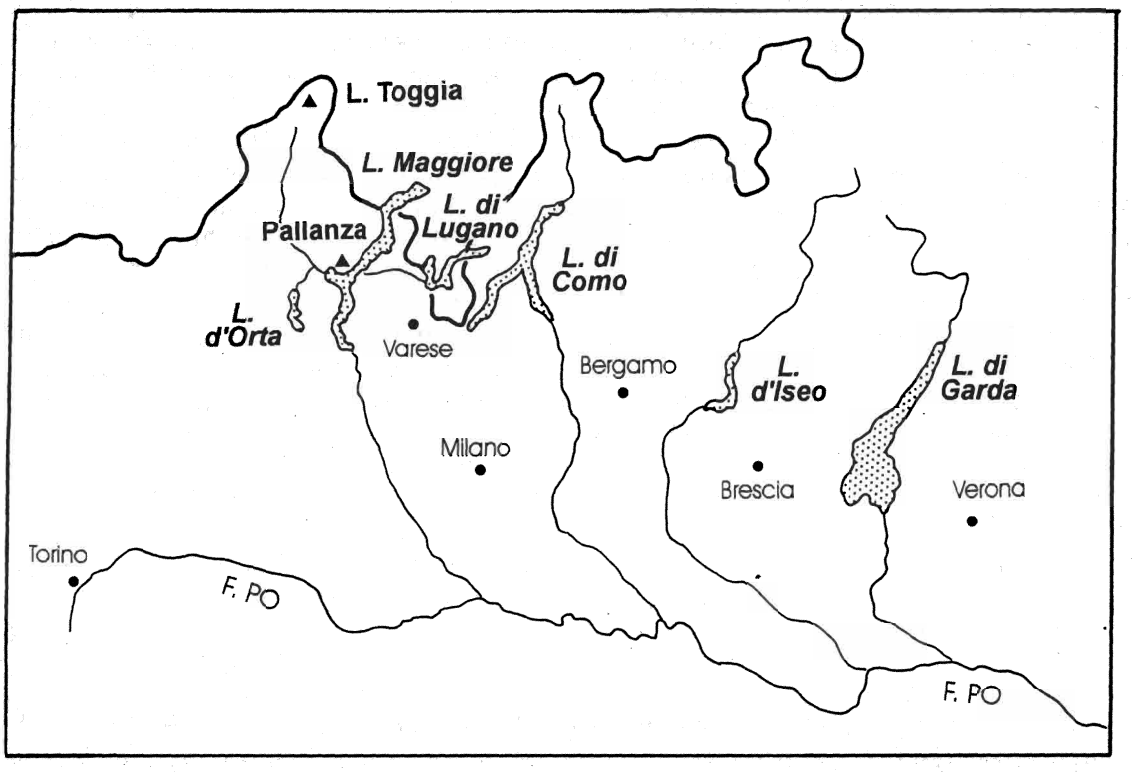


Fig. 1 – Localizzazione dei cinque laghi profondi subalpini, nel contesto del bacino imbrifero del fiume Po. Sono inoltre indicate le stazioni di prelievo delle deposizioni atmosferiche (Pallanza e L. Toggia).

(Marzo-Aprile). Queste indagini sono state svolte dapprima nell'ambito del Progetto Finalizzato Qualità dell'Ambiente (Ambrosetti *et al.* 1983), quindi nel contesto dei programmi ordinari dell'Istituto (Ruggiu, Mosello 1984, Ruggiu *et al.* 1988; Abrosetti & Barbanti 1992; Ambrosetti *et al.* 1992).

L'eutrofizzazione ha interessato in misura diversa i laghi considerati. La situazione attuale vede il L. Maggiore in una condizione di oligotrofia, il L. di Garda risulta mesotrofo, i laghi di Como ed Iseo risultano essere eutrofi, mentre il L. di Lugano è ipertrofo. Nei grafici e nel confronto dei dati non sarà considerato il L. di Lugano, in quanto il bacino più profondo di questo lago (Gandria, 280 m) presenta caratteristiche meromittiche (Vollenweider 1964), ovvero non ha mai presentato una completa omogeneizzazione chimica sull'intera colonna d'acqua. Le acque più profonde presentano pertanto costantemente una situazione di anossia, con elevate concentrazioni di fosforo (200-230 μg P 1^{-1}) e di ammonio (600-800μg N 1^{-1}), mentre sono trascurabili le concentrazioni di nitrati. Questa situazione rende poco confrontabili i dati del L. di Lugano con quelli dei rimanenti laghi subalpini che, sebbene ad intervalli irregolari di anni e con frequenze diverse, presentano episodi di completo rimescolamento delle acque. Più dettagliate informazioni sul Lago di Lugano sono riportate da Barbieri, Mosello (1992).

L'esame dell'evoluzione recente dei laghi Maggiore, Como, Iseo e Grada è possibile considerando le concentrazioni medie del fosforo reattivo e totale (Figg. 2 e 3) quale indice del livello di eutrofizzazione. Benché questa assunzione possa sembrare limitativa, soprattutto se si tiene conto della complessità biologica dei fenomeni di eutrofizzazione, essa risulta giustificata dal ruolo di elemento limitante la produzione algale svolto dal fosforo e viene, quindi, ampiamente accettata a livello internazionale (OECD 1982).

Le prime informazioni disponibili mostrano concentrazioni di fosforo reattivo (RP) al di sotto dei 10 μP 1^{-1} nel bacino nord del Lago di Lugano (anno 1946, Baldi *et al.* 1949), nel Lago Maggiore (anno 1956, Corbella dati non pubblicati), nel Lago di Como (anni 1960-62, Vollenweider 1965), nel Lago d'Iseo (anno 1967, Bonomi & Gerletti 1967) e nel Lago di Garda (anno 1971, Gerletti 1974). Il Lago di Lugano ha presentato per primo un aumento della concentrazione di RP, che alla fine degli anni cinquanta era già intorno ai 30 μg P 1^{-1}, per aumentare negli anni successivi sino a valori medi di circa 150 μg P 1^{-1}, raggiunti nella seconda metà degli anni settanta (Barbieri, Mosello 1992).

I laghi di Como, Maggiore e Iseo hanno subito un aumento delle concentrazioni di RP negli anni sessanta ed hanno raggiunto i valori più elevati (66, 27 e 32 μg P 1^{-1}, rispettivamente) nella seconda metà degli anni settanta. Negli anni successivi le concentrazioni sono diminuite nei laghi di Como e Maggiore, ove nel 1995 sono stati misurati valori di 40 e 9 μg P 1^{-1}, rispettivamente. I dati più recenti mostrano come ormai le concentrazioni medie di fosforo reattivo del Lago di Garda abbiano superato quelle del Lago Maggiore. Infatti dal 1986 le concentrazioni di RP del Lago di Garda, inferiori ai 10 μg P 1^{-1} sino alla prima metà degli anni ottanta, hanno iniziato ad aumentare sino a raggiungere gli attuali livelli. Nel caso del Lago di Iseo, le concentrazioni medie sono rimaste approssimativamente costanti intorno ai 30 μg P 1^{-1} nel periodo 1975-1985; poi hanno ripreso a crescere sino a raggiungere i valori attuali di circa 50 μg P 1^{-1}.

Le informazioni disponibili per il fosforo totale (TP) iniziano nel 1973 (Fig. 3): le tendenze recenti confermano l'aumento delle concentrazioni nei laghi di Iseo e di Garda e la diminuzione nei laghi Maggiore e di Como. Di particolare evidenza è l'aumento di concentrazioni verificatosi nel Lago di Garda, che ha ormai raggiunto valori prossimi ai 20 μg P 1^{-1}.

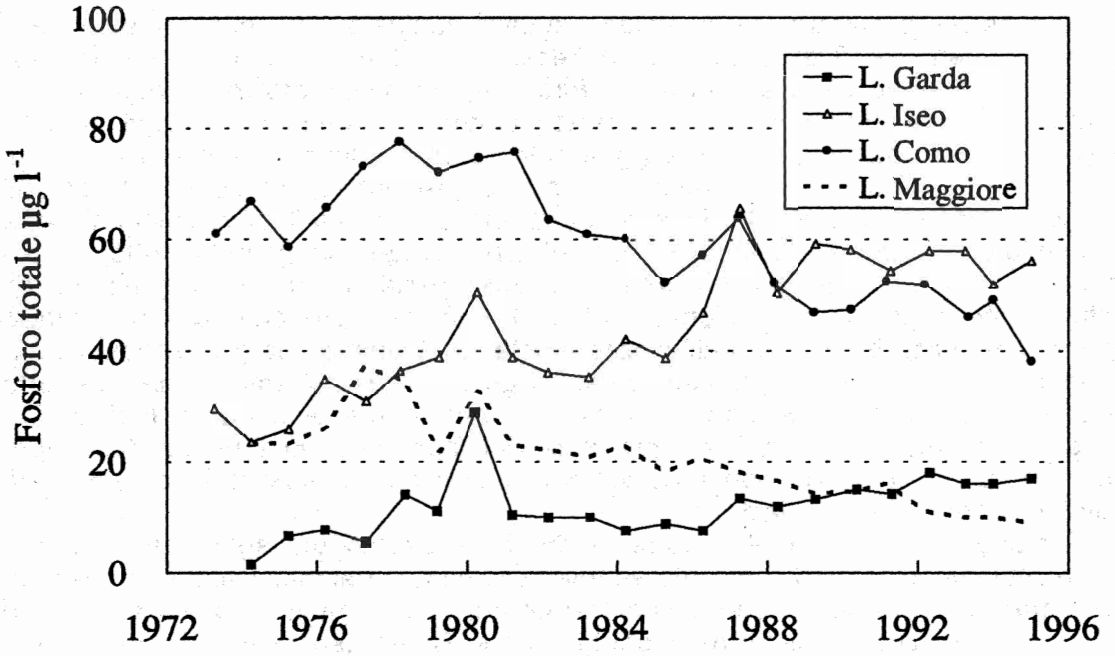


Fig. 2 – Trend delle concentrazioni del fosforo reattivo (concentrazioni medie relative al punto di massima profondità).

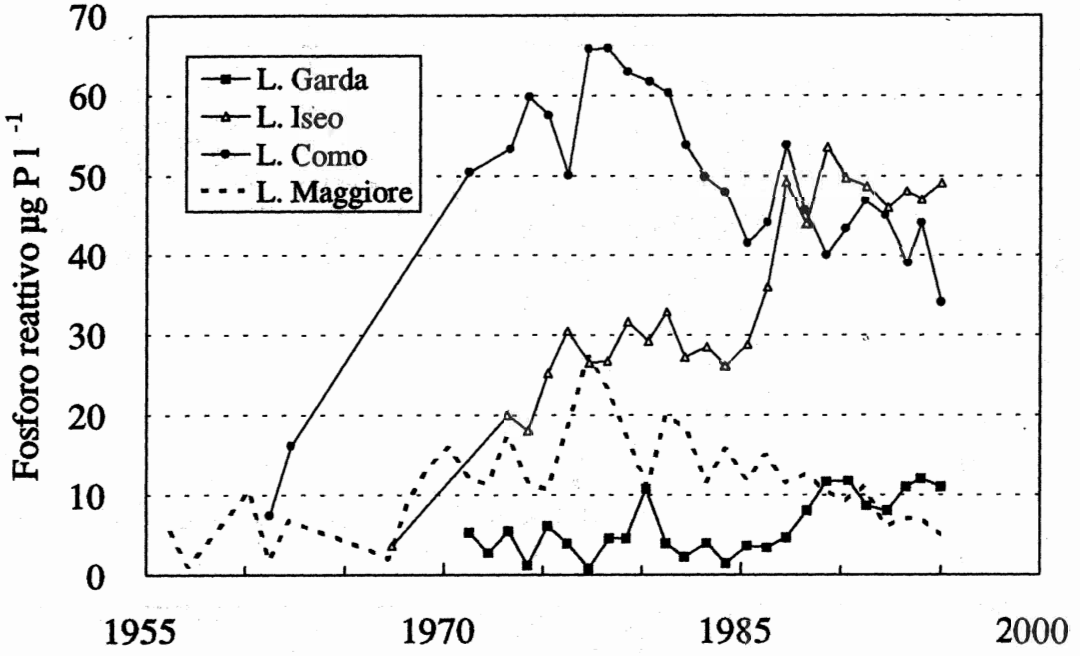


Fig. 3 – Trend delle concentrazioni del fosforo totale (concentrazioni medie relative al punto di massima profondità).

Il sensibile miglioramento complessivo della qualità delle acque dei laghi Maggiore e Lugano verificatosi nell'ultimo decennio è stato determinato da una sostanziale riduzione degli apporti di fosforo, seguita all'entrata in funzione di depuratori dotati di terzo stadio. D'altra parte gli interventi eseguiti nei bacini imbriferi degli altri laghi hanno per lo più riguardato la costruzione di impianti comunali o di ridotte dimensioni, il cui funzionamento ha presentato in alcuni casi notevoli difficoltà. Per il Lago di Garda è stato realizzato un anello circumlacuale che raccoglie una frazione significativa degli effluenti urbani, scaricandoli tuttavia solo in parte al di fuori del bacino imbrifero. Gran parte di questi vengono invece immessi nelle acque ipolimniche, a circa 130 m di profondità. Questo sottrae momentaneamente i nutrienti all'utilizzo algale, in epilimnio, ma gli episodi di completa circolazione, pur con intensità diversa ogni anno, ne determinano un trasporto negli strati produttivi, con effetti complessivi estremamente negativi. Inoltre l'immissione di effluenti nella parte profonda del lago determina un consumo ipolimnetico di ossigeno che, come si è detto, viene recuperato solo raramente durante episodi di completa circolazione.

Un ulteriore aspetto dell'alterazione idrochimica subita dai laghi profondi subalpini è costituito dalle variazioni intervenute nelle concentrazioni di azoto inorganico. La Figura 4 riporta le concentrazioni dei nitrati, che costituiscono la frazione più importante di azoto disciolto nei laghi Maggiore, Como, Iseo e Garda, nei quali le concentrazioni di ammonio e nitriti sono generalmente inferiori ai 10 $\mu g\ N\ l^{-1}$. Nei laghi Maggiore, Como e Iseo le concentrazioni dei nitrati mostrano una tendenza all'aumento, passando da valori di 0,4-0,5 mg $N\ l^{-1}$ nel 1955-60 agli attuali valori, che risultano compresi tra 0,80 e 0,85 mg $N\ l^{-1}$. Nel Lago di Garda, per il quale i primi dati sono disponibili a partire dal 1970, le concentrazioni si collocano su valori prossimi a 0,3-0,4 mg $N\ l^{-1}$ e non mostrano una evidente tendenza all'aumento. L'incremento delle concentrazioni di nitrati nei laghi Maggiore, Como e Iseo appare

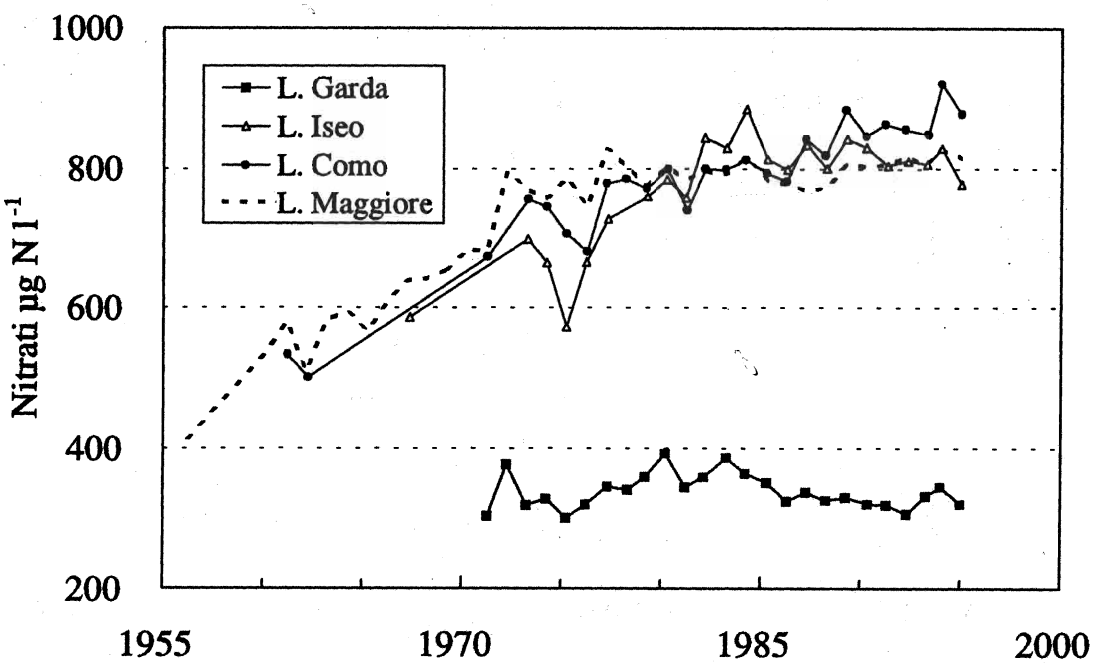


Fig. 4 – Trend delle concentrazioni di azoto nitrico (concentrazioni medie relative al punto di massima profondità).

più marcato negli anni sessanta e settanta, mentre successivamente le variazioni sono meno evidenti. Queste variazioni sono da mettere in relazione all'aumentato carico di azoto dal bacino imbrifero, determinato in parte da scarichi cloacali ed industriali e in parte dagli apporti atmosferici. Gli studi sull'evoluzione delle concentrazioni di soluti nelle deposizioni atmosferiche, nell'areale subalpino ed alpino nord occidentale, hanno infatti evidenziato un sensibile aumento delle concentrazioni dei nitrati, nel periodo compreso tra il 1975 e il 1988, come descritto nella seconda parte del lavoro. Appare invece di scarsa importanza il contributo di azoto utilizzato come fertilizzante, in quanto nei bacini imbriferi dei laghi considerati le aree agricole sono pressoché trascurabili.

Trend delle concentrazioni delle deposizioni atmosferiche

Per la valutazione delle tendenze evolutive della chimica delle precipitazioni sono state prese in considerazione le stazioni di Pallanza, sulle sponde del Lago Maggiore ad una quota di 210 m s.l.m., e del Lago Toggia posta, presso la diga omonima in alta Val Formazza, ad una quota di 2160 m (Fig. 1). La prima stazione si trova all'interno del giardino dell'Istituto Italiano di Idrobiologia nel centro dell'abitato di Pallanza, città di circa 35.000 abitanti facente parte del comune di Verbania. La stazione del Lago Toggia è in un areale tipicamente alpino, lontano da qualsiasi disturbo antropico, costituito esclusivamente da prateria alpina e conoidi di frana. Una strada sterrata è presente vicino alla stazione, ma questa rimane aperta solo per breve periodo durante il mese di Agosto. I prelievi sono avvenuti con frequenza diversa sino al 1983, quando si è adottata una frequenza settimanale. Per questa elaborazione sono stati tuttavia utilizzati valori medi mensili, ottenuti come medie ponderate sui volumi di precipitazione dei singoli eventi. Ulteriori dettagli sulle metodiche di prelievo e di analisi sono riportate da Mosello *et al.* (1992).

Le concentrazioni medie (anni 1991-94) dei principali soluti presenti nelle deposizioni raccolte a Pallanza e al L. Toggia sono presentati nella Tabella 2. Le deposizioni nella stazione subalpina di Pallanza, mostrano caratteristiche spiccatamente acide, con valori di pH annui compresi fra 4,3 e 4,5. Gli ioni presenti in maggiori concentrazioni sono i solfati ed i nitrati fra gli anioni, mentre fra i cationi, l'ammonio assume un ruolo molto importante, insieme agli ioni idrogeno e calcio. A tale riguardo vi è da sottolineare che l'ammonio aumenta in misura sostanziale

Tab. 2 – Volumi di precipitazione e concentrazioni medie ponderate sui volumi delle deposizioni atmosferiche nel periodo 1991-1994

Variabili	Unità di misura	Pallanza	L. Toggia
Volume	mm a^{-1}	2036	960
pH		4,52	5,23
Conducibilità	μcm^{-1} 20°C	26,6	9,88
Alcanilità	$\mu eq\ l^{-1}$	3	12
Solfati	$\mu eq\ l^{-1}$	67	25
Nitrati	$\mu eq\ l^{-1}$	50	16
Cloruri	$\mu eq\ l^{-1}$	12	7
Calcio	$\mu eq\ l^{-1}$	29	25
Magnesio	$\mu eq\ l^{-1}$	6	4
Sodio	$\mu eq\ l^{-1}$	11	9
Potassio	$\mu eq\ l^{-1}$	3	3
Ammonio	$\mu eq\ l^{-1}$	59	15
Idrogenioni	$\mu eq\ l^{-1}$	31	6

l'acidità potenziale delle deposizioni atmosferiche in quanto, una volta raggiunto il suolo, può essere assimilato dalla vegetazione, con il rilascio di una mole di H per ogni mole di ammonio, oppure ossidato attraverso processi batterici, con una produzione di due moli di H^+ per ogni mole di ammonio ossidata (De Vries *et al.* 1994). La stazione alpina presenta invece concentrazioni ioniche decisamente inferiori, pari a circa il 50% di quella subalpina.

Una graduale diminuzione delle concentrazioni da Sud a Nord è stato descritto da Della Lucia *et al.* (1995) per l'area in esame, ed è giustificato dalla localizzazione delle sorgenti di inquinanti atmosferici, prevalentemente collocate nella Pianura Padana. Sono inoltre presenti nello spettro ionico valori positivi di alcalinità, pari a 3 e 12 μeq l^{-1} rispettivamente per le stazioni di Pallanza e L. Toggia. Benché questa alcalinità a livello annuale sia neutralizzata dal più elevato valore di acidità, si è preferito esplicitare ugualmente questi valori, in quanto l'alcalinità viene depositata in genere da episodi meteorologici particolari, caratterizzati da masse d'aria che hanno transitato sul Nord Africa, raccogliendo polveri calcaree di origine sahariana (De Angelis & Guidichet 1991; Rodà *et al.* 1992).

Per la valutazione dall'evoluzione a lungo termine delle caratteristiche chimiche delle deposizioni si sono usati i dati disponibili per Pallanza a partire dal 1975 e per la stazione del Lago Toggia dal 1981. Riguardo l'attendibilità delle prime misure e per le metodologie analitiche si rimanda a Mosello *et al.* (1992). Preventivamente all'analisi dell'evoluzione a lungo termine, è stata eseguita la verifica della stagionalità delle variabili chimiche. La maggior parte delle variabili hanno evidenziato variazioni stagionali sensibili; in particolare sono risultate significative le variazioni per le specie ioniche maggiormente legate all'acidificazione, quali ioni idrogeno, ammonio, solfati e nitrati (Mosello *et al.* 1992).

Le variazioni a lungo termine (Tab. 3 e Fig. 5) hanno evidenziato una leggera diminuzione dell'acidità delle deposizioni di Pallanza, determinata prevalentemente dalla diminuzione dei solfati, non interamente bilanciata dall'aumento dei nitrati. Infine nessuna variazione è stata avvertita nelle concentrazioni dell'ammonio. Nel caso della stazione d'alta quota, non sono presenti variazioni significative dei valori di pH, mentre permane la diminuzione dei solfati e l'aumento dei nitrati (Fig. 6); è inoltre presente una diminuzione dell'ammonio e dei cationi. Per quanto riguarda quest'ultima, è possibile che la variazione sia un artefatto dovuto a disturbi locali (polveri) ed ad una maggiore accuratezza delle analisi più recenti (Mosello *et al.* 1992). Tuttavia vi è da rilevare che una diminuzione delle concentrazioni dei cationi

Tab. 3 – Significatività e pendenza dell'evoluzione temporale dei valori di alcune variabili. ns: non significativo; *: P < 0,05; **: P < 0,01; ***: P < 0,001. Unità di misura: volume (mm a^{-1}); conducubilità (μS cm^{-1} a^{-1}); alcalinità e concentrazioni ioniche (μeq l^{-1} a^{-1})

	Deposizioni atmosferiche			
	Pallanza		L. Toggia	
Volume	ns	–	**	-2,75
pH	***	0,022	ns	–
Conducibilità	***	– 1,86	ns	–
Nitrati	*	0,39	*	0,19
Solfati	**	– 3,33	***	– 0,89
Cloruri	***	– 0,59	ns	–
Calcio	ns	–	*	– 0,83
Magnesio	ns	–	**	– 0,05
Sodio	ns	–	*	– 0,11
Potassio	ns	–	ns	–
Ammonio	ns	–	**	– 0,50
Idrogenioni	***	– 2,90	ns	–

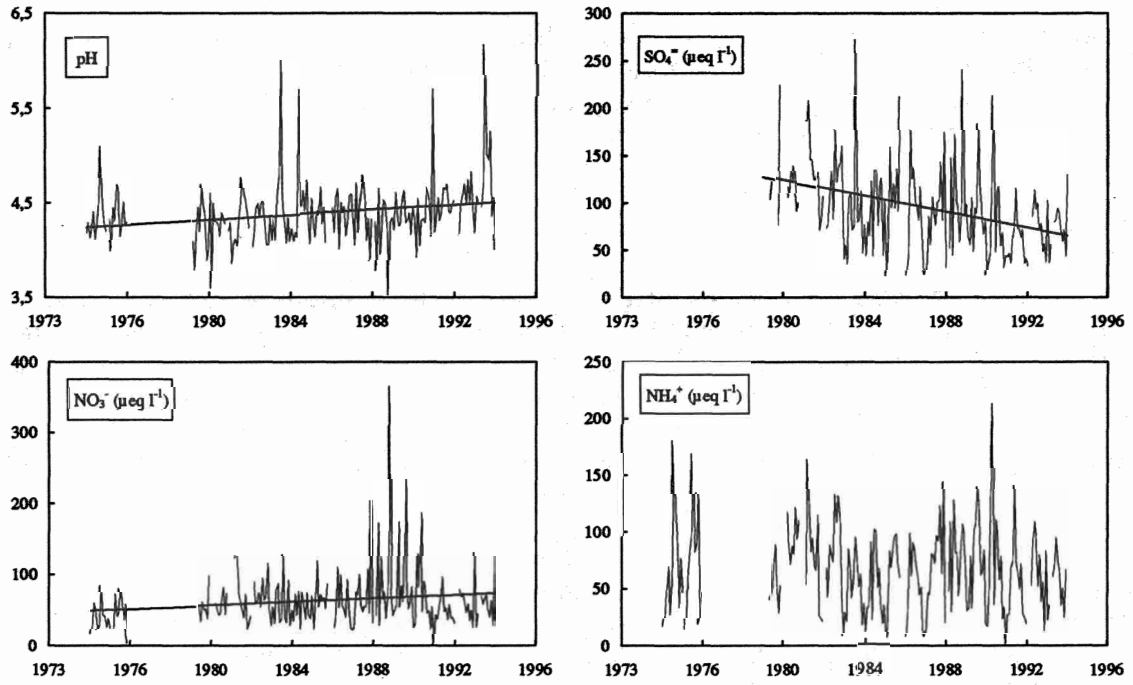


Fig. 5 – Evoluzioni a lungo termine delle concentrazioni di alcuni soluti nelle deposizioni di Pallanza.

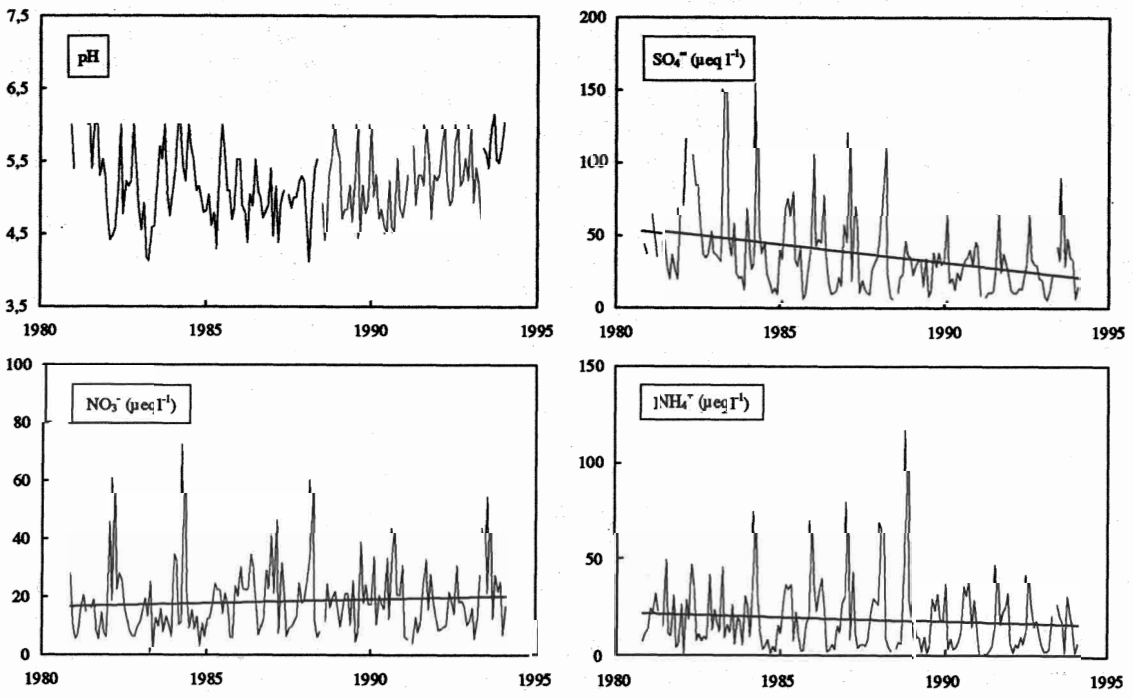


Fig. 6 – Evoluzioni a lungo termine delle concentrazioni di alcuni soluti nelle deposizioni di L. Toggia.

è stata rilevata anche in altre aree, sia in Europa che in Nord America, ed è stata messa in relazione ad un miglioramento avvenuto nelle sorgenti regionali di emissione di particellato (e.g. combustioni, processi industriali, pavimentazione stradale, ecc.) (Hedin *et al.* 1994).

Conclusioni

La descrizione dei processi di alterazione o di recupero ambientale è resa difficile dalla complessità dei sistemi in esame. Questi sono generalmente caratterizzati dalla stretta interazione fra la componente fisica (luce, calore, flussi di energia), chimica (elementi limitanti la produzione algale o tossici) e biologica. Questa difficoltà ha comportato nel tempo una molteplicità di approcci di studio, aventi come estremi il tentativo di misurare e descrivere "tutte" le variabili del sistema e quello di considerare una unica variabile per descrivere l'intero sistema (esempio: bioindicatori).

Questo secondo tipo di approccio è certamente quello che meglio si presta alle esigenze della statistica ambientale, che necessita appunto di variabili sintetiche di grande significato descrittivo del sistema in esame. Le variabili proposte in questo lavoro hanno il vantaggio di essere ampiamente riconosciute come importanti per i fenomeni esaminati. Il fosforo costituisce infatti l'elemento limitante la produzione algale ed è il suo eccesso che innesca i fenomeni di eutrofizzazione. Pertanto le concentrazioni di fosforo nelle acque lacustri costituiscono un buon indicatore sintetico del fenomeno dell'eutrofizzazione. Inoltre i laghi profondi subalpini sono di estrema importanza per le loro dimensioni e collocazione geografica, così che essi forniscono una valida indicazione sulla evoluzione del fenomeno per il Nord Italia.

Anche nel caso delle deposizioni atmosferiche è riconosciuta la stretta relazione causa-effetto esistente fra le concentrazioni delle variabili proposte (solfati, nitrati, ammonio e valori di pH) e i fenomeni di acidificazione. L'elevata variabilità delle caratteristiche chimiche fra gli eventi di deposizione richiedono tuttavia un lavoro analitico più gravoso rispetto a quello necessario per i laghi profondi. Inoltre, seguire con misure di alta affidabilità analitica per periodi di tempo pluriannuali uno stesso sistema presenta problemi di carattere organizzativo, in quanto la maggior parte dei finanziamenti e delle pianificazioni di lavoro si riferiscono a periodi di uno-due, raramente cinque anni. Per tale motivo sarebbe opportuno individuare forme di finanziamento diverse, pianificate per periodi pluriannuali, adeguati alla necessità di seguire nel tempo fenomeni importanti quali quello della eutrofizzazione dei laghi e dell'acidificazione delle deposizioni atmosferiche.

Riferimenti bibliografici

AMBROSETTI, W., L. BARBANTI,(1992) Physical Limnology: an hystorical review. *Mem. Ist. ital. Idrobiol.*, 50: 37-60.

AMBROSETTI, W., L. BARBANTI, R. MOSELLO, A. ROLLA, D. RUGGIU, (1983) Mescolamento, caratteristiche chimiche, fitoplancton e situazione trofica nei laghi profondi subalpini. C.N.R. Collana del Progetto Finalizzato *"Promozione della qualità dell'Ambiente"*, AQ/2/20: 151 pp.

AMBROSETTI, W., L. BARBANTI, R. MOSELLO, A. PUGNETTI, (1992) Limnological studies on the deep southern Alpine lakes Maggiore, Lugano, Como, Iseo and Garda. *Mem. Ist. ital. Idrobiol.*, 50: 117-146.

BALDI, E., L. PIROCCHI, V. TONOLLI (1949) *Relazione preliminare sulle ricerche idrobiologiche condotte sul Lago di Lugano (1946-1947).* Ispettorato federale Svizzero per la Pesca, Berna: 35 pp.

BARBIERI, A., R. MOSELLO, (1992) Chemistry and trophic evolution of Lago di Lugano in relation to nutrient budget. *Aquatic Sciences*, 54: 219-237.

BONOMI, G., M. GERLETTI,(1967) Il Lago d'Iseo: primo quadro limnologico generale (termica, chimica, plancton e benton profondo). *Mem. Ist. ital. Idrobiol.*, 22: 149-175.

CALDERONI, A., R. MOSELLO, A. QUIRCI, (1991) Chemical response of Lake Orta (Northern Italy) to liming. *Arch. Hydrobiol.*, 122: 421-439.

CALDERONI, A., R. MOSELLO, D. RUGGIU, (1992) Sixty years of limnology on Lago d'Orta: a case history of recovery from heavy pollution. *Mem. Ist. ital. Idrobiol.*, 50: 201-223.

CORDELLA, P., E.M. PAGANELLI CAPPELLETTI, (1975) Clorofilla *a* nella zona centrale del lago d'Iseo: relazioni tra la concentrazione superficiale e la concentrazione media nello strato eufotico. *Riv. Idrobiol.*, 14: 273-281.

CORDELLA, P., A. PAGANELLI, R. TREVISAN,(1976) Ricerche idrobiologiche sul Lago d'Iseo. 1. Lineamenti della ricerca, condizioni chimico-fisiche, nutrienti algali. *Riv.Idrobiol.*, 15: 205-236.

CORDELLA, P., N. SALMASO, F. CAVOLO, (1993) Findings and suggestions from research on Lake Garda. In: G. Giussani, C. Callieri (Eds.), *Strategies for Lake Ecosystems Beyond 2000.* 5th International Conference on the Conservation and Management of Lakes. Stresa, Italy, 17th-21st May: 471-474.

DE ANGELIS, M., A. GUIDICHET, (1991) Saharan dust deposition over Mont Blanc (French Alps) during the last 30 years. *Tellus*, 43B: 61-75.

DE BERNARDI, R., L. NOBILI, (1989) Bibliographic references from 1900 to 1988 on scientific and technical aspects concerning Lago Maggiore. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.*, 46: 287-324.

DE BERNARDI, R., A. CALDERONI, R. MOSELLO, in press, Environmental problems in Italian lakes Maggiore and Orta as successful examples of correct management leading to restoration. *Ver. int. Ver. Limnol.*

DELLA LUCIA, M., A. MARCHETTO, R. MOSELLO, G.A. TARTARI, (1995) Studies on a chemical gradient of atmospheric deposition from the Po Valley to the Alps. *Wat. Air Soil Pollut.*, 83: 1-17.

DE VRIES, W., G.J. REINDS, M. POSCH, (1994) Assessment of critical loads and their exceedance on European forest using a one-layer steady-state model. *Wat. Air Soil Pollut.*, 72: 357-394.

GARIBALDI, L., M.C. BRIZZIO, V. MEZZANOTTE, A. VARALLO, R. MOSELLO, (1995) The continuing evolution of Lake Iseo (N. Italy): the appearance of anoxia. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.*, 53: 191-212.

GERLETTI, M., (1974) Indagini sul Lago di Garda. *Quaderni IRSA*, 18: 540 pp.

HEDIN, L.O., L. GRANAT, G.E. LIKENS, T.A. BUISHAND, J.N. GALLOWAY, T.J. BUTLER, H. RHODE, (1994) Steep declines in atmospehric base cations in regions of Europe and North America. *Nature*, 367: 351-354.

MOSELLO, R., D. RUGGIU, A. PUGNETTI, M. MORETTI, (1991) Observed trends in the trophic conditions and possible recovery of the deep subalpine Lake Como (Northern Italy). *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.*, 49: 79-98.

MOSELLO, R., M., DELLA LUCIA, A. MARCHETTO, G.A. TARTARI, (1992) Trends in the chemistry of surface water in North-western Italy. I. Atmospheric deposition. *Mem. Ist. ital. Idrobiol.*, 51: 147-165.

O.E.C.D, (1982) *Eutrophication of waters. Monitoring, assessment and control.* O.E.C.D. Publication N° 42077, Paris: 154 pp.

PAGANELLI, A., P. CORDELLA, A. TREVISAN, E.M. CAPPELLETTI, F. ASCENSI, (1979) Evoluzione delle condizioni trofiche del Lago d'Iseo nell'arco di un decennio (1967-1977). Atti: *"Convegno sulla eutrofizzazione in Italia"*. Roma: 269-280.

REGIONE DEL VENETO, (1994) *Indagini limnologiche sui principali laghi della Regione del Veneto (1987-1992).* Regione del Veneto, Dip. Ecologia e Tutela dell'Ambiente, Venezia: 227 pp.

RIMA, A.,(1983) *Bibliografia sul Lago Maggiore e sul Lago di Lugano.* Associazione Ticinese di Economia delle acque. Lugano: 138 pp.

RODÀ, F., J. BELLOT, A. AVILA, A. ESCARRE, J. PINOL, J. TERRADAS, (1992) Saharan dust and the atmospheric inputs of elements and alkalinity to mediterranean ecosystems. *Wat. Air Soil Pollut.*, 181.

RUGGIU, D., R. MOSELLO,(1984) Nutrient levels and phytoplankton characteristics in the deep southern alpine lakes. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 22: 1106-1112

RUGGIU, D., M. MANCA, P. GUILIZZONI, R. MOSELLO, R. DE BERNARDI,(1988) Studi sullo stato trofico e sulla evoluzione trofica dei laghi. *Acqua-Aria*, 20: 39-51.

VOLLENWEIDER, R. A.,(1964) Ueber oligomiktische Verhaltnisse des Lago Maggiore und einiger anderer insubrischer Seen. *Mem. Ist. ital. Idrobiol.*, 17: 191-206

VOLLENWEIDER, R.A.,(1965) Materiali ed idee per una idrochimica delle acque insubriche. *Mem. Ist. ital. Idrobiol.*, 19: 213- 286.

IL SISTEMA INFORMATIVO AMBIENTALE DELL'ENEL: DISPONIBILITÀ E POTENZIALITÀ DI UNA BANCA DATI PER LA CONTABILITÀ ED IL MONITORAGGIO DELLE AREE NATURALI PROTETTE

Tullio Bagnati[1], Luigi Volpe[2]

CISE e ENEL

1. Premessa*

Nel corso di questi ultimi anni la domanda di supporti conoscitivi a valenza territoriale-ambientale ha conosciuto trend di crescita sensibili sia in ambiti istituzionali e pubblici, sia in quelli più specificatamente di mercato, di produzione e di programmazione quale è quello sotteso al complesso sistema energetico gestito in Italia dall'ENEL.

Una crescita di domanda di informazioni non soltanto di ordine estensivo, quanto di tipo qualitativo legata alla gestione, alla comprensione ed al governo del territorio, nonché collegata ad una più diffusa consapevolezza – anche tra gli operatori privati – dell'importanza delle scelte ambientali e del rapporto di queste con le problematiche economico-sociali, ad una necessità di garantire conoscibilità e trasparenza ai processi valutativi, decisionali, gestionali, ecc. Sullo sfondo di tale sviluppo informativo traspare l'acquisizione teorica e culturale della complessità di interrelazioni che caratterizzano il sistema ambientale e l'opportunità che l'approccio multidisciplinare proprio dell'analisi ambientale possa tradursi in una integrazione ed in un arricchimento dello stesso quadro informativo.

Come è noto la sistematizzazione delle informazioni trova supporto in diversi tipi di strumenti concettuali e tecnici dedicati alla gestione dell'informazione territoriale (riferibili principalmente ai Geographical Information System e Land Information System), che presentano sicura versatilità e potenzialità per la gestione dei diversi tipi di informazione spaziale (fisica, geografica, statistica, ecc.), oggi soprattutto nella prospettiva dell'integrazione della contabilità ambientale in quella nazionale ed europea (si pensi a CORINE, EUROSTAT), nonché per la formazione del sistema informativo territoriale nazionale.

---

* Il presente scritto è stato approntato da Tullio Bagnati, riprendendo e sviluppando materiali prodotti dai due autori nell'ambito della attività di ricerca volta alla costruzione della banca dati aree protette dell'ENEL.

[1] CISE Tecnologie Innovative, Segrate (MI).

[2] ENEL Gruppo Ambiente, Roma

A chi opera nel settore è altresì noto come l'attività di sistematizzazione delle fonti informative territoriali ad ampia scala sia ancora lunga e costosa, e come ciò impatti con risorse (umane, finanziarie, temporali, ecc.), non sempre disponibili a livelli ottimali, e congruenti con obiettivi espressi dalla stessa committenza: è frequente infatti quello che è stato descritto come "Il viaggio del Titanic" (Henk J. Scholten), vale a dire la metafora dei GIS come nave potente messa in mare perché ritenuta in grado di compiere grandi imprese, e che al momento del loro utilizzo spesso affondano scontrandosi con iceberg non visti. Ciò accade perché la bellezza e la suggestione delle informazioni e delle cartografie ottenibili con i GIS impressionano ed influenzano entusiasticamente i potenziali acquirenti che pensano di rispondere facilmente a qualsiasi domanda una volta acquistato hardware e software sempre più potente, dimenticando che in realtà le mappe sono solo la punta dell'iceberg sotto il quale si nasconde almeno l'80% della realtà di un GIS, realtà costituita dai dati più o meno "sommersi" in termini di qualità, compatibilità, reperibilità, lavoro di caricamento, tempi, riservatezza, ecc.

Quanti Titanic hanno preso a navigare in questi anni?, quanti GIS, SIT, ecc. si sono fermati alla scala prototipale, alla predisposizione di scatole rimaste vuote?

Quello che di seguito si presenta è un viaggio (non necessariamente di un Titanic), andato felicemente a termine: la creazione e la conclusione, in ambito ENEL e per mezzo delle attività del CISE, di un complesso sistema informativo ambientale, entro il quale si colloca la più specifica "banca dati nazionale delle aree protette".

Si tratta di un lavoro ampio e complesso, durato quattro anni nella sua fase di completamento, e aggiornato annualmente in funzione di nuove aree istituite, confini modificati, riconoscimenti di aree da parte del Ministero dell'Ambiente, un lavoro che si presenta in questa sede auspicando l'avvio di una discussione, tra ambiti istituzionali diversi, sulla opportunità di mettere a punto una fattiva collaborazione per l'impianto di un sistema di rilevazione statistica, territoriale e ambientale sulle aree protette che possa avvalersi della matrice geografico-istituzionale già messa a punto e completata nella banca dati dell'ENEL.

A tal fine, il seguito dell'intervento ha il duplice obiettivo di riferire i livelli di dettaglio del quadro informativo proprio della banca dati aree protette (contenuti, aspetti informatici, cartografici, scala di restituzione, ecc.), nonché di individuarne le opportunità di implementazione attraverso gli elementi di coerenza per un sistema nazionale di contabilità ambientale (i diversi livelli di interfacciamento automatico con altri livelli informativi e statistici esistenti in altri ambiti istituzionali).

2. La banca dati aree protette dell'ENEL

L'ENEL Gruppo Ambiente, con la collaborazione del CISE, nel periodo compreso tra il 1991 ed il 1995 ha realizzato il Sistema Informativo Ambientale (SIA), uno strumento informativo per la gestione integrata di dati infrastrutturali ed ambientali e per lo studio delle problematiche connesse alla produzione di energia elettrica.

Il SIA è composto da tre sottoinsiemi integrati tra di loro:

- il Sistema Informativo Territoriale
- il Sistema delle Banche Dati
- il Sistema di Presentazione Ipermediale.

L'integrazione tra i diversi sottosistemi è dovuta al fatto che essi condividono una base dati comune. Ciascun sottosistema è peraltro autoconsistente rispetto

agli altri. Ogni componente ha una sua particolare finalità ed è orientato ad un particolare tipo di utenza. Il sistema di presentazione ipermediale, ad esempio, è principalmente uno strumento di presentazione su PC delle informazioni, preventivamente preparate dagli altri sottosistemi. Il SIT e le Banche dati, da parte loro, sono strumenti di conoscenza approfondita delle entità ENEL e della loro interazione con l'ambiente ed il territorio.

In particolare il Sistema Informativo Territoriale, ove si colloca la Banca Dati aree protette, si occupa della rappresentazione sul territorio delle entità ENEL e degli altri elementi di interesse (Aree protette, stazioni di monitoraggio, aree a rischio, ecc.). Il SIT fornisce innanzitutto una descrizione del territorio italiano in termini di cartografia di base (strade, fiumi, limiti amministrativi, ecc.), che costituisce il necessario riferimento per la rappresentazione delle diverse tematiche (impianti, parchi, centraline, ecc.). Queste ultime, inoltre, sono caratterizzate anche da informazioni descrittive alfanumeriche che il SIT è in grado di correlare alla corrispondente rappresentazione grafica.

La componente grafica del dato è archiviata in formato ARC/INFO, mentre la componente alfanumerica è rappresentata da tabelle ORACLE. Il software ARC/INFO è in grado di trattare in maniera congiunta entrambe le componenti.

In altri termini l'obiettivo del SIT era quello di ricostruire il quadro organico dei dati caratterizzanti la distribuzione territoriale nazionale delle infrastrutture energetiche ENEL (centrali, dighe, derivazioni, rete distributiva, ecc.), integrata con dati caratteristici di fattori ambientali del territorio, presentata graficamente secondo un modello riferibile ad una cartografia di base costituita da limiti amministrativi (Stato, Regioni, province, comuni), idrografia (scala 1:250.000; scala 1:100.000), viabilità, toponimi, bacini idrografici, bacini imbriferi, confini ENEL, cartografia raster (Fig.1).

Per l'intera base di dati cartografica presente nel sistema è stato adottato il sistema di coordinate UTM, fuso 32, ellissoide ED 1950, orientamento medio europeo. Quando necessario, si è proceduto pertanto a proiettare i dati originali in tale sistema di riferimento.

Come più sopra sottolineato la Banca Dati Aree protette è una delle componenti del SIA realizzata con la finalità precipua di individuare, a livello nazionale, il grado di interazione delle infrastrutture ENEL con il territorio, ed in particolare con le aree protette. Più precisamente il livello informativo sulle aree protette – di per sé auto-consistente – si "incrocia" con le informazioni georeferenziate delle infrastrutture energetiche consentendo una contestualizzazione spaziale e tematica delle relazioni esistenti sul territorio circostante.

Di seguito se ne espongono sinteticamente i contenuti e le possibilità di utilizzo e interrogazione.

Senza entrare, in questa sede, in una disamina di dettaglio dell'evoluzione del (pluridecennale) dibattito sulle aree protette e dei numerosi approcci normativi che hanno preceduto l'emanazione della Legge-quadro sulle aree protette (N 394/91), qui occorre richiamare che nella prospettiva di perseguire l'obiettivo della costruzione di un sistema nazionale di aree protette, la Legge-quadro si poneva gli obiettivi specifici di stabilire un'equilibrata distribuzione di competenze tra lo Stato, le Regioni e gli Enti Locali e di assicurare un'adeguata programmazione del settore al fine di sottoporre a speciale tutela rilevanti porzioni di territorio nazionale. Di fatto nella vicenda istitutiva delle aree protette sono ancora oggi riconoscibili alcuni aspetti legati alla storia della tutela ambientale del nostro paese quali l'episodicità degli interventi legislativi, e le tante incertezze sul piano normativo ed istituzionale, protrattesi fino all'entrata in vigore della Legge-quadro 394/91.

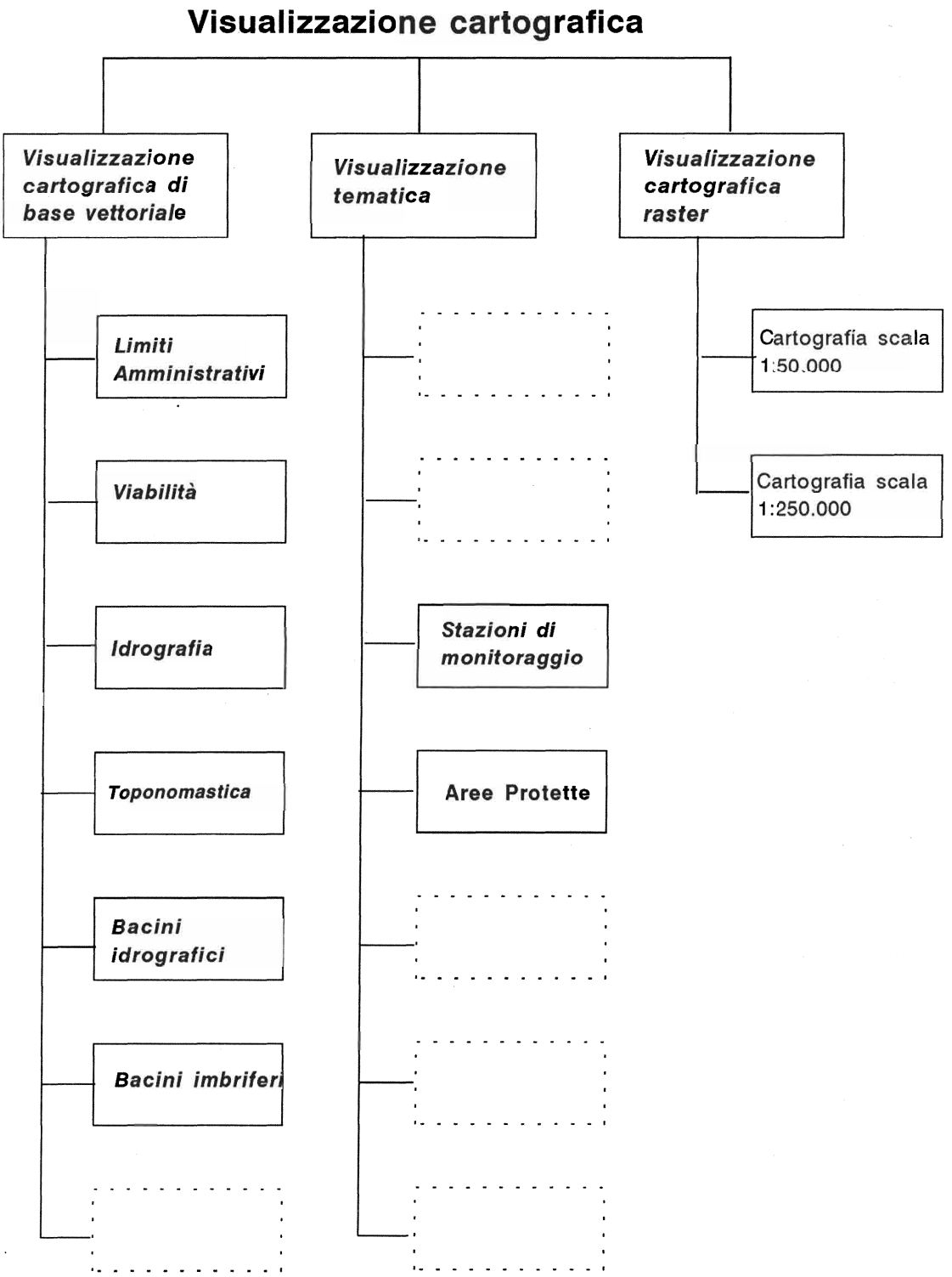


Fig. 1 – Sistema di supporto cartografico al tematismo "aree protette".

La costruzione della Banca dati, avvenuta contestualmente alla fase di "transitorietà" legata alla piena attuazione della 394/91, ha imposto di fatto una duplice gestione informativa: l'una direttamente correlata al quadro molto complesso e articolato conseguente alle vicende istitutive regionali, nazionali, locali; l'altra ripensata e riordinata, riconducendola ed uniformandola a quanto previsto dall'art. 2 della legge 394/91, e successivamente completandola con una integrazione delle stesse classificazioni con Deliberazione 21 dicembre 1993 (art. 1, G.U. n. 62 del 16 marzo 1994).

A fronte infatti di una realtà regionale che ha visto moltiplicarsi per quasi un ventennio la creazione di aree protette che hanno assunto classificazioni e tipologie di tutela e salvaguardia alquanto ricche e diversificate, la legge 394 e la successiva integrazione, ha individuato solo sette tipologie di riferimento per l'insieme delle aree protette nazionali e regionali. Tipologie di riferimento che dovranno essere tenute eventualmente in conto nel processo – non ancora concluso – di adeguamento legislativo regionale. Va comunque ricordato come il processo di adeguamento legislativo non implichi automaticamente un'assunzione delle nuove denominazioni, e soprattutto alcuna decadenza delle forme di vincolo e salvaguardia vigenti a livello regionale.

Per quanto riguarda il dato di carattere cartografico, accessibile dal Sistema Informativo, le considerazioni precedentemente fatte sulla non decadenza dei vincoli e delle tipologie di vincolo regionali e/o provinciali acquistano una maggiore evidenza e richiedono una maggiore attenzione nel trattamento delle informazioni.

La scelta fatta è stata quella di non uniformare le tipologie attualmente esistenti alle sette classificazioni individuate dal Comitato per le aree naturalistiche, perché in tal modo andrebbe persa una gran parte del patrimonio informativo attualmente esistente nella banca dati (tutta la cartografia tematica) e, inoltre, si configurerebbe come un'operazione formalmente scorretta per quanto già detto sulla non sostitutività dei vincoli. Per tutte le aree inserite nel sistema informativo è stata comunque predisposta una ipotesi di semplificazione cartografica che potrebbe essere utile all'utente nel caso di analisi di dati aggregati, ciò anche in attesa che tutte le regioni e le province abbiano emanato le leggi di adeguamento alla 394/91.

Come si può intuire questa situazione determina uno scenario complesso ed articolato, difficilmente gestibile, anche solo a livello conoscitivo, senza il supporto di uno strumento informatico, in grado di gestire archivi di diversa natura: schede descrittive, provvedimenti legislativi, cartografie di perimetrazione e zonizzazione, ecc..

Di fatto la Banca Dati Aree Protette è in grado di gestire tutte queste informazioni suddivise per tipologia e livello amministrativo di competenza, sia singolarmente, sia aggregandole secondo le necessità dell'utente. Essa è stata strutturata in una serie di archivi in cui sono raccolte informazioni riguardanti tutte le aree protette, esistenti, in itinere o solo programmate, presenti sul territorio italiano, di competenza nazionale, regionale e provinciale.

Tali archivi comprendono informazioni di carattere legislativo, amministrativo, descrittivo, statistico e cartografico, strutturate in modo tale da consentire l'interrogazione a vari livelli: per area protetta, per riferimento territoriale o legislativo.

Le informazioni di carattere statistico sono collegate con un archivio di tipo grafico, che consente l'estrazione di dati per la rappresentazione degli andamenti relativi alle aree protette, in funzione dei diversi parametri disponibili. Tutti gli archivi sono aggiornati al dicembre 1995.

Le informazioni contenute nella banca dati sono attualmente tutte di carattere alfanumerico o di tipo grafico e sono gestibili e consultabili anche da non addetti ai

lavori per l'intuitività dei passaggi necessari per l'interrogazione e la correlazione dei diversi archivi.

Più specificatamente, nell'organizzazione della raccolta del materiale disponibile le aree protette sono state distinte in "Statali", "Regionali" e di "Associazioni non governative".

Per ognuna di queste aree si è provveduto alla raccolta dei seguenti dati:

A) Perimetrazione georeferenziata

Per tutte le aree protette considerate sono state raccolte le cartografie ufficiali di perimetrazione ed eventualmente zonizzazione interna, organizzate in un apposito archivio cartografico.

L'acquisizione cartografica dei confini è stata effettuata, in genere, dalle basi IGMI; dove tale acquisizione è stata effettuata su basi diverse (cartografia tecnica regionale), si sono comunque uniformate le coordinate geografiche, mentre dove la cartografia era sprovvista di coordinate di riferimento, oppure poco attendibile (carte turistiche, mappe catastali, ecc.), il perimetro delle aree è stato preventivamente riportato su tavole IGMI, a scala 1:25.000.

Tutte le aree protette possono essere rappresentate sulla cartografia di base che contiene i tematismi già richiamati in figura 1.

B) Provvedimenti legislativi

Per quanto riguarda l'archivio di tipo legislativo, accessibile ed interrogabile per singolo provvedimento legislativo e/o ambito geografico dei parchi, questo è strutturato in schede che forniscono le informazioni fondamentali di tutti i provvedimenti legislativi anteriori al 31 dicembre 1995, riguardanti sia singole aree protette, sia leggi di pianificazione e regolamentazione del territorio provinciale, regionale o nazionale, in materia di protezione della natura.

C) Scheda descrittiva

Per ogni area protetta si può richiamare una scheda descrittiva che, oltre a fornire una sorta di "carta d'identità" dell'area e l'indicazione del riconoscimento o meno della stessa all'interno dell'Elenco ufficiale, danno indicazioni sugli aspetti gestionali e amministrativi della zona, sulle caratteristiche ambientali, floristiche e vegetazionali, faunistiche, sulla fruizione turistica, bibliografia, ecc.

I dati sono stati uniformati secondo una scheda tipo (coerente con quella predisposta dal CNR per la *Lista delle Aree Naturali Protette in Italia*, e con quella del Ministero dell'Ambiente di richiesta iscrizione all' Elenco ufficiale), mentre le modalità di interrogazione consentono di richiamare direttamente la singola area protetta selezionandone il nome, impostare la ricerca per ambito territoriale (comune, provincia, regione) o per tipologia, oppure con processi interattivi con l'archivio dei provvedimenti legislativi. Il quadro completo dei livelli informativi è riportato in Figura 2.

Tutte le informazioni di carattere alfanumerico sono collegate con un archivio di tipo grafico, che consente la rappresentazione di sintesi, con elaborazioni grafiche complesse, di fenomeni e andamenti relativi alle aree protette statali e regionali

INFORMAZIONI ISTITUZIONALI

Denominazione
Classificazione

ENTI TERRITORIALI INTERESSATI

Regione
Comune
Altri (Consorzi, ecc.)
Provincia
Comunità Montana
Comunità Montana

ELEMENTI AMMINISTRATIVI E GESTIONALI

Provvedimento istitutivo e successivi aggiornamenti
Proponenti
Ente di gestione
Regolamento
Pianificazione
- di tipo produttivo
- di tipo ricreativo

Turismo
Attrezzature culturali, gestionali, e ricettive
Personale e struttura organizzativa
Problemi dell'area
Data di istituzione
Finalità e gestione
Sede Amministrativa
Simbolo dell'area
Attività consentite
Regime di proprietà
Ricerca Scientifica
Finanziamenti

ELEMENTI DI SALVAGUARDIA

Regime di tutela
Riconosimento Ministero dell'Ambiente
Altri elementi di tutela (preparco)
Altri vincoli

INQUADRAMENTO GEOGRAFICO

Localizzazione geografica
Superficie totale
Superficie pre-parco
Altitudine
Superficie conforme
Riferimento cartografico

ELEMENTI FISICI E NATURALI

Quadro generale
Geologia
Flora e vegetazione
Inquadramento geomorfologico
Paesaggio
Fauna

ELEMENTI ANTROPICI

Notizie storiche
Aspetti socio-economici
Emergenze storico-architettoniche
Utilizzazione del territorio

VADEMECUM

Accessibilità
Materiali informativi
Altre notizie utili
Periodo di visita
Itinerari di visita

BIBLIOGRAFIA E NOTE

Bibliografia e note
Hanno redatto questa scheda
Hanno collaborato a questa scheda
Fonte della scheda

Fig. 2 – Contenuti informativi delle schede descrittive delle aree protette.

in relazione ai numerosi parametri disponibili. Questo fatto consente di poter giungere ad una visione d'insieme di dati articolati e tra loro connessi, particolarmente significativi per fini conoscitivi, documentativi e gestionali. Le rappresentazioni

statistiche più comuni, quali, ad esempio, il numero di aree protette istituite e la superficie di territorio vincolato, in funzione del tempo, della tipologia o dell'ambito territoriale, sono già state predisposte, in modo da essere direttamente richiamabili senza ulteriori elaborazioni.

La notevole eterogeneità dei soggetti decisori coinvolti nella tutela del territorio, la diversità delle tipologie e le notevoli incertezze in materia di parchi ed aree protette ha avuto dei riflessi non indifferenti anche nel lavoro di reperimento dei dati che costituiscono i vari archivi sopra descritti, dovendo far fronte a notevoli difficoltà causate dalla dispersione dei dati sul territorio nazionale e dalla notevole difformità nella rappresentazione e organizzazione degli stessi, nonché ai rallentamenti dovuti alle formalità burocratiche o ai tempi di riproduzione del materiale richiesto.

Si può comunque affermare che il livello di sviluppo raggiunto dalla Banca Dati Aree Protette, con un lavoro triennale di raccolta, analisi, sistematizzazione e archiviazione dei dati, la rende uno strumento oggi unico quanto a vastità di contenuti e complessità di funzioni (circa duemila aree catalogate).

3. Linee di sviluppo

La definizione di alcune linee propositive per una integrazione e gestione dei livelli informativi della banca dati aree protette (così come è nata e realizzata nel SIT dell'ENEL) in un sistema statistico nazionale di contabilità ambientale nasce da tre ambiti di analisi e di considerazioni (che naturalmente sono suscettibili di discussione ed integrazione):

1. le problematiche gestionali e conoscitive del sistema nazionale delle aree protette;
2. lo stato del dibattito e delle proposizioni operative per l'inventario ed il bilancio delle risorse ambientali;
3. la congruenza della matrice geografico istituzionale messa a punto con la banca dati aree protette e l'impianto di un sistema di rilevazione statistica, territoriale ed ambientale.

Un primo ambito di approfondimento e valutazione attiene dunque al campo della politica dei parchi e delle aree protette.

Lo sviluppo del dibattito sulle aree protette ha via via evidenziato la necessità di passare da una strategia naturalistico-conservativa che contrappone la natura all'uomo, la conservazione allo sviluppo, ad una strategia innovativa che approccia in termini di sostenibilità il rapporto uomo-natura.

La stessa definizione delle aree protette tende così ad assumere una valenza non più legata ad un modello organizzato per isole (parchi e riserve) circoscritte, "santuari" privilegiati, bensì interpretando le stesse aree protette quale sistema integrato, secondo un modello organizzato in modo continuo e diffuso.

In tal senso vanno ad esempio l'evoluzione della definizione di area protetta in ambito UICN (Unione Internazionale per la Conservazione della Natura) e le stesse definizioni assunte in ambito comunitario europeo, ma anche esperienze quali quelle della creazione dei cosiddetti "corridoi biologici" e del progetto *eco-net* dell'Unione Europea.

Sotto questo aspetto appare dunque evidente come la costruzione dell'approccio conoscitivo per un'area protetta debba riferirsi ad un modello interpretativo in grado di riconoscere ed estendere all'intero territorio i livelli conoscitivi in funzione da una parte del sistema delle interrelazioni che sottendono le dinamiche d'uso dei

suoli e la salvaguardia della natura, dall'altra le stesse tipologie "conservative" delle aree protette. In altri termini per la definizione di un impianto conoscitivo utile alla definizione delle compatibilità d'uso – su attività esistenti e/o di progetto – appare importante individuare non solo il sistema delle risorse naturali e le relative finalità di protezione individuate dagli strumenti di pianificazione ambientale (parchi, riserve, vincoli, oasi, ecc.), ma anche gli influssi esercitati dall'uso – ed il relativo potenziale di pericolo – ed i conflitti di obiettivo.

Nella definizione dello stato ottimale dei sistemi ecologici, quale obiettivo implicito di uno studio di compatibilità, rientrano sempre anche le destinazioni e gli usi antropici della natura, cioè le forme e gli scopi dello sviluppo economico. I criteri di approccio alle valutazioni di idoneità non possono non considerare, nella stessa definizione delle metodologie di approccio e di analisi, la pluralità di scenari determinati dalle variabili di contesto (definite dalla rete di interazioni proprie dei sistemi naturali ed artificiali) e dalle valenze naturali prevalenti delle aree protette.

Anche gli elementi di contesto sono in rapida evoluzione: oltre alla già indicata evoluzione di significato attribuito alle aree protette – non più "ultima difesa" rispetto un'assedio generalizzato del territorio bensì aree complementari a obiettivi di politica territoriale – vanno richiamati elementi di trasformazione fortemente *pervasivi* e non necessariamente interni alle aree a parco. Piogge acide, traffico, conflitti economico-sociali tra azioni di tutela e richieste di sviluppo produttivo, ecc., denotano un processo di degradazione ambientale a diffusione globale.

Cambia anche il contesto all'interno delle aree protette; cambia infatti la natura dei problemi che le politiche di gestione devono affrontare. Il turismo di massa, il traffico crescente, la domanda di infrastrutture, ecc. ridefiniscono i termini del conflitto all'interno delle aree, i livelli di rischio, le pressioni.

Gli scenari nascono così dalla considerazione del contesto calata sulla realtà del parco e delle sue finalità, definendo, come s'è detto, i *nodi problematici* sui quali costruire il sistema della conoscenza e dell'informazione.

Il sistema informativo, in tal caso, opera con il duplice obiettivo di predisporre le basi conoscitive gestibili alla scala nazionale e alla scala locale.

Il secondo ambito di riferimento attiene invece a quelli che sono propriamente i temi trattati dal convegno, vale a dire lo stato di elaborazione e di disponibilità di indicatori ambientali per il governo dell'ambiente. O, in termini più generali, gli aspetti connessi alle nuove proposizioni di integrazione della contabilità ambientale in quella nazionale, che muovono da una critica del concetto tradizionale di informazione statistica mettendo l'accento su tre ordini di problemi legati all'utilizzo dei beni ambientali: gli oggetti di indagine, i metodi di rilevazione e valutazione, il grado di integrazione con gli stessi conti nazionali.

L'approccio investe naturalmente anche il sistema delle aree protette ponendo interrogativi, tra gli altri, sull'unità di misura per una loro contabilizzazione: si consideri, ad esempio, il divario tra una risposta protezionistica-vincolistica, quantitativamente in rapida crescita e diffusione (la cosiddetta risposta "cartacea" o "tabellare" volta a raggiungere il fatidico 10% di territorio protetto) e la capacità e le possibilità di garantire per queste aree politiche di intervento attivo da parte degli enti di gestione. La banca dati sino ad oggi realizzata ha potuto in questo caso evidenziare il divaricarsi di questa "forbice" attuativa.

In questo quadro si possono citare alcuni lavori innovativi in materia più strettamente ecologico-territoriale e socio-economica riferibili ad attività – in corso d'opera – del dipartimento del territorio del Ministro delle Finanze, dell'ISTAT e dell'Istituto Geografico Militare (IGMI) che possono presentare significativi interfacciamenti con le componenti elementari della stessa banca dati aree protette dell'ENEL.

Si tratta, come si osserverà, di progetti che possono concorrere, con le specificità dei loro oggetti di indagine e con i loro metodi di rilevazione, ad un interessante grado di integrazione con i diversi livelli informativi presenti nella banca dati. È il caso del programma del sistema cartografico numerico dell'IGMI alla scala 1:25.000 e 1:50.000; delle recenti "referenziazioni" territoriali operate dall'ISTAT rispettivamente con i Censimenti Generali dell'Agricoltura (1990), della Popolazione e Abitazioni (1991), dell'industria e dei Servizi (1991), della loro integrazione con dati sull'utilizzazione dei suoli (Consorzio ITA, progetto CENSUS).

Conseguente a questi due ambiti di valutazione è il riconoscimento puntuale di quegli elementi di coerenza e di interfacciamento automatico con altri livelli informativi e statistici, che possono essere costruiti a partire dalla matrice geografico-istituzionale messa a punto nella banca dati aree protette. Da una parte vi sono le notevoli potenzialità dello strumento in sé, che consente, già con i livelli informativi sin d'ora sviluppati, di fornire una dimensione unitaria nazionale del sistema aree protette andando incontro non solo a un livello informativo per il quale vi sono, anche nel piano triennale dell'ambiente gli indirizzi per una sua realizzazione fattiva, ma anche superando quella dicotomia tra aree protette nazionali e aree protette regionali (che ritroviamo ad esempio nell'avvio di una iniziativa per la realizzazione di una "banca dati coordinata" per i soli comuni dei parchi Nazionali assegnata al CENSIS) recentemente denunciata dal coordinamento nazionale dei parchi.

Dall'altra vi possono essere, come detto, alcune linee propositive per una integrazione e gestione della banca dati nel sistema statistico nazionale di contabilità ambientale; tra queste si possono sommariamente indicare:

- l'utilizzo della base cartografica già digitalizzata per tutte le aree;
- l'integrazione con indicatori socio-territoriali attraverso la codifica ISTAT;
- l'integrazione con indicatori socio-ambientali con rilevazioni presso i singoli parchi (eventuale predisposizione di una "scheda tipo" da far compilare agli enti parco periodicamente)
- l'integrazione e l'incrocio cartografico con informazioni ecologico-ambientali desumibili "speditivamente" da telerilevamento
- eventuali integrazioni di rete (Bioitaly, Internet, CERVED)
- il supporto a programmi europei quali il Multiannual Work Programm 1994-1999 dell'Agenzia europea sulle aree protette, la biodiversità, Natura 2000, ecc.

In conclusione, la disponibilità d'uso – da concordare nelle sedi opportune – della banca dati sulle aree protette ci pare possa avere alcune ricadute sul sistema complessivo della contabilità ambientale che sinteticamente possono essere riferite:

- alla possibilità di incidere positivamente ed tempestivamente ad una necessità di coordinamento delle conoscenze ai diversi livelli di competenza (Servizio di Conservazione della Natura del Ministero dell'Ambiente, Coordinamento Nazionale delle Aree Protette, Agenzia per l'Ambiente, ecc.);
- alla disponibilità di uno strumento di informazione, in forma compiuta alla scala nazionale, sullo stato della conoscenza delle aree protette e dei loro territori;
- alla possibilità di implementare livelli integrativi di informazioni statistiche e opportunità di ricerche specifiche alle scale più opportune;
- alle opportunità di divulgazione dei diversi livelli informativi raccolti.

Come si è sottolineato all'inizio, la messa a punto ed il completamento della banca dati aree protette costituisce dunque, nella sua disponibilità, una matrice sulla quale impiantare uno specifico sistema di rilevazione statistica, territoriale ed ambientale.

Sessione

Metodi per la valutazione e la sintesi di dati ambientali

Presiede: *Bernardo Colombo*
(Università di Padova)

A. Relazioni di: *Daniela Cocchi*
Luigi Grossi
Iacopo Tani
Carlo Trivisano
Mara Cammarrota
Francesca Gallo
Claudio Agostinelli
Claudio Capiluppi
Luigi Fabbris
Antonio Capelo
Guido Masarotto
Bruno Scarpa
Fulvio Beato
Manlio Maggi

CRITERI STATISTICI PER LA SORVEGLIANZA DELLA QUALITÀ DELL'ARIA URBANA: IL CASO DI BOLOGNA[1]

Daniela Cocchi, Luigi Grossi, Iacopo Tani, Carlo Trivisano

Dipartimento di Scienze Statistiche "Paolo Fortunati"
Università degli Studi di Bologna

1. Introduzione

La rilevazione dei dati delle concentrazioni di particolari inquinanti atmosferici costituisce un'attività corrente in molte città. È opinione condivisibile che l'inquinamento sia legato al traffico veicolare, tanto che le misure correttive al riscontro di valori particolarmente elevati consistono in provvedimenti per la sua limitazione. Alla luce dei dati raccolti nell'arco di periodi abbastanza lunghi, si possono fare considerazioni riguardo alle tendenze dell'inquinamento e alla reale efficacia delle misure restrittive che vengono adottate.

La cadenza temporale della raccolta dei dati è molto ravvicinata, poiché per legge sono previste rilevazioni orarie. La sistemazione spaziale dipende dalle decisioni prese nelle diverse città. Solitamente si utilizzano poche postazioni fisse, una delle quali è per legge situata in un parco pubblico o in una zona verde, per cogliere l'inquinamento di fondo della città. La massa di dati è imponente, soggetta a variazioni spazio-temporali e caratterizzata da numerosi dati mancanti.

Per comprendere e descrivere correttamente il fenomeno è necessario fissare dei protocolli per la sintesi descrittiva, per il trattamento dei dati mancanti, per la ricerca di una spiegazione all'andamento dell'inquinamento con variabili esplicative adeguate, come le variabili meteorologiche. In questo lavoro delineeremo una proposta di analisi sperimentata su due anni di rilevazioni per il biossido di azoto a Bologna.

Poiché i dati bolognesi non sono ancora stati analizzati estesamente con tecniche di tipo statistico, proponiamo innanzitutto analisi preliminari relative alle singole centraline per fornire sintesi basate sulle distribuzioni di frequenza degli inqui-

[1] Nel lavoro compaiono elaborazioni dei dati S.A.R.A. del periodo luglio 1993 – giugno 1995 forniti dal Comune di Bologna, Settore Controllo Ambientale. Si tratta di elaborazioni ad uso interno eseguite presso il Dipartimento di Scienze Statistiche "Paolo Fortunati" dell'Università di Bologna, sotto la supervisione della Professoressa Daniela Cocchi, da non confondersi con quelle previste dalla legge in materia.

nanti che traccino una prima linea di interpretazione come suggerito nel paragrafo 2. Una lettura di secondo livello di queste sintesi ha permesso di valutare la conseguenza sui livelli di inquinamento di una misura di limitazione del traffico nel centro storico sperimentata per un periodo di cinque mesi nel 1994 (SIRIO).

A nostro avviso il problema delle osservazioni mancanti deve essere affrontato preliminarmente ad analisi più complesse in quanto le modalità della sua soluzione influenzano le analisi successive. La cadenza dei dati mancanti delle concentrazioni degli inquinanti, ad esempio, non può essere considerata casuale per diverse ragioni. La taratura delle centraline, ad esempio, avviene ogni giorno in una delle prime 5 ore, periodo in cui l'inquinamento tende ad essere sistematicamente più basso. Rispetto ai giorni della settimana, i casi più frequenti di mancato funzionamento si registrano di lunedì, mentre le giornate complete più frequenti coincidono con il sabato. Valutazioni sintetiche effettuate sulla base dei soli dati disponibili sarebbero pertanto fuorvianti. La percentuale totale di valori mancanti (sui dati orari) costituisce per il biossido di azoto oltre il 16% dei valori rilevabili e come dato globale non risulta eccessivamente elevato. Tuttavia, ad esempio, qualunque analisi di tipo multivariato viene fortemente limitata dai dati mancanti (in due anni, i giorni validi su tutte le centraline sono stati 231). Complessivamente si riscontrano frequenti occasioni di brevi periodi di dati mancanti e rari periodi di mancata rilevazione per lungo tempo, che costituiscono peraltro l'aspetto cruciale del problema.

Il nostro sforzo teorico si è rivolto principalmente verso la proposta di un metodo flessibile per l'imputazione dei dati mancanti. Le informazioni d'appoggio per l'imputazione di un dato mancante possono riferirsi in linea di principio al tempo o allo spazio o ad entrambi. La relativa vicinanza spaziale delle reti di rilevamento dell'inquinamento atmosferico suggerirebbe di sfruttare i dati rilevati contestualmente nelle altre centraline per coprire valori mancanti. Di fatto non sempre tale nozione intuitiva è realmente sfruttabile: sovente i dati delle diverse centraline appaiono molto meno legati tra loro di quanto non sembri *a priori*.

La tecnica di imputazione che proponiamo in questa sede, sviluppata nel terzo paragrafo, non vincola i risultati di possibili analisi future, ed è stata applicata nel modo più semplice possibile, senza usare alcuna informazione sulla struttura spaziale del fenomeno. Si è partiti dall'applicazione di una tecnica ricorsiva di stima dei parametri del processo sottostante le singole serie storiche detta filtro di Kalman, basata sostanzialmente sulla rappresentazione nello spazio degli stati della serie. Per la ricostruzione dei valori mancanti è stato usato uno stimatore *smoothed*.

Sulla base delle serie complete si è esplorata, nel quarto paragrafo, la validità di modelli che tengano conto sia della storia passata dei dati rilevati sulle centraline, sia del contributo di variabili esogene, come le variabili meteorologiche. I modelli sperimentati non sono stati orientati alla previsione (cfr. Finzi e Brusasca, 1991), ma alla valutazione del diverso apporto delle variabili esogene alla spiegazione delle variabili dipendenti. Si dispone infatti di un unico insieme di variabili meteorologiche, rilevate con riferimento all'intera città. Abbiamo optato per modelli relativamente semplici in quanto le variabili meteorologiche utilizzate sono medie giornaliere di dominio pubblico e non finalizzate alla spiegazione della diffusione degli inquinanti nell'atmosfera. Nonostante si siano potute utilizzare soltanto variabili non particolarmente adatte al fenomeno da spiegare, si è potuta impostare un'analisi che ha verificato se i giorni di blocco risultano influenti nel determinare il livello di inquinamento.

2. Le distribuzioni di frequenza quale sintesi descrittiva

Una forma di sintesi suggestiva, che permette un ottimo collegamento con le disposizioni di legge, è quella della costruzione delle distribuzioni di frequenza delle medie giornaliere. La legge infatti dà, per i principali inquinanti, alcune prescrizioni per i valori di sintesi[2].

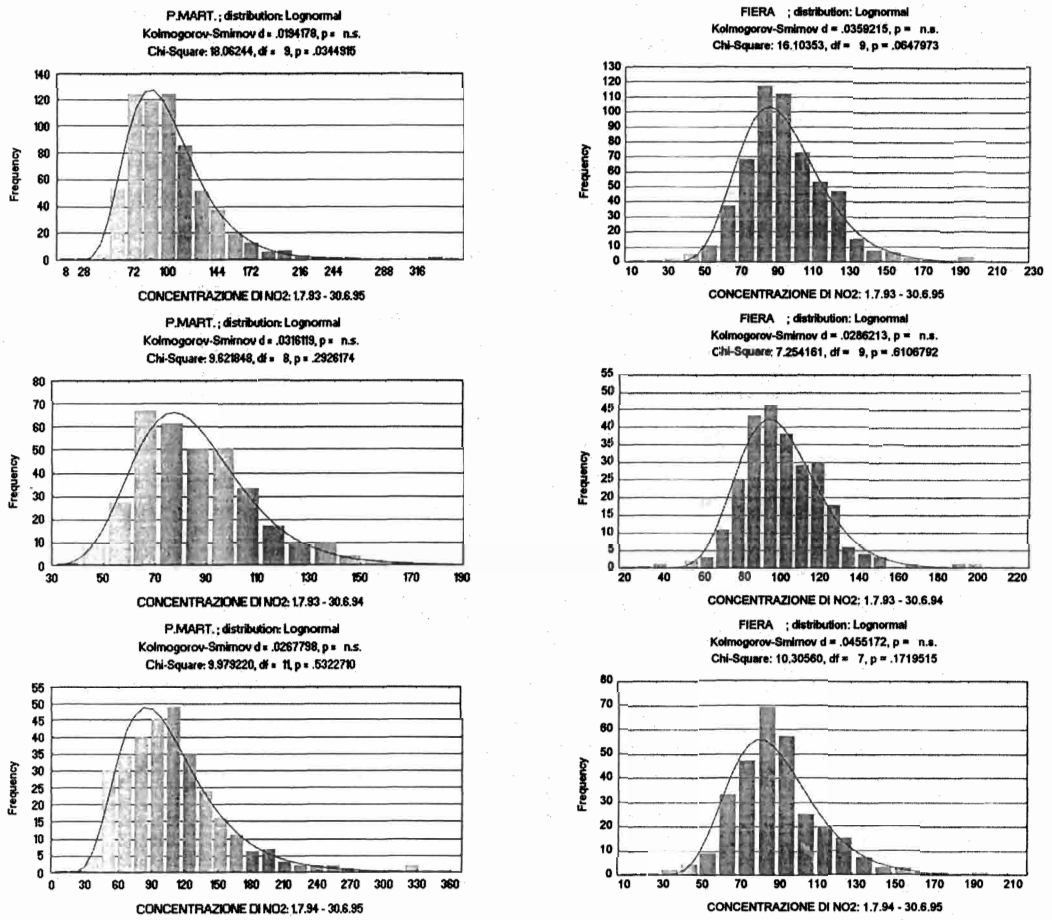


Fig. 1 – Distribuzioni empiriche e teoriche per le centraline di Piazza Martiri e zona Fiera

Poiché in letteratura si accetta, almeno in prima istanza (cfr. Bencala e Seinfeld, 1976), la distribuzione lognormale per le concentrazioni degli inquinanti, abbiamo stimato, per ogni distribuzione di frequenze empiriche, la distribuzione lognormale corrispondente. Nella Figura 1 si può notare come la distribuzione empi-

[2] Purtroppo si verifica una non comparabilità con la prescrizione di legge proprio per il biossido di azoto, che dà indicazioni relative al controllo dei dati orari piuttosto che delle medie giornaliere.

rica completa e la comparazione con un modello teorico da essa stimato dia informazioni migliori dei valori sintetici più comuni, che peraltro sono riportati nella Tab. 1 e riguardano tutte le centraline.

Tab. 1 – Valori sintetici delle distribuzioni del biossido di azoto*

CONCENTRAZIONE DI NO2: 1.7.93 - 30.6.95

	Ir	Gm	Pm	Om	Fi	Oz	Ca	Ma	Sf
% rilev.	0.88	0.83	0.89	0.85	0.77	0.89	0.86	0.88	0.90
Media	59	39	96	74	96	87	78	96	142
Mediana	57	37	90	69	93	84	66	92	128
Varianza	426	386	1390	656	511	1069	1794	1305	3105
95° perc.	94	78	161	124	133	125	172	158	250
98° perc.	109	90	201	145	151	137	197	182	275

CONCENTRAZIONE DI NO2: 1.7.93 - 30.6.94

	Ir	Gm	Pm	Om	Fi	Oz	Ca	Ma	Sf
% rilev.	0.90	0.87	0.93	0.92	0.72	0.95	0.92	0.84	0.94
Media	48	30	85	69	102	85	99	101	177
Mediana	47	30	81	68	100	83	89	99	176
Varianza	229	157	504	346	430	493	2254	1575	2909
95° perc.	75	52	129	105	135	123	191	172	268
98° perc.	82	57	139	117	150	136	214	195	293

CONCENTRAZIONE DI NO2: 1.7.94 - 30.6.95

	Ir	Gm	Pm	Om	Fi	Oz	Ca	Ma	Sf
% rilev.	0.87	0.79	0.86	0.79	0.81	0.83	0.80	0.92	0.87
Media	70	50	108	79	91	89	54	92	104
Mediana	68	47	102	71	88	86	54	85	102
Varianza	386	433	2079	962	518	1715	225	1022	538
95° perc.	106	87	193	141	130	130	78	149	142
98° perc.	118	97	231	167	148	140	82	160	150

CONCENTRAZIONE DI NO2: 5.8.93 - 31.12.93

	Ir	Gm	Pm	Om	Fi	Oz	Ca	Ma	Sf
% rilev.	0.93	0.93	0.95	0.97	0.68	0.94	0.95	0.73	0.90
Media	46	29	73	65	99	87	93	90	199
Mediana	44	27	70	63	96	85	97	88	198
Varianza	172	153	212	223	281	450	1240	894	2134
95° perc.	69	45	98	92	128	123	149	141	268
98° perc.	76	54	111	105	143	130	155	157	278

CONCENTRAZIONE DI NO2: 5.8.94 - 31.12.94

	Ir	Gm	Pm	Om	Fi	Oz	Ca	Ma	Sf
% rilev.	0.93	0.74	0.78	0.88	0.93	0.83	0.95	0.95	0.97
Media	76	47	83	87	92	84	48	86	92
Mediana	74	49	74	83	88	83	48	83	91
Varianza	468	463	965	1185	413	427	209	849	326
95° perc.	112	82	142	154	127	121	70	140	126
98° perc.	127	90	154	170	139	129	73	149	134

* Ir = Via Irnerio, Gm = Giardini Margherita, Pm = Piazza Martiri, Om = Ospedale Malpighi, Fi = Zona Fiera, Oz = Ozzano, Ca = Casalecchio, Ma = Via Matteotti, Sf = Via San Felice.

Tutte le distribuzioni tendono a mostrare frequenze più alte in corrispondenza di valori di inquinamento elevati rispetto al modello di riferimento stimato. Questo indica una forma di pericolosità e di esposizione agli inquinanti più grave di quanto non possa emergere considerando soltanto i principali valori sintetici, come la media, la mediana, e i percentili elevati di riferimento consueto (Tab. 1). Limitarsi al solo esame dei percentili alti significa ammettere implicitamente che sia valido un particolare modello distributivo senza controllarlo.

La constatazione di una sistematicità di alte frequenze di valori medio-alti si accompagna ad una crescita dei livelli di inquinamento dal primo al secondo anno. In relazione a ciò, abbiamo potuto notare che, calcolando i test di adattamento χ^2 e Kolmogorov-Smirnov, non tutti i casi considerati hanno prodotto adattamenti completamente soddisfacenti. L'adattamento risulta migliore per i periodi di un anno che per il periodo globale (si vedano ad esempio la centralina Fiera e la centralina di Piazza dei Martiri; Fig. 1), come se nei due anni fosse in realtà riscontrabile una mistura di due andamenti, senza che i dati dei due periodi possano essere considerati come realizzazioni dello stesso processo. È quindi sorto il sospetto che ci siano cambiamenti di livello o di trend, forse dovuti anche a problemi di calibrazione della qualità dei dati (il sistema di centraline in vigore ha iniziato le rilevazioni proprio il primo luglio 1993).

Parallelamente alle analisi appena descritte abbiamo usato le distribuzioni empiriche e le valutazioni descrittive sintetiche, per verificare se fosse possibile dare un'interpretazione di una misura di limitazione del traffico nel centro storico (SIRIO) sperimentata per i cinque mesi finali del 1994 (dal 5 agosto alla fine di dicembre).

La Tabella 2(a) mostra le differenze fra le statistiche elementari riferite ai due anni di rilevazione successivi al 1/7/93 per le centraline dell'area comunale; nella Tabella 2(b) vengono indicate le differenze fra le statistiche calcolate nel periodo di limitazione del traffico (5/8/94-31/12/94) e nel corrispondente periodo riferito all'anno precedente (5/8/93-31/12/93).

La sola centralina che rientra nell'area interessata dalla limitazione è quella di SF, mentre IR e PM sono immediatamente a ridosso di tale area. Nei due anni si è verificata una forte riduzione della concentrazione di biossido di azoto per SF (Tab. 2(a)); la diminuzione diventa ancora più accentuata nel periodo SIRIO (Tab. 2(b)). Per le centraline a ridosso dell'area di limitazione è evidente un generale aumento delle concentrazioni, più marcato nel periodo SIRIO. Lo stesso comportamento è stato seguito dalla centralina situata in una zona più lontana dal centro (OM).

Queste osservazioni sono concordi con i risultati dei test per il confronto delle variazioni fra i valori medi calcolati nei due sottoperiodi (Tab. 2(c); H_0: Valore medio (1/7/94-30/6/95) - Valore medio (1/7/93-30/6/94) = Valore medio (5/8/94-31/12/94) - Valore medio (5/8/93-31/12/93)).

Il risultato ottenuto sembra suggerire che alle limitazioni del traffico segue una riduzione delle concentrazioni nella sola zona interessata, ma, almeno nel breve periodo, cambiano contestualmente i flussi di traffico provocando un aumento dell'inquinamento nelle zone nei pressi dell'area di limitazione.

Le differenze nelle variazioni tra il 95° ed il 98° percentile non risultano quasi mai significative anche quando sono fortemente significative le differenze tra le variazioni di media aritmetica e mediana, confermando come il solo esame dei percentili, previsto dalla legge, possa risultare fuorviante.

Tab. 2 – Differenza tra gli indici sintetici calcolati nei due anni e nel periodo di limitazione del traffico (SIRIO) e risultati dei test per il confronto delle variazioni*

DIFFERENZA FRA LE STATISTICHE NEI DUE ANNI NELLE CENTRALINE DELL'AREA COMUNALE (a)

	Ir	Gm	Pm	Om	Fi	Ma	Sf
Media	22	20	23	10	-12	-9	-73
Mediana	21	17	20	3	-13	-14	-73
95° perc.	31	35	64	36	-5	-23	-126
98° perc.	36	40	92	50	-1	-34	-143

DIFFERENZA FRA LE STATISTICHE NEL PERIODO DI LIMITAZIONE DEL TRAFFICO (SIRIO) NELLE CENTRALINE DELL'AREA COMUNALE (b)

	Ir	Gm	Pm	Om	Fi	Ma	Sf
Media	30	18	10	22	-7	-4	-107
Mediana	29	22	3	20	-8	-6	-107
95° perc.	43	37	43	61	-1	-2	-142
98° perc.	51	36	42	65	-4	-8	-144

P-VALUE RELATIVI AI TEST PER IL CONFRONTO DELLE VARIAZIONI DELLE STATISTICHE NEI DUE ANNI E NEL PERIODO SIRIO (c)

	Ir	Gm	Pm	Om	Fi	Ma	Sf
media	0.0009	0.4312	0.0040	0.0006	0.0819	0.2438	0.0000
mediana	0.0015	0.0537	0.0038	0.0091	0.0555	0.0921	0.0000
95°	0.0960	0.0441	0.0112	0.1466	0.1956	0.1769	0.0026
98°	0.1886	0.3002	0.0756	0.1666	0.3181	0.3129	0.1468

* Test t di Student per la differenza tra le variazioni dei valori medi. Test non parametrico di Mood illustrato da Gibbons, Chakraborti (1992) per il confronto della variazione dei quantili.

3. La rappresentazione nello spazio degli stati di serie storiche univariate ed il filtro di Kalman quale strumento per l'imputazione dei dati mancanti

3.1. Alcuni richiami teorici

La rappresentazione nello spazio degli stati costituisce un potente strumento per l'analisi delle serie temporali.

In generale, data una serie storica $Y_t = 1, 2, \ldots, T$; si supponga che al tempo t essa sia funzione di d ($d \geq 1$) variabili casuali $\alpha_t^{(1)}, \ldots, \alpha_t^{(d)}$, che si verificano al tempo t, ma che non sono osservabili. Tali variabili vengono denominate *variabili di stato* e possono essere rappresentate tramite il vettore $\alpha_t = (\alpha_t^{(1)}, \ldots, \alpha_t^{(d)})'$ che è detto *vettore degli stati.*

Il modello più semplice per descrivere la relazione tra Y_t e gli $\alpha_t^{(i)}$ assume che Y_t sia funzione lineare degli $\alpha_t^{(i)}$. Per dotare questa relazione di maggiore flessibilità introduciamo un termine di disturbo casuale, cioè assumiamo che

$$Y_t = \mu_t + z_1\alpha_t^{(1)} + z_2\alpha_t^{(2)} + \ldots + z_d\alpha_t^{(d)} + \epsilon_t \qquad (1)$$

dove μ_t è la media del processo, gli z_i sono parametri costanti e ϵ_t, con $t = 1, \ldots, T$, è una serie di variabili casuali *i.i.d.*. con media nulla e varianza σ_ϵ^2. Utilizzando la notazione matriciale possiamo scrivere

$$Y_t = \mathbf{z}_t \alpha_t + \mu_t + \epsilon_t \tag{2}$$

dove $\mathbf{z}_t$ è un vettore riga contenente *d* parametri e μ_t è la media del processo. La (2) è generalmente chiamata *equazione di misura* o *di osservazione* mentre ϵ_t è detto *errore di misura.*

Si supponga ora che al tempo *t* sia definito un vettore di disturbi $\eta_t = (\eta_t^{(1)}, \eta_t^{(2)} \dots, \eta_t^{(n)})'$ contenente *n* variabili casuali indipendenti con media nulla e matrice di covarianza diagonale $\mathbf{Q} = diag(\sigma_1^2, \sigma_2^2, \dots, \sigma_n^2)$. Per rendere la trattazione più agevole ipotizziamo in questo lavoro che i vettori di disturbo siano a due a due incorrelati. La serie storica η_t possiede quindi proprietà analoghe a quelle di un processo *white noise.*

Ritornando al modello iniziale, sotto l'ipotesi che le variabili di stato siano temporalmente dipendenti, possiamo scrivere un semplice modello che descriva l'evoluzione del vettore di stato

$$\alpha_t = \mathbf{T}_t \alpha_{t-1} + \mathbf{R}_t \eta_t \tag{3}$$

dove $\boldsymbol{T}_t$ (*matrice di transizione*) è una matrice di parametri di dimensione *dxd* che regola l'evoluzione del sistema da uno stato al successivo ed $\boldsymbol{R}_t$ è una matrice *dxn.* L'equazione (3) è detta *equazione di stato.* Le equazioni (2) e (3), considerate congiuntamente, costituiscono la rappresentazione più generale di un modello nello spazio degli stati.

Tale rappresentazione offre la possibilità di modellare una vastissima gamma di modelli temporali e di ottenere stime dei parametri del modello mediante una procedura ricorsiva detta filtro di Kalman (Gardner, Harvey e Phillips, 1980). In questa applicazione abbiamo sfruttato la rappresentazione nello spazio degli stati per descrivere semplici modelli univariati della classe ARMA. Il vantaggio di tale rappresentazione può essere schematizzato in tre punti:

a) la procedura ricorsiva del filtro di Kalman consente di ottenere stime di massima verosimiglianza del vettore dei parametri incogniti del nostro modello, anche in presenza di dati mancanti (Harvey e Pierse, 1984; Little e Rubin, 1987);
b) in presenza di valori non osservati la (3), considerata ricorsivamente, fornisce una stima di tali valori mancanti (stima del filtro di Kalman, Kohn e Ansley, 1986; Gomez e Maravall, 1994);
c) inoltre, una volta che il filtro ha operato fino al tempo *T* risultano disponibili le stime del vettore di stato e della matrice di covarianza corrispondente per ogni tempo *t.* Tali valori consentono di calcolare le stime *smoothed* del vettore di stato ad ogni tempo *t*, compresi i casi in cui l'osservazione è mancante, utilizzando tutta l'informazione inclusa nelle *T* osservazioni disponibili (Harvey, 1989, pp. 149-155).

L'imputazione dei dati mancanti mediante stimatori *smoothed* ha dunque il vantaggio di sfruttare tutte le stime del vettore di stato e delle matrici di covarianza costruite ad ogni passo fino al tempo *T* indipendentemente dal punto in cui sono situati i dati mancanti, mentre il filtro di Kalman fornisce stime del vettore di stato che considerano solamente l'informazione passata. Tale caratteristica si risolve in un comportamento più dinamico delle stime *smoothed* rispetto alle stime del filtro anche in presenza di "buchi" lunghi.

3.2. Rappresentazione nello spazio degli stati delle serie dell'inquinamento atmosferico

Le serie storiche di inquinanti atmosferici presentano solitamente una forte struttura autoregressiva. Quando i dati vengono espressi come medie giornaliere le ciclicità relative alla giornata vengono eliminate, restano da modellare gli aspetti relativi al ciclo settimanale, mentre è trascurabile l'effetto di componenti quali il ciclo annuale ed il trend.

La struttura tipica delle serie da noi analizzate (inquinamento da biossido di azoto nell'area urbana di Bologna) è quella di un AR(2) con ritardi rispettivamente di uno e sette *lags*. In alcuni casi abbiamo riscontrato una funzione di autocorrelazione parziale significativa a ritardi intermedi. È comunque sempre risultata assente ogni componente di tipo MA. Inoltre le serie sono stazionarie in media e la non stazionarietà in varianza è stata eliminata ricorrendo alla trasformazione logaritmica. Quindi mediamente la rappresentazione univariata nello spazio degli stati delle nostre serie temporali è stata la seguente:

$$\log(Y_t) = (1,0,0,0,0,0,0,)\,\alpha_t \tag{4}$$

$$\alpha_t = \begin{bmatrix} \phi_1 & 1 & 0 & \dots & & & 0 \\ 0 & 0 & 1 & 0 & \dots & . & 0 \\ 0 & \dots & 0 & 1 & 0 & . & 0 \\ 0 & \dots & & 0 & 1 & 0 & 0 \\ 0 & \dots & & & 0 & 1 & 0 \\ 0 & \dots & & & & 0 & 1 \\ \phi_7 & 0 & \dots & & & & 0 \end{bmatrix} \alpha_{t-1} + \begin{bmatrix} 1 \\ 0 \\ 0 \\ 0 \\ 0 \\ 0 \\ 0 \end{bmatrix} \eta_t \tag{5}$$

Riscrivendo le equazioni di stato per le singole componenti del vettore di stato iniziando dall'ultimo elemento e sostituendo si giunge alla consueta rappresentazione di un processo AR(2) con variabili ritardate al primo e al settimo *lag*, cioè:

$$\alpha_t^{(1)} = \phi_1 \alpha_{t-1}^{(1)} + \phi_2 \alpha_{t-7}^{(1)} + \eta_t \tag{6}$$

La scarsa relazione lineare fra le diverse centraline ha fatto cadere la scelta su modelli univariati.

È interessante notare che, nella rappresentazione nello spazio degli stati di modelli della classe ARMA, l'equazione di misura può essere espressa senza componente erratica.

Sfruttando tale rappresentazione è stata implementata una routine in GAUSS per la stima dei parametri del modello con il *filtro di Kalman.* L'assenza della componente media mobile, verificata attraverso l'analisi delle funzioni di autocorrelazione, ha reso possibile una prima validazione del programma. I parametri stimati coincidono infatti con le stime ottenute con altri pacchetti che, in assenza di componenti di tipo MA, sono in grado di stimare la componente AR, in genere sfruttando l'algoritmo EM (Little e Rubin, 1987).

Le stime dei valori mancanti fornite dalla (3) (stime del filtro di Kalman) coincidono nel caso della rappresentazione (4) (5) con previsioni di tipo AR. Esse sono in seguito utilizzate dalla routine, insieme alle stime delle matrici di varianza e covarianza, per ottenere le stime *smoothed*.

La *performance* di questo metodo è stata valutata creando artificialmente periodi di dati mancanti scelti casualmente sulla serie ed imputando tali valori sfruttando il modello precedentemente stimato. La qualità dell'imputazione è stata testata sia attraverso il calcolo di indici sintetici (*root mean square error* e indice di Theil) per lunghezze dei buchi fino a 21 giorni sia mediante il confronto grafico. Osservando i dati nelle Tabelle 3 e 4 si può notare che in generale lo stimatore *smoothed* dà risultati migliori rispetto all'imputazione con il filtro, a parità di numero di giorni mancanti.

Tab. 3 – Valutazione dell'imputazione su "buchi" artificiali (root mean square error); valori medi dell'indice calcolati su 10 iterazioni

	FIERA (R^2=0.30)		OZZANO (R^2=0.29)		MATTEOTTI(R^2=0.63)		S. FELICE (R^2=0.78)	
GIORNI	Smooth.	Filtro	Smooth.	Filtro	Smooth.	Filtro	Smooth.	Filtro
3	0.136	0.147	0.198	0.209	0.163	0.212	0.167	0.207
5	0.142	0.153	0.205	0.225	0.144	0.189	0.160	0.188
7	0.161	0.186	0.200	0.205	0.198	0.252	0.157	0.195
14	0.196	0.214	0.246	0.258	0.278	0.336	0.204	0.243
21	0.164	0.173	0.258	0.271	0.283	0.337	0.263	0.295

Tab. 4 – Valutazione dell'imputazione su "buchi" artificiali (indice di Theil); valori medi dell'indice calcolati su 10 iterazioni

	FIERA (R^2=0.30)		OZZANO (R^2=0.29)		MATTEOTTI(R^2=0.63)		S. FELICE (R^2=0.78)	
GIORNI	Smooth.	Filtro	Smooth.	Filtro	Smooth.	Filtro	Smooth.	Filtro
3	0.604	0.719	0.534	0.660	0.276	0.369	0.238	0.295
5	0.571	0.657	0.488	0.578	0.439	0.539	0.238	0.282
7	0.676	0.761	0.620	0.681	0.399	0.485	0.281	0.366
14	0.639	0.771	0.672	0.701	0.571	0.658	0.309	0.403
21	0.652	0.756	0.733	0.817	0.639	0.743	0.341	0.430

La performance dello stimatore *smoothed* rispetto al filtro migliora notevolmente al crescere dell'adattamento ai dati del modello, misurato in termini di R^2.

Per "buchi" molto lunghi è più ragionevole valutare graficamente la bontà dell'imputazione in quanto i valori degli indici sintetici non possono che risultare molto alti per entrambi gli stimatori. L'esempio grafico relativo alla centralina di Via Matteotti evidenzia tuttavia che lo stimatore *smoothed* dà risultati di gran lunga migliori dell'imputazione con il filtro: se la serie è localmente stazionaria il filtro tende ad interpolare mentre lo stimatore *smoothed* tende a seguire il ciclo della serie (Fig. 2); in presenza di cambiamenti di livello lo stimatore *smoothed*, poiché usa l'informazione passata e futura, segue il cambiamento, mentre il filtro tende al valor medio che la serie assume nel periodo precedente (Fig. 3).

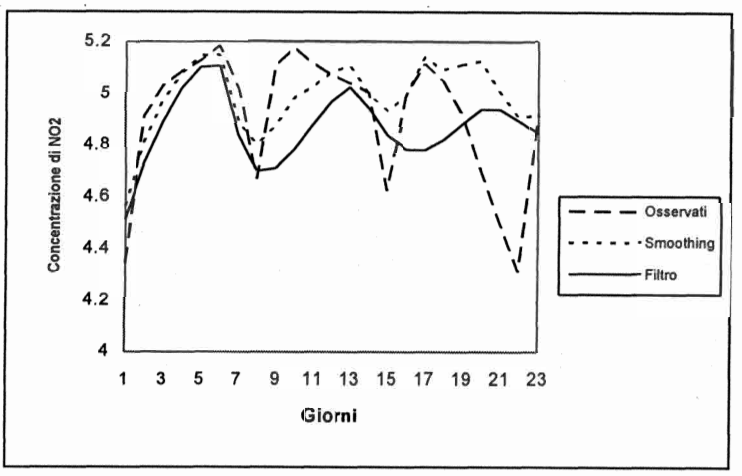


Fig. 2 – Comparazione fra valori osservati e dati imputati su 21 giorni (centralina di Via Matteotti)

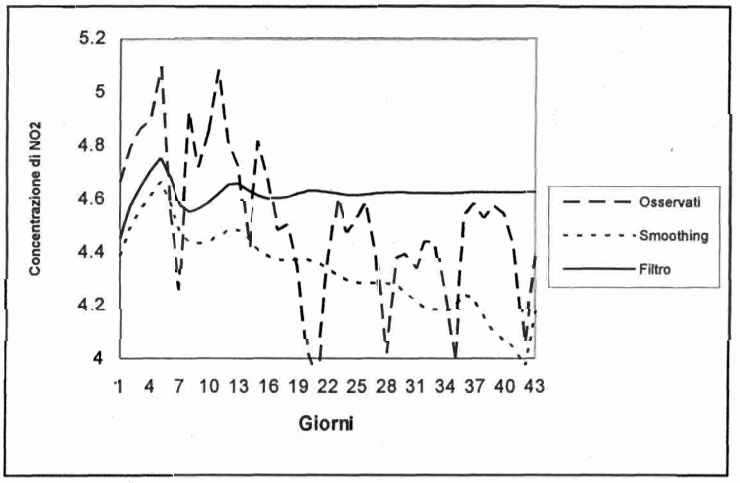


Fig. 3 – Comparazione fra valori osservati e dati imputati su 42 giorni (centralina di Via Matteotti)

4. Modelli esplicativi della concentrazione di biossido di azoto

In questa fase esplorativa, crediamo sia opportuno cercare di interpretare e spiegare il comportamento delle singole centraline, prima della dinamica a livello urbano. L'informazione da usare non può però limitarsi alla sola storia passata delle concentrazioni dell'inquinante. Del resto è noto che i livelli di inquinamento dipendono sia da variabili esogene di tipo meteo-climatico (Vismara, 1989, pp. 191-201) che da fattori legati alle fonti di produzione (ad es. il traffico). La spiegazione effettuata esclusivamente con variabili esplicative esogene non può essere soddisfacente sia perché non sono chiare le loro relazioni fisiche con le concentrazioni degli inquinanti, sia per il problema di qualità dei dati menzionato nell'introduzione. Per le variabili meteorologiche, infatti, è stato possibile impiegare un solo valore giornaliero rilevato in un punto particolare della città. Non sono inoltre disponibili informazioni dirette sui flussi del traffico.

Il compromesso che proponiamo tra l'uso di sole variabili esplicative esogene o la sola storia della serie consiste nell'uso di modelli a funzioni di trasferimento (Box e Jenkins, 1976). La componente autoregressiva delle serie storiche relative al biossido di azoto è in alcuni casi così forte da dar luogo a risultati accettabili anche utilizzando semplici modelli lineari a variabili ritardate in quanto gli esperimenti di modellazione alla Box e Jenkins non mettono in evidenza componenti di tipo media mobile. I non statistici spesso preferiscono depurare la serie, mediante differenziazione, dalle componenti che sono ritenute deterministiche per analogia con le serie meteorologiche. In questa occasione abbiamo ritenuto opportuno ricorrere alla sola trasformazione logaritmica al fine di ottenere la stazionarietà in varianza, perché l'analisi grafica delle serie non segnala la presenza di un ciclo annuale o di una tendenza di fondo. Nella Tab. 5 sono presentati i risultati della modellazione AR con i ritardi che sono stati evidenziati in base all'analisi delle funzioni di autocorrelazione. I modelli che possono essere proposti, a parte le differenze in alcune componenti infrasettimanali, risultano molto simili tra loro.

Tab. 5 – Risultati della modellazione AR

	Ir	Gm	Pm	Om	Fi	Oz	Ca	Ma	Sf
Costante	4.0025	3.5542	4.5246	4.225	4.5389	4.4195	4.3259	4.4844	4.8825
S.E	0.076	0.1126	0.0916	0.0533	0.0284	0.0284	0.2214	0.0971	0.1253
Ritardi:									
1	0.5834	0.6216	0.5821	0.0662	0.5286	0.4644	0.6439	0.6642	0.5233
S.E.	0.0301	0.0286	0.0253	0.0264	0.0317	0.0313	0.0289	0.0247	0.029
altro*	(3) 0.879	(4) 0.1038	-	-	(3) 0.0966	-	(3) 0.0625	-	(3) 0.0685
S.E.	0.0301	0.0294			0.0323		0.0281		0.028
7	0.2218	0.1835	0.3467	0.1945	0.1583	0.2391	0.2644	0.2482	0.3591
S.E.	0.0282	0.0286	0.0254	0.0268	0.0305	0.0314	0.0259	0.0247	0.027
Var. residui	0.0513	0.0821	0.0342	0.0441	0.0283	0.053	0.0379	0.0569	0.0326
R^2	0.61	0.61	0.66	0.43	0.34	0.3	0.85	0.65	0.78
AIC	-91.0339	252.497	-388.0775	-202.4474	-526.213	-68.276	-310.69	-15.465	-419.422
Portmanteau (6)	0.095	0.586	0.006	0.199	0.753	0.549	0.001	0.003	0.014
Portmanteau (12)	0.004	0.294	0.001	0.322	0.06	0.084	0.000	0.000	0.000

* tra parentesi vengono indicati i ritardi infrasettimanali

La stima di modelli autoregressivi è in realtà possibile nei più comuni pacchetti statistici per l'analisi di serie storiche, anche in presenza di dati mancanti. Quando le serie contengono *missing data,* però, in genere non è possibile stimare modelli con variabili dipendenti come quelli a funzioni di trasferimento. Per questa ragione anche i modelli AR sono stati stimati sulle serie in cui i dati mancanti sono stati imputati con le stime *smoothed* (cfr. par. 3) al fine di rendere confrontabili i risultati con quelli che saranno ottenuti con le funzioni di trasferimento. I modelli AR danno una *performance* di adattamento in termini di R^2 che va dal 30 all'85%. I risultati del test di Portmanteau (Piccolo, 1990) sull'autocorrelazione dei residui fino al dodicesimo ritardo non risultano quasi mai soddisfacenti, indicando quindi la necessità di un'ulteriore modellazione. L'ulteriore introduzione delle variabili di tipo meteorologico come variabili esplicative è sicuramente interessante per cercare di fornire, oltre alle previsioni (Milionis e Davies, 1994a,b), anche una spiegazione delle cause dell'inquinamento.

Idealmente il modello dovrebbe contemplare la presenza di variabili relative ai flussi di traffico in relazione diretta con la variabile dipendente. Tali variabili non sono disponibili per Bologna. Si può però derivare un'indicazione indiretta della relazione traffico-inquinamento valutando le variazioni delle concentrazioni in relazione alle limitazioni del traffico indotte da provvedimenti amministrativi o da com-

portamenti dipendenti dal calendario (ad. es. giorni festivi). Abbiamo quindi costruito tre variabili *dummy* che si riferiscono al contenimento del traffico: la domenica, i giorni in cui il traffico viene bloccato perché sono stati superati i limiti di legge (20 volte nei due anni considerati) e i festivi infrasettimanali per i quali si può supporre che l'effetto sull'inquinamento sia analogo a quello dei blocchi del traffico. La *dummy* domenicale si sovrappone soltanto in parte all'introduzione del parametro autoregressivo corrispondente al ritardo settimanale. Essa, come del resto le altre variabili dummy, gioca il ruolo delle variabili tipiche della *intervention analysis* (Box e Tiao, 1975).

Le variabili meteorologiche sono rilevate, come già accennato, in un solo punto della città piuttosto distante dalla maggior parte delle centraline. Nel caso della temperatura sono anche disponibili le serie rilevate nelle singole stazioni. È opinione diffusa tra i fisici che la temperatura locale non rappresenti però un parametro affidabile (Vismara, 1989).

Nella stima dei modelli a funzione di trasferimento si è così ritenuto opportuno usare lo stesso insieme di variabili esplicative per ogni centralina. Tale uniformità consente di verificare se il modello che spiega le diverse centraline sia una variante di un modello generale valido per la città. L'insieme di variabili meteorologiche utilizzato è il seguente: temperatura media giornaliera, percentuale media di umidità giornaliera, velocità media del vento giornaliero e precipitazione totale giornaliera di pioggia. Quest'ultima variabile è stata trasformata in variabile *dummy* distinguendo i giorni in cui sono caduti almeno 10 mm di pioggia.

La struttura generale dei modelli stimati è data dall'equazione

$$\begin{aligned} &Y_y = c + \beta_1 x_{1,t} + \beta x_{2,t} + \ldots + \beta_k x_{k,t} + a_t \\ &(1 - B\phi_1 - B^7\phi_7)\, a_t = e_t \qquad e_t \quad \text{w.n.} \end{aligned} \tag{7}$$

in cui si sono considerati ritardi delle variabili esogene fino al terzo.

Considerando tutte le variabili esogene disponibili fino al terzo ritardo, il test di Portmanteau (Tab. 6) indica un sensibile miglioramento dei residui, rispetto al test analogo condotto sui residui della sola modellazione AR, in quasi tutti i casi. La costante diminuzione dei valori del criterio d'informazione di Akaike (AIC) indica inoltre che l'aumento del numero dei parametri del modello è bilanciato da un migliore adattamento ai dati.

Tab. 6 – Funzioni di trasferimento con tutte le variabili esogene ritardate fino al 3° lag.

	Ir	Gm	Pm	Om	Fi	Oz	Ca	Ma	Sf
Var. residui	0.0393	0.0676	0.023	0.032	0.0241	0.0426	0.025	0.0422	0.0213
AIC	-263.4483	131.632	-654.18	-413.2418	-617.478	-204.5033	-568.146	-211.28	-706.184
Portmanteau (6)	0.367	0.412	0.05	0.178	0.206	0.69	0.015	0.035	0.158
Portmanteau (12)	0.02	0.563	0.06	0.281	0.197	0.88	0.002	0.000	0.035

Nella tabella non sono riportati i valori dei parametri perché il modello è sicuramente ridondante e molti dei parametri non risultano significativamente diversi da zero.

La Tabella 7 riporta i parametri dei modelli finali per ogni centralina stimati eliminando dal modello generale i parametri ritenuti superflui.

La struttura autoregressiva dei modelli non muta per nessuna centralina, anche se i valori dei parametri variano, in alcuni casi sensibilmente, rispetto ai parametri stimati senza considerare le variabili esogene.

Tab. 7 – Funzioni di trasferimento: modelli finali.

	Ir	Gm	Pm	Om	Fi	Oz	Ca	Ma	Sf
Costante	4.1279	3.5208	6.3346	5.3543	5.4122	5.392	5.5534	6.037	6.1813
S.E	0.0687	0.4583	0.2704	0.319	0.1888	0.3397	0.3269	0.3644	0.2684
Ritardi:									
1	0.6451	0.6301	0.7157	0.7329	0.5317	0.5178	0.7715	0.7585	0.6557
S.E.	0.0306	0.0293	0.0248	0.0254	0.0326	0.0321	0.0294	0.0234	0.0306
altro	(3) 0.1071	(4) 0.1247	-	-	(3) 0.1306	-	(3) 0.0533	-	(3) 0.1068
S.E.	0.0315	0.0306			0.034		0.0309		0.0318
7	0.1414	0.1475	0.2096	0.1342	0.116	0.1354	0.1425	0.1503	0.191
S.E.	0.0279	0.0291	0.0249	0.0257	0.0311	0.0317	0.0247	0.0234	0.0274
Temperatura	-	-0.554	-	-	-	-	-	-0.0502	-
S.E.		0.0268						0.021	
Umidità	-	0.3274	-0.209	-0.1144	-0.1781	-0.048	-0.1392	-0.1789	-0.1609
S.E.		0.0705	0.0405	0.0486	0.0425	0.0566	0.0424	0.0548	0.039
Umidità (t-1)	-	0.2165	0.1842	0.1035		0.1709	0.1319	0.1424	0.1076
S.E.		0.0668	0.0383	0.0458		0.0529	0.0403	0.0524	0.0367
Velocità vento	-0.1132	-0.1277	-0.059	-0.1565	-0.0753	-0.0738	-0.0706	-	-0.0807
S.E.	0.015	0.022	0.0126	0.0149	0.0132	0.0179	0.0116		0.0122
Velocità vento (t-1)	-	-	0.0369	0.0445	0.0356	0.043	-	-	0.0424
S.E.			0.0125	0.0148	0.0131	0.0178			0.0121
Pioggia (dummy)	* 0.0497	* -0.0099	* -0.0241	* 0.0315	* 0.0275	* 0.0446	* -0.013	-0.0624	* -0.034
S.E.	0.0258	0.0369	0.0202	0.0239	0.0223	0.03	0.0209	0.2669	0.0199
Festivi (dummy)	-0.2083	-0.1408	-0.1781	-0.1512	-0.1458	-0.2039	-0.2396	-0.1671	-0.2306
S.E.	0.0404	0.0539	0.0299	0.0354	0.0332	0.0449	0.031	0.0405	0.0295
Domenica (dummy)	-0.2285	-0.1794	-0.2476	-0.1916	-0.1332	-0.2521	-0.2293	-0.2722	-0.2558
S.E	0.0182	0.0242	0.0142	0.0158	0.0149	0.0207	0.0138	0.0181	0.0138
Blocco (dummy)	* 0.0047	* 0.0314	* 0.0630	* -0.0241	* 0.0548	* 0.0139	0.0866	* 0.0052	* 0.0217
S.E.	0.0552	0.0728	0.0415	0.0498	0.0436	0.0582	0.0436	0.0565	0.0401
Var. residui	0.0397	0.0678	0.0233	0.0325	0.0246	0.0429	0.026	0.0431	0.0214
AIC	-272.98	122.0936	-659.369	-415.2829	-631.469	-214.644	-576.868	-214.326	-717.723
Portmanteau (6)	0.655	0.481	0.07	0.229	0.177	0.782	0.054	0.042	0.212
Portmanteau (12)	0.037	0.61	0.05	0.346	0.155	0.93	0.045	0.05	0.032

* parametri non significativi

Le varianze dei residui ed i test di Portmanteau rimangono praticamente invariati rispetto ai modelli in Tab. 6. La costante riduzione dei valori di AIC convalida la scelta di modelli parsimoniosi.

Le variabili esplicative ritardate non risultano quasi mai rilevanti e, quando lo sono, restano di difficile interpretazione. La scarsa forza esplicativa della temperatura media rilevata per tutta la città è sottolineata dal fatto che i parametri ad essa relativi sono significativi solo per le centraline dei Giardini Margherita e di Via Matteotti. I segni dei parametri per umidità e velocità del vento, considerate al *lag* 0, confermano il legame inverso di queste variabili con l'inquinamento. In alcuni casi per le stesse variabili i parametri risultano significativi, ma con segno diverso, anche al primo ritardo. L'unica variabile meteorologica che appare non legata alle concentrazioni di biossido di azoto è la pioggia, anche se tale risultato necessita di ulteriori verifiche rispetto ad altri inquinanti e rispetto alla particolare scelta della variabile *dummy* ad essa relativa.

Il blocco del traffico non risulta mai rilevante, contrariamente ai festivi infrasettimanali ed alla domenica. Si può quindi sostenere che il blocco del traffico non influenzi il livello dell'inquinamento, e che piuttosto raggiungano questo scopo le riduzioni della circolazione dovute ai giorni festivi. A riprova di ciò abbiamo potuto riscontrare, anche provando semplici modelli lineari a variabili ritardate del tipo seguente

$$y_t = \phi_1 y_{t-1} + \phi_2 y_{t-7} + \beta_1 dummy_{blocco} + \beta_2 dummy_{festivi}, \quad (8)$$

che il parametro relativo ai festivi non domenicali risulta significativo, ma non quello relativo ai giorni di blocco.

5. Conclusioni

Le previsioni a breve termine della concentrazione degli inquinanti in atmosfera costituiscono un problema che ancora presenta difficoltà di analisi, anche perché le rilevazioni continue sono diventate una pratica corrente in Italia solo negli ultimi anni. L'inquinamento atmosferico, infatti, è un fenomeno in cui si affronta una grossa mole di dati che presentano notevoli problemi di qualità. Inoltre le variabili di appoggio di tipo meteorologico facilmente reperibili si rivelano poco adatte a spiegare specificamente questo fenomeno e, a parte l'ovvia prescrizione di valutare e prevedere i livelli di inquinamento, si è di fronte ad un'estrema genericità dei quesiti a cui si può rispondere. Infatti è del tutto aperta la questione di quali siano le tecniche migliori sia per sintetizzare, sia per spiegare, sia per prevedere le quantità descrittive dell'inquinamento. Ci sentiamo però di affermare che vale la pena di approfondire le analisi preliminari, anche di tipo descrittivo. Per il caso che abbiamo esaminato l'analisi delle distribuzioni di frequenza empiriche si sono rivelate maggiormente informative rispetto ai valori sintetici più comuni, individuando un'esposizione a livelli di inquinamento medio-alti più preoccupante di quanto non si possa vedere sulla base dei percentili elevati, che riguardano soltanto l'inquinamento acuto.

I dati delle centraline presentano numerosi valori mancanti. Questo diventa un problema cruciale non solo per analisi multivariate, ma anche per la stima dei parametri di modelli univariati della classe ARMA, che costituiscono l'approccio consueto allo studio delle serie sull'inquinamento atmosferico. Seguendo il suggerimento di Harvey e Pierse (1984), abbiamo rappresentato nello spazio degli stati i modelli univariati per le serie dell'inquinante con dati mancanti e stimato i parametri con il filtro di Kalman. Tale procedura, essendo basata sulla sola informazione contenuta nella singola serie, costituisce di fatto la tecnica più neutra possibile per l'imputazione dei dati mancanti.

La sperimentazione di modelli a funzione di trasferimento con input esogeni costituiti da variabili meteorologiche e *dummies* indicative dei volumi di traffico ha permesso di trarre un'interessante conclusione. I provvedimenti di blocco del traffico non producono alcuna conseguenza sui livelli di concentrazione medi giornalieri del biossido di azoto, a differenza dell'effetto dei giorni di riduzione del traffico dovuta alle festività sia domenicali, sia infrasettimanali.

La tecnica di imputazione scelta, seppure abbia buoni requisiti di neutralità, può influenzare i risultati dell'analisi con funzioni di trasferimento. Un'evoluzione possibile del presente lavoro potrebbe consistere nell'estensione della rappresentazione nello spazio degli stati alle funzioni di trasferimento. I parametri potrebbero essere stimati direttamente con il filtro di Kalman, senza bisogno di ricorrere all'imputazione diretta dei valori mancanti.

Riferimenti bibliografici

BENCALA K.F., SEINFELD J.H. (1976), "On frequency distributions of air pollutant concentrations", *Atmospheric Environment,* 10, pp. 941-950.

BOX G. E. P., TIAO G. C. (1975), "Intervention analysis with applications to economical and environmental problems", *JASA,* 70, pp. 70-79.

BOX G. E. P., JENKINS G. (1976), *Time series analysis: forecasting and control,* Holden-Day, San Francisco.

FINZI G., BRUSASCA G. (1991), *La qualità dell'aria. Modelli previsionali e gestionali,* Masson editore, Milano.

GARDNER G., HARVEY A. C., PHILLIPS G. D. A. (1980), "An algorithm for exact maximum likelihood estimation of autoregressive-moving average models by means of Kalman filtering" *Applied Statistics,* 29, pp. 311-322.

GIBBONS J. D., CHAKRABORTI S. (1992), *Non parametric statistical inference.* Marcel Dekker Inc., New York.

GOMEZ V., MARAVALL A. (1994), "Estimation, prediction and interpolation for nonstationary with the Kalman filter, *JASA,* 89, pp. 611-624.

HARVEY A.C. (1989), *Forecasting structural time series models and the Kalman filter,* Cambridge University Press, Cambridge.

HARVEY A.C., PIERSE R.G. (1984), "Estimation of missing observations in economic time series", *JASA,* 79, pp. 125-131.

KHON R., ANSLEY C.F. (1986), "Estimation, prediction, and interpolation for ARIMA models whit missing data", *JASA,* 81, pp. 751-761.

LITTLE R. J.A., RUBIN D.B. (1987), *Statistical analysis with missing data,* Wiley & Sons, New York.

MILIONIS A.E., DAVIES T.D. (1994a), "Regression and stochastic models for air pollution: review, comments and suggestions", *Atmospheric Environment,* 28, pp. 2801-2810.

MILIONIS A.E., DAVIES T.D. (1994b), "Regression and stochastic models for air pollution: application of stochastic models to examine the links between ground-level smoke concentrations and temperature inversion", *Atmospheric Environment,* 28, pp. 2811-2822.

PICCOLO D. (1990), *Introduzione all'analisi delle serie storiche,* NIS, Roma.

VISMARA R. (1989), *Ecologia applicata,* Hoepli, Milano.

MODELLI STOCASTICI PER L'ANALISI DEI DATI DI QUALITÀ DELL'ARIA

Mara Cammarrota, Francesca Gallo

ISTAT – Ambiente e Territorio – Roma

1. Introduzione[1]

La necessità di rappresentare le possibili situazioni reali di inquinamento e la loro dinamica nasce dall'esigenza di fornire supporti statistici per la predisposizione di politiche per il controllo ambientale. L'individuazione di modelli adeguati di evoluzione temporale dei dati di qualità dell'aria consente, infatti, l'immediata conoscenza di eventuali situazioni critiche dando la possibilità ai decisori pubblici di definire piani di risanamento efficaci, misure limitative delle emissioni.

Molti fenomeni ambientali presentano un andamento temporale di natura stocastica che operativamente trova un'adeguata rappresentazione nei modelli ARMA; tali modelli riescono, infatti, a catturare la struttura di autocorrelazione di un fenomeno dinamico mediante un'opportuna combinazione dei suoi valori passati, nonché dei valori di innovazioni casuali relative sia al passato che al presente. Relativamente all'analisi dei dati di qualità dell'aria, già negli anni Settanta ritroviamo alcuni lavori sulla previsione delle concentrazioni di inquinanti atmosferici mediante modelli autoregressivi a media mobile (Tiao *et al.*, 1975, McCollister, Wilson, 1975).

L'andamento delle concentrazioni di un inquinante risente, comunque, della situazione meteorologica generale oltre che emissiva che caratterizza un certo periodo di tempo. L'esistenza di una relazione tra la concentrazioni di inquinanti ed altre variabili meteorologiche (quali velocità del vento, temperatura, umidità, precipitazioni, ...) e di emissione (quali traffico autoveicolare, riscaldamento domestico, ...) porta all'inserimento nei modelli ARMA di ingressi esogeni che danno origine ai modelli ARMAX (ARMA *models wifh eXogeneous inputs).* In questo lavoro vengono presentati alcuni modelli autoregressivi e/o a media mobile con ingressi esogeni per l'evoluzione temporale di dati di qualità dell'aria che genericamente possono essere rappresentati con la seguente espressione:

$$Y_t = f(Y_{t-1}, Y_{t-2}, \ldots) + g(e_{t-1}, e_{t-2}, \ldots) + h(X_{t-1}, X_{t-2}, \ldots) + e_t ,$$

[1] Benché il lavoro sia frutto dell'opera congiunta delle due autrici, Mara Cammarrota ha elaborato il par. 2, 3.1 e 3.2 e Francesca Gallo il par. 3.3 e 4. I paragrafi 1 e 5 sono stati elaborati da entrambe le autrici.

dove *f*, *g* e *h* sono funzioni, e_t un *white noise*, Y_t è la variabile oggetto di analisi mentre X_t definisce gli ingressi esogeni.

La considerazione di funzioni, *f*, *g* e *h* non lineari consente ovviamente una migliore capacità rappresentativa del modello per diverse situazioni ambientali. Inoltre, l'inserimento negli stessi di componenti esogene sia implicitamente, nella forma di un processo discreto in base al quale variano i parametri del modello, sia esplicitamente, in forma lineare additiva, consente di tener conto della forte influenza che le variabili meteorologiche ed emissive hanno sull'evoluzione delle concentrazioni di inquinanti.

Nel paragrafo 2 vengono presentati i modelli lineari ARMA con ingressi esogeni inseriti sia in forma esplicita che implicita, ovvero i modelli *a scatola nera* e *a scatola grigia.* Il paragrafo 3 è, invece, dedicato alla descrizione di alcuni modelli non lineari che si ritiene presentino notevoli potenzialità per la previsione dei dati di qualità dell'aria. Tra i modelli non lineari considerati, alcuni presentano esplicitamente delle componenti non lineari (modelli BILINEARI e i modelli EXPAR), altri invece (modelli TAR) sono caratterizzati da una struttura autoregressiva lineare a gradini, essendo modelli lineari i cui parametri variano in funzione ai valori assunti da una variabile soglia. Per i modelli bilineari ed EXPAR si considera la presenza di variabili esogene in forma implicita o esplicita.

Nel paragrafo 4 viene presentata un'applicazione su dati di qualità dell'aria rilevati da una centralina di monitoraggio di Roma in cui si mostra un procedimento per giungere alla definizione delle variabili esogene e si perviene all'identificazione di un modello bilineare *a scatola grigia* per l'evoluzione del monossido di carbonio.

2. I modelli ARMA con ingressi esogeni

L'utilizzo di modelli stocastici lineari ARMA (AutoRegressive *MovingAverage models)* per l'analisi dei dati di qualità dell'aria risale agli anni Settanta (Tiao *et al.*, 1975, McCollister, Wilson, 1975). Questi modelli però non sfruttando informazioni circa relazioni dinamiche lineari esistenti tra un'endogena, ovvero la concentrazione di inquinanti, ed altre variabili esogene, quali le condizioni meteorologiche e/o di emissione, risultano estremamente inefficienti a livello previsivo. Sorge, quindi, la necessità di considerare modelli che valutino le concentrazioni di inquinanti basandosi non solo sull'analisi della serie storica della grandezza che si sta esaminando, ma anche su valori di altre variabili ad essa correlate. L'inserimento nei modelli ARMA di ingressi esogeni che tengano conto di tali informazioni ausiliarie e che consentano di ottenere una più adeguata descrizione dei meccanismi fisici che governano l'andamento dell'inquinamento porta alla definizione dei modelli ARMAX (ARMA *models with eXogeneous* inputs) o più in generale, secondo la definizione ingegneristica, modelli *a scatola nera (black* box *models)* (Davis, Vinter, 1985), in quanto i parametri non hanno alcun significato fisico. I modelli ARMAX evidenziano una riduzione della varianza rispetto ai modelli ARMA, in quanto si elimina la componente d'errore dovuta al fatto di aver ignorato il ruolo giocato da una determinata variabile.

La considerazione di variabili esogene in un modello ARMA si trova già in Box e Jenkins (1976) che introducono i *modelli a funzioni di trasferimento,* rappresentati da un'equazione alle differenze con coefficienti indipendenti dal tempo del tipo:

$$Y_t = \sum_{m=1}^{M} \frac{\omega_m(B)}{\delta_m(B)} X_{m,t} + \frac{\theta(B)}{\phi(B)} e_t \,, \qquad [1]$$

dove $\theta(B)$ è l'operatore media mobile di ordine q, $\phi(B)$ è l'operatore autoregressivo di ordine p, mentre $\omega_m(B)$ e $\delta_m(B)$, per m = 1, ..., M, sono altri polinomi nell'operatore di ritardo B. Il modello [1] descrive, attraverso i due schemi autoregressivi $\omega_m(B)$ e $\delta_m(B)$, l'impatto dinamico esercitato da alcune variabili esplicative $X_{m,t}$ sulle concentrazioni di inquinanti Y_t, ai tempi t = 1, 2, ..., T. Se la componente erratica non si esplica come un ARMA, otteniamo la rappresentazione generale dei modelli ARMAX *a scatola nera* (p, q, M, l_m):

$$Y_t = \sum_{i=1}^{p} \phi_i Y_{t-i} + \sum_{m=1}^{M} \sum_{h=0}^{l_m} \beta_{m,h} X_{m,t-h} + \sum_{j=0}^{q} \theta_j e_{t-j}, \qquad [2]$$

in cui compaiono in maniera esplicita gli ingressi esogeni X_m che influenzano le concentrazioni di inquinanti Y_t; *h* è il ritardo con cui l'ingresso $X_{m,t}$ influenza Y_t, e_t è un *white noise* di media nulla e varianza σ^2, mentre *p* e *q* sono gli ordini delle componenti autoregressive e a media mobile.

I modelli *a scatola nera* sono in ogni caso modelli stocastici lineari *stazionari*; se la serie temporale presenta un comportamento regolare ma non stazionario è necessario filtrare la serie con un filtro alle differenze di ordine d. Un modello ARMAX nel quale si sia operata una differenziazione d-esima è noto come modello ARIMAX *(AutoRegressive Integrated Moving Average models with eXogeneous inputs)* di ordine (p, d, q, M, l_m), in cui l'integrazione permette appunto di raggiungere la stazionarietà del processo.

Una classe di modelli *a scatola nera* che permette di studiare particolari casi di non stazionarietà è rappresentata dai modelli *ciclostazionari.* In generale un processo stocastico $\{\mathbf{y}_t\}$ si definisce *ciclostazionario o periodico di periodo T o T-ciclostazionario* se le caratteristiche probabilistiche si ripetono inalterate ogni T istanti di tempo. La ciclostazionarietà si distingue *in forte o debole* a seconda che la periodicità coinvolga tutti o solo alcuni dei momenti della distribuzione.

Prima di utilizzare un modello ciclostazionario risulta utile la trasformazione del processo T-ciclostazionario in un processo standardizzato dato da:

$$\hat{Y}_{t+kT} = \frac{Y_{t+kT} - \mu_{Y_t}}{\sigma_{Y_t}},$$

dove μ_{Y_t} e $\sigma^2_{Y_t}$ sono le T medie e le T varianza del processo originario. Una volta effettuata la standardizzazione si possono verificare due possibilità:

- le T funzioni di autocorrelazione del processo standardizzato sono uguali tra loro, quindi ci si riconduce al caso stazionario e si utilizzeranno i classici modelli ARMAX;
- le T funzioni di autocorrelazione sono diverse per cui si utilizzeranno i modelli ARMAX ciclostazionari dati da:

$$Y_{t+KT} = \sum_{i=1}^{p} \phi_{t,i} Y_{t+kT-i} + \sum_{m=1}^{M} \sum_{h=0}^{l_m} \beta_{m,h} X_{m,t-h} + \sum_{j=0}^{q} \theta_{t,j} e_{t+kT-j}, \qquad [3]$$

dove e_{t+kT} è un processo T-cicloergodico normale con media nulla e varianza σ^2, t = 1, 2, ..., T, k = 0, 1, ..., K − 1 dove K è il numero dei periodi presi in esame. Ogni coppia di valori (k, t), fissato T individua un diverso istante del processo. Poiché la [3] definisce praticamente T modelli ARMAX con il vincolo che gli ordini p e q siano gli stessi per ogni modello, l'identificazione e la stima del modello ciclostazionario equivalgono a quelle di T modelli ARMAX.

L'elevata variabilità dei fenomeni ambientali richiederebbe l'inserimento di moltissime variabili esogene in un modello ARMA, con ovvi problemi legati alla stima dei rispettivi parametri, per cui molto spesso i modelli *a scatola nera* presentati non risultano adeguati a descrivere cambiamenti improvvisi nelle situazioni di inquinamento e nelle condizioni meteorologiche: se utilizzati a scopi previsivi tali modelli, infatti, sottostimano l'eventuale presenza di episodi critici oppure li prevedono con ritardo (Finzi, Brusasca, 1991). L'inserimento di ingressi esogeni in forma implicita tenta di superare tale inconveniente consentendo di migliorare la previsione di comportamenti non stazionari delle concentrazioni di inquinanti.

I modelli ARMAX con ingressi esogeni inseriti in modo implicito direttamente nella struttura parametrica del modello sono detti modelli *a scatola grigia* (Finzi *et al., 1983).* La definizione di modelli a *scatola grigia* trova giustificazione nella maggiore "trasparenza" dei coefficienti rispetto ai modelli *a scatola nera,* infatti i parametri, risultando funzione di "classi" o "categorie" meteorologiche e/o di emissione, permettono di descrivere cambiamenti improvvisi nelle serie temporali e, quindi, di prevedere episodi critici.

Il modello *a scatola grigia si* presenta nel seguente modo:

$$Y_t = \sum_{i=1}^{p} \phi_i[s_t] Y_{t-i} + \sum_{m=1}^{M} \sum_{h=0}^{l_m} \beta_{m,h}[s_t] X_{m,t-h} + \sum_{j=0}^{q} \theta_j[s_t] e_{t-j}, \qquad [4]$$

dove i coefficienti ϕ_i, $\beta_{m,h}$ e θ_j variano in base al processo $[s_t]$ che rappresenta una "classe" o "categoria" meteorologica o di emissione al tempo *t.*

La "categoria" o "classe" identifica una determinata situazione (atmosferica e/o di inquinamento causata da determinate sorgenti emissive) alla quale corrisponde un insieme di parametri da identificare. La classificazione delle situazioni meteorologiche può essere eseguita, ad esempio, tenendo conto della velocità del vento, distinguendo i giorni in calmi e ventosi; in tal caso la categoria $[s_t]$ può essere considerata una variabile dicotomica che si attiva nel momento in cui quelle determinate condizioni meteorologiche si verificano.

Per la stima dei modelli ARMA con ingressi esogeni ricordiamo il metodo dei minimi quadrati ricorsivi, il metodo dei minimi quadrati generalizzati, l'algoritmo iterativo di Newton-Raphson, ecc.. (Ljung, Soderstrom, 1983).

3. I modelli non lineari

3.1. I modelli bilineari

Nell'ambito dei modelli autoregressivi a media mobile, i modelli bilineari rappresentano la più semplice classe di modelli non lineari; essi hanno infatti una struttura autoregressiva a media mobile a cui si aggiunge una componente che considera l'interazione tra la serie osservata e la componente stocastica ed è in grado di spiegare allontanamenti improvvisi dal livello medio stazionario per brevi periodi, tipici nel caso di fenomeni di inquinamento atmosferico.

I modelli bilineari originariamente deterministici sono stati successivamente sviluppati con una componente stocastica da Granger e Andersen (1978), che si sono limitati però a studiare le proprietà di un modello bilineare di primo ordine. Successivamente tali modelli sono stati analizzati con maggiore dettaglio da Subba Rao (1981), Subba Rao e Gabr (1984), Pham (1981, 1985, 1986), Guégan (1994), Liu (1989, 1990), Liu e Brockwell (1988).

La forma generale di un modello bilineare BL(p, q, P, Q) è:

$$Y_t = \sum_{i=1}^{p} \phi_i Y_{t-i} + \sum_{j=0}^{q} \theta_j e_{t-j} + \sum_{j=1}^{P} \sum_{j=1}^{Q} \gamma_{i,j} Y_{t-i} e_{t-j} , \qquad [5]$$

dove e_t è un processo *white noise* indipendente di media zero e varianza finita, mentre p, q, P e Q sono gli ordini delle componenti autoregressive, a media mobile e bilineari. Il modello esaminato risulta, quindi, lineare nelle Y_t e nelle e_t separatamente, ma non in entrambe. Il vantaggio dei modelli bilineari, rispetto ad altri modelli non lineari, è che esso include un numero finito di parametri, e quindi risulta agevole la sua stima.

Generalmente per un fenomeno analizzato non riusciamo immediatamente ad individuare un modello bilineare. La procedura per la scelta di un modello bilineare rispetto ad un modello lineare inizia costruendo un adeguato modello lineare, il quale verrà abbandonato nel momento in cui risulta evidente il sospetto di un andamento non lineare nel fenomeno. In particolare, Saikkonen e Luukkonen (1988) propongono un test LM dei moltiplicatori di Lagrange per verificare l'ipotesi di linearità del modello contro l'ipotesi alternativa di un modello bilineare. Più precisamente l'ipotesi nulla che viene sottoposta a verifica è

$$H_0: \gamma_{i,j} = 0 \qquad \text{per } i = 1, 2, \ldots, P, \qquad j = 1, 2, \ldots, Q ,$$

in quanto un modello bilineare si riduce ad un modello lineare ARMA(p, q) solo se tutti i coefficienti delle componenti bilineari sono nulli. Nel caso in cui sussiste un problema di identificazione Saikkonen e Luukkonen (1988) forniscono una condizione necessaria e sufficiente affinché il test LM per il modello bilineare sia definito. Una condizione sufficiente è che $\phi_p \neq 0$, $P \leq p + 1$. Quando questa condizione e l'ipotesi H_0 sono verificate il test risulta asintoticamente distribuito come una variabile *chi-quadrato* con gradi di libertà pari al numero dei parametri delle componenti bilineari.

Per poter costruire modelli bilineari che siano trattabili in un contesto di inferenza statistica è necessario porre delle restrizioni sulla classe dei processi stocastici. Le restrizioni riguardano in particolare *l'eterogeneità* temporale del processo, che viene raggiunta utilizzando dei processi stocastici *stazionari* e *invertibili,* e la *memoria* del processo, che può essere risolta con *l'ergodicità.*

Il problema dell'esistenza di un processo stazionario conforme ad un modello bilineare è stato affrontato da diversi autori. In generale la condizione sufficiente per l'esistenza di un processo Y_t stazionario che soddisfi il modello bilineare di primo ordine BL(1, 0, 1, 1):

$$Y_t = \phi Y_{t-1} + \gamma Y_{t-1} e_{t-1} + e_t$$

è:

$$\phi^2 + \gamma^2 < 1 ,$$

nel caso in cui $E(e_t^2) = 1$. Se $E(e_t^2) = \sigma^2 \neq 1$ la condizione diviene:

$$\phi^2 + \gamma^2 \sigma^2 < 1.$$

Per la condizione di stazionarietà per il modello bilineare generale si rimanda a Liu e Brockwell (1988).

Per quanto riguarda la definizione di invertibilità ricordiamo quella fornita da Granger e Andersen (1978) che estende la definizione di invertibilità di Box e Jenkins (1976) valida solo per i modelli lineari. Dato un processo stocastico Y_t, esso

risulta invertibile se è possibile stimare l'errore e_t a partire dai valori possibili di Y_t, o meglio dato il modello:

$$Y_t = f(Y_{t-i}, e_{t-j}) + e_t$$

per i = 1, 2, ..., p e j = 1, 2, ..., q, esso risulta invertibile se

$$\lim_{t \to \infty} E\{e_t - \hat{e}_t\}^2 \to 0$$

quando il modello e i parametri sono noti, dove e_t sono variabili aleatorie indipendenti $\hat{e}_t$ è una stima di e_t. Tale condizione implica che il processo risulta invertibile se la varianza dell'errore ottenuta stimando e_t in funzione di un numero finito di valori passati e presenti di Y_t, tende a zero quando tale numero diventa infinito e ciò condizionatamente ai valori d'origine (Granger, Andersen, 1978).

Per un modello BL(0,0, 1 ,1) la condizione affinché il processo risulti invertibile è che:

$$E[\log \gamma^2 Y_t^2] < 0 \qquad [6]$$

assumendo Y_t, ergodico. Per l'estensione della condizione ad un modello BL(p,q,P,Q) si rimanda a Liu (1990).

I problemi da risolvere per l'identificazione e la stima dei parametri di un modello bilineare sono essenzialmente gli stessi presentati dai modelli ARMA. Si tratta, infatti, in una prima fase di determinare gli ordini del modello, cioè individuare valori interi appropriati per p, q, P e Q, e successivamente stimare i parametri ϕ_i, θ_j, γ_{ij} e σ_e^2.

Il metodo più efficace per selezionare l'ordine è quello di stimare parametri di alcuni modelli che differiscono per gli ordini p, q, P e Q e poi selezionare il modello più adatto sulla base di un criterio di selezione automatica che confronti la varianza stimata dell'errore e il numero dei parametri. Il metodo più diffuso è quello proposto da Akaike (1974). È stato proposto, inoltre, un algoritmo più immediato per selezionare l'ordine del modello che consiste nella stima di un modello AR(p) e nell'utilizzo di tali stime come valori iniziali per la parte autoregressiva di un modello BL(p, O, 1, 1) in cui i valori iniziali $\gamma_{1,1}$ sono posti pari a zero. Le stime di tale modello vengono utilizzate come valori iniziali per stimare i modelli BL(p, O, 1, 2) o BL(p, O, 2, 1) in cui si pongono i rimanenti coefficienti bilineari pari a zero. Tra questi due ultimi modelli si sceglieranno le stime del modello con varianza residua più bassa quali valori iniziali del modello BL(p, O, 2, 2). Tale procedura viene condotta fino a quando gli ordini P e Q raggiungono un valore finale Γ. Tutti i passaggi esposti vengono ripetuti per p = 1, 2, ..., Γ e la procedura termina quando si nota un aumento della varianza residua al crescere di P e Q. La scelta finale del modello viene effettuata calcolando il valore dell'indice di Akaike per ciascun modello stimato e selezionando quello per il quale si ha il valore più basso (Subba Rao, 1981).

Per quanto riguarda la stima dei parametri di un modello bilineare sono stati utilizzati diversi approcci, anche se fino ad oggi le proprietà asintotiche degli stimatori sono note solo per modelli ridotti. Il metodo più frequentemente utilizzato è il metodo dei minimi quadrati considerato inizialmente dagli stessi Granger e Andersen (1978) e poi sviluppato da Pham e Tran (1981), Guégan e Pham (1989), Subba Rao (1981).

Il metodo dei minimi quadrati non lineare è un metodo di iterazione per la minimizzazione della somma dei quadrati dei residui che utilizza l'espansione in serie di Taylor. Affinché tale tecnica risulti valida le stime dei residui devono essere ottenute dai valori osservati, ciò richiede che il modello risulti invertibile.

La stima dei minimi quadrati di un modello bilineare BL(p, q, P, Q), dove i residui sono indipendenti e distribuiti come una variabile casuale $N(O, \sigma_e^2)$, comporta la minimizzazione di:

$$Q(\pi) = \sum_{t=y+1}^{N} e_t^2$$

dove π è il vettore dei parametri $\pi' = (\pi_1, \pi_2, \ldots, \pi_n)$ in cui $\pi_i = \phi_i$ $i = 1, \ldots, p$, $\pi_{p+1} = \theta_1$, $\pi_{p+2} = \theta_2$, ..., $\pi_{p+q} = \theta_q$, $\pi_{p+q+1} = \gamma_{1,1}$, $\pi_{p+q+2} = \gamma_{1,2}$, ..., $\pi_{p+q+PQ} = \gamma_{P,Q}$, quindi $n = p + q + PQ$ indica il numero totale dei parametri. La minimizzazione viene effettuata attraverso una tecnica numerica, quale ad esempio il metodo di Newton-Raphson (Subba Rao, 1981).

Un metodo alternativo per la stima dei parametri è fornito dalla tecnica dei *residui ripetuti* (Subba Rao, Gabr, 1984). La procedura inizia con la stima di un modello ARMA(p,q) dal quale si ottengono i residui $\hat{e}_t^*$, si stimano quindi i parametri del modello BL(p, q, P, Q) minimizzando la quantità:

$$Q(\pi) = \sum_{t=\gamma+1}^{N} \{Y_t - \sum_{i=1}^{p} \phi_i Y_{t-i} - \sum_{i=0}^{q} \theta_j e_{t-j} - \sum_{i=1}^{P} \sum_{j=1}^{Q} \gamma_{i,j} Y_{t-i}\, \hat{e}_{t-j}^*\}^2$$

usando la tecnica standard dei minimi quadrati. I residui $\hat{e}_t^*$ sono poi sostituiti dai residui ottenuti dal modello BL(p, q, P, Q) e la procedura viene ripetuta fino a quando le stime non convergono ad un valore stabile. Se le stime non convergono dopo un ragionevole numero di iterazioni i valori stimati ottenuti possono essere utilizzati come valori iniziali per applicare il metodo di Newton-Raphson (Priestley, 1988).

Tali considerazioni possono essere estese al caso di modelli bilineari con ingressi esogeni inseriti in forma esplicita e/o implicita. Il modello in tal caso assumerebbe la seguente forma:

$$Y_t = \sum_{i=1}^{p} \phi_i[s_t]\, Y_{t-i} + \sum_{m=1}^{M} \sum_{h=0}^{l_m} \beta_{m,h}[s_t]\, X_{m,t-h} + \sum_{j=0}^{q} \theta_j[s_t]\, e_{t-j} + \sum_{i=1}^{P} \sum_{j=1}^{Q} \gamma_{i,j}[s_t]\, Y_{t-i} e_{t-j} \qquad [7]$$

dove i coefficienti ϕ_i, $\beta_{m,h}$, θ_j e $\gamma_{i,j}$ variano in base al processo $[s_t]$ che rappresenta una "classe" o "categoria" meteorologica o di emissione al tempo t (si veda il par. 4 per un'esemplificazione).

3.2. I modelli EXPAR

I modelli EXPAR *(EXPonential AutoRegressive models)* sono modelli autoregressivi esponenziali proposti da Haggan e Ozaki (1981) per spiegare alcune caratteristiche della teoria delle vibrazioni stocastiche non lineari, owero effetti di frequenza dipendente dall'ampiezza angolare.

La forma generale di un modello EXPAR è data da:

$$Y_t = \sum_{j=1}^{p} A_{t,j} Y_{t-j} + e_t \qquad [8]$$

dove e_t è un rumore bianco e $A_{t,j}$ una funzione esponenziale di Y^2_{t-1}:

$$A_{t,j} = \alpha_j + \delta_j \exp(-\tau Y^2_{t-1}) \qquad \tau > 0.$$

Si tratta, quindi, di modelli autoregressivi con coefficienti stocastici (α_j e δ_j) che dipendono dallo stato precedente attraverso una funzione esponenziale. La funzione esponenziale presente nel modello è limitata per qualsiasi valore di Y e, essendo posta in forma additiva rispetto al parametro α_j, modifica l'impatto inerziale del processo penalizzando valori anomali di Y_{t-1}. È chiaro, infatti, che per valori grandi di $|Y_{t-1}|$ la quantità $\exp(-\tau Y^2_{t-1})$ risulta molto piccola e quindi:

$$A_{t,j} \sim \alpha_j$$

mentre per valori bassi di $|Y_{t-1}|$, la quantità $\exp(-\tau Y^2_{t-1})$ risulta più grande e

$$A_{t,j} \sim \alpha_j + \delta_j .$$

Tale comportamento permette di riportare ad un livello stazionario valori che momentaneamente vi si erano allontanati attraverso dei "coefficienti adattivi di importanza opposta rispetto alla variazione prodotta" (Piccolo, 1994).

Generando degli effetti di frequenza dipendente dall'ampiezza i modelli EXPAR possono anche dar luogo a fenomeni di salto o a comportamenti di cicli limite, avvicinandosi ai modelli TAR (par. 3.3).

Si dimostra (Haggan, Ozaki, 1981) che condizione necessaria per l'esistenza di un ciclo limite della [8] è che:

i) tutte le radici di

$$z^p - \alpha_1 z^{p-1} - \ldots - \alpha_p = 0$$

risultino interne al cerchio unitario;
ii) tutte le radici di

$$z^p - (\alpha_1 + \delta_1) z^{p-1} - \ldots - (\alpha_p + \delta_p) = 0$$

risultino esterne al cerchio unitario.

Ciò significa che per valori bassi di $|Y_{t-1}|$ il sistema esplode (condizione i)), mentre per valori grandi di $|Y_{t-1}|$ il sistema decade verso zero (condizione ii)).

Per quanto riguarda la stazionarietà di un processo definito da un modello EXPAR si dimostra che se le radici dell'equazione:

$$z^p - (\alpha_1 + \delta_1) z^{p-1} - \ldots - (\alpha_p + \delta_p) = 0$$

si trovano all'interno o all'esterno del cerchio unitario il processo risulta stazionario (Ozaki, 1985).

Per verificare l'ipotesi di linearità di un modello contro l'ipotesi alternativa di un modello EXPAR è possibile utilizzare un test LM come per il caso bilineare (Saikkonen, Luukkonen, 1988). Per ridurre un modello EXPAR ad un modello AR(p) si può porre $\tau = 0$ oppure $(\delta_1, \delta_2, \ldots, \delta_p) = 0$. Il test LM proposto da Saikkonen e Luukkonen (1988) considera la prima possibilità per cui l'ipotesi nulla da verificare è $H_0 : \tau = 0$. Il modello EXPAR sarà quindi identificato soltanto sotto l'ipotesi alternativa. Occorre precisare che quando $\tau = 0$, i parametri $(\delta_1, \delta_2, \ldots, \delta_p)$ possono assumere qualsiasi valore senza produrre cambiamenti nella funzione di verosimiglianza, creando un problema nella derivazione del test. Saikkonen e Luukkonen (1988) propongono un test LM che risulta uguale al test LM per l'ipotesi $(\gamma_1, \gamma_2, \ldots, \gamma_p) = 0$ nel modello:

$$Y_t = \sum_{i=1}^{p} \phi_i Y_{t-i} + \sum_{j=1}^{p} \gamma_j Y_{t-j} Y_{t-1}^2 + e_t .$$

Il test si distribuisce asintoticamente come una variabile *chi-quadrato* con p gradi di libertà.

Il modello EXPAR [8] presentato può essere generalizzato:

i) introducendo la componente a media mobile, ottenendo un modello EXPARMA;
ii) i parametri della componente autoregressiva possono dipendere da lag diversi da 1, o da più di un lag, per cui l'espressione $\delta_j \exp(-\tau Y_{t-1}^2)$ viene sostituita con $\delta_j \exp(-\tau Y_{t-j}^2)$;
iii) si possono definire per differenti *lags,* legami diversi dalla forma additiva;
iv) possiamo inserire delle variabili esogene nel modello sia in forma esplicita che implicita.

In particolare, quest'ultima generalizzazione porta alla definizione del modello:

$$Y_t = \sum_{j=1}^{p} [s_t][\alpha_j + \delta_j \exp(-\tau Y_{t-1}^2)] Y_{t-j} + \sum_{m=1}^{M} \sum_{h=0}^{l_m} \beta_{m,h} [s_t] X_{m,t-h} + e_t \qquad [9]$$

dove i coefficienti α_j, δ_j, e $\beta_{m,h}$ variano in base al processo $[s_t]$ che rappresenta una "classe" o "categoria" meteorologica o di emissione al tempo *t*.

La stima dei parametri del modello EXPAR $(\alpha_j, \delta_j, \tau)$ è essenzialmente realizzata con una procedura di ottimizzazione non lineare con ovvie difficoltà computazionali. Il problema può essere semplificato fissando il valore di τ e ottenendo la stima dei parametri attraverso la procedura dei minimi quadrati standard. L'ordine del modello p anche in questo caso può essere determinato attraverso l'indice AIC, ripetendo la procedura per un certo intervallo di valori per τ e utilizzando il criterio AIC per selezionare il modello più adatto per τ. Poiché τ è un fattore scalare, sarà necessario scegliere un intervallo di valori per τ tale che la funzione esponenziale $\exp^{-\tau Y^2_{t-1}}$ risulti diversa da 0 e 1.

3.3. I modelli TAR

I modelli TAR *(Threshold AutoRegressive Models),* introdotti da Tong in una lunga serie di articoli (si veda Tong, 1983 per una trattazione completa), rappresentano una generalizzazione abbastanza semplice sul piano analitico dei modelli lineari. La struttura non lineare generale $Y_t = f(Y_{t-1}) + e_t$, con $f(\cdot)$ funzione non lineare

qualsiasi, è infatti approssimata mediante una funzione lineare "a scalini": per questo motivo i TAR sono noti anche con il nome di modelli "temporaneamente" lineari.

L'idea di base su cui poggiano tali modelli è quella di una struttura autoregressiva che obbedisce ad una relazione inerziale finché il processo non raggiunge un livello ove entra in crisi. A questo punto si producono forze, reazioni, decisioni, leggi, comportamenti differenti che riportano il processo al suo stato originario, riproducendo il ciclo e ripetendo la situazione iniziale fino al ripresentarsi di nuovi sviluppi. È questo il caso dei fenomeni di inquinamento atmosferico in cui ad esempio, il superamento di determinate soglie per le concentrazioni inquinanti innesca operazioni restrittive delle emissioni che riportano il sistema in equilibrio.

Si dimostrano particolarmente adatti a descrivere fenomeni con le seguenti caratteristiche:

i) presenza di cicli limite, ossia di oscillazioni che non dipendono dalle condizioni iniziali ma dai parametri del sistema (situazione che si riscontra frequentemente nel caso dell'inquinamento atmosferico),
ii) "salti" improvvisi, e
iii) frequenze dipendenti dall'ampiezza,

che generalmente non possono essere catturate dai modelli lineari.

Un modello TAR(k;p,d) ha la forma:

$$Y_t = \phi_0^{(j)} + \sum_{i=1}^{p} \phi_i^{(j)} Y_{t-i} + e_t^{(j)} \qquad r_{j-1} \leq Y_{t-d} < r_j \qquad [10]$$

dove $d \geq 1$ è noto con il nome di *lag di soglia (o parametro di ritardo)*, $p > 0$ identifica l'ordine autoregressivo, r_j $(j = 1, \ldots, k)$ sono i *valori di soglia* e sono tali che $-\infty < r_0 < r_1 < \ldots < r_k < +\infty$, $e_t^{(j)}$ è una successione di processi *white noise* di media nulla e varianza σ_j^2 indipendenti fra loro e da Y_{t-d}.

Un modello TAR si ottiene quindi considerando per la serie $\{Y_t\}$ un modello lineare autoregressivo i cui parametri variano in base ai valori passati di Y_t, oppure in base ad un numero finito di valori di una generica serie associata $\{X_t\}$. Un modello TAR(k;p,d) partiziona pertanto lo spazio euclideo unidimensionale in k *regimi* specificati dalla condizione $r_{j-1} \leq Y_{t-d} < r_j$; all'interno di ciascun regime assume la forma di un particolare modello lineare autoregressivo. A tale proposito si evidenzia come il ruolo dei regimi sia assimilabile a quello delle "categorie" nei modelli *a scatola grigia (si* veda il par. 2) dal momento che i valori passati di Y_t, oppure quelli assunti da una generica serie $\{X_t\}$ assumono il ruolo di variabili esogene. Così come le categorie hanno lo scopo di partizionare i dati in gruppi omogenei (rispetto a fenomeni emissivi e/o meteorologici) che vanno a caratterizzare la struttura del modello di evoluzione temporale, i regimi definiscono i punti in corrispondenza ai quali avviene un cambiamento nei parametri del modello, regolandone pertanto la forma.

Utilizzando la rappresentazione *state-space* dei modelli AR, un modello TAR(k;p,d) può essere riscritto (Priestley, 1988) nella forma:

$$\begin{aligned} Y_t &= \Phi^{(j)} Y_{t-1} + \Theta^{(j)} e_t^{(j)} \qquad se \quad r_{j-1} \leq Y_{t-d} < r_j \\ y_t &= H' Y_t \end{aligned} \qquad [11]$$

dove

$$\Phi^{(j)} = \begin{bmatrix} 0 & \dots & 0 & -\phi_p^{(j)} \\ 1 & \dots & 0 & -\phi_{p-1}^{(j)} \\ & \dots & \dots & \dots \\ 0 & \dots & 1 & -\phi_1^{(j)} \end{bmatrix}$$

$\Theta^{(j)} = (\theta_{p-1}^{(j)}, \theta_{p-2}^{(j)}, \dots \theta_1^{(j)}, 1)'$, $H = (0,0, \dots, 1)'$, $Y_t = (y_t, y_{t-1}, \dots, y_{t-p})'$ e

$e_t^{(j)} = (e_t^{(j)}, e_{t-1}^{(j)}, \dots, e_{t-p}^{(j)})'$.

L'esistenza di una soluzione stazionaria unica per un modello TAR è legata all'ergodicità di quest'ultimo. Una condizione sufficiente proposta da Tong e Lim (1980) affinché il modello TAR definito dalla [11] sia ergodico è che l'autovalore massimo di $\Phi^{(j)'}\Phi^{(j)}$ sia inferiore all'unità e che $e_t^{(j)}$ abbiano distribuzioni assolutamente continue.

La rappresentazione state-space fornita dalla [11] può essere confrontata con la rappresentazione *state-space* del modello bilineare BL(p,0,p,l):

$$Y_t = \Phi\ Y_{t-1} + B\,Y_{t-1}e_{t-j} + \Theta\, e_t \qquad [12]$$
$$y_t = H'\ Y_t$$

dove

$$B = \begin{bmatrix} \beta_{1,1} & \beta_{2,1} & \dots & \beta_{p,1} \\ 0 & 0 & \dots & 0 \\ . & . & . & . \\ . & . & . & . \\ . & . & . & . \\ 0 & 0 & \dots & 0 \end{bmatrix}$$

Come si può osservare, la differenza essenziale fra le due rappresentazioni è legata alle modalità di introduzione della componente non lineare: nel caso di un modello bilineare la non linearità viene infatti incorporata introducendo un termine prodotto e_tY_t; in un modello TAR la non linearità è espressa invece in termini della relazione funzionale tra Y_t e Y_{t-d}, mentre il residuo compare ancora in modo lineare.

I modelli TAR rappresentano una valida alternativa ai modelli bilineari nel caso in cui questi ultimi siano non invertibili: tale problema non sussiste infatti per i modelli in oggetto.

Seguendo l'impostazione di Tsay (1989) la procedura per modellare un TAR consiste dei seguenti quattro passi:

1) scelta dell'ordine autoregressivo e dell'insieme dei possibili lag di soglia;
2) verifica della non linearità di soglia e, in caso positivo, scelta del parametro di ritardo;
3) per un dato valore dell'ordine autoregressivo e del parametro di ritardo, identificazione dei valori di soglia r_j;
4) raffinamento, se necessario, dell'ordine autoregressivo e dei valori di soglia.

La scelta dell'ordine autoregressivo p (Passo 1) può avvenire utilizzando ad esempio il criterio informativo di Akaike anche se alcuni autori (Tsay, 1989, Guégan, 1994) ritengono che a quest'ultimo sia da preferirsi l'analisi della funzione di autocorrelazione parziale. È noto infatti che i modelli autoregressivi di ordine elevato possono fornire un'approssimazione ragionevole ad un modello non lineare. Dal momento che il criterio basato sulla funzione di autocorrelazione parziale non penalizza, a differenza del criterio informativo di Akaike, i termini autoregressivi di ordine elevato, il suo utilizzo può risultare più adeguato.

Per quanto concerne l'insieme S dei lag di soglia, una possibile scelta, fatta a posteriori della scelta dell'ordine autoregressivo p, è rappresentata dall'insieme $\{1,..,p\}$ a cui verranno inoltre aggiunti, nel caso in cui siano presenti stagionalità nel processo, lag stagionali.

Per quanto concerne la verifica della non linearità di soglia (Passo 2) è stata proposta (Tsay, 1989) una procedura che fa uso, così come il test *portmanteau* di non linearità di Petruccelli e Davies (1986), *dell'autoregressione riordinata* e dei residui predittivi.

Per comprendere che cosa si intenda con il termine di autoregressione riordinata si consideri la seguente regressione AR(p):

$$Y_t = (1, Y_{t-1}, \ldots, Y_{t-p})\,\phi + e_t$$

essendo $t = p + 1, \ldots, n$, ϕ il vettore $(p + 1)$ di coefficienti e e_t, un *white noise,* e sia $(Y_t, 1, Y_{t-1}, \ldots, Y_{t-p})$ la "scatola" di dati per il modello AR(p). Se si opera un'autoregressione con una "scatola" riordinata in base ai valori assunti da un particolare regressore si parlerà di *autoregressione riordinata.*

Per un modello TAR la regressione riordinata diventa un utile strumento qualora sia operata sulla base dei valori assunti dalla variabile soglia: in questo modo, infatti, i dati possono essere raggruppati in modo tale che tutte le osservazioni in un gruppo seguano il medesimo modello autoregressivo.

Ad esempio nel caso di un modello TAR(2;p,d) con n osservazioni la variabile soglia Y_{t-d} può assumere i valori $(Y_h, \ldots, Y_{n-d})$ dove $h = max\{1, p + 1 - d\}$. Se π_i è l'indice temporale dell'i-esima osservazione più piccola dell'insieme $(Y_h, \ldots, Y_{n-d})$, allora il modello può essere riscritto come:

$$Y_t = \Phi^{(j)} Y_{t-1} + \Theta^{(j)} e_t^{(j)} \qquad se \quad r_{j-1} \leq Y_{t-d} < r_j \qquad [13]$$

$$y_t = H' Y_t$$

dove s è tale che $Y_{\pi_s} < r_1 \leq Y_{\pi_{s+1}}$. In questo modo le prime s osservazioni appartengono al primo regime e le rimanenti al secondo.

La motivazione che sta alla base della procedura proposta da Tsay per verificare la non linearità di soglia è relativamente semplice: si consideri, senza perdita di generalità, un modello TAR con due regimi ([13]).

Se $\hat{\phi}_v^{(1)}$ denota lo stimatore dei minimi quadrati di $\phi_v^{(1)}$ ossia dei parametri del modello AR relativamente al primo regime, è noto che, sotto opportune ipotesi, $\phi_v^{(1)}$ è uno stimatore consistente; questo implica che i residui predittivi saranno asintoticamente *white noise* ortogonali ai regressori $(Y_{\pi_i + d - v} \mid v = 1, \ldots, p)$.

Quando però l'indice i risulta maggiore a s, i residui predittivi ottenuti dalle osservazioni con indice $\Pi_{s+1} + d$ saranno distorti in quanto in $\Pi_{s+1} + d$ si verifica un cambiamento nel modello. L'ortogonalità non continua quindi a sussistere quando l'autoregressione viene operata su osservazioni appartenenti al secondo regime.

La proposta di Tsay per verificare la non linearità di soglia consiste pertanto nel regredire rispetto a ($Y_{\pi_i+d-\nu} \mid \nu = 1, \ldots, p$) i residui predittivi dell'autoregressione riordinata [13] e verificare se vi siano situazioni in cui l'ortogonalità non sussiste.

Se n è il numero di osservazioni disponibili, fissati p e d, il numero effettivo di osservazioni nelle autoregressioni riordinate è pari a (n-d-h-1). Si assuma di iniziare il procedimento ricorsivo di autoregressione con b osservazioni, cosicché si avranno a disposizione n-d-b-h-1, residui predittivi pari a:

$$\hat{e}_{\pi_i+d} = \omega_0 + \sum_{\nu=1}^{p} \omega_\nu Y_{\pi_i+d-\nu} + \varepsilon_{\pi_i+d}, \qquad [14]$$

dove $i = b + 1, \ldots, n\text{-}d\text{-}h + 1$.

Sia

$$Y_t = \Phi^{(j)} Y_{t-1} + \Theta^{(j)} e_t^{(j)} \qquad se \quad r_{j-1} \leq Y_{t-d} < r_j$$

$$y_t = H' Y_t ,$$

dove la somma è estesa a tutti i termini della [14], $\hat{\varepsilon}_{\pi_i+d}$ sono i residui dei minimi quadrati della [14], e l'argomento (p,d) sta ad indicare la dipendenza di $\hat{F}$(p,d) dalla scelta dei valori di p e d; seguendo Tsay (1989) si può assumere che $\hat{F}$(p, d) sia asintoticamente distribuita come una variabile *chi-quadrato* con $p + 1$ gradi di libertà.

La statistica $\hat{F}$(p, d) fornisce uno strumento per la verifica della non linearità di soglia; essa, inoltre, si dimostra abbastanza semplice da utilizzare e potente a livello locale anche se, essendo ignoto il numero e la localizzazione delle soglie, non esiste in generale un test di linearità di soglia uniformemente più potente.

Tale procedura viene ripetuta per ognuno dei possibili valori ipotizzati per d ($\in$ S) ottenendo quindi altrettanti valori per il test F(p,d); si pone pertanto il problema della scelta del parametro di ritardo d.

A tale proposito Tong e Lim (1980) propongono di utilizzare, una volta che siano stati scelti tutti gli altri parametri, il criterio informativo di Akaike.

Un criterio euristico alternativo proposto da Tsay (1989) si basa sulla seguente constatazione: se si ritiene necessario utilizzare un modello TAR, nella scelta di d si andrà a preferire quel valore che fornisce il risultato più significativo nel test di non linearità di soglia. Si sceglierà cioè quel valore d_p tale che:

$$\hat{F}(p, d_p) = \max_{\nu \in S} (\hat{F}(p, \nu)) \qquad [15]$$

dove il deponente p per l'indice d enfatizza la dipendenza della scelta dal valore ipotizzato per p.

Affinché il criterio sia corretto è però necessario che tutte le statistiche test $\hat{F}$(p, ν) abbiano gli stessi gradi di libertà; questo può essere assicurato scegliendo opportunamente il numero di osservazioni b per iniziare il procedimento ricorsivo. Qualora però i gradi di libertà differiscano, si potrà procedere calcolando i *p-value* delle statistiche $\hat{F}$(p, ν), selezionando successivamente quel valore di d_p corrispondente al minimo *p-value*.

Rimane ancora aperto il problema della localizzazione dei valori delle soglie r_j (Passo 3). A tale proposito un diagramma dei residui predittivi rispetto alla variabile

soglia Y_{t-d} può fornire un utile strumento per la localizzazione dei valori soglia in quanto, in corrispondenza di queste ultime, i residui predittivi saranno distorti.

Uno strumento alternativo è rappresentato dal diagramma della variabile soglia Y_{t-d} e dei *t-ratio* corrispondenti alle stime ricorsive dei coefficienti AR. Questi infatti, nel caso di una serie storica lineare, descrivono la significatività di un particolare coefficiente AR, e convergono, nel caso di significatività del coefficiente, ad un valore fissato man mano che si continua il procedimento ricorsivo. Nel caso dei modelli TAR si è visto che, raggiungendo il valore di soglia, le stime dei coefficienti AR variano e, in corrispondenza, il *t-ratio* devia, invalidando il processo di graduale convergenza.

Il punto in cui l'andamento del *t-ratio* inizia a cambiare direzione può essere pertanto identificato come il valore soglia.

Si deve però notare che la potenzialità dei diagrammi sopra descritti per la localizzazione dei valori soglia sussiste solo quando i coefficienti AR sono significativi; in caso contrario infatti i diagrammi sono generalmente non informativi.

Il raffinamento dell'ordine autoregressivo e dei valori soglia in ciascun regime (Passo 4) può essere ottenuto utilizzando il criterio informativo di Akaike (per un'applicazione si veda Tong, Lim, 1980).

Data la particolare flessibilità i TAR sono in grado di approssimare classi molto generali di processi non lineari. Infatti:

i) l'ordine autoregressivo p può essere fatto variare da regime a regime;
ii) un modello TAR(k;p,d) si riduce ad un modello autoregressivo lineare non omogeneo quando solamente le varianze σ_j^2 della variabile casuale $e_t^{(j)}$ sono differenti da regime a regime;
iii) un modello TAR si riduce ad un modello con cambiamenti di livello casuale se, per valori differenti di j, solamente i termini costanti $\phi_0^{(j)}$ sono differenti;
iv) supponendo, all'interno di ciascun regime, un modello non lineare in luogo di un modello autoregressivo, i modelli TAR possono essere generalizzati nella classe dei *modelli non lineari a soglia* introdotti da Ozaki (1982);
v) è possibile introdurre delle funzioni di lisciamento che permettono di attenuare i cambiamenti da un regime all'altro. Si parla in questo caso dei modelli STAR *(Smooth Threshold AutoRegressive models)* che, nel caso particolare in cui i regimi siano due, hanno la forma:

$$Y_t = \phi_0^{(1)} + \sum_{i=1}^{p} \phi_i^{(1)} Y_{t-i} + e_t + (\phi_0^{(2)} + \sum_{i=1}^{p} \phi_i^{(2)} Y_{t-i})\, H\left(\frac{Y_{t-d} - r}{z}\right)$$

dove H è una qualsiasi funzione continua, non decrescente e limitata (ad esempio una funzione di ripartizione), z è il parametro di lisciamento ed r la soglia. Nel caso in cui H sia una funzione logistica si otterranno i modelli LSTAR(p); se, invece, H è una funzione esponenziale si parlerà di modelli LSTAR(p) (Guégan, 1994);
vi) all'interno di ciascun regime si possono considerare modelli autoregressivi a media mobile in luogo dei più semplici modelli autoregressivi;
vii) la distribuzione di $e_t^{(j)}$, supposta generalmente gaussiana, può essere generalizzata; Guégan (1994) considera, ad esempio, il caso di una distribuzione di Cauchy.

Nonostante le notevoli potenzialità i modelli TAR non hanno avuto finora un vasto utilizzo; e questo per due motivi principali: in primo luogo perché il procedimento che porta all'identificazione del lag di soglia e alla successiva stima dei valori

soglia r_j è abbastanza difficoltoso nella pratica. Inoltre, solo recentemente è stata proposta (Tsay, 1989) una procedura di modellazione relativamente semplice e sono stati messi a punto alcuni strumenti diagnostici per la verifica di non linearità di soglia che evidenziano la necessità di utilizzare un modello TAR.

Rimangono poi prive di soluzioni alcune importanti questioni: ad esempio non è stata dimostrata l'esistenza della decomposizione di Wold per un modello TAR dal momento che non è stato ancora affrontato lo studio dei TAR in un approccio spettrale.

4. Applicazione

I dati presi in considerazione sono relativi alle concentrazioni orarie di monossido di carbonio rilevate nell'anno ecologico 1994-1995 dalla stazione di monitoraggio di Roma sita a Largo Preneste[2]. Si tratta di una stazione classificata, secondo i dettami del D.M. 1991, come stazione di tipo C, situata cioè in una zona ad elevato traffico e bassa ventilazione.

Il primo obiettivo dell'analisi è quello di individuare "categorie" emissive e meteorologiche che andranno successivamente a caratterizzare la struttura del modello di evoluzione temporale delle concentrazioni di monossido di carbonio, la cui identificazione e stima rappresenta invece il secondo obiettivo.

Come è stato ricordato nel par. 2 lo scopo delle categorie è quello di ripartire la serie di dati originaria in sottogruppi omogenei nei confronti rispettivamente di fenomeni emissivi e meteorologici che caratterizzano fortemente il livello e l'evoluzione dell'inquinamento atmosferico. In questo modo è possibile innanzitutto tener conto della non stazionarietà dei fenomeni meteorologici ed inoltre semplificare il problema della stima del modello evolutivo.

Per quanto riguarda le categorie emissive, una cluster analysis porta ad ottenere risultati che sono concordi alle proposte che si trovano frequentemente nella letteratura; più precisamente si giunge ad una dicotomizzazione dei giorni della settimana in giorni feriali (lunedì, martedì, mercoledì e giovedì) e giorni semifestivi e festivi (venerdì, sabato e domenica). Questo raggruppamento porta a distinguere i differenti comportamenti delle emissioni dovute al traffico autoveicolare che, nel caso in oggetto, rappresenta la principale fonte di inquinamento da monossido di carbonio.

La procedura seguita per l'individuazione delle categorie meteorologiche si discosta dalla pratica comunemente utilizzata da molti lavori presenti nella letteratura. Generalmente, infatti, per la definizione delle categorie meteorologiche vengono considerate variabili quali la velocità del vento, per ripartire ad esempio i giorni analizzati in "calmi" e "ventosi", oppure la quantità di pioggia caduta, o ancora la temperatura, in modo tale da classificare i giorni tenendo conto della maggiore o minore propensione a fenomeni fotochimici. Pur essendo noto che l'altezza di inversione termica ha un forte potere esplicativo dei fenomeni di inquinamento atmosferico, la scarsa disponibilità di informazioni ne limita l'uso. Si ricorda, infatti, che per l'intero territorio nazionale esistono solamente tre punti di misurazione dell'altezza di inversione termica, posti tra l'altro lontano dalle stazioni di monitoraggio della qualità dell'aria. La limitata rappresentatività spaziale dei dati

---

[2] Si ringrazia il P.M.P. di Roma per aver messo a disposizione i dati analizzati. Eventuali errori nelle analisi sono da attribuirsi alle autrici.

non consente pertanto l'uso integrato delle due fonti. Cionondimeno è unanimemente riconosciuta la necessità di disporre di informazioni circa l'altezza di inversione termica al fine di caratterizzare in modo più preciso il modello evolutivo delle concentrazioni di monossido di carbonio.

La dinamica della massa inquinante è, infatti, strettamente legata alle fluttuazioni e alle modificazioni dell'ambiente atmosferico che rimane definito dallo strato limite della troposfera, il cui spessore è variabile in funzione del profilo della crosta terrestre, dalle intensità delle correnti aeree e dalle condizioni di equilibrio dell'atmosfera. Con riferimento a queste ultime si distinguono due situazioni particolari: una di *instabilità* ed una di *stabilità* atmosferica. La prima, caratterizzata da un'altezza di inversione termica elevata, è una situazione meteorologica che tende a favorire i moti verticali delle particelle d'aria, cioè il rimescolamento, la dispersione e la diluizione dei contaminanti. Una condizione di stabilità atmosferica, invece, impedisce questi movimenti portando all'accumulo ed alla concentrazione degli inquinanti nel luogo in cui sono stati prodotti. In tale situazione si riscontra un valore relativamente basso dell'altezza di inversione termica. Il forte potere esplicativo che ha tale variabile nei confronti dei fenomeni inquinanti in atmosfera giustifica i tentativi di identificare una sua variabile proxi, misurabile a partire dalla base dati attualmente disponibile.

Studi empirici condotti con il supporto di alcuni risultati di fisica dell'atmosfera[3] suggeriscono che il coefficiente di correlazione lineare giornaliero (ρ) tra le concentrazioni orarie di ozono e biossido di azoto può fornire una valida risposta al problema. In condizioni di instabilità atmosferica infatti il biossido di azoto e l'ozono sono legati da un processo di rimozione del primo a scapito del secondo; questo tipo di legame si attenua invece in condizioni di stabilità atmosferica dal momento che intervengono altri processi che vanno a modificare il perfetto legame di formazione-rimozione. La forza del legame fra concentrazioni di biossido di azoto e ozono può dunque fornire un'utile informazione circa lo stato dell'atmosfera.

Le categorie in base alle quali sarà caratterizzato il modello evolutivo sono presentate nella Tabella 1 in cui sono riportate tra l'altro anche le percentuali di accadimento degli scenari meteo-emissivi identificati nel periodo analizzato.

Tab. 1 – Categorie emissive e meteorologiche proposte per la caratterizzazione del modello evolutivo e percentuali di accadimento degli scenari meteo-emissivi identificati nel periodo analizzato. (Anno ecologico 1994-95, Roma-Largo Preneste)

Scenari meteo-emissivi	$-\leq\rho\leq-0.6$ Instabilità atmosferica	$-\leq\rho\leq-0.2$ Stabilità atmosferica
Giorni feriali	39%	18%
Giorni semi-festivi e festivi	28%	15%

Com'è evidenziato dalle Figure 1 e 2, in cui viene riportato l'andamento orario delle concentrazioni di monossido di carbonio in un giorno feriale tipo rispettivamente in condizioni di instabilità atmosferica ($-1\leq\rho\leq-0.6$) e stabilità atmosferica ($-0.6<\rho\leq0.2$), le concentrazioni di monossido di carbonio si differen-

[3] Si ringrazia il Dott. A. Febo del C.N.R. per i preziosi suggerimenti.

ziano non solo per il livello ma anche per la struttura dell'evoluzione dinamica. Nei giorni feriali con condizioni atmosferiche instabili i livelli di inquinamento da monossido di carbonio sono infatti relativamente più bassi e l'evoluzione temporale segue molto bene l'andamento del traffico autoveicolare. Si notino infatti i due picchi giornalieri in corrispondenza delle ore di punta del traffico. I fenomeni dispersivi mantengono quindi l'inquinamento su livelli mediamente più bassi e

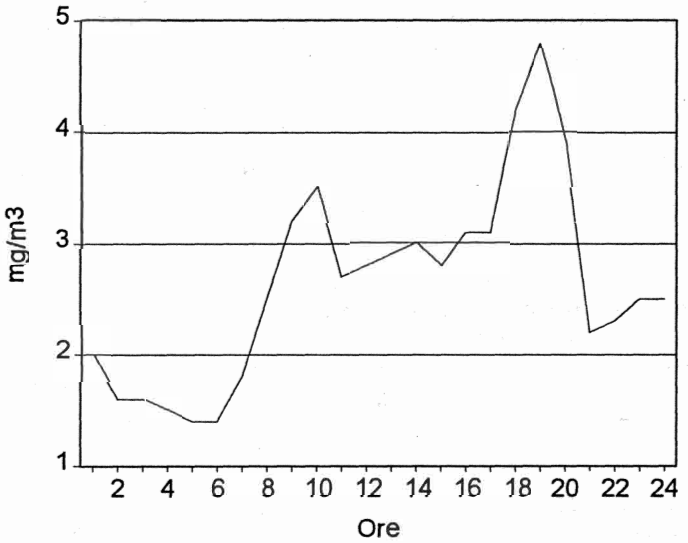


Fig. 1 – Andamento orario del monossido di carbonio in un giorno feriale "tipo" in condizioni di instabilità atmosferica (Roma-Largo Preneste)

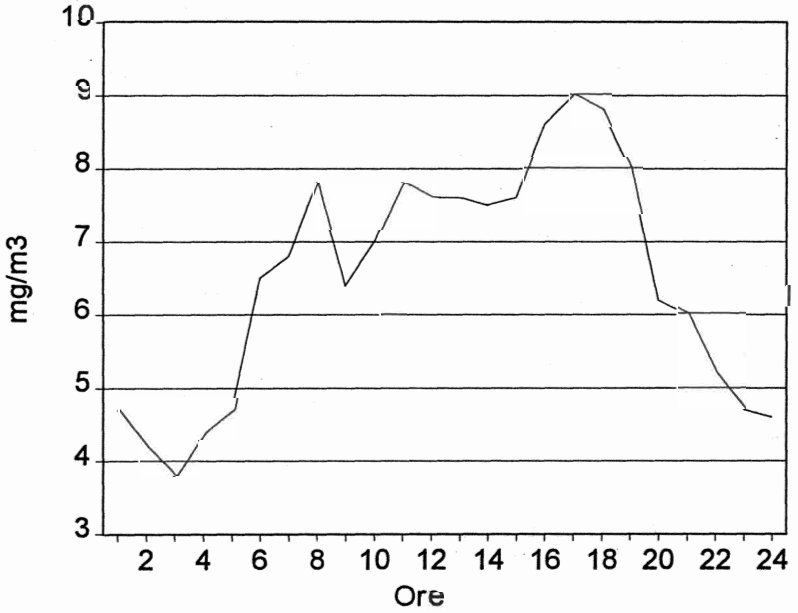


Fig. 2 – Andamento orario del monossido di carbonio in un giorno feriale "tipo" in condizioni di stabilità atmosferica (Roma-Largo Preneste)

rendono più evidente la dipendenza delle concentrazioni inquinanti dalle emissioni autoveicolari.

Questo non si può dire nel secondo caso: in condizioni atmosferiche stabili, il livello di inquinamento da monossido di carbonio è infatti mediamente più alto e risulta inoltre meno chiaro il legame di causa-effetto fra intensità autoveicolare e concentrazione inquinante, "confuso" dalla situazione di forte accumulo di inquinanti.

All'interno della classe di modelli ARIMA a scatola grigia quello che fornisce le prestazioni migliori in termini di varianza spiegata e correlazione valore vero-valore stimato risulta il seguente:

- *giorni feriali con instabilità oppure stabilità atmosferica:* ARIMA(8,24, 1);
- *giorni semi-festivi o festivi con instabilità oppure stabilità atmosferica:* ARIMA(1 ,24, 1).

Tab. 2 – Confronto delle prestazioni di tre modelli, rispettivamente ARIMA Classico, ARIMA a scatola grigia e ARIMA a scatola grigia con componente bilineare (Anno ecologico 1994-95, Roma-Largo Preneste)

Modello	Correlazione Vero-stimato	Varianza Spiegata (percentuale)
ARIMA classico	0.68	51%
ARIMA a scatola grigia	0.79	69%
BILINEARE a scatola grigia	0.83	71%

Mettendo a confronto le performance del modello ARIMA classico e di quello *a scatola grigia* risulta evidente il miglioramento, peraltro atteso, ottenibile. Il modello ARIMA *a scatola grigia,* infatti, modificando i parametri al variare della categoria meteo-emissiva, si adatta più velocemente a variazioni di stato del sistema permettendo quindi una stima più fedele delle concentrazioni, in special modo dei livelli più alti (episodi critici).

L'inserimento, suggerito dal test LM dei moltiplicatori di Lagrange, di una componente bilineare nel modello ARIMA *a scatola grigia* identificato porta ad un ulteriore miglioramento della performance. La Tabella 2 mette a confronto le prestazioni dei differenti modelli evidenziando inoltre il contributo esplicativo della componente bilineare.

Quest'ultima infatti, essendo in grado di spiegare allontanamenti improvvisi dal livello medio stazionario, permette di ottenere una stima più fedele dei livelli di concentrazione.

Dallo *scatterplot* delle concentrazioni rilevate e stimate con il modello bilineare *a scatola grigia* (Fig. 3) è immediato osservare come i punti si dispongano in prossimità della retta corrispondente alla stima perfetta. Si noti inoltre come il modello identificato fornisca buone prestazioni anche per la stima dei livelli più elevati di monossido di carbonio (episodi critici).

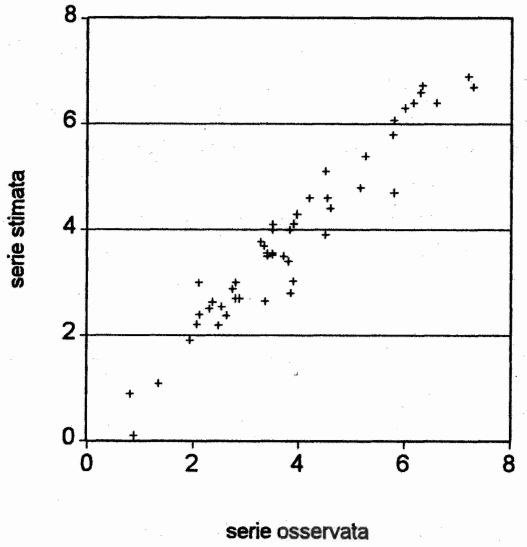


Fig. 3 – Scatterplot delle concentrazioni medie orarie di monossido di carbonio osservate e stimate con un modello bilineare a scatola grigia (Roma-Largo Preneste)

5. Conclusioni

I modelli presentati dimostrano buone potenzialità a livello descrittivo e previsivo dei fenomeni di inquinamento atmosferico. La proposta che emerge dallo studio condotto è quella di utilizzare tali modelli per la predisposizione di interventi politico-amministrativi. Le informazioni fornite consentono di intervenire immediatamente per il risamento di situazioni critiche e, se utilizzate a livello previsivo, facilitano la predisposizione, o l'eventuale modifica, di interventi programmati.

Le analisi realizzate portano a preferire l'utilizzo di modelli non lineari unitamente all'impiego di variabili esogene introdotte implicitamente nella struttura. L'introduzione di componenti non lineari consente, infatti, di spiegare allontamenti improvvisi da livelli medi stazionari tipici delle serie di concentrazioni di inquinanti; l'inserimento di componenti esogene assolve, inoltre, al duplice obiettivo di agevolare la stima del modello e migliorarne le prestazioni. In particolare, la considerazione di classi di stabilità atmosferiche consente di eliminare effetti di disturbo determinati da variabili meteorologiche.

Ulteriori estensioni delle analisi realizzate potrebbero considerare tutte le tipologie di stazioni di monitoraggio ed altri inquinanti. Si presume che per altre tipologie di stazioni, ad esempio una stazione di tipo A, il modello potrebbe non presentare la componente autoregressiva di ottavo ordine che trova spiegazione, in un giorno feriale, nell'andamento ciclico del traffico autoveicolare, tipico in una stazione di tipo C. Inoltre, l'analisi delle concentrazioni di altri inquinanti potrebbe portare alla identificazione di un diverso modello non lineare.

Riferimenti bibliografici

AKAIKE H. (1974) "Markovian representation of stochastic processes and its application to the analysis of autoregressive moving average process", *Ann. al of Institute of Inst. Statistical Mathematics* 26, pp. 363-387.

BOX G.E.P., JENKINS G.M. (1976) *"Time Series Analysis, Forecasting and Control"*, Holden-Day, San Francisco.

CAMMARROTA M. (1996) "Modelli bilineari e filtro di Kalman", Tesi di dottorato, Università degli Studi di Bari.

DAVIS M.H.A., VINTER R.B. (1985) *"Stochastic Modelling and Control"*, Chapman and Hall.

FINZI G., BRUSASCA G. (1991) *"La qualità dell'aria. Modelli previsionali e gestionali"*, Masson s.p.a., Milano.

FINZI G., GARCÌA R., HERNÀNDEZ E. (1983) "The SO_2 pollution in Madrid II - A comparison between two stochastic models for real time forecast purposes", *Il Nuovo Cimento*, 6C, 6, pp. 605-617.

GRANGER C.W.J., ANDERSEN A.P. (1978) *"An Introduction to Bilinear Time Series Model"*, Vanderhoeck and Ruprecht, Gottingen.

GUÉGAN D., (1994) *"Séries Chronologiques non Linéaires à Temps Discret"*, Ed. Economica, Parigi.

GUÉGAN D., PHAM D.T. (1989) "A note on the estimation of the parameters of the diagonal bilinear model by the method of least squares", *Scandinavian Journal of Statistics*, 16, pp. 129-136.

HAGGAN, V., OZAKI, T. (1981) "Modelling nonlinear random vibrations using an amplitude-dependent autoregressive time series model", *Biometrika*, 68, 1, pp. 189-196.

LIU J. (1989) "A simple condition for the existence of some stationary bilinear time series", *Journal of Time Series Analysis*, vol. 10, pp. 33-39.

LIU J. (1990) "A note on causality and invertibility of a general bilinear time series model", Adv. *Applied Probability*, 22, pp. 247-250.

LIU J., Brockwell P.J. (1988) "On the general bilinear tme series models", *Journal of Applied Probability*, 25, pp. 553-564.

LJUNG L., SÖDERSTRÖM T. (1983) *"Theory and Practice of Recursive Identification"*, MIT Press, New York.

MCCOLLISTER, G.M., WILSON, K.R. (1975) "Linear stochastic models for forecasting daily maxima and hourly concentrations of air pollutants", *Atmospheric Envinronment, 9*, pp. 417-423.

OZAKI, T. (1985) "Non-linear time series models for dynamical systems", in *Handbook of Statistics*, eds. E.J. Hannan, P.R. Krishnaiak, M.M. Rao, vol. 5, North-Holland, Amsterdam.

PETRUCCELLI, J., DAVIES N. (1986), "A Portmanteau Test for Self-Exciting Threshold Autoregressive-Type Nonlinearity in Time Series", *Biometrika*, 73, pp. 687-694.

PHAM D.T. (1985) "Bilinear markovian representation and bilinear models", *Stochastic Processes and their Applications*, 20, pp. 295-306.

PHAM D.T. (1986) "The mixing property of bilinear and generalised random coefficient autoregressive models", *Stochastic Processes and their Applications*, 23, pp. 291-300.

PHAM T.D., TRAN L.T. (1981) "On the first order bilinear time series model", *Journal of Applied Probability*, 18, pp. 617-627.

PICCOLO D. (1994) "Tipologie di modelli statistici dinamici per il monitoraggio ambientale", Giornata di studio su: statistica ed ambiente, 7 maggio 1994, Dipartimento di Scienze Economiche, Gestionali e Sociali, Facoltà di Economia, Campobasso, Università degli Studi del Molise.

PRIESTLEY, M.B. (1988), *Non Linear and Non Stationary Time Series Analysis,* Academic Press, London.

SAIKKONEN P., LUUKKONEN R. (1988) "Lagrange multiplier tests for testing non-linearities in time series models", *Scandinavian Journal of Statistics,* 15, pp. 55-68.

SUBBA RAO T. (1981) "On the theory of bilinear time series models", *Journal of Royal Statistical Society",* B 43, pp. 244-255.

SUBBA RAO T., Gabr M.M. (1984) "An introduction to Bispectral Analysis and Bilinear Time Series Models *Lecture Notes in Statistics,* 24, Springer Verlag.

TIAO, G.C., BOX, G.E.P., HAMMING, W.J. (1975) "A statistical analysis of the Los Angeles ambient carbon monoxide data 1955-1972", *Journal of Air Pollution Control Association,* 25, pp. 1129-1136.

TONG, H., LIM, K.S. (1980), "Threshold autoregression, Limit Cycles and Cyclical Data", *Journal of the Royal Statistical Society,* Series B, 42, pp. 245-292.

TSAY R. S., (1989) "Testing and modelling threshold autoregressive processes", *Journal of the American Statistical Association,* 84, pp. 231-240.

INDICI SINTETICI DI QUALITÀ DI UNA RISORSA AMBIENTALE*

Claudio Agostinelli, Claudio Capiluppi, Luigi Fabbris

Dipartimento di Scienze Statistiche, Università degli Studi di Padova

1. Indici ambientali sintetici

Un indice ambientale è una funzione descrittiva di un fenomeno ambientale che associa un numero reale finito o una modalità ordinale ad un particolare stato del fenomeno.

I fenomeni ambientali sono complessi, ossia multidimensionali, ed estremamente mutevoli nel tempo e nello spazio. Tra i fenomeni ambientali, assumono un particolare rilievo sociale quelli connessi all'inquinamento delle risorse naturali. Questi possono essere rappresentati mediante sofisticati sistemi di equazioni o sommarie descrizioni.

Per quanto sia interessante conoscere l'entità dell'alterazione subita dall'ambiente rispetto al suo stato "normale", è di fondamentale importanza rapportare l'inquinamento al danno che può determinarsi in chi ne viene a contatto. Così, misurare il degrado di una risorsa ambientale significa determinarne il probabile effetto di breve o di lungo periodo sui destinatari. Per esempio, se si vuole valutare l'acqua per la potabilità o la balneabilità, i destinatari sono idealmente gli stessi ma i requisiti qualitativi saranno differenti; se la si vuole valutare per la piscicoltura o la molluschicoltura, i destinatari immediati nella catena alimentare sono le varie specie di pesci o molluschi da allevamento e quelli finali sono i consumatori; se la si vuole valutare per l'irrigazione in agricoltura o invece per il raffreddamento di impianti industriali, i requisiti saranno ancora diversi.

Il principio del probabile danno su popolazioni obiettivo sta alla base dei criteri suggeriti ai Paesi membri dalla Commissione e dal Consiglio delle Comunità europee per la valutazione della qualità delle risorse naturali. Si tratta di standard acquisiti, con adattamenti, da studi dell'Organizzazione Mondiale della Sanità e dell'Organizzazione Europea per la Cooperazione e lo Sviluppo. Queste due organizzazioni determinano gli standard nei modi più vari, che vanno dalla sperimentazione in ambito ecologico, all'analisi autoptica, all'osservazione di correlazioni tra livelli di inquinamento e danni alla salute, alla raccolta di pareri di esperti.

La sperimentazione non è in genere applicabile per motivi etici alla ricerca sugli effetti che gli inquinanti hanno sull'uomo. D'altronde, l'osservazione di correlazioni

---

* La presente nota è risultato di un lungo lavoro di ricerca comune dei tre autori. La stesura è stata comunque curata, anche in ragione delle competenze, in modo distinto: L. Fabbris ha curato i par. 1 e 2, C. Agostinelli i par. 3, 4 e 5, e C. Capiluppi i par. 6 e 7.

tra certi livelli di inquinamento e l'insorgenza di malattie nell'uomo[1] non permette di valutare la rilevanza di durate e intensità di esposizione variabili, né di inferire le possibili conseguenze di lungo periodo, né l'effetto causale dell'interazione tra inquinanti nonché tra questi e le condizioni dell'ambiente sociale e naturale.

Il metodo su cui si ripiega per ottenere indicazioni indirette sugli effetti dell'inquinamento è la mediazione di pareri di esperti, metodo noto come Delphi (Dalkey *et al.*, 1969). Ordinariamente,

1) si chiede ad un gruppo di esperti di indicare la gradazione del danno che può conseguire al contatto con un inquinante ad una determinata concentrazione,
2) le indicazioni di ciascun esperto si rappresentano graficamente sul piano definito dal livello dell'inquinamento e dal danno atteso; la serie di punti permetterà di tracciare una curva, anche discontinua, di dose-danno, detta anche curva di calibrazione,
3) mediando le curve dei diversi esperti, si ottiene una stima della curva relazionale tra dose e danno dell'inquinamento.

Il passo successivo alla rappresentazione grafica della relazione mediata tra dose ed effetto è la ricerca di una funzione matematica che descriva la relazione con pochi parametri significativi[2] (Capiluppi e Agostinelli, 1995). Nel paragrafo 5 si presentano gli esiti di uno studio su alcune curve dose-danno tipiche.

Per esprimere un giudizio compiuto sulla qualità di una risorsa, dopo aver precisato gli obiettivi di utilizzazione della risorsa, si rende necessario

a) identificare aspetti misurabili del fenomeno inquinante, al fine di tradurre lo stato della risorsa in valori, o in posizioni ordinali, valutabili singolarmente in rapporto al danno atteso dall'utilizzazione della risorsa,
b) ridurre ad una espressione di sintesi, quantitativa o ordinale, il rischio di conseguenze negative dell'utilizzo della risorsa per l'obiettivo stabilito; se, invece che in rapporto all'impiego, si vuole valutare l'efficacia di un intervento a rimedio del degrado della risorsa, si stabilirà una relazione tra il livello del rischio atteso e il costo da sostenere per portarlo a quel livello,
c) stabilire il grado di attendibilità delle stime singole o sintetiche del danno atteso dalla utilizzazione della risorsa con dati livelli di compromissione.

La specificazione degli obiettivi di utilizzazione della risorsa è compito del politico; il passaggio dalla identificazione dei fenomeni rilevanti, la determinazione delle variabili da osservare, la traduzione delle variabili che misurano l'inquinamento in espressioni di danno, singole o sintetiche, sono acquisite dal concorso delle competenze di esperti ecologi, biologi, epidemiologi o economisti ambientali, in genere di studiosi di discipline ambientali. Nel presente lavoro, ci si propone di sviluppare la tematica dell'attendibilità statistica di espressioni della qualità di una risorsa ambientale determinate nel modo descritto nel paragrafo 2.

---

[1] Le esperienze di misura della correlazione tra livelli di inquinamento e insorgenza di certe malattie sono numerose.

[2] Alcuni studiosi (Raggi e Barbiroli, 1992) considerano competitive le due metodiche di determinazione della relazione dose-danno, il metodo Delphi e la definizione di funzioni matematiche, che qui si considerano in sequenza. La possibilità di saltare le indicazioni degli esperti è logicamente possibile se chi sceglie le funzioni matematiche ha adeguate informazioni sulla forma della relazione.

2. Indici di qualità di una risorsa ambientale

Le proposte metodologiche per la trasformazione delle misure di inquinamento in espressioni di danno e per la successiva sintesi in espressioni globali di qualità di una risorsa sono numerose e piuttosto eterogenee. Tra gli indici proposti per la misura della qualità dell'acqua si individuano:

- l'indice di qualità globale elaborato da Brown *et al.* (1970) con il supporto della fondazione NSF (*National Sanitation Foundation*) basato su un insieme circoscritto di indicatori fisici, chimici e biologici individuati da un gruppo di 142 esperti; gli stessi esperti hanno anche definito il criterio di trasformazione degli indicatori di inquinamento in valori di danno presunto per l'uomo; la funzione di aggregazione e il sistema di pesi sono stati determinati dai ricercatori che hanno proposto l'indice secondo propri convincimenti. Analoghi quanto ad obiettivi e procedimenti seguiti nella determinazione sono gli indici denominati GLNI *(Great Lakes Nearshore Index*, cfr. Steinhart *et al.*, 1982; Schierow e Chesters, 1988) e *Chemical Index* (Scottish Development Department, 1976; Bolton *et al.*, 1978); gli indicatori di inquinamento sono parzialmente diversi ma ugualmente soggettivi sono invece i criteri di conversione dell'inquinamento in rischio di danno all'uomo e di combinazione dei rischi singoli in un'unica espressione di rischio;
- un indice sintetico basato sui superamenti delle soglie di legge di un insieme selezionato di parametri; Fabbris e Innocenti (1995) propongono un indice detto FPI (*Flexible water Pollution Index*) che combina il valor medio di un insieme di parametri di gravità dell'inquinamento, standardizzati e ponderati, con il massimo valore della gravità. La combinazione della media con il massimo descrive il livello della qualità dell'acqua corretta per un fattore proporzionale alla variabilità spazio-temporale dell'inquinamento;
- un indice, detto *Biotic Index* (sviluppato per la misura della qualità delle acque dolci in Belgio, cfr. De Pauw e VanHooren, 1983), composto soltanto da indicatori biologici, ossia dalla presenza di microrganismi nell'acqua: la quantità di ciascun gruppo faunistico presente in campioni d'acqua viene legata ad un valore di qualità e, sulla base di una apposita scala di presenza, si determina il valore dell'indice;
- i vari indici proposti con una comune procedura da House e Ellis (1987), House e Newsome (1989), House (1989) per misurare la qualità delle acque destinate al prelievo per usi potabili (*PWSI-Potable Water Supply Index*), per la vita acquatica (*ATI-Acquatic Toxicity Index*), per valutare la presenza nell'acqua di sostanze tossiche o che ne alterino il gusto tanto da renderla inadatta al consumo (*PSI-Potable Sapidity Index*) e uno di sintesi per la valutazione globale della qualità; secondo gli Autori, questi indici hanno rilevanza anche per il calcolo di eventuali correlazioni tra i benefici connessi a programmi di gestione delle acque e i costi richiesti per la loro realizzazione.

Numerosi sono pure gli indici sintetici per la valutazione della qualità dell'aria. Le differenze tra indici riguardano l'ambito di applicabilità (urbano, extraurbano, industriale), i criteri di trasformazione dei livelli di inquinamento in possibili effetti e quelli di combinazione dei valori trasformati.

Gli antesignani degli indici sintetici della qualità dell'aria sono stati studiati per determinare l'inquinamento relativo a regioni metropolitane. Tra questi, si possono citare gli indici:

- MURC (*Measure of Undesirable Respirable Contaminants*) basato sulla concentrazione di particelle sospese nell'aria (M.U.R.C., 1968; Sanderson, 1977); CPI

(*Combustion Product Index*) basato sulla quantità di carburante bruciato e sul volume della ventilazione sopra una data area (Rich, 1967); AQI (*Air Quality Index*) basato sulla media aritmetica ponderata di 5 indicatori di inquinamento e delle condizioni meteorologiche; PINDEX (*Pollution Index*) e ORAQI (*Oak Ridge Air Quality Index*) che considerano, oltre a 5 inquinanti atmosferici presi singolarmente, anche l'interazione sinergica tra due di questi[3] (Babcock, 1970; Babcock e Nagda, 1972).

Gli indici più moderni riguardano sia l'inquinamento di intere regioni, sia l'inquinamento da emissioni industriali:

- uno di questi indici, applicato in Canada, è denominato EQI (*Environmental Quality Index*), ed è una media di tre sub-indici calcolati per le aree metropolitane, per le aree extraurbane e per le emissioni industriali. Mentre quello per le aree urbane segue la corrente principale degli indici sintetici dinanzi enunciati, quello per zone extraurbane è basato sulla visibilità negli aeroporti e nelle stazioni artiche e quello delle emissioni industriali è basato sull'entità delle emissioni di due inquinanti sopra la zona considerata rapportate alla popolazione residente nella zona (Inhaber, 1975, 1978);
- un indice di una nuova proposta (Lorigiola, 1995), simile all'EQI, per la misura della qualità dell'aria su un'area composta da più strati territoriali. L'indice, denominato HERA (*Health Expected Risk due to Air pollution*) ipotizza che il peso dei vari strati nella composizione dell'indice sia proporzionale al numero di persone che abitano nello strato e all'indice di attrazione per lavoro o studio dello strato stesso;
- un indice analogo impiegato negli USA per la redazione dei rapporti annuali sullo stato dell'ambiente è il PSI (*Pollutant Standard Index*), ottenuto per combinazione di 6 indicatori d'inquinamento atmosferico, tra i quali anche l'interazione tra due inquinanti (Thom e Ott, 1975, 1976; Ott, 1978).

3. Criteri di definizione di indici ambientali

Accomuna tutti gli indici, sia quelli proposti per la misura della qualità dell'aria che delle acque, il processo definitorio. Si tratta di un processo iterativo che, secondo lo schema proposto da Fraire (1989) riportato in Fig. 1, ad ogni ciclo implica:

a) *la definizione del fenomeno che costituisce obiettivo di ricerca.* Può, di volta in volta, trattarsi della valutazione del disequilibrio naturale in quanto tale, dell'effetto di certo inquinamento sulla salute umana, sull'ecosistema, sulle abitazioni o sui monumenti, del rischio di un'opera pubblica o di un'attività produttiva per l'ambiente naturale o per il clima *etc.*;
b) *la definizione degli aspetti rilevanti del fenomeno-obiettivo.* Si tratta, in un certo senso, di stabilire uno o più angoli ideali dai quali inferire sul fenomeno. I pochi esempi dinanzi riportati fanno capire come la cultura, le condizioni climatiche e

[3] I due inquinanti di cui si considera l'interazione negli indici PINDEX, ORAQI e PSI sono il biossido di zolfo e le particelle sospese. La sinergia è così spiegata da Collings (1965): "La maggior parte del biossido di zolfo inalato si ferma nel naso e nella gola e nel giro di un mese viene rimosso, così che solo una piccola parte entra nei bronchi e nei polmoni. Ma se nell'ambiente, oltre al biossido di zolfo, è presente una certa concentrazione di particelle sospese, queste assorbono il biossido di zolfo portandolo nell'apparato respiratorio, dove si producono irritazioni e danni ben maggiori".

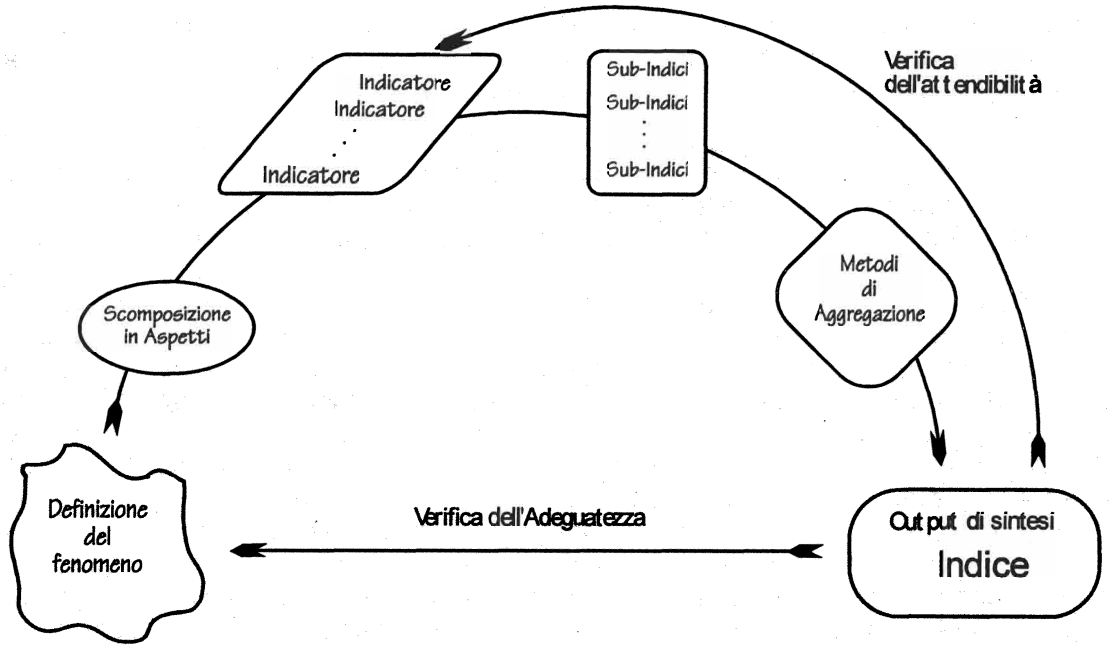


Fig. 1 – Schema di definizione di un indice ambientale (Fraire, 1989)

naturali dell'area, nonché le propensioni "ideologiche" dei ricercatori possano far scaturire approcci completamente diversi, per esempio utilizzando indicatori indiretti (tra gli altri, quelli biologici) piuttosto che diretti (chimici e/o fisici) nel valutare la pericolosità di inquinanti nell'acqua, oppure puntando ad individuare il tipo di inquinamento atmosferico che ha effetti acuti immediati sulla salute umana (tra gli altri, i gas di scarico) rispetto a quello che può, alterando l'equilibrio naturale (la temperatura, l'ozono) o entrando nella catena alimentare, compromettere la salute in modo irreversibile seppure in tempi differiti o causare addirittura danni biologici;

c) *la individuazione di un insieme adeguato di variabili, o indicatori, idonee a rappresentare gli aspetti definiti.* Le variabili sono osservabili, nel senso che è possibile procedere alla rilevazione di dati mediante una opportuna strumentazione. È quindi evidente che i criteri della economicità e della informatività della misurazione dovranno sovrintendere alla individuazione delle variabili rappresentative;

d) *la trasformazione dei valori osservati in valori rappresentabili su una scala unica.* È questa la fase di passaggio da indicatori di inquinamento a indicatori di probabile danno dove si fa ordinariamente ricorso al parere di esperti. Il possibile danno è la scala comune a tutti gli indicatori di inquinamento. Considerato che ogni valore trasformato è di per sé un indicatore finale, si denomina la variabile trasformata, "sub-indice" dell'indice aggregato;

e) *la combinazione dei sub-indici in un indice sintetico, espressione globale del fenomeno osservato.* Per la combinazione dei valori elementari si ricorre ad una espressione per il calcolo di un valore opportuno nel dominio di quelli trasformati (può, secondo l'obiettivo, trattarsi di un valore mediato ovvero del valore minimo o massimo della serie ordinata dei valori). Quando la combinazione dei valori implica la loro mediazione, si associano dei pesi ai sub-indici. Siccome il peso di un sub-indice denota la sua importanza rispetto all'obiettivo definito, si fa

ancora una volta ricorso al parere di esperti. Un'alternativa drastica per la determinazione del peso è una stima del possibile danno alle persone data dalla numerosità della popolazione residente nell'area.

Gli indici così costruiti possono essere utilizzati sia a fini operativi, ossia per intervenire non appena si realizzi o stia per realizzarsi una condizione di allarme per la popolazione, sia a fini di documentazione statistica, ossia per esprimere valutazioni di lungo periodo o di tipo comparativo tra corsi o bacini d'acqua o zone diverse.

Per quanto riguarda gli interventi, ogni ente preposto a tale incombenza può adottare il sensore che ritiene più congruo per attivare le procedure a sanatoria e ottenere il necessario consenso della popolazione. Però, la traduzione dello stato delle risorse in possibili "impatti" è una forma di trasparenza che favorisce l'attuazione delle azioni correttive e, nel tempo, permette di affinare le scale di rischio tenendo conto di caratteristiche finora ignorate, come l'effetto dei picchi e della durata dell'esposizione all'inquinamento, o l'interazione del possibile danno con le condizioni al contorno (pressione atmosferica, velocità della corrente etc.).

Tra gli altri, l'indice PSI rende espliciti, a fianco dei valori dell'indice, gli effetti generali attesi sulla salute pubblica e le misure precauzionali. Per esempio, un valore dell'indice doppio dello standard denota insalubrità e può accompagnarsi ad un lieve aggravamento dei sintomi nei soggetti sensibili e irritazioni nei soggetti sani, e così via fino ad un valore quintuplo dello standard che può provocare anche decessi nei malati e negli anziani (CEQ, 1976; EPA, 1976). Queste specificazioni rendono verificabili negli effetti le misure precauzionali assunte individualmente e i provvedimenti pubblici attuati.

4. Le funzioni di trasformazione di indicatori in sub-indici

Una funzione di trasformazione di un indicatore ambientale in un indice di danno (o di qualità), riferito alla salute umana o ad altro obiettivo di salvaguardia ambientale, è una relazione che associa a ciascuna modalità dell'indicatore un valore del danno che si ritiene debba conseguire all'esposizione a quelle condizioni ambientali[4]

$$\text{indicatore} \xrightarrow{\mathfrak{R}} \text{indice di danno}$$

dove $\mathfrak{R}$ indica una qualsiasi corrispondenza istituita tra i domini dei due oggetti.

La relazione $\mathfrak{R}$ è standardizzata, nel senso che il valore dell'indice di danno è riportato (in genere) all'intervallo [0-100], qualunque sia l'unità di misura dell'indicatore. Il valore 0 indica il danno minimo e 100 il danno massimo, ad esempio la morte dell'individuo esposto se l'indice è riferito alla salute umana. Viene quindi esclusa la possibilità di indicare effetti benefici, almeno nel caso che si tratti di un indice di danno; il contrario avviene se si tratta di un indice di qualità (non-danno).

Come si è detto, relazioni di questo genere sono spesso costruite con il metodo Delphi. Se gli indicatori e gli indici corrispondenti sono definiti quantitativamente è possibile descrivere la corrispondenza $\mathfrak{R}$ mediante curve di trasformazione dose-effetto, che vengono solitamente tracciate interpolando a mano le risposte degli esperti interpellati.

---

[4] Il danno presunto è valutato in relazione all'obiettivo dell'indice, dopo aver esplicitato destinatari e orizzonte temporale di riferimento.

La relazione spesso è monotòna, crescente o decrescente, e può presentare due soglie caratteristiche[5]:

- la soglia minima, al di sotto della quale non si ha effetto percettibile di danno,
- il livello di saturazione, al di sopra del quale tutti i valori sono considerati equivalenti in quanto provocano lo stesso livello di danno.

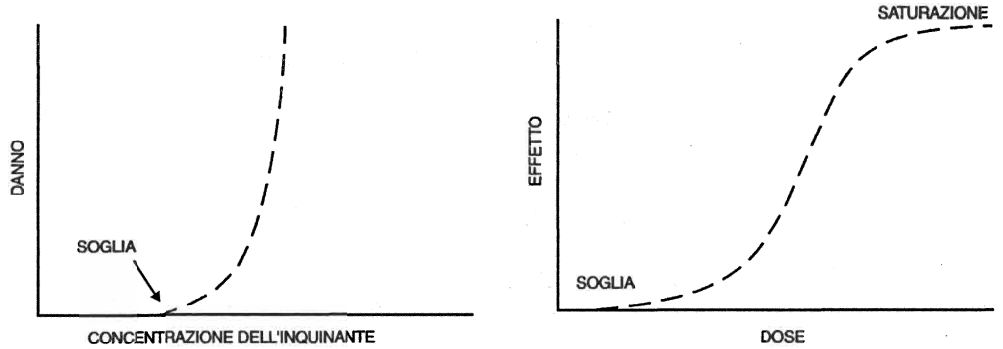


Fig. 2 – Funzioni di trasformazione dose-danno

Il passaggio da curve empiriche disegnate manualmente a funzioni di trasformazione analitiche che descrivono la relazione matematicamente, segna un progresso nel processo di formalizzazione di questo tipo di strumento. Le prime applicazioni hanno visto l'impiego di funzioni lineari, tuttavia se si considerano "valore guida" la soglia minima di dose, e "valore limite" la soglia di saturazione, è plausibile che nel tratto intermedio tra i due valori il danno associato si allontani dal minimo e si avvicini al massimo con gradualità, e solo nel tratto intermedio abbia un andamento lineare. Le funzioni rappresentate nella Fig. 2 hanno certamente un andamento più realistico di qualsiasi funzione lineare; le concentrazioni a ridosso del valore limite superiore vanno considerate come portatrici di maggior rischio di quanto non indicherebbe la mera linearità[6].

La forma più generale di funzione analitica utilizzabile per descrivere una relazione dose-danno è quella non lineare a tratti. Se si indica con Y il sub-indice e con X l'indicatore di qualità corrispondente, la funzione a tratti è esprimibile come

$$Y = \Re(X) = \begin{cases} f_1(X) & \text{per} \quad X_0 \leq X \leq X_1 \\ \vdots & \\ f_i(X) & \text{per} \quad X_{i-1} \leq X \leq X_i \\ \vdots & \\ f_k(X) & \text{per} \quad X_{k-1} \leq X \leq X_k \end{cases}$$

[5] Non tutte le relazioni sono monotòne: non lo sono, ad esempio, le funzioni di calibrazione del pH e della saturazione d'ossigeno nell'acqua utilizzate per il Chemical Index (Bach, 1980).

[6] Tra gli altri, l'indice PSI per la valutazione della qualità dell'aria (v. par. 2) adotta nel tratto intermedio una funzione lineare (Ott, 1978).

dove le $F_i(X)$ $(i = 1, \dots, k)$ sono k funzioni non lineari opportune, e gli X_i $(i = 1, \dots, k)$ sono gli estremi degli intervalli individuati per la costruzione della partizione delle modalità della variabile X da trasformare.

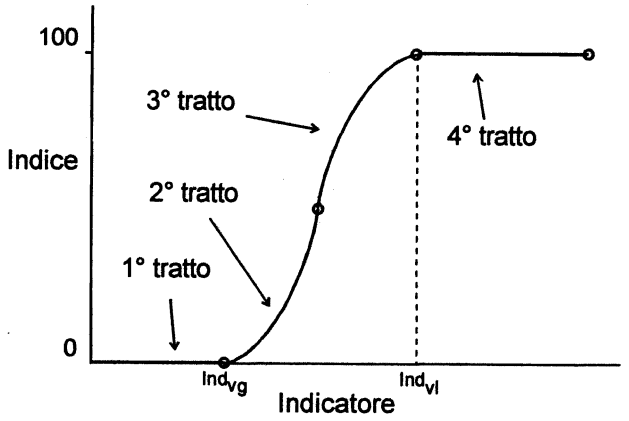


Fig. 3 – Funzione non lineare a tratti

Le funzioni a tratti si utilizzano quando le informazioni da descrivere non sono riconducibili ad un'unica funzione non lineare che colga i punti essenziali della relazione tra dose e danno. Nella maggior parte dei casi è invece possibile descrivere la relazione con una sola funzione non lineare.

L'adattamento di una funzione matematica all'insieme dei dati empirici avviene mediante un modello di regressione

$$Y = \mu(X) + \epsilon$$

dove $\mu(X)$ indica la componente sistematica della relazione, ed ε indica una componente erratica casuale. Il modello di regressione viene solitamente definito in forma parametrica, cioè specificando la relazione funzionale a meno di un certo numero di parametri, ad esempio:

$$Y = \underbrace{\alpha X + \beta \sin(X) + \gamma X^3}_{\mu(X)} + \epsilon.$$

La stima dei parametri viene effettuata, in assenza di ipotesi sulla distribuzione dell'errore ϵ, in base al principio dei minimi quadrati. L'operazione risulta agevole se nel modello i parametri appaiono *linearmente*, cioè se la componente sistematica è una combinazione lineare dove i parametri compaiono solo come coefficienti

$$Y = \alpha f_1(X) + \beta f_2(X) + \dots + \zeta f_k(X) + \epsilon.$$

Tali modelli sono detti lineari, dove il termine lineare è usato in un senso del tutto diverso da quello inteso finora, riferito alla forma della curva che descrive la relazione. Le stime dei parametri di un modello lineare, in condizioni di regolarità, possono essere ottenute in forma esplicita, e godono di proprietà statistiche desiderabili: correttezza, consistenza, efficienza, normale distribuzione.

Per i modelli non lineari non è possibile invece, in generale, ottenere esplicitamente le stime dei parametri, per cui si è costretti a ricorrere a procedure di stima

iterative (tipo Gauss-Newton) che forniscono soluzioni numeriche al problema della ricerca del minimo. Inoltre le stime ottenute non godono necessariamente di buone proprietà statistiche, le quali devono essere invece verificate per ogni particolare combinazione modello-osservazioni. Non è possibile quindi, in generale, quantificare la precisione delle stime né effettuare verifiche di ipotesi sulla significatività dei parametri del modello (Box, 1971), ma solo valutare la bontà dell'interpolazione sulla base della varianza dei residui.

Vi sono fortunatamente parecchi modelli non lineari che, in associazione con il particolare insieme di osservazioni da interpolare, risultano godere di buone proprietà statistiche. Tali modelli vengono denominati "quasi lineari" (*close-to-linear models*). L'analisi della "quasi linearità" del binomio modello-osservazioni può essere condotta sulla base di alcuni criteri di recente utilizzo (Ratkowsky, 1983). Solo dopo aver verificato la quasi-linearità del modello è possibile utilizzare i risultati inferenziali validi per i modelli lineari.

Nel par. 6 si riportano le conclusioni di uno studio condotto su numerose funzioni di calibrazione, proponendo i modelli quasi-lineari risultati più interessanti per questo tipo di applicazioni.

5. Funzioni di aggregazione

Le funzioni idonee ad aggregare i valori dei sub-indici in un indice sintetico rappresentativo della qualità di una risorsa ambientale devono:

a) rappresentare ogni aspetto misurato del fenomeno,
b) ponderare i sub-indici in base all'importanza che l'aspetto misurato ha rispetto al fenomeno considerato (nel caso di indici ottenuti per mediazione),
c) non risentire della sostituzione di indicatori di un determinato aspetto con altri indicatori più rappresentativi o più economici e consentire così la continuità delle serie storiche e il confronto con stime di paesi che adottano criteri o strumenti di rilevazione differenti,
d) possibilmente, condurre ad una scala lineare o monotòna, che è più direttamente interpretabile e più idonea alla divulgazione,
e) qualora si studi la qualità di una risorsa ambientale, essere possibilmente strutturate in modo che l'indice sintetico superi il livello di saturazione se almeno uno degli indici elementari ha superato il proprio e rappresentare così una condizione esiziale. Siccome la sola possibilità sensata è che l'interazione di più condizioni provochi una perdita di efficacia di un inquinante altrimenti al livello di saturazione, Ott (1978) denomina gli insiemi di indici saturati "regione di eclissi". Può anche darsi l'opposto, che nessun indicatore superi il proprio livello critico, ma che l'insieme delle misure lo superi. Questa seconda possibilità, etichettata da Ott come ambigua, è invece plausibile sia nell'ipotesi di interazione sinergica tra inquinanti, sia in quella di accumulo del danno dipendente da una molteplicità di aggressivi.

Le espressioni algebriche utilizzate per determinare gli indici noti sono raggruppabili nelle due grandi classi delle medie e degli operatori estremi (minimo e massimo).

Si applicano praticamente tutti i tipi di medie:

- aritmetica, che nella forma ponderata si esprime come $Y = \sum_j^p w_j Y_j$, dove si indica con $Y_j = (j = 1, \dots, p)$ il valore del generico sub-indice, con w_j il relativo peso ($\Sigma_j w_j = 1$), con p il numero di indicatori considerati nella costruzione dell'indice,

- potenziata di ordine q, espressa da $Y = (\sum_j^p w_j Y_j)^{1/q}$, dove q è la potenza alla quale è elevato ciascun indice elementare[7];
- geometrica, espressa da $Y = \left(\prod_j^p Y_j^{w_j}\right)^{1/w}$ dove $w = \Sigma_j w_j$.

Nelle forme non ponderate si assume che $w_j = 1/p$, così che i valori dell'indice sintetico sia indipendente dal numero di indici impiegati nel calcolo.

Una forma particolare di espressione aggregativa è la cosiddetta somma probabilistica data da (Dubois e Prade, 1980), che si applica a sub-indici variabili tra 0 e 1 o comunque entro uno stesso campo di variazione finito.

Gli operatori minimo e massimo assumono forme elementari e di facile calcolo. Il minimo è infatti, il minimo valore assunto dai sub-indici $Y = \mathrm{Min}(Y_j)$ e il massimo dal valore più grande tra i sub-indici pertinenti $Y = \mathrm{Max}(Y_j)$.

Si vede immediatamente che, per l'applicazione degli operatori estremi, è irrilevante l'adozione di pesi per gli indici elementari che compongono l'indice generale.

Le proprietà delle funzioni aggregative, presentate in sintesi nella Tab. 1, ne determinano l'applicabilità nei diversi contesti operativi:

a) il minimo e la media geometrica si applicano a indici costruiti su scale decrescenti, il massimo si applica solo su indici a scala crescente, tutte le medie potenziate e la somma probabilistica si applicano a indici su qualsiasi scala;
b) minimo e massimo sono insensibili a variazioni negli indici che non siano i rispettivi estremi e sono pertanto i meno adatti a misurare la qualità ambientale; d'altronde questa loro immediatezza di calcolo e di significato li rende idonei sia alla divulgazione, sia ad evidenziare situazioni di pericolo (controllo di emissioni di inquinanti da impianti industriali) e a rappresentare il ritorno a condizioni di normalità violate da eventi improvvisi e di grande impatto (fuga di sostanze tossiche, *etc.*); l'operatore massimo è talvolta usato anche per determinare indici di qualità generale dell'aria come il PSI (Ott, 1978);
c) la classe delle medie è quella che riproduce più completamente il processo di valutazione del ruolo dei singoli inquinanti nel determinare la qualità di una risorsa ambientale. Tra le medie, quella aritmetica ponderata è la più intuitiva, si applica su qualsiasi indice e genera un compendio numerico lineare, anche se sono possibili "eclissi" di saturazioni di alcuni indici componenti; la forma potenziata mitiga l'effetto del livellamento dei valori estremi superiori e dà a questi mediamente una maggiore importanza nella costruzione dell'indice;
d) la forma moltiplicativa e l'analoga somma probabilistica sono particolarmente idonee sia a rappresentare fenomeni tra i cui aspetti si manifestino sinergie (Raggi e Barbiroli, 1992), sia a riassumere insiemi di sub-indici caratterizzati da elevata variabilità[8]; ciò rende la somma probabilistica attraente nonostante l'evidente complessità di calcolo (Prati, 1991).

---

[7] Dall'espressione della media potenziata si possono derivare quasi tutte le medie algebriche: per $q = 1$ si ha la media aritmetica, per $q = 2$ la media quadratica, per $q = -1$ la media armonica, per $q \to 0$ si ottiene la media geometrica; infine se $q \to \infty$ si ottiene l'operatore massimo.

[8] La capacità di "lisciamento" della media geometrica è facilmente percepibile se si considera che il logaritmo della stessa è la media aritmetica dei logaritmi dei valori su cui si calcola e che il valore risultante è inferiore o tutt'al più uguale alla media aritmetica.

Tab. 1 – Proprietà delle funzioni di aggregazione di indici elementari in un indice sintetico di danno atteso

	Proprietà delle funzioni						
	1	2	3	4	5	6	7
Additiva	✓	✓*a*	✓		✓	✓	✓
Geometrica	✓	✓		✓*b*	✓*b*		✓
Potenziata	✓	✓*a*		✓	✓	✓	✓
Somma probabil.	✓					✓	✓
Minimo				*n/a*	*n/a*		✓
Massimo				*n/a*	*n/a*	✓	

1) Rappresentatività della variabilità di tutti i sub-indici
2) Impiego dei pesi per determinare l'importanza dei sub-indici
3) Linearità della scala su cui è descritto l'indice finale
4) Rischio di ambiguità nella mediazione dei sub-indici
5) Rischio di eclissi di saturazioni nella mediazione dei sub-indici
6) Applicabile a sub-indici su scala crescente
7) Applicabile a sub-indici su scala decrescente

a) La forma non ponderata è applicabile solo a sub-indici non standardizzati
b) Presenta regioni d'ombra se i sub-indici sono su scala crescente
n/a Proprietà non applicabile

6. Modelli non lineari per la trasformazione di indicatori in sub-indici

I modelli utilizzati per descrivere funzioni di trasformazione dose-danno possono essere classificati sulla base della forma della curva:

- curva concava/convessa
- curva con un flesso (a sigmoide)
- curva con un massimo e/o un minimo.

Per ciascuna tipologia possono essere definiti un gran numero di modelli, con un numero maggiore o minore di parametri, a seconda della flessibilità necessaria. Al crescere del numero di parametri aumenta infatti la capacità della funzione di adattarsi all'insieme di dati, ma peggiorano in generale le qualità statistiche del modello. Curve con più di quattro parametri sono da evitare, sia per la scarsa intelligibilità dei parametri che per le pessime caratteristiche del modello dal punto di vista statistico.

L'utilizzo di modelli non lineari presenta una ulteriore problematica, in quanto lo stesso modello può essere parametrizzato in più modi diversi, ad esempio

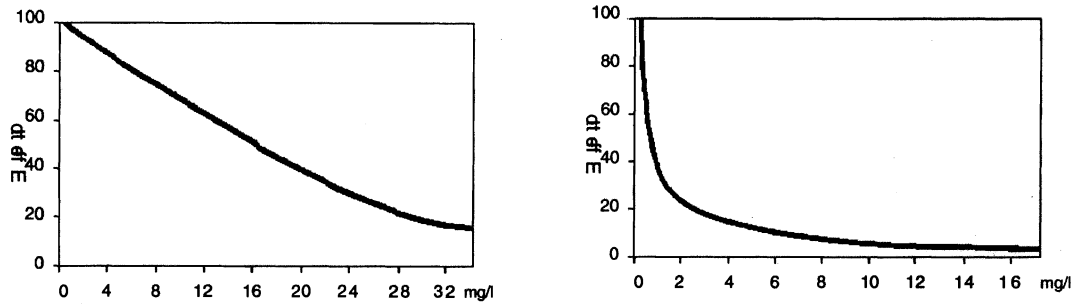
$$Y = e^{-\alpha X} \quad \text{e} \quad Y = \beta^{X}, \quad \text{o anche} \quad Y = \frac{1}{\alpha + \beta X} \quad \text{e} \quad Y = \frac{\gamma}{1 + \delta X}$$

sono differenti parametrizzazioni dello stesso modello.

La parametrizzazione adottata può influire drasticamente sulle qualità statistiche del modello. La non-linearità di un modello può infatti essere scomposta in due componenti indipendenti (Bates e Watts, 1980):

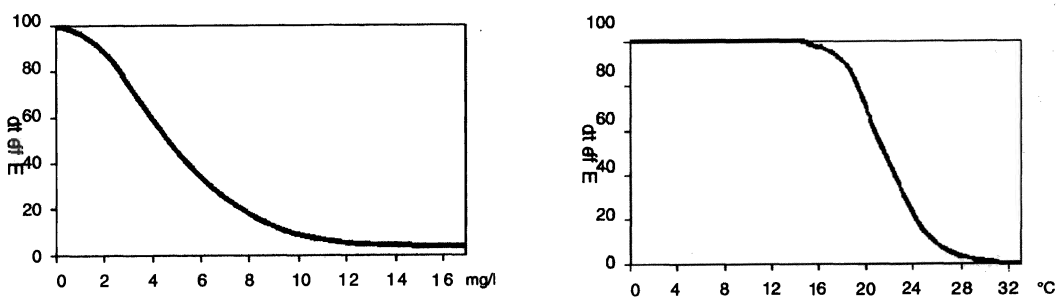
- non-linearità *intrinseca* (IN) dell'insieme modello-osservazioni
- non-linearità *effetto della parametrizzazione* (PE).

La prima componente misura il grado di curvatura del luogo delle soluzioni intrinseca della particolare combinazione modello-osservazioni, mentre la seconda descrive la curvatura indotta dal modo in cui è stato parametrizzato il modello.



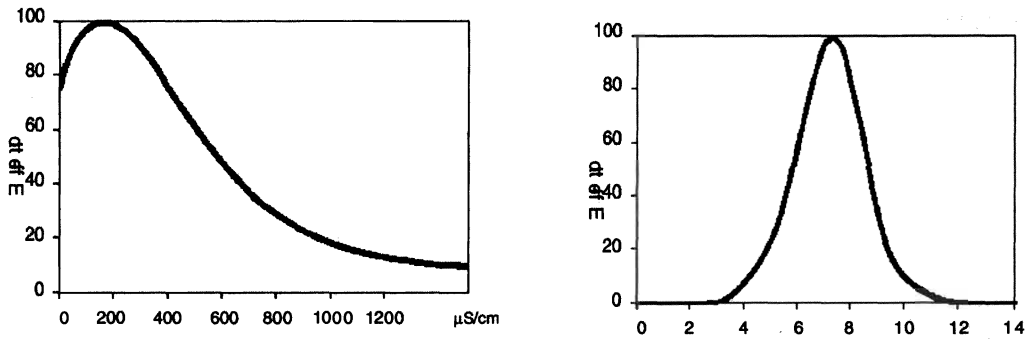
Nitrato Ammonio

Fig. 4 – Funzioni convesse



BOD_5 Temperatura

Fig. 5 – Funzioni con flesso



Conducibilità elettrica pH

Fig. 6 – Funzioni con massimo

Uno studio condotto su numerose funzioni di calibrazione ha portato all'individuazione di alcuni modelli non-lineari che sembrano rivelarsi particolarmente adatti per descrivere le funzioni di trasformazione di indicatori ambientali in sub-indici di effetto presunto.

I modelli qui riportati sono da intendere come i modelli più flessibili, e complessi, utilizzabili compatibilmente con il mantenimento di proprietà statistiche accettabili. È sempre preferibile utilizzare il modello più semplice che garantisce un'adeguata interpolazione dei dati empirici. Il ricorso a modelli via via più complessi si rende necessario quando la varianza dei residui di modelli più semplici risulta troppo elevata.

6.1 Curve concave/convesse

Per le funzioni di trasformazione concave o convesse è preferibile utilizzare modelli con due o tre parametri. Modelli con quattro parametri sono spesso sovraparametrizzati.

□ Modelli Razionali:

$$y = \frac{P(x)}{Q(x)}$$

dove P(x) e Q(x) sono polinomi in x. Questa classe di modelli è largamente usata per approssimare altre funzioni matematiche, e rappresenta un buon punto di partenza per interpolare curve empiriche, in assenza di indicazioni teoriche sulla natura del modello fisico o chimico da descrivere. Sembrano preferibili i modelli in cui Q(x) è di grado superiore a P(x). In particolare, un modello molto flessibile è:

$$y = \frac{\alpha + \beta x}{1 + \gamma x + \delta x^2}$$

che può avere anche un flesso o un punto di massimo o di minimo. Quando utilizzato per funzioni concave o convesse questo modello non è esente dal rischio di risultare sovraparametrizzato, pericolo che si può evitare eliminando qualche termine, ad esempio il termine di secondo grado al denominatore, o il termine di primo grado al numeratore, ottenendo in quest'ultimo caso il cosiddetto modello polinomiale inverso (Holliday, 1960).

□ Modello di Langmuir esteso (Sibbensen, 1981)

$$y = \frac{\alpha\beta x^{1-\gamma}}{1 + \beta x^{1-\gamma}}$$

che presenta migliori proprietà statistiche nella parametrizzazione data da Ratkowsky (1989):

$$y = \frac{1}{\alpha + \beta x^{1-\gamma}}.$$

L'utilizzo di questo modello richiede una certa cautela, specialmente se non ci sono punti in prossimità dell'asintoto α. Eliminando il parametro γ si ritrova la cosiddetta iperbole rettangolare (nota anche come modello di Langmuir semplice).

6.2 Curve con un flesso (a sigmoide)

Entrambe le curve appena viste possono, in virtù della loro estrema flessibilità, presentare anche un punto di flesso e quindi essere utilizzate anche in questo caso. In linea di massima per descrivere effetti con andamento sigmoidale è consigliabile non superare i tre o quattro parametri. Una funzione molto versatile con questa forma è la:

□ Logistica generalizzata, o Richards (1959)

$$y = \left(\frac{\alpha}{1 + e^{\beta - \gamma x}}\right)^{1/\delta}$$

che per $\delta = 1$ si riduce a una logistica (semplice), e per $\delta \to 0$ a una Gompertz:

$$y = \alpha e^{-e^{\beta - \gamma x}}$$

La curva logistica è simmetrica rispetto al punto di flesso, che cade in $x = \beta/\gamma$, ed ha come asintoto inferiore l'asse x e come asintoto superiore la retta $y = \alpha$.

Dalle funzioni logistiche indicate con A e B rappresentate nella Fig. 7 sono chiaramente percepibili le soglie minime e di saturazione, e le diverse velocità (parametro γ) di risposta in termini di danno conseguenti all'incremento della concentrazione di inquinante.

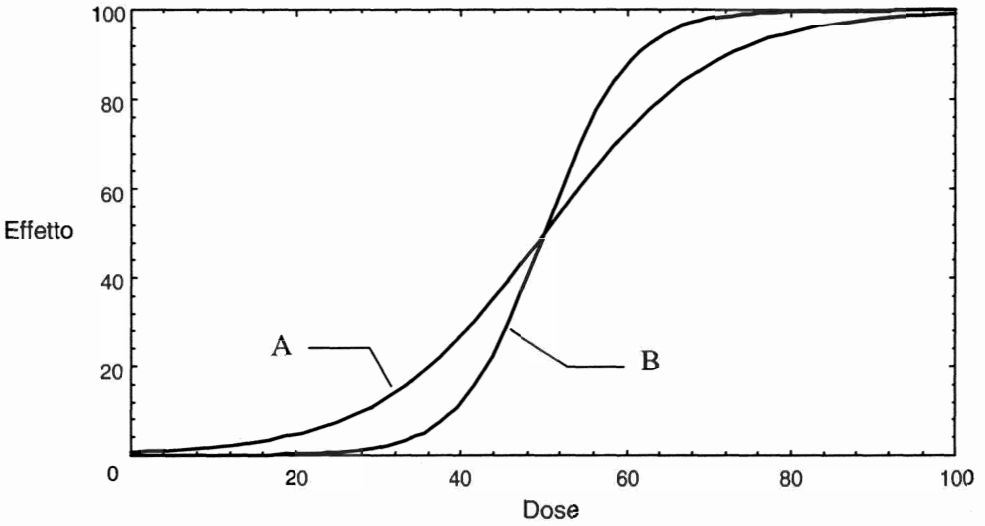


Fig. 7 – Funzioni logistiche

La funzione Gompertz presenta gli stessi asintoti della logistica, e lo stesso punto di flesso, ma non è simmetrica rispetto a quest'ultimo, risultando quindi meno rigida. Il parametro δ conferisce ulteriore elasticità al modello generalizzato, che può risultare però scadente dal punto di vista delle proprietà statistiche, presentando spesso una notevole non-linearità intrinseca (Ratkowsky, 1989). Nonostante tali indicazioni di massima, il modello Richards si è rivelato, nelle applicazioni a curve di calibrazione da noi effettuate, accettabile anche in quanto a non-linearità, comportandosi discretamente come modello *close-to-linear*.

Un altro modello molto flessibile è quello di:

□ Chapman-Richards generalizzato

$$y = \alpha(1 - e^{-\beta x})^{\gamma} + \delta$$

in cui la generalizzazione consiste nell'introduzione del parametro δ, che consente di spostare l'asintoto inferiore, altrimenti costituito dall'asse delle ascisse. L'utilizzo di questo modello deve avvenire con una certa cautela, verificandone il comportamento in relazione al particolare insieme di osservazioni, in quanto tende ad essere piuttosto instabile, con i parametri α, β e γ che esibiscono a volte una considerevole non-linearità.

6.3 Curve con un massimo o un minimo

Oltre al modello razionale già visto, i modelli con massimo (o minimo) più interessanti sono quelli:

□ Esponenziali, ad esempio i seguenti:

$y = e^{\alpha + \beta x^{\gamma}}$

$y = (\alpha + \beta x)e^{\gamma x} + \delta$, parametrizzabile anche nella forma $y = (\alpha + \beta x)\gamma^{x} + \delta$.

Una ulteriore particolare forma di esponenziale è la:

□ Normale, nella generalizzazione di Bragg (Bragg e Packer, 1962):

$$y = \alpha + \beta e^{-\gamma(x-\delta)^2}.$$

Una variante di questo modello (Agostinelli, 1994) consente di introdurre una componente di asimmetria, riducendo al contempo a tre il numero di parametri:

$$\alpha(x - \delta)e^{-\gamma(x-\delta)^2}.$$

Non risultano invece interessanti modelli con massimo o minimo basati su funzioni trigonometriche, in quanto le curve di calibrazione non presentano periodicità.

7. Problematiche e prospettive metodologiche

La definizione e l'utilizzo di indici sintetici di una risorsa ambientale presentano, come si è visto, molti aspetti problematici, a partire dalla scelta degli indicatori. Ogni fase del processo definitorio implica scelte che non possono non essere soggettive, e che devono quindi essere positivamente giustificate dai promotori dell'indice, sulla base di considerazioni di varia natura.

Particolarmente problematica è la trasformazione di indicatori ambientali in indici di danno (o di qualità). Quando vengono adottati metodi di tipo Delphi, è fondamentale che vengano esplicitati gli obiettivi dell'indice, e quindi di quale danno si vuole trattare, riferito a chi e con quale orizzonte temporale, affinché gli esperti possano dare indicazioni confrontabili, e la curva dose-danno mediata da tutte le indicazioni abbia un significato ben determinato.

In una curva dose $\rightarrow$ danno, la dimensione temporale del danno provocato dall'inquinante è marginalizzata, in qualche senso del termine, rispetto ad una ideale superficie [dose $\times$ periodo di esposizione] $\rightarrow$ danno, che sarebbe possibile costruire in presenza di informazione completa sugli effetti dell'esposizione all'inquinante. In assenza dell'informazione necessaria per costruire tale superficie, si delega di fatto ai singoli esperti interpellati il compito di condurre una sorta di marginalizzazione rispetto al tempo di esposizione, proiettando gli effetti dell'inquinante nel breve o nel lungo periodo, sulla base delle indicazioni ricevute e coerentemente con gli obiettivi di monitoraggio dell'indice.

Analoga problematica riguarda gli effetti delle interazioni tra inquinanti, o comunque tra fenomeni ambientali in senso lato. Anche in questo caso, idealmente la soluzione ottimale potrebbe consistere in un modello biochimico-fisico, del tipo [combinazione di agenti] $\rightarrow$ danno, in grado di descrivere il danno provocato sull'uomo da ciascuna combinazione degli indicatori considerati, e che rappresenta un obiettivo alquanto remoto. La dimensione attuale degli indici non va al di là di una

pseudo-marginalizzazione, che vorrebbe rendere conto dell'effetto di un inquinante *indipendentemente* dagli altri, ma difficilmente si traduce in un indice che descrive il danno dell'inquinante *al netto* (cioè tenuto conto) degli altri. Nella maggior parte dei casi, infatti, degli altri agenti non si tiene conto, per cui l'unico significato attribuibile all'indice è quello di quantificare un effetto al lordo degli altri fattori (in qualche senso del termine).

Una nota infine sul significato e l'uso degli indici ambientali sintetici. Un indice di qualità ambientale è detto *sintetico* nel senso che traduce in un numero un fenomeno complesso, articolato in molti aspetti. L'indice è paragonabile ad uno *strumento di misura*. Lo strumento permette di effettuare misurazioni nello spazio e nel tempo, per descrivere una realtà spazio-temporale, ad esempio, per monitorare l'andamento di un certo progetto di salvaguardia ambientale in una regione. Se l'obiettivo è descrivere la dinamica di un fenomeno è necessario costruire, sulla base delle misurazioni fornite dallo strumento, un modello spazio-temporale. Non si possono attribuire all'indice significati cha vanno al di la di quello di misura dello stato di un fenomeno. In nessun caso si deve commettere l'errore di ritenere che l'attributo sintetico possa riferirsi ad una sintesi delle dimensioni spaziale e temporale.

Riferimenti bibliografici

AGOSTINELLI C. (1994) Valutazione statistica di indici sintetici di qualità di una risorsa ambientale, Tesi di Laurea in Scienze Statistiche, Facoltà di Scienze Statistiche, Università di Padova.

AGOSTINELLI C., CAPILUPPI C. (1995) Non linear models for fitting dose-effect curves for quality indicators: the case of Chemical Index calibration curves, *Book of Abstracts* of 10th International Workshop on Statistical Modelling, Innsbruck.

BABCOCK L.R. (1970) A combined pollution index for measurement of total air pollution, *Journal of the Air Pollution Control Association*, **20**: 653-659.

BABCOCK L.R., NAGDA N.L. (1972) Indices of air quality. In: Thomas W.A. (a cura di) *Indicators of Environmental Quality*. Plenum Press, New York: 183-197.

BACH E. (1980) A Chemical index for the surveillance of river water quality, *Deutsche Gewasserkundliche Mitteilungen*, **24**: 102-106.

BATES D.M., WATTS D.G. (1980) Relative curvature measures of nonlinearity, *J.R.Statist.Soc.*, (B) **42**: 1-25.

BOLTON P.W., CURRIE J.C., TERVET D.J., WELSH W.T. (1978) An index to improve water quality classification, *Water Pollution Control*, **77**: 271-284.

BOX M.J. (1971) Bias in nonlinear estimation, *J.R.Statist.Soc.*, (B) **33**: 171-201.

BRAGG R.H., PACKER C.M. (1962) Orientation dependence of structure in pyrolytic graphite, *Nature*, **195**: 1080-1082.

BROWN R.M.,MCCLELLAND N.I., DEININGER R.A.,TOZER R.G. (1970) A water quality index. Do we dare?, *Water Sewage Works*, October: 339-343.

COLLINGS G.H. (1965) copia della lettera in Green (1966).

COLOMBO A.G. (1992) *Environmental Impact Assessment. Vol. 1*, Kluwer Academic Publishers.

COLOMBO A.G., MALCEVSCHI S., ZAMBRINI M. (1992) Standard ambientali. In: *Atti del Workshop Ispra*, 2 dicembre 1991, EUR 14207 it preprint, JRC Ispra.

COLOMBO A.G., PREMAZZI G. (1990) Workshop on indicators and indices for environmental impact assessment and risk analysis, *Proceedings*, 15/16 May, CEE, JRC Ispra.

CEQ – Council of Environmental Quality (1976) The Federal Task Force develops uniform air pollution index, *Journal of the Air Pollution Control Association*, **26**: 1094-1095.

DALKEY N.C., BROWN B., COCHRAN S.W., (1969) *The Delphi Method. III: Use of Self-ratings to Improve Group Estimates*, The Rand Corporation, RM-6115-PR.

DE PAUW N., VANHOOREN G. (1983) Method for biological assessment of watercourses in Belgium, *Hydrobiologia*, **100**: 153-168.

DUBOIS D., PRADE H. (1980) *Fuzzy Sets and Systems: Theory and Applications*, Academic Press Inc., New York.

EPA – Environmental Protection Agency (1976) *Guidelines for Public Reporting of Daily Air Quality: Pollutant Standard Index (PSI)*, OAQPS n.1.2-044, U.S. EPA, Office of Air Quality Planning and Standards, Research Triangle Park, NC 27711.

FABBRIS L., INNOCENTI E. (1995) FPI, a flexible index for surface water pollution measurement, (sarà presentato a EMChIE96, JRC Ispra).

FRAIRE M. (1989) Problemi e metodologie statistiche di misurazione di fenomeni complessi tramite indicatori e indici sintetici, *Statistica*, **XLIX**, n. 2.

GREEN M.H. (1966) An air pollution index based on sulfur dioxide and smoke shade, *Journal of the Air Pollution Control Association*, **11**: 703

GREEN R.H. (1989) Inference from observational data in environmental inpact data: What is valid? What is possible?, *Bulletin of the International Statistical Institute*, **LIII(1)**: 247-265.

HOLLIDAY R. (1960) Plant population and crop yield, *Field Crop Abstracts*, **13**: 159-167, 247,254.

HOUSE M.A. (1989) A water quality index for river management, *Journal of the Institution of Water and Environmental Management*, **3**: 336-334.

HOUSE M.A., ELLIS J.B. (1987) The development of water quality indices for operational management, *Water Science & Technology*, **19**: 145-154.

HOUSE M.A., NEWSOME D.H. (1989) Water quality indices for the management of surface water quality, *Water Science & Technology*, **21**: 1137-1148.

INHABER H. (1975) A set of suggested air quality indices for Canada, *Atmospheric Environment*, **9**: 353-364.

INHABER H. (1976) *Environmental Indices*, John Wiley & Sons, New York.

LORIGIOLA L. (1995) Posizionamento e riposizionamento di stazioni per rilevare la qualità dell'aria, Tesi di Laurea in Scienze Statistiche e Demografiche, Facoltà di Scienze Statistiche, Università di Padova.

M.U.R.C. (1968) M.U.R.C. index tells Detroiters how dirty air is, *Air. Eng.*, **10**: 28.

OTT W.R. (1978) *Environmental indices: Theory and Practice*, Ann Arbor, Michigan.

OTT W.R., Thom G.C. (1976) (a critical review of) Air pollution index systems in the United States and Canada, *Journal of the Air Pollution Control Association*, **26**: 461-470.

PRATI N. (1991) Triangular conomers and fuzzy sets for the treatment of quality indices, Joint Research Centre, Ispra.

RAGGI A., BARBIROLI G. (1992) *Gli indici delle risorse ambientali*, Franco Angeli, Milano.

RATKOWSKY D.A. (1983) *NonLinear Regression Modelling A Unified Practical Approach*, Marcel Dekker, Inc., New York.

RATKOWSKY D.A. (1989) *Handbook of Nonlinear Regression Models*, Marcel Dekker, Inc., New York.

RICH T.A. (1967) Air pollution studies aided by overall air pollution index, *Environmental Science Technology*, **1**: 796.

RICHARDS F.J. (1959) A flexible growth funtion for empirical use, *J. Exp. Biol.* **10**: 290-300.

SANDERSON H.P. (1977) Observation on local and national air quality indices, *The Science of the total Environment*, **8**: 39-51.

SCHIEROW L., Chesters G. (1988) Evaluation of the Great Lakes Nearshore Index, *Water Resources*, **22**: 269-277.

SCOTTISH DEVELOPMENT DEPARTMENT (1976) Development of a water quality index, Report n∅ ARD3.

SIBBENSEN E. (1981) Some new equation to describe phosphate absorption by soils, *J.Soil Sci.* **32**: 67-74.

STEINHART C., SCHIEROW L., SONZOGNI W. (1982) An environmental quality index for the Great Lakes, *Water Research Bulletin*, **18**: 1025-1031.

THOM G.C., OTT W.R. (1975) Progress toward a uniform air pollution index, *Journal of the Air Pollution Control Association*, **25**: 1157.

THOM G.C., OTT W.R. (1976) A proposed uniform air pollution index, *Atmospheric Environment*, **10**: 261.

COSTRUZIONE DI MAPPE DELLE CONCENTRAZIONI DI INQUINANTI ATMOSFERICI COMBINANDO I DATI DI CENTRALINE FISSE E MOBILI

Antonio Capelo, Guido Masarotto, Bruno Scarpa*

Dipartimento di Scienze Statistiche – Università di Padova

1. Introduzione

L'obiettivo di questo lavoro è quello di studiare la struttura spazio-temporale della concentrazione di biossido di zolfo (SO_2) in una zona urbana. Questa struttura è perfettamente descritta dalla funzione $z(t, s)$ che fornisce la concentrazione di SO_2 per ogni istante t e per ogni punto s della regione di cui siamo interessati. Siccome le concentrazioni sono misurate da centraline di rilevamento piuttosto costose non è possibile disporre di dati relativi a "tutti" i punti della regione. In effetti non è nemmeno possibile misurare le concentrazioni nei punti di una griglia di passo accettabile per effettuare interpolazioni: nel caso della città di Padova, che è quello di cui ci occupiamo qui, un'area di circa 80 km^2 viene controllata da solo 5 centraline (tre fisse e due mobili). D'altra parte queste centraline sono in grado di misurare le concentrazioni di SO_2 ad intervalli di tempo molto brevi (alcuni secondi) ma, in parte per ragioni normative, sono disponibili solo le medie orarie dei valori rilevati. Va comunque detto che in questo lavoro noi siamo interessati essenzialmente agli aspetti spaziali del problema e perciò utilizzeremo le medie giornaliere.

Di fronte alla scarsità di dati spaziali risulta pertanto necessario costruire un modello che fornisca una buona approssimazione della funzione $z(t, s)$ per ogni giorno t e per tutti i punti s. Uno dei modi di esprimere la funzione $z(t, s)$ per t fissato è quello di utilizzare le sue linee di livello $z(t, s) = \bar{z}$ e quindi parliamo di mappe delle concentrazioni di inquinante sia quando ci riferiamo alla superficie tridimensionale di quota $z(t, s)$ sia quando ci riferiamo alle curve di uguale concentrazione di inquinante.

Nel caso preso in esame, per approssimare la funzione $z(t, s)$ sfruttiamo le informazioni provenienti dalla rilevazione giornaliera, per tre anni, delle concentrazioni di SO_2 in alcuni siti della città di Padova. Come abbiamo già detto, in questa città si dispone di tre centraline fisse, per due delle quali si hanno le informazioni sulle concentrazioni per tutti i tre anni, se si escludono brevi pause

* Gli autori ringraziano l'Assessorato all'Ambiente della Provincia di Padova per aver gentilmente messo a disposizione i dati utilizzati.

causate da lavori di manutenzione e da guasti (la terza centralina fissa fu installata solo a metà del terzo anno), e di due centraline mobili che vengono posizionate per periodi relativamente brevi in diverse posizioni e ci forniscono dati (molto parziali dal punto di vista temporale) relativi ad altri 14 siti. Non essendoci, per quanto riguarda l'accuratezza delle misure, differenze sostanziali tra centraline fisse e mobili possiamo senz'altro considerare tutti i 17 siti come luoghi in cui sono insediate delle centraline fisse che nel caso degli ultimi 14 siti sono quasi sempre inoperanti.

L'insieme dei dati può essere quindi visto come un insieme di 17 variabili legate da vincoli di carattere spaziale e temporale con una grande quantità di *dati mancanti*, alcuni reali (quelli relativi a siti ed a giorni in cui era collocata una centralina – fissa o mobile – che per qualche ragione non era funzionante) ed alcuni fittizi (quelli relativi ai siti visitati da centraline mobili nei giorni in cui esse erano assenti).

Il modello che proponiamo è costituito da una parte deterministica che coglie la variabilità di *grande scala* e una parte stocastica che coglie la variabilità di *piccola scala*. Nel seguito supponiamo che nella grande scala ci sia totale separazione degli effetti temporali e spaziali (d'altronde, vista l'alta percentuale di dati mancanti, non sarebbe possibile stimare alcuna forma di interazione). Per quanto riguarda la componente stocastica, assumiamo che essa sia stazionaria nel tempo e nello spazio, ed inoltre assumiamo che ci sia isotropia spaziale (ipotesi poco attendibile che può comunque essere indebolita).

2. I dati

I dati considerati in questo lavoro sono stati rilevati nella zona urbana di Padova durante gli anni atmosferici 1991, 1992 e 1993 (1/4/1991-31/3/1994). L'area geografica presa come riferimento è costituita sostanzialmente da un rettangolo di dimensioni 11.5 × 7.5 km che include il comune di Padova ed alcuni comuni limitrofi. Questa area è delimitata a ovest dai Colli Euganei (non compresi), a sud dal cosiddetto Canale Scaricatore, a est dal fiume Brenta.

Tab. 1 – Descrizione dei siti osservati

Luogo	Coord. E-O	Coord. N-S	Periodo di osservazione		Osservazioni mancanti
Ospedale*	0,800	0,550	01.04.91	-31.03.94	261
S.Gregorio*	3,300	0,675	01.04.91	-31.03.94	111
Arcella*	0,950	3,425	16.11.93	-31.03.94	7
Via Raggio di Sole	-0,900	1,550	11.04.91	-20.05.91	0
Guizza	-0,600	-2,075	15.05.91	-09.06.91	1
Piazza Castello	-0,550	0,425	04.06.91	-01.07.91	10
Voltabarozzo	2,000	-1,975	10.06.91	-01.08.91	4
Corso Stati Uniti	4,500	-0,450	24.10.91	-09.12.91	5
Piazzale Stanga	2,000	1,150	16.12.91	-04.05.92	24
Chiesa Nuova	-3,725	2,025	11.01.92	-29.01.92	0
Piazza Cavour	0,100	1,075	15.09.92	-05.10.92	1
Mandria	-2,725	-3,125	17.09.92	-05.10.92	0
Ponte di Brenta	5,250	2,950	06.10.92	-01.11.92	0
Selvazzano	-5,425	-0,800	10.05.92	-02.12.92	0
Bassanello	-0,725	-1,300	11.12.92	-01.04.93	5
Piazzale san Giovanni	-0,950	0,675	05.04.93	-20.04.93	0
Piazza Insurrezione	-0,125	1,225	04.11.93	-31.03.94	0

* Centraline fisse

Per quanto riguarda la presente ricerca, sono stati usati i dati rilevati da: (*i*) due centraline fisse attive durante tutto il periodo di riferimento; (*ii*) un'ulteriore centralina fissa installata il 16 novembre 1993; (*iii*) due centraline mobili che si sono spostate senza alcuna regola specifica in altri 14 siti, stabilendovisi per una successione di giorni variabile da sito a sito (va osservato che il numero di siti visitati dalle centraline mobili è ridotto sia perché le centraline stesse sono state utilizzate in altre parti della provincia di Padova, sia perché, a causa di un guasto, una centralina mobile ha rimpiazzato per circa un anno una delle centraline fisse). I giorni in cui le centraline mobili sono state dislocate in ciascun sito ed il numero di giorni per cui mancano le osservazioni sono riportati nella Tab. 1. La posizione geografica dei 17 siti in cui sono state effettuate le rilevazioni è riportata nella mappa della Fig. 1 (si osservi come le rilevazioni siano per la maggior parte avvenute lungo una direttrice sud-ovest/nord-est che corrisponde all'area di maggiore urbanizzazione).

Osserviamo infine che le caratteristiche tecniche degli strumenti di rilevazione del biossido di zolfo attualmente utilizzati non permettono di determinare il valore delle concentrazioni se queste sono inferiori a 10 $\mu g/m^3$, ma poiché tale forma di censura coinvolge le osservazioni meno interessanti dal punto di vista della rilevazioni degli inquinanti (si tratta infatti di situazioni di "non inquinamento") si è deciso di assegnare a tutte le osservazioni censurate il valore 5 $\mu g/m^3$ (assumendo cioè l'equidistribuzione dei valori tra 0 e 10 $\mu g/m^3$).

I dati possono quindi essere visti come osservazioni spazio-temporali del tipo $z(t, s)$ dove i t_i indicano i giorni (da 1 a 1094) e gli s_j ($j = 1, \ldots, 17$) denotano i siti. Dato il particolare schema di rilevazione, la caratteristica principale di tali dati è che le osservazioni contemporanee sono poche: si hanno infatti un minimo di 2 e un massimo di 4 osservazioni nello stesso giorno.

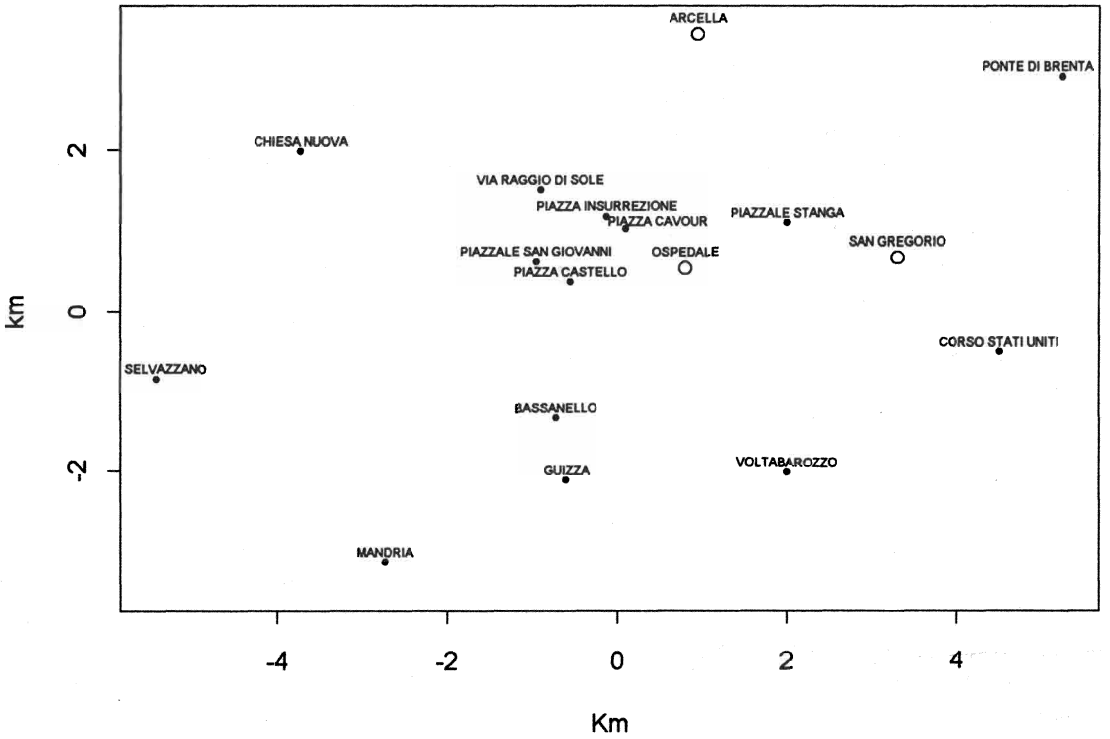


Fig. 1 – Posizione geografica dei siti per cui sono disponibili rilevazioni

3. Un possibile modello di riferimento

La particolare struttura dei dati di cui siamo in possesso ci invita in modo naturale a porre alcune ipotesi strutturali in vista della costruzione di un modello che possa, almeno approssimativamente, riprodurre l'andamento delle concentrazioni di SO_2 nello spazio e nel tempo. Innanzitutto sembra sensato pensare di esprimere la concentrazione del biossido di zolfo tramite una combinazione di funzioni che colgano separatamente la variabilità di *grande scala* e quella di *piccola scala*. Inoltre pare ragionevole semplificare il modello considerando separati, nella parte del modello che tiene conto della variabilità di grande scala, gli effetti legati alle variazioni nel tempo e quelli legati alle variazioni nello spazio.

Un modello molto semplice che sfrutta queste ipotesi è il seguente:

$$z(t, s) = \phi_T(t)\phi_S(s)\epsilon(t, s) \tag{1}$$

dove t è una variabile che indica il tempo (espresso in giorni) e s è un vettore bivariato composto dalle coordinate spaziali in un sistema di riferimento con origine nel centro della mappa della figura 1 e con gli assi nelle direzioni Est-Ovest e Nord-Sud. Nella (1) la funzione $\phi_T(\cdot)$ indica la componente di trend e stagionale che viene assunta comune per tutta l'area considerata, la funzione $\phi_S(\cdot)$ indica la componente spaziale assunta fissa nel periodo di riferimento, ed infine $\epsilon(\cdot,\cdot)$ denota la componente erratica di piccola scala. Abbiamo scelto di usare una struttura moltiplicativa sia perché nella letteratura statistica sull'ambiente si tende a lavorare con i logaritmi delle concentrazioni ma anche perché alcune semplici analisi grafiche dei dati disponibili evidenziano un forte legame positivo tra il livello e la variabilità degli stessi. Ovviamente, considerando i logaritmi, alla (1) corrisponde un modello additivo del tipo

$$y(t, s) = \psi_T(t) + \psi_S(t) + a(t, s) \tag{2}$$

dove $y(t, s) = \log(z(t, s))$ ed analogamente per le altre funzioni.

Siccome il prodotto $\phi_T(t)\phi_S(s)$ coglie la variabilità di grande scala, possiamo assumere che le due funzioni $\phi_T(t)$ e $\phi_S(s)$ siano abbastanza regolari, e nel presente lavoro abbiamo supposto che esse siano deterministiche. Si osservi che assumere che la componente di grande scala sia il prodotto di una funzione del tempo per una funzione dello spazio è equivalente a supporre l'inesistenza di una interazione spazio-temporale di lungo periodo.

Questa ipotesi, in parte di comodo perché i dati disponibili ci precludono la possibilità di stimare una eventuale interazione, è comunque sensata, almeno come prima approssimazione, se, come nel caso considerato qui, il periodo di riferimento è sufficientemente corto e non ci sono state modificazioni strutturali del territorio (ad esempio nuove urbanizzazioni o aperture di nuove linee di traffico). Per quanto riguarda la specificazione delle funzioni $\phi_T(t)$ e $\phi_S(s)$ possiamo dire che da una parte non sembra facile fare ipotesi attendibili sulla variabilità spaziale delle concentrazioni, e che d'altra parte, anche se è da aspettarsi una certa stagionalità nella componente che dipende dal tempo, sembra difficile determinare una funzione periodica che possa descrivere tale andamento. Abbiamo quindi preferito procedere per via completamente nonparametrica.

La componente $\epsilon(\cdot,\cdot)$ dovendo cogliere la variabilità locale nel tempo ed eventualmente nello spazio, può quindi, in prima approssimazione, essere pensata come un processo stocastico spazio-temporale di media unitaria e con una dipendenza nel tempo ridotta (cioè, $\epsilon(t', s')$ è praticamente indipendente da $\epsilon(t'', s'')$ se

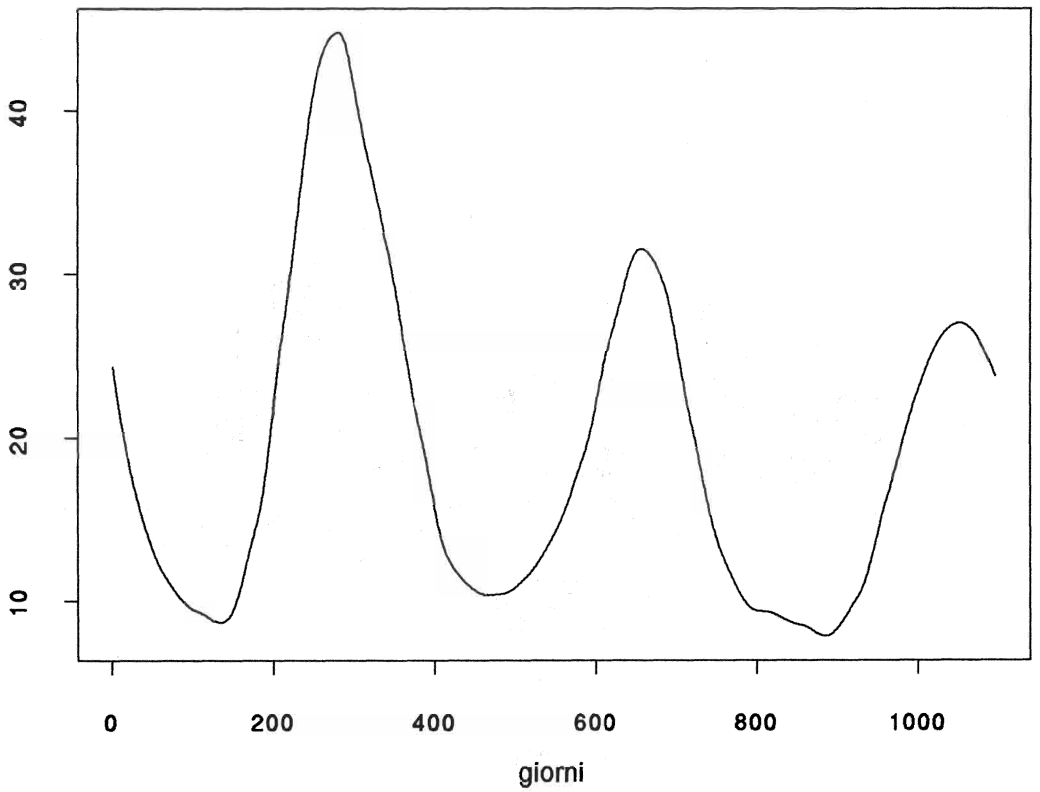


Fig. 2 – Stima di $\phi_T(\cdot)$

$|t' - t''|$ è sufficientemente grande), ipotesi che garantiscono l'interpretabilità del modello. Nel prossimo paragrafo mostriamo come sia possibile stimare (almeno per quanto riguarda i momenti primi e secondi) le caratteristiche della componente di breve periodo sotto l'assunzione aggiuntiva che $a(\cdot,\cdot) = \log(\epsilon(\cdot,\cdot))$ sia stazionario nel tempo e isotropico nello spazio, ipotesi che ci permette di dire che

$$\mathrm{cov}(a(t',s'), a(t'',s'')) = \gamma(t' - t'', |s' - s''|) \tag{3}$$

dove $|\cdot|$ indica la distanza euclidea tra i due punti (espressa in Km nel nostro caso). In realtà l'ipotesi di stazionarietà nel tempo non appare particolarmente impegnativa, mentre è diverso il discorso sull'isotropia spaziale, ovvero sull'assunzione che la dipendenza sia funzione solamente della distanza tra due siti e non della direzione determinata dalla linea che congiunge i siti stessi. Osserviamo comunque che, anche se non presentiamo in questo lavoro dei risultati in proposito, alcune violazioni di questa assunzione, come l'ammettere che la dipendenza sia funzione di una particolare direzione (quella dei venti prevalenti, per esempio) oppure sia funzione dei livelli medi di concentrazione (ovvero di $\phi_S(\cdot)$), possono essere trattate senza grosse complicazioni.

3.1. Stima delle componenti

Il modello (2), in assenza di ipotesi parametriche su $\phi_T(\cdot)$ e $\phi_S(\cdot)$ può essere visto come un modello additivo (Hastie e Tibshirani, 1990) e possiamo pertanto

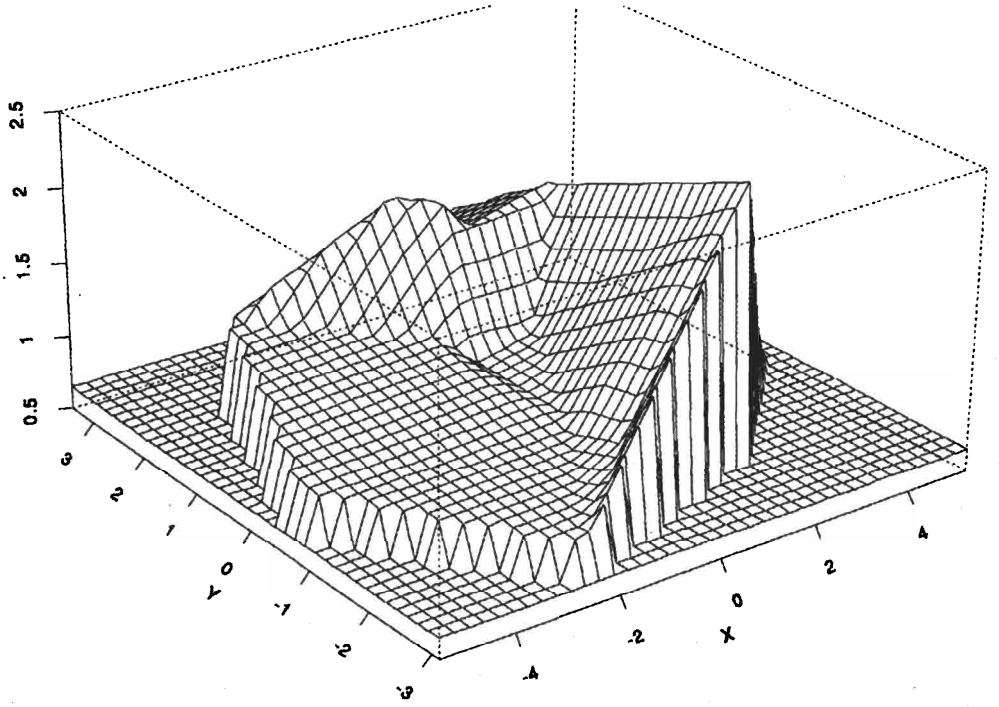


Fig. 3 – Stima di $\phi_S(\cdot)$

stimare le due funzioni che riflettono le variazioni di grande scala utilizzando il cosiddetto algoritmo di *backfitting* (Buja, Hastie e Tibshirani, 1989), che richiede che per ognuna delle funzioni da stimare sia scelto uno stimatore non parametrico della funzione di regressione. Gli stimatori utilizzati per ottenere i risultati presentati nel prossimo paragrafo sono basati su di un approccio di tipo regressione locale (Cleveland, 1979; Cleveland, Devlin e Grosse, 1988), determinando i valori dei parametri che regolano lo *smoothing* in modo empirico, attraverso la considerazione di diversi valori e scegliendo quelli che sembravano più idonei a descrivere i dati osservati.

I residui dal modello additivo, $\hat{a}(t,s)$, possono essere utilizzati per stimare il covariogramma spazio-temporale $\gamma(\cdot,\cdot)$ o analoghe funzioni (ad esempio il variogramma) utili per analizzare la natura delle oscillazioni di breve periodo. L'utilizzo degli usuali stimatori (Cressie, 1993) per determinare tali quantità non sembra però portare a buoni risultati nel caso in esame in quanto l'elevato numero di dati mancanti non permette l'utilizzo di un sufficiente numero di coppie di osservazioni su cui effettuare le stime. Perciò abbiamo optato per l'utilizzazione di uno stimatore *kernel* del tipo

$$C(u,v) = \frac{1}{N(u,v)} \sum_{(i,j)\in\{(i,j):t_i - t_j = u\}} W(|s_i - s_j| - v)\hat{a}(t_i,s_i)\hat{a}(t_j,s_j) \qquad (4)$$

dove

$$N(u,v) = \sum_{(i,j)\in\{(i,j):t_i - t_j = u\}} W(|s_i - s_j| - v)$$

e $W(\cdot)$ è una appropriata funzione peso. Per le stime presentate nel prossimo paragrafo abbiamo utilizzato un *kernel* gaussiano, *i.e.*, $W(x) = h\exp\{-(hx)^2\}$ scegliendo, anche in questo caso, il parametro che regola il grado di regolarità delle curve, ovvero h, mediante prove successive.

4. Alcuni risultati

Nelle Fig. 2 e 3 presentiamo le stime delle funzioni $\phi_T(t)$ e $\phi_S(s)$ ottenute col metodo descritto nel paragrafo precedente, e nelle Fig. 4 e 5 presentiamo le stime del correlogramma della componente di piccola scala. Ogni curva della figura 4 è riferita ad una determinata distanza spaziale e mostra il correlogramma come funzione della "distanza" temporale, mentre nella figura 5 i ruoli del tempo e dello spazio sono invertiti. In entrambe le figure la dimensione dei punti è proporzionale a $N(u,v)$, ovvero al "numero" di coppie di dati utilizzate per stimare $\gamma(u,v)$.

Per quanto riguarda l'aspetto temporale, ci sembra il caso di osservare come la variabilità temporale sia colta in maniera piuttosto efficace dalla stima di $\phi_T(t)$ poiché le onde stimate corrispondono alle stagioni nel corso dei tre anni di osservazione. D'altra parte l'analisi dei risultati spaziali indica che a Padova la concentrazione di SO_2 è in genere maggiore nella prima periferia che nel centro della città, ma una parte della periferia non è affatto coinvolta da questo fenomeno. Queste differenze possono essere "spiegate" *a posteriori* andando ad analizzare i tipi di riscaldamento domestico utilizzati, le principali direttrici di traffico, le attività industriali e commerciali nei diversi quartieri della città, la

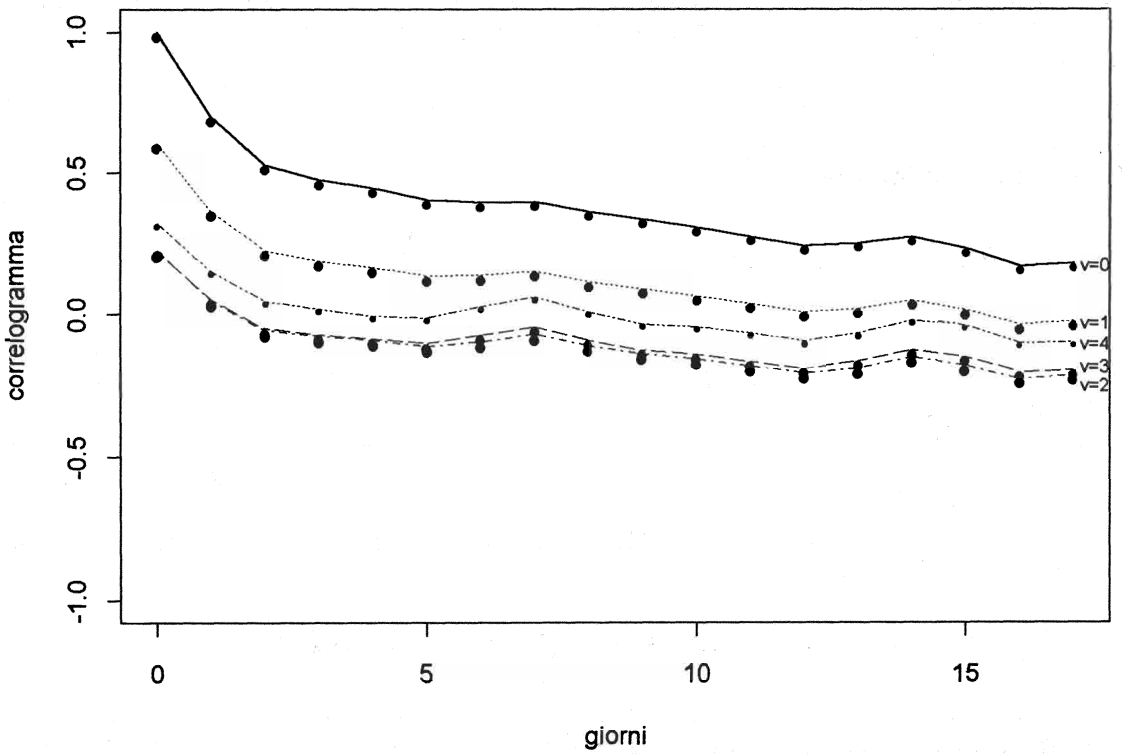


Fig. 4 – Stima di $\gamma(u,v)$ come funzione di u per alcuni valori di v.

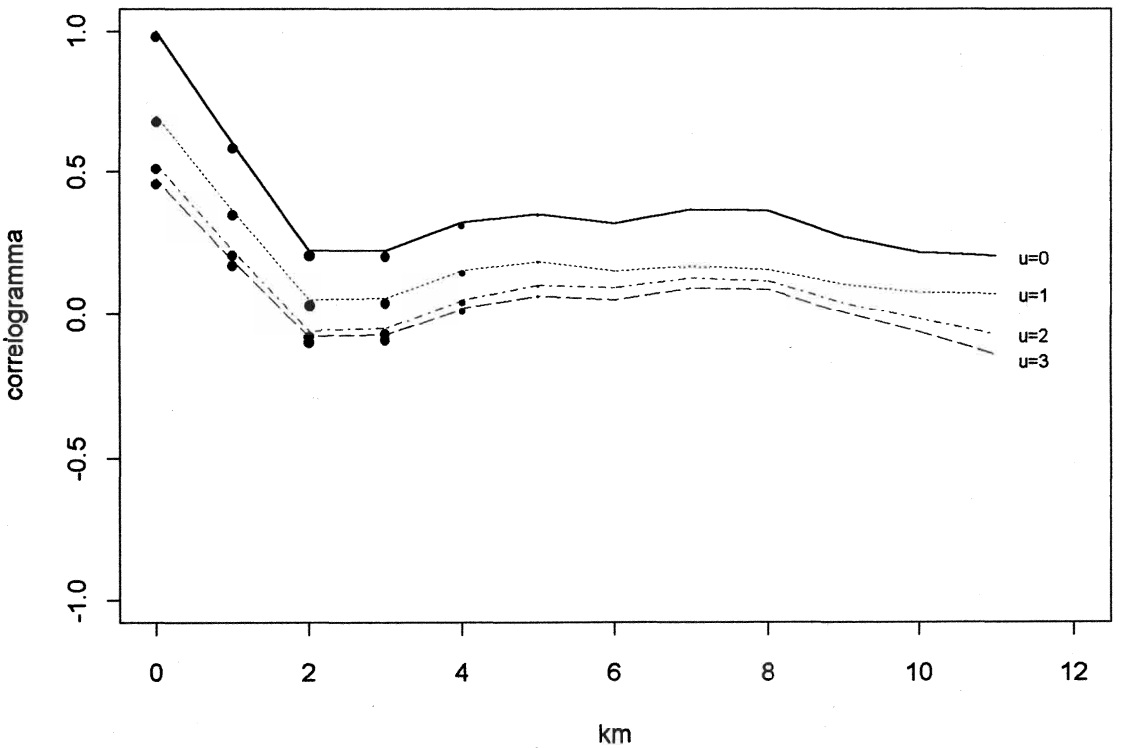


Fig. 5 – Stima di $\gamma(u,v)$ come funzione di v per alcuni valori di u.

direzione prevalente dei venti e possibili apporti di inquinante dall'esterno, ma *a priori* non era chiaro che fosse questa la struttura spaziale dell'inquinamento da biossido di zolfo a Padova.

5. Possibili estensioni

5.1. Modifica del modello di riferimento

Alcune estensioni del modello descritto nel terzo paragrafo sono facilmente trattabili all'interno del quadro presentato. Così, per esempio, si possono includere nel modello alcune variabili esplicative "non spaziali" (giorno della settimana, temperatura,...): a questo scopo è sufficiente considerare $\phi_T(\cdot)$ come funzione non solo del tempo ma anche di queste altre variabili. In un altro ordine di idee, un indebolimento dell'ipotesi di isotropia consiste nell'assumere che ci sia una più forte correlazione tra le zone più inquinate (a prescindere dalla loro distanza), caso in cui possiamo sostituire la (3) con

$$\mathrm{cov}(a(t',s'),a(t'',s'')) = \gamma(t'-t'', |\phi(s') - \phi(s'')|) \tag{5}$$

L'estensione della (4) a questo caso è immediata, ed altrettanto semplice è la possibilità di considerare covariogrammi direzionali (si veda Cressie, 1993, per il caso puramente spaziale).

5.2. Utilizzi delle stime del covariogramma

Disporre delle stime del covariogramma spazio-temporale è interessante per almeno due motivi, in effetti strettamente collegati: (*i*) possiamo, mediante delle procedure di *cokriging* (Journel e Huijbregts, 1978; Cressie, 1993), ottenere delle stime della funzione $z(t,s)$ per particolari valori di t (ad esempio il 9 novembre 1993) oppure della media per un particolare intervallo di tempo (per esempio il mese di novembre del 1993); (*ii*) possiamo ottimizzare il "percorso" delle centraline mobili (per esempio attraverso la minimizzazione della varianza delle stime ottenute al punto precedente).

5.3 Modifiche ed estensioni delle procedure di stima

Attualmente stiamo lavorando sulle seguenti questioni: (*i*) valutazione dell'accuratezza delle stime mediante delle procedure *bootstrap* di ricampionamento a blocchi (Kunsh, 1989); (*ii*) adattamento di modelli parametrici al covariogramma; (*iii*) stima simultanea di $\phi_T(\cdot)$, $\phi_S(\cdot)$ e $\gamma(\cdot,\cdot)$. Osserviamo soltanto che l'esigenza di trattare la questione al punto (*ii*) nasce dal fatto che (come del resto nel caso puramente spaziale, Cressie, 1993) le stime non parametriche del covariogramma non risultano quasi mai positive definite, cosa che crea dei problemi in particolare con riferimento alle applicazioni citate nel paragrafo precedente.

Riferimenti bibliografici

BUJA A., HASTIE T.J., TIBSHIRANI R.J. (1989), "Linear smoothers and additive models (with discussion)", *The Annals of Statistics*, **17**, 453-555.

CLEVELAND W.S. (1979), "Robust locally-weighted regression and smoothing scatterplots", *Journal of the American Statistical Association*, **83**, 597-610.

CLEVELAND W.S., DEVLIN S.J. e GROSSE E.H. (1988), "Regression by local fitting: methods, properties and computational algorithms", *Journal of Econometrics*, **37**, 87-114.

CRESSIE N. (1993), *Statistics for Spatial Data*, John Whiley and Sons, New York.

HASTIE T.J. e TIBSHIRANI R.J. (1990), *Generalized Additive Models*, Chapman and Hall, London.

JOURNEL A.G. e HUIJBREGTS C.J. (1978), *Mining Geostatistics*, Academic Press, Londra.

KUNSH H.R. (1989), "The stationary jackknife and the bootstrap for general stationary observations", *The Annals of Statistics*, **17**, 1217-1241.

INDICATORI SOCIALI ED INDICATORI AMBIENTALI: VERSO UN APPROCCIO INTEGRATO

Fulvio Beato*, Manlio Maggi**

*Dipartimento di Sociologia – Università degli Studi di Roma "La Sapienza"
**Agenzia Nazionale per la Protezione dell'Ambiente

1. Necessità dei quadri teorici nella costruzione di indicatori socio-ambientali

Nella sua formulazione più semplice una teoria si presenta in primo luogo come un tentativo razionale di spiegare un particolare fenomeno o una classe di fenomeni. Essa deve avere il requisito della controllabilità, cioè essa deve essere verificabile, o, se si preferisce, falsificabile (Popper).

Come è ben noto, le strutture portanti di una teoria sono da identificare nelle variabili e nei concetti; variabili e concetti che devono essere interconnessi in modo organico, tale cioè da dar luogo a proposizioni dotate di contenuto di senso. Più proposizioni costituiscono una teoria ma secondo alcuni epistemologi una teoria può anche esaurirsi in una sola proposizione scientifico-esplicativa.

Una proposizione può essere un assioma, un postulato, un teorema, una generalizzazione empirica oppure una semplice ipotesi.

Nel contesto del nostro discorso faremo riferimento alle teorie sociali con particolare riguardo alle teorie sociologiche. E tuttavia, al fine di produrre un indicatore socio-ambientale, ed "ambientale" sta a significare ciò che è bio-fisico, non è adeguata una teoria sociale tradizionale poiché essa metterebbe capo solo a variabili di tipo sociale. Noi abbiamo bisogno di teorie, che pur essendo sociali, ci forniscano almeno un quadro di riferimento che metta in connessione i sistemi sociali con i sistemi ambientali. Questo livello a noi pare essere quello oggi disponibile poiché il punto di approdo della conoscenza scientifica dell'ambiente che voglia far fronte al livello della radicalità della crisi ambientale degli anni 2000 dovrebbe costituirsi programmaticamente come una *scienza integrata* dei sistemi sociali e dei sistemi ambientali.

Presenteremo in questa sede due quadri teorici, in realtà non molto contrastanti, ma che hanno delle genesi culturali diverse. Tali costruzioni teoriche hanno tuttavia una comune base dialogica poiché si caratterizzano per avere un uguale obiettivo, quello di costruire una teoria delle relazioni che si stabiliscono tra i sistemi umano-sociali ed i sistemi bio-fisico-naturali.

---

* La relazione è stata progettata unitariamente dai due autori. La redazione del testo tuttavia è dovuta a Fulvio Beato per i paragrafi 1-3 e a Manlio Maggi per i paragrafi 4-6.

Giova sottolineare che è necessario muovere dai quadri teorici poiché un indicatore sociale (fermiamoci per ora alle scienze dell'uomo e della società) non è altro che una variabile sociale, solitamente "macro", e, come abbiamo visto, una teoria si struttura attraverso concetti e variabili tra di loro connessi da contesti proposizionali che a loro volta si costituiscono come unità funzionali dei cosiddetti "*theoretical framework*".

D'altro canto solo una teoria, o almeno un riferimento teorico, possono dirci quali sono le variabili rilevanti. Anzi, la struttura teorica conferisce senso e significato ai concetti ed alle variabili e per così dire fa parlare loro linguaggi diversi come accade, per esemplificare empiricamente, quando uno stesso indicatore (come quello derivante dal rapporto tra ammontare di popolazione e numero degli autoveicoli) assume significazioni diverse se è derivato da un contesto di teoria dello sviluppo e del benessere sociale o se invece è incorporato in una teoria della crisi ambientale. Nel primo caso esso verrebbe collocato sul versante della positività mentre nel secondo esso declinerebbe verso il versante della negatività.

Nel celeberrimo lavoro di Fox (1974) sui rapporti tra teoria ed indicatori sociali, al capitolo XIV, si dichiara in modo del tutto esplicito che nel campo degli strumenti di misura (ed indici ed indicatori sociali sono appunto strumenti di misura dei fenomeni) noi ci troviamo a fare i conti prima di tutto con il problema dell'integrazione tra teoria ed insiemi di dati attraverso il sostegno dei metodi quantitativi.

Ora, e per concludere, è proprio la teoria a fornirci informazioni strategiche nella presa di decisione di ciò che deve essere misurato se noi vogliamo comprendere certe sequenze spaziali, temporali o spazio-temporali degli eventi sociali. Ciò che deve essere misurato è ciò che è rilevante ed i criteri di rilevanza possono essere forniti solo dalle proposizioni teoriche.

2. I quadri teorici di riferimento

Si farà riferimento in questa sede a due particolari approcci teorici selezionati attraverso il criterio implicito nel primo paragrafo di questa relazione: essere cioè essi delle elaborazioni che consentono di sostenere delle ipotesi di costruzione di indicatori empirici socio-ambientali.

Per brevità chiameremo la prima teoria "Nuovo paradigma ecologico" e la seconda "Teoria antropogenica del mutamento ambientale"[1].

2.1. Il nuovo paradigma ecologico

A nostro modo di vedere il concetto di indicatore socio-ambientale trova la sua radice giustificativa, tanto sul piano metodologico quanto su quello teorico-sostantivo, nell'oggetto stesso della sociologia dell'ambiente così come esso viene teorizzato da un particolare paradigma che va sotto il nome di "nuovo paradigma

[1] In una prospettiva diversa si collocano le opzioni teoriche di un interessante lavoro di Sergio Scamuzzi che qui ringrazio per avermi dato la possibilità di leggere il suo contributo prima della pubblicazione.

Le teorie alle quali l'Autore fa riferimento sono la teoria della modernizzazione, come modalità del mutamento sociale; le teorie del benessere, individuale e collettivo; la teoria dello sviluppo sostenibile; le teorie neo-evoluzioniste, alcune delle quali a sfondo sociobiologico. A ragione l'Autore sottolinea come "Da ciascuna famiglia derivano indicatori sociali e ambientali distinti" (vedi Scamuzzi, 1995, p. 6).

ecologico" che si pone in posizione critico-polemica con tutta la tradizione classica e contemporanea della sociologia, segnata invece dal paradigma antropocentrico dell'eccezionalismo umano[2]. Qual è l'oggetto della sociologia dell'ambiente secondo questa scuola di pensiero? Nella sua formulazione generalissima esso risiede nell'*interazione* tra società e ambiente. Con più precisione esso può essere formulato nel modo che segue: l'oggetto della nuova scienza sociale dell'ambiente risiede nella trama delle relazioni bi-direzionali complesse che si instaurano tra i sistemi sociali ed i sistemi ambientali. Ciò significa asserire che nel mentre l'insieme delle azioni sociali opera dei mutamenti sulle strutture e sui processi ambientali, i sistemi naturali hanno la capacità di mutare l'insieme o delle parti specifiche delle società umane.

Molte sono le implicazioni teoriche, metodologiche ed epistemologiche di una siffatta formulazione. Basti in questa sede specificare una dimensione che si direziona verso il nostro obiettivo fondamentale che è quello di fornire una cornice teorico-metodologica alla selezione delle variabili socio-ambientali significative. Presenteremo ora un modello che forse più umilmente e più semplicemente bisognerebbe chiamare schema orientativo. Esso asserisce la causalità circolare prima esplicitata ma in più contiene le macro-variabili sociali che si pongono in interconnessione critica con gli ecosistemi e con il patrimonio globale delle risorse naturali.

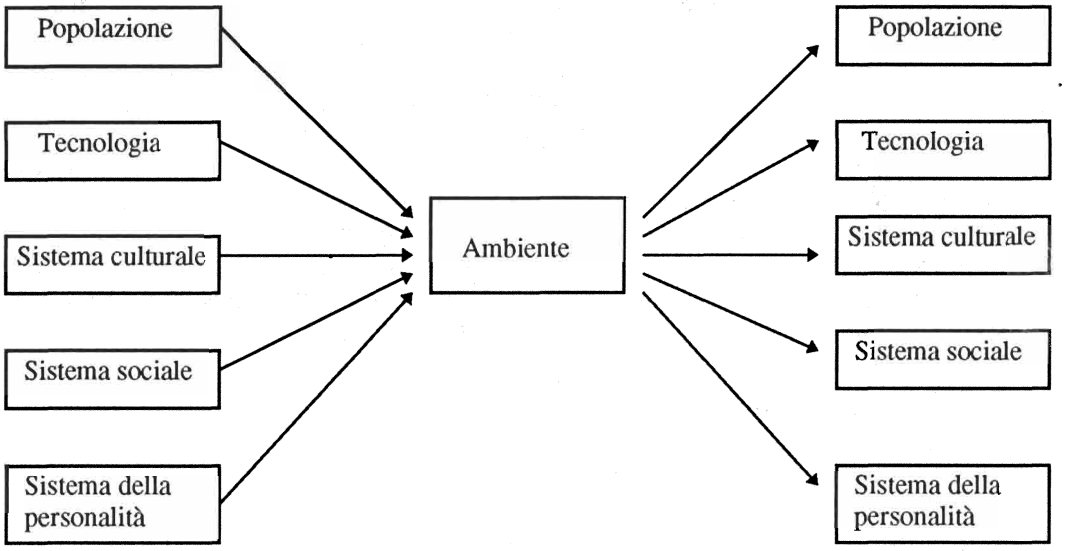


Fig. 1 – Cause e conseguenze del mutamento ambientale (Fonte: Dunlap e Catton, 1979a)

Come è agevole constatare, cinque sono le macro-variabili che incidono sugli assetti ambientali (equilibri, processi, strutture, risorse naturali, media: acqua, aria, suolo, etc.). Essi sono la popolazione umana, la tecnologia, i sistemi di cultura, i sistemi sociali in senso stretto (complessi o meno complessi, industriali o pre-industriali, sviluppati o in via di sviluppo, moderni o post-moderni, etc.) ma anche

[2] Gli Autori più noti di questa prospettiva teorica che va sotto il nome di "nuovo paradigma ecologico" sono i sociologi statunitensi Catton e Dunlap. Di essi si veda almeno Catton e Dunlap, 1978, 1980; Dunlap e Catton, 1979a e 1979b, 1994.

il sistema della personalità (si pensi solo alla personalità aggressiva). Una posizione orientata tanto dall'ambientalismo più maturo quanto dai risultati di ricerca delle scienze fisiche e soprattutto dalle scienze della vita – senza scadere nelle ideologie dell'estremismo biocentrico ed al contempo emancipandosi totalmente da ogni rimembranza simpatetica per il determinismo geografico-ambientale ottocentesco – asserisce che i sistemi ambientali hanno la *capacità di influenzare* gli sviluppi di questi cinque stessi sub-sistemi sociali.

2.2. La teoria antropogenica del mutamento ambientale

Il lavoro di ricerca che si sta sviluppando a livello internazionale sulle cosiddette *Human dimensions* del *Global Environmental Change* (si fa soprattutto riferimento ai grandi programmi di ricerca internazionali: vedi ad esempio Turner *et al.*, 1990, e Stern, 1993. Vedi inoltre Stern, Young e Drukman, 1992) possono essere di sostegno e di ausilio nella delineazione di un quadro teorico delle scienze sociali dell'ambiente, un quadro teorico la cui plasticità e quindi applicabilità possano essere riferibili anche a contesti ecosistemici e spaziali molto più circoscritti (al limite lo spazio territoriale-amministrativo del comune italiano o a singoli ecosistemi).

Le *driving forces* sociali che determinano, certamente nel contesto di lunghe catene causali ancora da indagare e soprattutto da ricondurre ad analisi quantitativa, dei mutamenti o impatti ambientali sono sostanzialmente cinque e si approssimano concettualmente al modello della sociologia dell'ambiente. L'insieme di queste macro-variabili o sub-sistemi del sistema sociale globale, quello che talune teorie chiamano sistema-mondo (vedi, per una rassegna esauriente su Wallerstein e la sua scuola, il recente lavoro di Chase-Dunn e Grimes, 1995, sulla "World-Systems Analysis") costituiscono la struttura esplicativa, in quanto cause indirette, del mutamento ambientale, o, nel nostro linguaggio, degli impatti ambientali negativi, vale a dire quegli impatti che riducono la qualità ambientale o la complessità degli ecosistemi o, ancora, il patrimonio tramandato delle risorse naturali.

Esse sono:

1) la crescita demografica;
2) la crescita economica;
3) i mutamenti o qualità dei sistemi tecnologici;
4) le istituzioni politiche e le istituzioni economiche (mercato);
5) la cultura dei rapporti uomo-ambiente (atteggiamenti, valori, credenze, opinioni, *bias*, etc).

È a tutti noto il dibattito – quasi una diatriba politico-teorica – sulla rilevanza relativa da attribuire a queste macro-variabili o forze determinanti degli impatti ambientali. Tanto il modello della sociologia dell'ambiente quanto il modello elaborato dalle comunità scientifiche globali che lavorano alla determinazione delle relazioni che si stabiliscono fra sistemi umano-sociali e sistemi ambientali hanno superato tale dibattito scientifico ampliando di fatto l'insieme delle attività umane fino ad includere i sistemi valoriali. E tuttavia la ricerca sulle "vere" cause determinanti pare continuare soprattutto laddove si trascorra dalla analisi scientifica alla elaborazione e, soprattutto, alla implementazione di politiche specifiche di risposta alla crisi ambientale. Il dibattito era in sostanza basato su due ipotesi in competizione o preferenze esplicative della crisi ambientale: quella dei cosiddetti "popolazionisti" (soprattutto biologi statunitensi) e quella che invece vedeva e vede la

"vera" causa della rottura storica degli equilibri uomo-ambiente nelle tecnologie produttive e nei sistemi economico-sociali giunti alla fase industrial-capitalistica.

Due sole considerazioni-precisazioni relative ai due paradigmi teorici.

Una pertiene alle grandi difficoltà metodologiche che si presentano quando tentiamo di isolare a fini di tecnica di indagine le macro-variabili poiché se è vero che esse sono in relazione reciproca con l'ecosistema è anche vero che sono in relazione bidirezionale l'una con l'altra. Questo ordine di questioni apre il problema epistemologico olismo-riduzionismo che in questa sede non può essere affrontato ma con il quale è costretta a fare i conti ogni scienza dell'ambiente che guardi all'integrazione trans-disciplinare come macro-obiettivo della ricerca.

L'altra osservazione si struttura come distinzione ed è presente in quella che abbiamo definito teoria antropogenica del mutamento ambientale. La modellistica che le scienze umano-sociali dell'ambiente globale vanno elaborando contiene una distinzione che noi dobbiamo tesaurizzare proprio nel difficile lavoro della costruzione di variabili quantitative (ma anche qualitative) che contengano in sé le relazioni uomo-ambiente che abbiamo denominato indicatori socio-ambientali. Tale distinzione separa le *driving forces* (e le assimila alle cause indirette del mutamento ambientale antropogenico) dalle *proximate causes* in quanto cause dirette degli impatti ambientali di fonte antropo-sociale. Queste ultime alterano in modo non mediato dimensioni specifiche dell'ambiente globale (la biosfera) e degli ecosistemi particolari.

Delineata attraverso una semplificazione espositiva e sostantiva – che necessita tuttavia di essere complessificata a misura che si accumulano positivamente i risultati di ricerca – noi abbiamo la seguente catena causale: cause indirette (*driving forces*) che spiegano le cause dirette (*proximate causes*) le quali a loro volta spiegano i mutamenti e le alterazioni ambientali.

3. Sul concetto di impatto ambientale e sugli indicatori socio-ambientali come indicatori di impatto

Il concetto di impatto ambientale traduce gli effetti delle azioni sociali sull'ambiente naturale aggiungendo alla nozione di effetto un valore di significatività. Costituisce un impatto un effetto rilevante e solitamente concentrato nel tempo di azioni compiute da soggetti individuali ma soprattutto collettivi (solitamente organizzazioni, istituzioni sociali, sistemi socio-tecnici, etc.).

Si impone tuttavia una ulteriore analisi semantica poiché ormai il concetto e la nozione di impatto ambientale sono entrati massivamente nel lessico consolidato delle scienze dell'ambiente.

Un impatto ambientale può essere allora definito come un mutamento degli equilibri ambientali. Per la scienza sociale un impatto è innanzi tutto un *action concept*, il che stabilisce subito che un impatto ambientale si costituisce come risultato, a qualsiasi grado attestato, di una o più azioni sociali (Beato, 1993b).

Nella situazione socio-ambientale di impatto noi avremo allora le seguenti componenti:

1) un soggetto o attore sociale di impatto (*Impactor*);
2) una azione di impatto;
3) un sistema ambientale ed insieme territoriale nel quale si verificano gli impatti.

Un indicatore socio-ambientale, nella nostra prospettiva, non misura direttamente gli impatti prodottisi nel sistema ambientale (ad esempio una concentrazione

di azoto) ma l'*Impactor* e l'azione di impatto (una impresa zootecnica, la densità industriale di un sistema sociale locale, il grado di urbanizzazione, etc.). In sostanza un indicatore socio-ambientale seleziona le azioni sociali compiute da *Impactor* sociali, azioni sociali che vengono selezionate in virtù della loro capacità di apportare mutamenti significativi nei sistemi ambientali. Celiando (ma con una certa serietà!) si può asserire che tutte le attività umane producono effetti sull'ambiente naturale ma un conto è ascoltare Mahler un altro è sversare petrolio in mare. Tutta la ricerca della sociologia dell'ambiente ma anche delle altre scienze sociali volta ad elaborare indicatori socio-ambientali è direzionata verso la determinazione di quelle misure di fenomeni sociali bio-fisicamente significativi nelle modificazioni reversibili o irreversibili dell'ambiente.

In questi *set* di indicatori – ma su questo ambito del reale siamo solo agli inizi – dovrebbero anche essere compresi gli **indicatori socio-ambientali di risposta**, vale a dire quegli strumenti di misura che leggono gli effetti concreti delle *policies* ambientali. Così il complesso delle azioni misurabili che mettono capo ad un sistema socio-tecnico di depurazione delle acque costituisce un fenomeno che interconnette dei sistemi sociali con dei sistemi naturali e merita per ciò stesso di essere misurato (lo studio quantitativo degli impatti di politiche, progetti, programmi nella *evaluation research* ha per obiettivo proprio la costruzione di quelli che abbiamo chiamato indicatori socio-ambientali di risposta).

Appare del tutto ovvio sottolineare che una scienza della misurazione socio-ambientale necessita di una forte integrazione interdisciplinare. Il suo obiettivo dovrebbe essere quello di elaborare un sistema di variabili quantitative capaci di misurare fenomeni *immediatamente* socio-ambientali e non solo fenomeni sociali a contenuto ed effetto ambientali.

È probabile che una ecologia scientifica che annoveri in modo più convinto di quanto faccia attualmente la specie umana nel tessuto delle interdipendenze ecosistemiche possa raggiungere o almeno approssimare tale obiettivo. D'altro canto una scienza della società che dismetta finalmente le pratiche di marginalizzazione discriminativa delle variabili bio-fisiche dalle proprie strutture esplicative potrebbe anch'essa sortire effetti di intersecazione scientifica di straordinaria portata.

Non è da escludere che un giorno – quando la ricerca scientifica diventerà davvero, come merita, la più valorizzata delle attività umane volte al miglioramento della qualità della vita e della vita non solo umana – la scienza della bioindicazione possa comprendere sinergicamente anche la scienza della socio-indicazione per dar luogo ad una sola scienza integrata[3].

4. Il problema della "misurazione" delle determinanti sociali degli impatti ambientali

Una forma di rappresentazione della relazione fra impatto ambientale e caratteristiche del sistema socio-economico è costituita dalla celeberrima equazione

$$\mathbf{I = P * A * T}$$

[3] Per una trattazione sul tema della bioindicazione, vedi almeno Nicolai, 1992. Per i nessi tra teoria, concetti e indicatori si rinvia a Marradi, 19843. Per uno stato dell'arte si veda ora il recente numero monografico di "Sociologia e ricerca sociale" dedicato alla *Pragmatica degli indicatori*; in particolare il saggio di L. Cannavò (Cannavò, 1995). Sullo stesso tema sia inoltre consentito un rinvio a Beato, 1993a.

formulata per la prima volta da P. Ehrlich e J. Holdren (1971) e ripresa più recentemente da vari autori (vedi, ad esempio, Ehrlich ed Ehrlich, 1990; Goodland e Daly, 1993; Istituto Wuppertal – Amici della Terra, 1995). Essa indica che l'impatto I è equivalente al prodotto di P (popolazione), A (*affluence*, ovvero livello di agiatezza, opulenza, abbondanza di merci) e T (tecnologia, intesa come qualità tecnica delle merci, espressa "in negativo" come quantità di agenti inquinanti connessi con il ciclo di vita di una determinata quantità di beni materiali). Se la popolazione è più o meno costante (caso delle società più avanzate), l'impatto ambientale dipende da A, cioè dall'ammontare di beni e di servizi *pro capite*, e da T, ovvero da quanto la tecnologia è efficiente in termini energetici, di utilizzazione di materiali, etc. L'impatto delle società umane sull'ambiente sarà quindi mitigabile, ad esempio, mediante la riduzione degli apporti di materiali "inquinanti" nel processo produttivo (con processi "più puliti"), la produzione di beni e servizi che richiedono un minor apporto di materiali, obiettivo conseguibile con un mutamento *tecnico* (intrasettoriale) e un mutamento *strutturale* (intersettoriale), la promozione di servizi ottenibili con *meno prodotti* (servizi *ecoefficienti*), una revisione delle connessioni tra servizi e benessere e del concetto stesso di benessere (Cfr. Istituto Wuppertal – Amici della Terra, 1995, p. 164). Ovviamente, va anche considerato il caso delle società più arretrate, nelle aree più povere del globo terrestre, in cui la popolazione è in forte aumento così come è in crescita l'aspettativa (giusta) di benessere, il che rende più problematico, in prospettiva, il contenimento dell'impatto ambientale.

La formula di Ehrlich e Holdren è senza dubbio una semplificazione, rispetto alla molteplicità delle variabili che entrano in gioco per la determinazione del carico umano sulla biosfera – non sono mancate le osservazioni critiche, soprattutto nei confronti della particolare attenzione di Ehrlich sul fattore "crescita della popolazione" – ma rappresenta un tentativo di riassumere sinteticamente alcuni punti fondamentali su cui basare la possibilità stessa di una rappresentazione scientifica del rapporto uomo / ambiente. Essa è anche, a parere di chi scrive, un possibile strumento per rendere "operazionalizzabile" almeno la parte sinistra dello schema di Dunlap e Catton (1979a), già riportato in Fig. 1, relativa all'*insieme dei fattori socio-tecnico-demografici che agiscono sull'ambiente* (Cfr. Beato, 1993b, pp.59-64), tralasciando per il momento il lato destro dello schema, ovvero quello in cui si rappresenta l'ambiente bio-fisico che agisce sulla società. Come è stato illustrato, si possono individuare due livelli di lettura di tali processi di induzione di impatti-mutamenti ambientali da parte dell'uomo: a) il livello delle *driving forces*, vale a dire quello dei grandi processi di trasformazione sociale e di caratterizzazione *macro* dei sistemi sociali; b) il livello delle *fonti prossime,* "azioni" finali che in definitiva derivano dalle *driving forces*, ad esempio emissioni in atmosfera, scarichi in acqua, consumo di risorse, apporto di materiali, etc. (Cfr. Turner *et alii,* 1990 cit. da Beato, 1993b, p. 131). In particolare, lo studio delle *driving forces* si rivela di enorme importanza ai fini dell'individuazione delle tendenze di sviluppo di attività potenzialmente dannose per l'ambiente e per la predisposizione di interventi – quando necessari – per modificare tali tendenze (Stern, 1993, p. 1897).

Sia l'equazione di Ehrlich e Holdren sia lo schema di Dunlap e Catton affermano, in estrema sintesi, due importanti verità.

Da un lato, risulta che i livelli di qualità dell'ambiente (lo *stato* dell'ambiente) derivano dalla combinazione tra *fattori di pressione antropica* e *fattori di risposta "politica",* ovvero che l'insieme delle macrovariabili sociali (Popolazione, Tecnologia, Sistema sociale, Sistema culturale e Sistema della personalità) agisce sì sull'ambiente ma può agire anche sulle proprie stesse azioni "impattanti" e tendere a

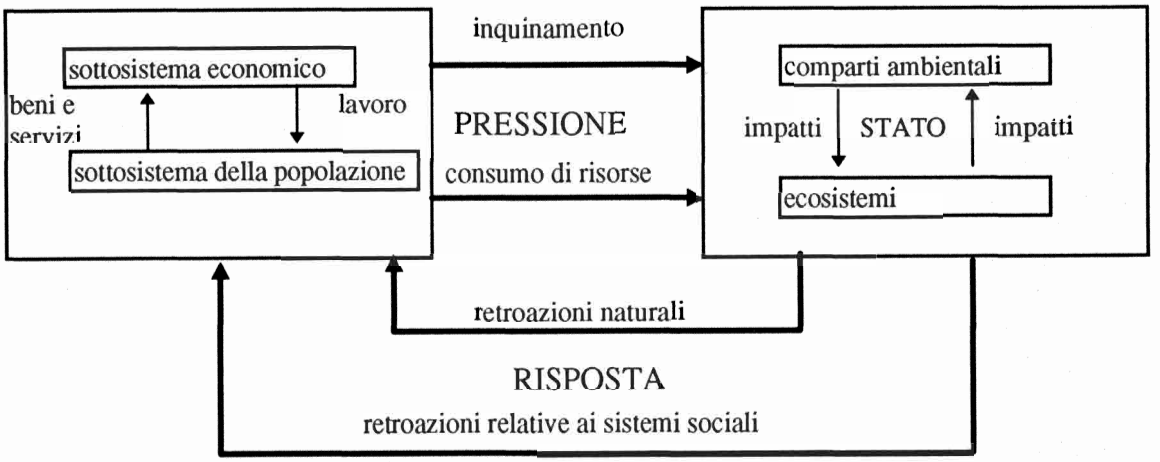


Fig. 2 – Schema Pressione - Stato - Risposta (Fonte: World Resources Institute, 1995)

modificarle (si veda lo schema pressione-stato-risposta proposto dal World Resources Institute, illustrato in Fig. 2, ma anche la ripartizione proposta da Jassen e Nijkamp, 1988, e ripresa da Gerelli e Patrizii, 1993, pp. 226-229, che, ai fini della delineazione delle basi conoscitive per potenziali interventi di "governo" dell'ambiente, distingue tra "insieme delle attività", "insieme degli effetti", "insieme delle alternative" e "insieme dei centri decisionali").

Dall'altro, si afferma che, pur presupponendo la popolazione come fonte primaria di pressione sull'ambiente, essa non può essere letta semplicemente nella sua "nudità" numerica, ma deve essere integrata, trasformata, "rivestita" mediante la considerazione del suo livello di consumi, del suo metabolismo socio-economico, della sua tecnologia.

5. La "popolazione equivalente".

Il concetto di popolazione equivalente è tra gli strumenti metodologicamente più promettenti e interessanti ai fini della individuazione di misure omogenee delle fonti di impatto di tipo antropico sulle risorse e sull'ambiente. Esso si rivela, infatti, un possibile modo per "rivestire" adeguatamente il fattore di pressione "popolazione" e per renderlo in grado di rappresentare le attività svolte dalla popolazione stessa in un territorio dato.

Tale nozione scaturisce dalla semplice constatazione che popolazioni proprie di diversi sistemi sociali, in dipendenza degli altri fattori a cui si è fatto sopra cenno, gravano sull'ambiente in maniera differenziata, per esempio in base ai tipi di attività produttiva in esse presenti. In termini operativi, una unità di popolazione in un'area scarsamente sviluppata esercita sull'ambiente una pressione che può risultare assai diversa rispetto a quella di una unità presente in un'area industrializzata. La *popolazione equivalente*, calcolata sulla base di tali fattori, si aggiunge alla *popolazione residente*, determinando una *popolazione equivalente totale* in grado di costituire una misura omogenea del carico antropico.

Per quanto riguarda il nostro Paese, questa formulazione è stata utilizzata nell'ambito di studi per la valutazione dei carichi inquinanti prodotti sul territorio nazionale, in un primo tempo riferita esclusivamente alle diverse tipologie di attività industriali, successivamente estesa alla considerazione di altre "fonti" inquinanti

come attività zootecniche, suolo coltivato e suolo non coltivato[4]. Chi ha applicato tali strumenti si è mostrato, peraltro, consapevole del loro carattere del tutto "teorico" e "per molti aspetti discutibile" (Cfr. Barbiero, Marchetti, Spaziani, 1990, p. 9), e su di essi è quindi necessario un ulteriore lavoro di "scavo", di ricerca, di confronto interdisciplinare e di validazione. Nondimeno, siffatte applicazioni, se attuate con una opportuna disaggregazione dei dati, possono fornire pregnanti informazioni sulle situazioni socio-ambientali e indicazioni di rilievo per le scelte di politica ambientale.

Negli studi applicativi svolti in Italia, la popolazione equivalente è stata calcolata considerando solo le attività industriali e la zootecnia, escludendo cioè dalla valutazione il contributo dato dal suolo alla determinazione dei carichi (*ivi*, p. 50). Per quanto riguarda le metodologie di elaborazione degli indicatori, il numero degli abitanti equivalenti di ciascuna classe di attività industriale è stato ricavato dal numero dei relativi addetti moltiplicato per il coefficiente di conversione specifico della classe stessa (dipendente a sua volta dal carattere più o meno inquinante dell'attività considerata); analogamente, gli abitanti equivalenti legati ad una data attività zootecnica, sono stati determinati mediante il prodotto del numero dei capi di bestiame per il coefficiente di conversione attribuito alla specie allevata (*ivi*, pp. 16-32).

Per ciò che concerne i settori di attività industriali, rispetto alla classificazione ISTAT del Censimento del 1981, sono stati utilizzati i coefficienti illustrati nella Tabella 1.

Tab. 1 – Coefficienti di conversione (in termini di abitanti equivalenti per addetto) per settore di attività economica (Fonte: Barbiero, Marchetti, Spaziani, 1990)

Codice attività	Nome attività	Coeff. pop. eq.
11	Estrazione e agglomerazione combustibili solidi	20,0
12	Cokerie	96,0
13	Estrazione petrolio e gas naturali	30,0
14	Industria petrolifera	65,0
15	Industria combustibili nucleari	0,6
16	Produzione, distribuzione energia elettrica, gas	1,4
17	Raccolta, depurazione e distribuzione acqua	0,6
21	Estrazione e preparazione minerali metalliferi	5,0
22	Produzione e prima trasformazione metalli	2,3
23	Estrazione minerali non metalliferi, torbiere	30,0
24	Lavorazione minerali non metalliferi	1,5
25	Industrie chimiche	63,0
26	Produzione fibre artificiali e sintetiche	40,0
31	Costruzione prodotti in metallo	2,0
32	Costruzione installazione macchine	1,0
33	Costruzione installazione e riparazione macchine ufficio	0,6
34	Costruzione installazione impianti	1,0
35	Costruzione montaggio autoveicoli e carrozzerie	1,7
36	Industria costruzione altri mezzi trasporto	1,7
37	Costruzione apparecchi di precisione, orologeria	0,6
41-42	Industrie alimentari di base – tabacco	84,0
43	Industrie tessili	18,0
44	Industrie pelli e del cuoio	57,0
45	Industria calzature, abbigliamento e biancheria	0,6
46	Industria legno e mobili in legno	1,6
47	Industria carta, stampa ed editoria	60,0
48	Industria gomma e manufatti materie plastiche	15,0
49	Industrie manifatturiere diverse	2,0

[4] Si vedano i lavori pubblicati dal CNR – Istituto di ricerca sulle acque, fra i quali segnaliamo: Farnesi, Puddu e Spaziani, 1976; Barbiero, Cicioni e Spaziani, 1987; Barbiero, Marchetti e Spaziani, 1990; Barbiero, Carone, Cicioni, Puddu e Spaziani, 1991.

Riguardo alle attività zootecniche, i coefficienti adottati per la trasformazione dei capi di bestiame in abitanti equivalenti sono illustrati nella Tabella 2.

Tab. 2 – Coefficienti di conversione (in termini di abitanti equivalenti per capo) per tipologia di bestiame

Specie allevate	Coeff. Pop. Eq.
Bovini	8,16
Ovini e caprini	1,78
Suini	1,95
Equini	8,08
Piccoli capi	0,2

Tra gli studi prima citati, ci preme sottolineare in particolare il valore informativo e analitico presente nel lavoro di Barbiero, Marchetti e Spaziani (1990) sulle aree costiere, svolto a più livelli di disaggregazione (dal nazionale al comunale) e in quello di Barbiero, Carone, Cicioni, Puddu e Spaziani (1991) che effettua una valutazione dei carichi inquinanti potenziali per i bacini idrografici del Po, del Tevere, dell'Adige e dell'Arno, presentando un'analisi articolata per sottobacini. Un quadro di sintesi dei risultati di quest'ultimo lavoro è riportato nella Tabella 3, ove si possono leggere anche le stime aggregate a livello nazionale – accanto al dato reale della popolazione residente 1981 – della popolazione equivalente industriale e della popolazione equivalente zootecnica.

Tab. 3 – Popolazione equivalente totale e sua ripartizione per fonti di generazione, a livello nazionale e relativa ai quattro principali bacini idrografici. I valori percentuali indicati in parentesi nell'ottava colonna esprimono il contributo di ciascun bacino alla formazione del carico complessivo nazionale (Fonte: Barbiero, Carone, Cicioni, Puddu e Spaziani, 1991)

BACINO	Residente	%	Equivalente industriale	%	Equivalente zootecnica	%	Equivalente totale	%
ADIGE	1.201.938	29	2.680.320	66	204.647	5	4.086.905 (3%)	100
ARNO	2.211.881	28	5.522.637	71	97.077	1	7.831.595 (5%)	100
PO	15.457.406	26	41.279.940	69	2.767.646	5	59.504.992 (37%)	100
TEVERE	4.433.841	43	5.580.568	54	268.778	3	10.283.187 (6%)	100
ITALIA	56.556.911	36	95.996.233	60	6.721.912	4	159.275.056	100

6. Indicatori socio-ambientali: correnti utilizzazioni e prospettive di ricerca

In linea generale, le attività di *Reporting* ambientale sono prevalentemente basate sull'utilizzazione di sistemi di indicatori strutturati in modo tripartito: indicatori di *stato* dell'ambiente (descrivono le condizioni di qualità delle risorse ambientali); indicatori di *pressione* (descrivono carichi e prelievi sulle risorse da parte dei sistemi umani); indicatori di *risposta* (descrivono le politiche pubbliche e i comportamenti privati). Tale schema concettuale, che scaturisce da una logica del tipo causa – effetto – risposta sociale, può essere applicato a diversi livelli territoriali o tematici, ad esempio a livello nazionale, di specifici settori, persino di singola impresa industriale o di sistema sociale locale (cfr. World Resources Institute, 1995, p. 12).

Una siffatta struttura tripartita caratterizza le elaborazioni nazionali ufficiali, ad esempio la *Relazione sullo stato dell'ambiente* in Italia (Ministero dell'ambiente, 1992), le statistiche ambientali dell'ISTAT (ISTAT, 1993), e, fra le pubblicazioni estere, il rapporto sullo stato dell'ambiente in Francia, suddiviso, infatti, in una prima parte in cui è descritta la situazione delle componenti dell'ambiente bio-fisico e delle risorse naturali, una seconda sulle "attività umane e pressioni sull'ambiente" e infine una terza centrata sulle risposte dei principali attori sociali (IFEN, 1995). Essa impronta di sé anche i rapporti generali sulla situazione ambientale del nostro Paese predisposti da organizzazioni non governative, come ad esempio i rapporti annuali di Legambiente, in particolare Conte e Melandri, 1993, e Istituto Ricerche Ambiente Italia, 1995, anche se in quest'ultimo studio, come in quello del 1994, le tre tipologie di indicatori sono riarticolate all'interno di raggruppamenti tematici, quali "Ambiente urbano", "Impatto industriale", "Risorse idriche", "Contaminazione da sostanze tossiche", etc., sulla falsariga del rapporto OCDE, 1994.

All'interno di questi documenti (e se ne potrebbero citare tanti altri) – che rappresentano poi solo una parte, la punta emergente dell'*iceberg,* di una più ampia attività di raccolta, di elaborazione e di interpretazione di dati – possiamo trovare una grande dovizia di indici statistici relativi alle attività umane con potenziale impatto ambientale, alle "fonti prossime", ai comportamenti sociali. Non c'è dubbio che l'interesse dei ricercatori sociali, ma anche il terreno in cui il loro apporto può essere più rilevante, è prevalentemente centrato sul campo dei "fattori di pressione" e su quello della "risposta sociale". Volendoci limitare soprattutto al primo campo, non si può certo dire che il loro compito, al fine di rendere operativo lo schema teorico disegnato nella prima parte, sia quello di allungare la lista già amplissima di indicatori demografici, sociali ed economici relativi a fenomeni causa di perturbazione ambientale. In proposito, oltre agli studi citati, va anche segnalato un lavoro "di base" promosso anni addietro nell'ambito dell'ex ENEA DISP – struttura oggi interamente confluita nell'ANPA – e realizzato da un gruppo di sociologi, economisti e statistici come Beato, Bagarani, Calzini, Giovanni Cannata, Cannavò e Mellano (si veda Cannata, 1990), che, pure se svolto ai fini dello sviluppo di metodologie di valutazione dell'impatto socio-economico di progetti energetici, fornisce una vasta griglia di indicatori utilizzabili in molti altri ambiti di ricerca e di intervento (con una indicazione delle fonti delle variabili, del livello di disaggregazione territoriale dell'informazione, della cadenza temporale, delle fonti bibliografiche, etc.). L'obiettivo più importante in questa fase sembra essere, invece, la ricerca di un inquadramento della molteplicità dei fattori antropici di pressione, già elencati e descritti con dati grezzi o indici statistici, in uno schema teorico e al tempo stesso metodologico-operativo in grado di collocarli in un sistema di coordinate concettuali che coniughi cause prossime e *driving forces* del mutamento ambientale, attraverso la "bussola" interpretativa prima indicata. Del resto, è questo anche il presupposto per poter lavorare con "indicatori" in senso proprio. Essi sono infatti da considerarsi tali quando viene loro attribuito "...uno stretto legame con un referente concettuale che fa parte di un modello di ricerca (a priori) o di uno schema interpretativo (a posteriori)" (Aureli Cutillo, 1993, p. 10), poiché la semplice trasformazione dei dati grezzi in indici statistici (vale a dire in entità numeriche depurate dai condizionamenti dell'unità di misura e/o dell'ordine di grandezza, quindi con un trattamento puramente matematico) non conduce *ipso facto* alla determinazione di indicatori (*ivi*, pp. 8-11).

In tal senso si può operare un tentativo di costruire uno schema generale di indicatori rappresentativi dei processi sociali a monte dell'impatto ambientale e che rispondano a certi requisiti, quali essere: a) basati per lo più su dati di osservazione

Tab. 4 – Livelli di descrizione

Caratteristiche strutturali del sistema sociale	Fattori prossimi di pressione
Popolazione	Densità delle abitazioni
Struttura	Produzione di Rifiuti Solidi Urbani
Dinamica demografica	Consumi idrici pro capite
Uso del territorio	Densità degli autoveicoli
Utilizzazione umana del territorio	Tasso di incremento delle autovetture circolanti
Territorio agricolo	Densità della rete stradale
Urbanizzazione	Consumi di carburanti
Densità della popolazione locale	Contenuto di benzene nei carburanti
Disponibilità abitativa	Consumo di piombo
Indici di affollamento	
Dinamica edilizia	Produzione di CFC
Indici di mobilità (interna ed esterna)	Produzione di cemento
Variazione media annua dei residenti	Produzioni industriali a forte impatto
Famiglie residenti: totali e composizione	Produzione di rifiuti di origine industriale
Reddito familiare annuo	Emissioni di SO2
Consumi familiari annui	Emissioni di Nox
Tassi di occupazione	
Occupati dipendenti in agricoltura, nell'industria e nei servizi	
Sistema socio-economico	Consumi di energia
Amministrazioni e collettività territoriali	Consumi di energia elettrica per categoria e sottocategoria di utilizzazione
Indicatori economici generali	Utenze elettriche industriali
livelli di sviluppo	
peso dei settori	
Prodotto pro capite	Quantità di pesticidi per ettaro di coltivazione
Indici di industrializzazione	Distribuzione di concimi chimici
Indici di ruralità	Carico zootecnico
Capacità di spesa dell'amministrazione	
Occupati per settore di attività economica	
Variazione degli occupati per settore	Produzione di rifiuti tossici e nocivi
Tassi di inoccupazione	Aziende a rischio di incidente rilevante
Trasporti e infrastrutture	Densità di rischio industriale
Incidenza del turismo (localizzazione e intensità)	
Sistema socio-culturale	
Atteggiamenti nei confronti del lavoro	
Atteggiamenti nei confronti della vita sociale	
Cultura dell'ambiente e del territorio	
Atteggiamenti verso la partecipazione politica	
Atteggiamenti nei confronti delle strutture politico-amministrative	
Principali orientamenti di valore	
Percezione sociale dei rischi	
Associazionismo	
Associazionismo ambientale	
Incidenza dei consumi culturali sui consumi totali	
Attività del tempo libero	
Incidenza dei consumi per tempo libero non domestico sul totale consumi	

già disponibili, b) applicabili in modo coerente e omogeneo su tutto il territorio e c) applicabili a una scala che possa dar conto della differenziazione delle situazioni territoriali, con l'obiettivo di una articolazione a livello comunale e, ove possibile, sub-comunale. Dal momento che l'obiettivo è quello di studiare le fonti antropiche del mutamento ambientale, occorre partire, come abbiamo visto, dalla popolazione, ma da una popolazione territorialmente, socialmente, culturalmente, tecnologicamente ed economicamente connotata. Essa dovrà pertanto essere "caratterizzata" rispondendo a determinati quesiti tra i quali "dove abita?", "quali caratteristiche ha?", "qual è la sua mobilità?", "quale attività svolge?" (cfr. Pazienti, 1994, pp. 466-467), implicando la selezione di indicatori relativi alla distribuzione territoriale, alla struttura e alla dinamica, alle attività economiche, alla struttura insediativa, alla quota e alla struttura dei consumi. Questo livello di analisi/descrizione/interpretazione degli attributi della popolazione può essere indicato come "quadro delle

caratteristiche strutturali del sistema sociale" che articola ed esplicita le componenti e le dimensioni delle macrovariabili.

A esso si affianca e da esso in qualche modo deriva il "quadro dei fattori prossimi di pressione", caratterizzato da indicatori in prevalenza "tecnologici", che in generale riconducono e rapportano misure fisiche e chimico-fisiche agli ambiti spaziali e sociali in cui si producono i relativi fenomeni, rappresentando al tempo stesso anche indicatori del comportamento in campo ambientale dei vari soggetti sociali. Per fare un esempio in proposito, una informazione sull'utilizzazione di prodotti chimici in agricoltura è sicuramente di importanza fondamentale ai fini della determinazione delle quantità fisiche di fattori di impatto, ma è anche da considerare in relazione a modelli sociali di azione ambientalmente rilevanti. Quindi un indicatore del tipo "quantità di pesticidi per ettaro di coltivazione" è un indicatore socio-ambientale che descrive una "fonte prossima di pressione" e, contemporaneamente, descrive una modalità di comportamento sociale.

Ciò che qui si propone è solo una prima delineazione di massima della parte sinistra dello schema di Dunlap e Catton, del quale, pur non riproponendone alla lettera la classificazione, crediamo di rispettare la logica di fondo. La tabella che segue (v. Tabella 4) presenta fianco a fianco i due livelli di descrizione indicati, ma non tenta neppure di stabilire fra gli elementi dei due insiemi i possibili legami causali diretti e indiretti, in molti casi evidenti e univoci, in altri di più difficile esplicitazione. Nel quadro sinistro, uno specifico trattamento da autentica macrovariabile spetterebbe all'urbanizzazione (come grande trasformazione dell'uso del territorio), che forse, con l'industrializzazione, è il processo storico-sociale che più profondamente ha inciso sull'ambiente, anche se ciò non è presente in modo esplicito né nello schema di Dunlap e Catton né tra le *driving forces* di Turner; ma per il momento essa è inserita come voce della "forza portante" popolazione.

Riferimenti bibliografici

AURELI CUTILLO E. (1993), *Lezioni di statistica sociale. Parte prima: dati e indicatori,* Roma, CISU.

BARBIERO G., CICIONI G., SPAZIANI F.M. (1987), *Un sistema informativo per la valutazione dell'inquinamento potenziale. Un'applicazione alle Regioni e alle Provincie italiane,* Roma, IRSA-CNR, *Quaderni,* n. 74.

BARBIERO G., MARCHETTI R., SPAZIANI F.M. (1990), *Valutazione dei carichi inquinanti potenziali per le acque costiere italiane,* Roma, IRSA-CNR, *Quaderni,* n. 85.

BARBIERO G., CARONE G., CICIONI GB., PUDDU A., SPAZIANI F.M. (1991), *Valutazione dei carichi inquinanti potenziali per i principali bacini idrografici italiani: Adige, Arno, Po, Tevere,* Roma, IRSA-CNR, *Quaderni,* n. 90.

BEATO F. (1993a), "Gli indicatori sociali nello studio della differenziazione territoriale", in *Scheda 2001/Ecologia antropica,* a. V, n. 11-12, pp. 13-47.

BEATO F.(1993b), *Rischio e mutamento ambientale globale. Percorsi di sociologia dell'ambiente,* Milano, F. Angeli.

CANNATA G. (a cura di) (1990), *Metodologie di valutazione dell'impatto socio-economico di impianti nucleari e altri impianti energetici. Indicatori strutturali e di impatto, 2* Voll., Presentazione di M. Maggi, Roma, DOC. ENEA DISP/A-RA/MUT 1990 (1).

CANNAVÒ L., 1995, "Il primato della pragmatica. Il senso degli indicatori nella ricerca sociale", in *Sociologia e ricerca sociale,* anno XVI, n. 47-48, pp. 7-25.

CATTON W.R. JR., DUNLAP R.E. (1978), "Environmental sociology: a new paradigm", in *The American Sociologist*, vol. 13, pp. 41-49.

CATTON W.R. JR., DUNLAP R.E. (1980), "A New Ecological Paradigm for Post-Exuberant Sociology", in *American Behavioral Scientist*, vol. 24, n. 1, pp. 15-47.

CHASE-DUNN C., GRIMES P. (1995), "World-Systems Analysis", in *Annual Review of Sociology*, vol. 21, pp. 387-417.

CONTE G., MELANDRI G. (a cura di) (1993), *Ambiente Italia '93,* Rapporto annuale Legambiente, Roma, Koinè Edizioni.

DUNLAP R.E., CATTON W.R. Jr. (1979a), *Environmental Sociology: A Framework for Analysis*, in O'Riordan T., D'Arge R. C. (eds.), *Progress in Resource Management and Environmental Planning,* vol. 1, Chichester, England, John Wiley and Sons, pp. 57-85.

DUNLAP R.E., CATTON W.R. Jr. (1979b), "Environmental Sociology", in *Annual Review of Sociology*, vol. 5, pp. 243-273.

DUNLAP R.E., CATTON W.R. Jr. (1994), "Struggling with Human Exemptionalism: The Rise, Decline and Revitalization of Environmental Sociology", in *The American Sociologist*, vol. 25, n. 1, pp. 5-30.

EHRLICH P.R., EHRLICH A.H. (1990), *The Population Explosion,* New York, Simon & Schuster; trad. it. *Un pianeta non basta,* Padova, Franco Muzzio Editore, 1991.

EHRLICH P.R., HOLDREN J. (1971), "Impact of Population Growth", in *Science,* vol. 171, pp. 1212-1217.

FARNESI B., PUDDU A., SPAZIANI F.M. (1976), *Coefficienti di popolazione equivalente delle attività economiche,* Roma, IRSA-CNR, *Quaderni*, n. 33.

FOX K.A. (1974), *Social Indicators and Social Theory: Elements of an Operational System*, New York, Wiley Interscience.

GERELLI E., PATRIZII V. (1993), *Le basi informative della politica ambientale,* in Musu I., Siniscalco D. (a cura di), *Ambiente e contabilità nazionale,* Bologna, Il Mulino.

IFEN (1995), *The Environment in France 1994-1995,* Paris, IFEN e DUNOD.

ISTAT (1993), *Statistiche ambientali 1993,* Roma, Istat.

ISTITUTO RICERCHE AMBIENTE ITALIA (a cura di) (1995), *Ambiente Italia 1995,* rapporto Legambiente, Milano, Edizioni Ambiente.

ISTITUTO WUPPERTAL – Amici della Terra (1995), *Verso un'Europa sostenibile,* Rimini, Maggioli Editore.

JASSEN R., NIJKAMP P. (1988), *Interactive Multicriteria Decision Support for Environmental Management,* Eurinf. paper, 88 Conf., Athens.

MARRADI A. (1984), *Concetti e metodo per la ricerca sociale*, Firenze, La Giuntina.

MINISTERO DELL'AMBIENTE (1992), *Relazione sullo stato dell'ambiente,* Roma, Istituto Poligrafico e Zecca dello Stato.

NICOLAI P. (1992), *La scienza della bioindicazione*, Roma, ENEA.

OCDE (1994), *Indicateurs d'environnement,* Paris, OCDE.

PAZIENTI M. (1994), *Contesto socioeconomico,* in Galletta B., Gandolfo M.A., Pazienti M., Pieri Buti G. (a cura di), *Dal progetto alla VIA. Guida e manuale per gli studi di impatto ambientale di opere edilizie,* Milano, F. Angeli.

SCAMUZZI S. (1995), *Una mappa concettuale per la definizione di indicatori socioambientali,* testo dattiloscritto.

STERN P.C. (1993), "A Second Environmental Science: Human-Environment Interactions", in *Science,* vol. 260, June, pp. 1897-1899.

STERN P.C., YOUNG O.C., DRUKMAN D. (eds.), (1992), *Global Environmental Change. Understanding the Human Dimensions*, Washington, National Academy Press.

TURNER II B.L. *et alii* (1990), "Two types of global environmental change: definitions and spacial-scale issues in their human dimension", in *Global Environmental Change. Human and Policy Dimensions,* vol. 1, n. 1, pp. 14-22.

WORLD RESOURCES INSTITUTE (1995), *Environmental Indicators: A Systematic Approach to Measuring and Reporting on Environmental Policy Performance in the Context of Sustainable Development,* New York, World Resources Institute.

Sessione

Metodi per la valutazione e la sintesi di dati ambientali

Presiede: *Bernardo Colombo*
(Università di Padova)

B. Contributi liberi di: *Antonio Bellacicco*
Renato Coppi
Pierpaolo D'Urso
Elisabetta Carfagna
Michele Scagliarini
Daria Rossi

L'APPROCCIO FUZZY NELLA VALUTAZIONE DI IMPATTO AMBIENTALE*

Antonio Bellacicco

Università di Teramo – Dipartimento di Teoria dei Sistemi e delle Organizzazioni

1. Introduzione

In questo lavoro verrà proposto un approccio originale alla costruzione di un sistema di supporto alle decisioni (DSS) escludendo quanto richiede la legislazione in materia di impatto ambientale, che non interessa le finalità dello studio. Esso si inserisce, invece, nel filone degli studi basati sui più recenti sistemi di aiuto alla decisione che l'intelligenza artificiale ha in corso di sviluppo e particolarmente nell'ambito dell'area del ragionamento qualitativo.

Il tema della valutazione di impatto ambientale si presta particolarmente a tali approcci. Basti considerare a tale proposito la matrice di Leopold e le altre proposte miranti a fornire uno strumento di decisione. In nostri precedenti lavori abbiamo trattato la problematica dell'impatto ambientale seguendo tale punto di vista. In Bellacicco e Cossetto (1993) si è fatto riferimento ai principali approcci alla valutazione di impatto ambientale e sono stati presi in considerazione sia i metodi che le tecniche decisionali adottate per risolvere il problema della misurazione e successivamente della valutazione per la decisione. Gli approcci più classici sono quelli del check lists e quelli basti su matrici. Bilanzone (1995) ha identificato oltre agli strumenti menzionati anche altri strumenti quali grafi, overlay mappings, modelli matematici e studi ad hoc. Nell'ambito delle metodologie di valutazione è da segnalare la metodologia Battelle, basata su 77 variabili ambientali suddivisi in quattro famiglie, quali ecologia, inquinamento, estetica e rilevanza per le attività umane. La costruzione di un unico indice di impatto viene successivamente effettuata considerando una misura adimensionale per ogni variabile ambientale, rappresentante una sorta di funzione di utilità, e quindi sommando le differenze riscontrate, per ogni indicatore, tra prima e dopo l'impatto, opportunamente ponderate.

L'approccio considerato in questo lavoro rientra nell'ambito dei modelli decisionali multicriteriali, introdotti da B. Rey come sistemi di aiuto alla decisione. Lo sviluppo dato in questo lavoro consiste nell'introdurre una logica fuzzy di cui si parlerà in seguito, rendendo più flessibile lo strumento decisionale.

La relazione tra la conoscenza delle relazioni tra elementi costitutivi degli strumenti di valutazione dell'impatto ambientale ed il sistema delle possibili decisioni può essere schematizzata in termini di relazione tra una struttura logica quale

* Lavoro svolto nell'ambito del progetto 40%: Analisi dei Dati Spaziali.

quella espressa dalle precondizioni e quella delle azioni, Bellacicco e Mosca (1996).

In termini elementari abbiamo, ad esempio, per un'area territoriale x, l'implicazione logica del tipo:

$$x,\ P(x) \rightarrow Q(x) \qquad (1)$$

essendo P(x) la precondizione e Q(x) la conseguenza di una data azione A.

Pertanto, identificate l'insieme *X* delle aree territoriali di interesse, si può avere una bipartizione tra insieme delle precondizioni ed insiemi dei conseguenti.

Sia *X* che *P*, insieme delle precondizioni, che *Q*, insieme dei conseguenti possono essere dotati di una struttura che può essere algebrica ed anche più complessa se si intende associare all'algebra una misura che può essere probabilistica ed anche fuzzy. Il caso più semplice è costituito, come già visto, dall'insieme *X* dato dalla semplice identificazione degli elementi che gli appartengono, e per ciascun elemento x di *X* da un'applicazione dell'insieme *P* sull'insieme *Q*.

La generalizzazione che si può effettuare, di cui parleremo nel paragrafo successivo, consiste nel rendere più flessibile il processo di descrizione della conoscenza e quindi il processo decisionale.

Come già menzionato, nel successivo paragrafo generalizzeremo la (1) seguendo le linee già introdotte, nel terzo paragrafo introdurremo esplicitamente la logica fuzzy o nel quarto paragrafo daremo un algoritmo multicriteriale di decisione basato sulle premesse del paragrafo precedente.

L'interpretazione dei risultati dell'algoritmo saranno infine parte integrante del paragrafo conclusivo, restituendo alla problematica trattata l'apporto dei paragrafi precedenti.

Prima di procedere nell'analisi di dettaglio di quanto esposto in sintesi in questa introduzione, è opportuno osservare che la metodologia di impatto ambientale è comunque legata a modelli, quando si intendono per modelli anche le strutture logiche e contiene sempre un elemento di incertezza essendo di fatto sia una metodologia di diagnostica che una metodologia di prognostica. La disponibilità di dati è comunque connessa all'analisi delle precondizioni, cioè alla loro esistenza ed alla loro interrelazione.

2. La struttura logica della valutazione di impatto ambientale

La valutazione di impatto ambientale, in sintesi VIA, è basata sull'interazione tra tre insiemi ed i relativi sottoinsiemi:

i) insieme delle unità territoriali di riferimento, *X*;
ii) insieme delle precondizioni *P*;
iii) insieme dei conseguenti *Q*.

L'insieme *X* delle unità territoriali può essere visto nei seguenti modi:

i elenco di unità;
ii) punti di un piano cartesiano e di uno spazio quadridimensionale;
iii) insieme di relazioni su un insieme di pixel rappresentanti una partizione di una quadrato o di un cubo.

il modo sub ii. non considera lo spazio tridimensionale in quanto non è caratterizzato diversamente dallo spazio bidimensionale avendo non considerato il tem-

po come dimensione. Se si considera il tempo come dimensione è necessario introdurre alcuni accorgimenti in quanto esso possiede caratteristiche diverse dalle altre dimensioni. In effetti, se si ha una rappresentazione statica, lo spazio bidimensionale e lo spazio tridimensionale non sono sostanzialmente diversi. L'introduzione della variabile temporale comporta l'introduzione dell'asimmetria, tipica della dimensione temporale e non delle altre dimensioni.

Il modo sub iii. è tipica del trattamento di immagini in quanto viene considerata una partizione di un quadrato in tanti quadrati elementari ad ognuno dei quali è associata un valore e più in generale una informazione. Il caso del cubo può essere tipico del caso in cui il pixel viene considerato un cubo elementare.

Nel modo sub i, si ha un puro elenco di nomi e lista di siti, nel modo sub ii. si ha il supporto della geometria euclidea e nel modo sub iii. si ha il supporto della teoria dei grafi. Come si vede si ha una successione di generalizzazioni in termini di strumenti formali atti a rappresentare eventi su un territortio.

In questa nota privilegiano il modo sub iii. che identifica l'insieme di unità territoriali come vertici di un grafo $G(X,R)$, dove X è l'insieme dei vertici e nodi del grafo ed R è un sottoinsieme del prodotto cartesiano di X per sé stesso. La forma del grafo è determinata da R e si possono dare diverse forme, come è noto, di interesse per la problematica trattata, Bellacicco e Labella (1979).

L'insieme dei pixel costituisce l'insieme dei vertici di un grafo $G(X,R)$ e le relazioni che è possibile imporre è costituito dal sottoinsieme R.

È possibile associare ad ogni vertice del grafo $G(X,R)$ un sottoinsieme delle precondizioni P.

La generalizzazione che si rende possibile consiste nell'associare a sottoinsiemi di precondizioni, sottoinsiemi di conseguenti, assegnando tali sottoinsiemi a sottoinsiemi di vertici connessi ad ognuno dei vertici del grafo.

Il termine "connesso" va inteso nel senso della teoria dei grafi, cioè nel senso che esista una successione di elementi di R, con almeno un elemento del sottoinsieme di vertici, cui sono assegnati i conseguenti.

Come esemplificazione, se $P(x)$, $Q(y)$, due predicati rappresentanti sia la precondizione che il conseguente, sono associati a due vertici diversi, si ha di fatto una implicazione logica associata a due siti diversi che può significare un'azione intesa in senso di un rapporto da una causa verso un effetto.

L'ulteriore generalizzazine consiste nell'introdurre un'algebra sui predicati, siano essi precondizionati che conseguenti.

L'algebra tradizionale consente di fornire catene di deduzione e quindi catene di causa/effetti spaziali.

In effetti si possono avere le valutazioni di impatto se si identificano tutte le relazioni menzionate. Ci si rende facilmente conto che le semplici liste non possono consentire le deduzioni e le valutazioni.

Una ulteriore generalizzazione consiste nell'introdurre misure probabilistiche ed una ulteriore generalizzazione consiste nell'introdurre misure e valutazioni di tipo fuzzy.

Non soffermeremo l'attenzione sulle misure probabilistiche mentre dedicheremo l'attenzione all'algebra fuzzy ed alle misure di tipo fuzzy.

3. L'algebra fuzzy

Dato un insieme X viene definita una valutaizone fuzzy se ad ogni elemento di X è associato un valore nell'intervallo unitario. Un predicato è definito su X se è

possibile associare ad ogni elemento di X il valore di appartenenza del predicato P(x). Il predicato, pertanto, identifica un sottoinsieme fuzzy di X.

Le regole fuzzy più importanti, che portano al superamento della logica del terzo escluso e della coerenza tipica della logica tradizionale, sono le seguenti:

i) $P(x) \text{ or } Q(x) = \max(P_x; Q_x)$
ii) $P(x) \text{ and } Q(x) = \min(P_x; Q_x)$
iii) $\text{not } P(x) = 1 - P_x$

Come si vede abbiamo considerato il predicato P, ed anche Q, associato ad una unità territoriale, equivalente al suo valore di appartenenza, non distinguendo il predicato come applicazione degli elementi di un insieme sull'intervallo unitario, dal valore della applicazione.

Rimane da scrivere la quarta proprietà che riguarda l'implicazione stessa, che in questo contesto riveste una grande importanza:

iv) $P_x \rightarrow Q_x = \min(1;(1 - P_x + Q_x))$

Le precedenti regole indeboliscono la necessità implicita nella logica tradizionale e consentono di effettuare catene di deduzione che possono essere interpretate, al contrario della logica probabilistica, in termini di "è vero con livello di verità del ... che P si riferisca ad x", considerando che il termine "si riferisca ad x" può assumere il significato di "è rilevante".

L'interpretazione della logica fuzzy, non essendo di tipo probabilistico non può essere effettuata in termini di incertezza ma in termini di giudizi ordinali. L'esempio più elementare deriva dalla valutazione scolastica qualitativa, riferita all'intervallo unitario, che può essere estesa ad intervalli diversi quali ad esempio l'intervallo chiuso (0,100).

Il problema che si pone consiste nell'assegnare per ogni predicato associato ad un elemento di X un valore di verità od un valore fuzzy, per esempio nell'intervallo chiuso (0,100).

Si ha pertanto una matrice di valutazione (PX) che assegna un valore di verità di P ad ogni unità di X. Si ha inoltre una matrice di implicazione (PQ) che assegna un valore di verità ad ogni coppia di implicazione che rappresentino antecedenti e conseguenti ed infine una matrice (QX) che associa i conseguenti alle unità di X, assegnando un valore di verità.

Per riempire le tre matrici è opportuno adottare un algoritmo di valutazione secondo i criteri menzionati.

4. L'algoritmo di valutazione EVAL

L'algoritmo di valutazione EVAL consente di assegnare un intervallo ed eventualmente un valore compreso tra 0 e 100, estremi inclusi a tutti gli elementi delle tre matrici menzionate.

La logica dell'algoritmo è la seguente:

INPUT: È dato un predicato P ed un elemento x appartenente ad un insieme X;

Passo 1. Si calcola la possibilità di assegnare un valore appartenente all'intervallo (0,50), chiuso a destra oppure all'intervallo (50,100), chiuso a destra e si assegna una dei due subintervalli;

Passo 2. Si assegna un valore, a seconda del Passo 1, nei semintervallo ottenuto attraverso una partizione dicotomica dell'intervallo scelto al Passo 1;

Passo 3. Si itera la procedura costruendo una arborescenza di partizioni successive avendo come nodo il subintervallo trovato al Passo precedente ed avendo ogni volta 2 archi.

Passo 4. Se il subintervallo trovato ha ampiezza inferiore ad una soglia prefissata, d, si arresta la procedura EVAL e si assegna il subintervallo trovato oppure il suo estremo destro, altrimenti si torna al Passo 2.

Il numero dei nodi pendenti dell'arborescenza così costruita è quindi uguale a 2^k, essendo k il numero di iterazioni. In effetti è possibile teoricamente calcolare 2^k subintervalli fino ad un livello di risoluzione di ampiezza d.

L'algoritmo EVAL può essere usato per riempire tutte le matrice menzionate e quindi può essere usato per effettuare una valutazione fuzzy.

Le concatenazioni possono ora essere effettuate seguendo le regole precedentemente presentate. In particolare l'implicazione può essere valutata mediante gli strumenti esposti.

Rimane da presentare la logica decisionale; essa può essere vista nell'ambito di quanto già esposto in precedenza.

5. Il supporto alla decisione

La VIA costituisce uno strumento di aiuto per identificare l'effetto di possibili scelte considerando un insieme di alternative e di implicazioni basate su un supporto territoriale.

In pratica è uno strumento di simulazione e quanto proposto in questa nota può dare una possibilità di valutare l'effetto di azioni sia a livello territoriale che a livello di strutture di predicati.

Il processo decisionale nasce da una strategia di eliminazione di quanto risulta poco rilevante e dalla definizione del raggio di azione ammissibile per gli interventi che si possono intraprendere.

Il cuore del processo è definito dall'algoritmo CHOOSE. Esso opera come un algoritmo di defuzzificazione. Si tratta infatti di ritornare a variabili booleane, introducendo delle soglie. La scelta delle soglie può essere effettuata a posteriori considerando, ad esempio, il terzo quintile in ogni matrice, dei valori assegnati.

Alternitivamente possono essere date a priori in base ad informazioni specifiche, inerenti la problematica trattata. La defuzzificazione costituisce un momento rilevante per l'identificazione delle implicazioni più importanti, Teramo, Asai, Sugeno (1992).

Le linee essenziali dell'algoritmo CHOOSE possono essere riassunte nei passi che seguono:

Input: È data la fuzzificazione delle tre matrici (*PX*), (*PQ,*), (QX) attraverso l'algoritmo EVAL;

Passo 1: Si identifica per ogni matrice una soglia, denotando pertanto le tre sogli che ne risultano, come d_1, d_2, d_3;

Passo 2: Si costruiscono le assegnazioni associando valore 0 oppure 1 a seconda che il valore dell'estremo superiore dell'intervallo fuzzy sia inferiore o superiore alla soglia;

Passo 3: Si identificano le implicazioni esistenti e si valutano i conseguenti che, come è noto, nella implicazione nell'ambito della logica classica, caratterizzano il valore di verità delle implicazioni;

Passo 4: Se i conseguenti considerati sono negativi si calcola il loro numero e quindi la loro percentuale che, se inferiore alla percentuale dei conseguenti trovati positivi, porta all'accettazione dell'intervento.

Come si vede, non si ha un problema di ottimo, quando invece un problema di rilevanza delle implicazioni. Tale approccio è peraltro nella linea dei modelli di apprendimento e di decisione dell'intelligenza artificiale, basati sulla logica della abduzione per cui se è asserita come vera una implicazione ed è asserito vero ed esistente il conseguente, è plausibile che sia vera la precondizione, e se si è in una rete di implicazioni, un insieme di precondizioni. La univocità della precondizione può essere quindi di notevole aiuto per la valutazione dell'impatto, essendo la precondizione la caratterizzazione di un dato intervento.

È plausibile che eliminando la precondizione considerata responsabile di un danno, anche i conseguenti possano essere modificati. Come si comprende bene il processo iterativo costituisce in nuce la logica dei sistemi esperti.

6. Osservazioni conclusive

L'algoritmo CHOOSE richiede, come già specificato, la costruzione di tre matrici la cui dimensione può costituire un elemento critico per evidenziare la sua efficacia. Infatti, se le matrici sono di dimensione ridotta, non si evidenzia l'efficacia dell'algoritmo CHOOSE, non potendo mettere in evidenza la presenza di circuiti che condividono lo stesso arco, così come non è possibile mettere in evidenza la presenza di arborescenze. I circuiti infatti identificano un anello di implicazioni e quindi la presenza di feedbacks. Le arborescenze invece consentono di seguire la logica della abduzione. È quindi evidente che la topologia del grafo risulta estremamente rilevante ed essa può emergere da matrici di dimensioni non piccole.

Peraltro per grandi dimensioni si pone il problema della complessità computazionale dell'intero algoritmo, che se ammette l'apporto dell'algoritmo di quantificazione della valutazione fuzzy, è di tipo esponenziale, nella precisione.

Peraltro se è dato un dominio di applicazione di cui si abbia conoscenza e per il quale sia possibile scrivere un insieme di regole e di implicazioni di cui si abbia una specificazione precisa a livello di unità territoriali coinvolte, la ricerca può essere ridotta in termini di complessità computazionale. Peraltro, la logica dei sistemi esperti, prevede la sfruttamento esteso della conoscenza dell'esperto al fine di evitare le problematiche più note di complessità computazionale.

Seguendo le indicazioni menzionate non si è ritenuto opportuno sviluppare un esempio significativo, implicando questo la scrittura di un programma mediante un linguaggio di V generazione, come ad esempio il Prolog, che consente inferenze seguento la logica dell'abduzione, cui si è fatto cenno nel paragrafo precedente.

Riferimenti Bibliografici

BELLACICCO A. e LABELLA A., 1979, *Le Strutture matematiche dei dati*, Feltrinelli, Milano.

BELLACICCO A. e COSSETTO S., 1993, *Metodi e modelli nella valutazione di impatto ambientale*, in Metodi Statistici per le Analisi Territoriali (a cura di S. Zani), Franco Angeli, Milano.

BELLACICCO A. e MOSCA R., *Fuzzy multicriteria evaluation of the cost of environmental impact*, in 6th European Forum on Cost Engineering, Guerrini, Univ. Bocconi, Milano.

BELLACICCO A. e MOSCA R., 1996, *Valutazione dell'impatto ambientale di tipo fuzzy e costruzione di sistemi esperti fuzzy per la valutazione dell'impatto;* in pubblicazione.

BILANZONE G., 1995, *La valutazione dell'impatto ambientale: aspetti procedurali e metodologici*, in Problemi ambientali e inquinamento (a cura di S. Camiz e F. Gallo), CISU, Roma.

TERAMO T., ASAI K., SUGENO M., 1992, *Fuzzy systems theory and application*, Academic Press, Inc. New York.

UN MODELLO STOCASTICO A COEFFICIENTI VARIABILI E CON INPUT ESOGENI PER LO STUDIO PREDITTIVO DEI FENOMENI AMBIENTALI

Renato Coppi, Pierpaolo D'Urso

Università degli Studi "La Sapienza" di Roma, Facoltà di Scienze Statistiche, Dipartimento di Statistica, Probabilità, Statistiche Applicate

1. Introduzione

Nello studio dinamico di sistemi fisico-ambientali è possibile migliorare le prestazioni dei tradizionali modelli stocastici a *scatola nera* (ARMA etc.) utilizzando informazioni addizionali che consentono di esplicitare meglio le caratteristiche del sistema.

I modelli a *scatola nera* infatti non tengono sufficientemente conto della variabilità delle emissioni e del diverso tipo di risposta degli agenti inquinanti in situazioni meteorologiche differenti (ad esempio regimi di stabilità o instabilità atmosferica) o di altri fattori come la quota di emissione.

Diventano importanti così le metodologie che portano all'adozione di modelli in cui si tenga conto di alcune dipendenze di tipo fisico, sia esplicite che implicite, della variabile in uscita rispetto alle variabili che si ritiene possano essere influenti sul sistema in esame. Questo modo di procedere si interpone tra l'approccio a *scatola trasparente* (modelli di tipo deterministico), in cui ci si attiene rigorosamente alle leggi fisiche note e quello a *scatola nera*, in cui si cerca unicamente di ottenere il miglior "fitting" possibile della serie storica di dati non considerando la realtà fisica sottostante; per tale ragione i modelli di questo tipo vengono denominati a *scatola grigia*.

Nel corso di questo lavoro si analizzeranno i *modelli a scatola grigia* per lo studio predittivo dei fenomeni ambientali. In particolare, dopo aver delineato gli aspetti generali sulla rappresentazione di un modello a scatola grigia (*cfr.* §2), saranno proposte due procedure statistiche rispettivamente per la *scelta delle variabili esogene del modello* (*cfr.* §3) e per la *definizione della legge L*, la quale consente al modello di tener conto delle caratteristiche strutturali del sistema ambientale in esame (*cfr.* §4).

La prima procedura si baserà sull'*analisi statistica di causalità*, la seconda sull'*analisi dello spettro delle ampiezze* e della *funzione di autocorrelazione*.

Infine si procederà all'identificazione di un particolare tipo di modelli a scatola grigia, i *modelli ciclostazionari* (*ARXCS*), per lo studio di un caso reale. Sarà effettuata una previsione di breve periodo delle *concentrazioni medie giornaliere del monossido di carbonio* (CO) rilevate in una stazione di monitoraggio

(L.go Montezemolo) ubicata all'interno dell'area urbana della città di Roma (*cfr.* §5).

2. I modelli a scatola grigia: aspetti generali

In generale i modelli a scatola grigia, che si possono sinteticamente indicare con la sigla *ARMAXL* (*AR* = parte autoregressiva, *MA* = parte a media mobile, *X* = parte esogena, *L* = legge che caratterizza la struttura del modello), possono formalmente rappresentarsi nel modo seguente:

$$x(t) = \sum_{i=1}^{p} a_i[L_t]\, x(t-i) + \sum_{m=1}^{M} \sum_{h=0}^{n_m} b_{mh}[L_t]\, u_m(t-h) + \sum_{j=1}^{q} c_j[L_t]\, \epsilon(t-j) + \epsilon(t) \qquad (1)$$

ove

$x(t)$ è la variabile d'uscita del modello;
$a_i[L_t], b_{mh}[L_t], c_j[L_t]$ sono i parametri, dipendenti dalla legge L_t, da stimare;
$u_m(t)$ è l'insieme degli M input esogeni, $m = 1,.....M$;
$\epsilon(t) \sim N(0,\sigma^2[L_t])$ è un rumore bianco;
h è il ritardo temporale tra la variabile d'uscita e l'm-esimo input esogeno.

Un particolare tipo di modello *ARMAXL*, che si ottiene omettendo la parte *MA*, è il modello *ARXL*:

$$x(t) = \sum_{i=1}^{p} a_i[L_t]\, x(t-i) + \sum_{m=1}^{M} \sum_{h=0}^{n_m} b_{mh}[L_t]\, u_m(t-h) + \epsilon(t). \qquad (2)$$

La considerazione di una legge *L*, che caratterizza la struttura del modello, permette di tener conto della non stazionarietà tipica dei fenomeni ambientali, in particolare dei fenomeni atmosferici.

È possibile caratterizzare la legge *L* attraverso la definizione di:

- *periodi di ciclostazionarietà* (con eventuali intervalli di *stazionarietà interna*);
- *categorie*.

A seconda della diversa legge *L* che viene definita, dalla (2) si possono esplicitare diversi modelli: *ARXCS* (modelli autoregressivi, con input esogeni e legge di ciclostazionarietà), *ARXC* (modelli autoregressivi, con input esogeni, con categorie), *ARXCSC* (modelli autoregressivi, con input esogeni, ciclostazionari e con categorie).

Per quanto concerne la scelta della variabili esogene, per i modelli *ARXL* essa viene fatta considerando un'*analisi di causalità*[1], che costituisce un'integrazione all'analisi proposta da Pierce e Haugh (1977), la quale consente di studiare le relazioni di causa-effetto tra la variabile d'uscita del modello (ad esempio *concentrazione d'inquinante*) e le potenziali variabili esogene (ad esempio *variabili meteorologiche e/o di emissione*). In particolare tale procedura statistica permette di studiare la *causalità globale*, che consente di verificare l'*esistenza* o meno della

[1] L'analisi di causalità può effettuarsi ogni qualvolta occorra inserire esplicitamente nel modello variabili esogene, può quindi utilizzarsi, oltre che per modelli *ARXL* (in particolare *ARXCS*, *ARXC*, *ARXCSC*), ovviamente anche per modelli *ARX*, e in generale, *ARMAX*.

relazione di causa, attraverso il *test del* χ^2 (Pierce, Haugh, 1977) e la *causalità locale*, che permette d'individuare direttamente il *passo* e la *direzione di causa*, attraverso *k test normali standardizzati bidirezionali indipendenti*[2], cioè tanti test quanti sono i lag temporali considerati.

Schematicamente lo sviluppo di tali modelli per l'analisi predittiva di sistemi ambientali è rappresentato nella Fig. 1.

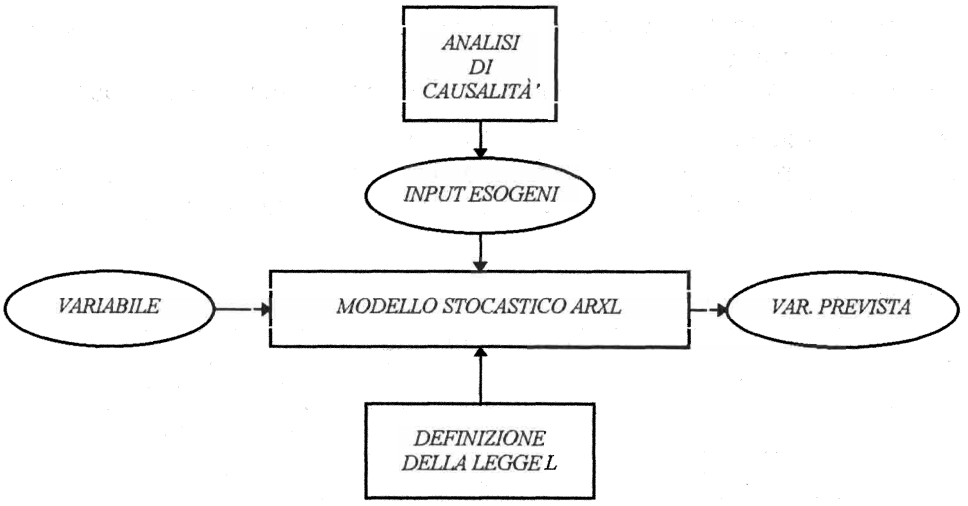


Fig. 1 – Sviluppo del modello predittivo

3. Scelta delle variabili esogene: una metodologia statistica per l'analisi di causalità

Per la scelta degli input esogeni dei modelli a scatola grigia viene proposta una procedura statistica che costituisce un'integrazione all'analisi di causalità di Pierce e Haugh (1977) e che si basa sullo studio della *cross-correlation* tra i residui (bianchi) delle due serie storiche in esame (variabile d'uscita del modello e potenziale variabile esogena).

La procedura utilizzata per l'analisi di causalità è costituita dalle seguenti fasi:

fase 1: si considerano le due serie storiche originarie x_t e y_t, rese stazionarie da un'eventuale trasformazione sui dati;
fase 2: si identifica un modello autoregressivo per ognuna delle due serie, in modo da ottenere le serie stimate $\hat{x}_t$ e $\hat{y}_t$;
fase 3: si calcolano i residui $\hat{u}_t = x_t - \hat{x}_t$ e $\hat{v}_t = y_t - \hat{y}_t$;
fase 4: si verifica la bianchezza dei residui mediante opportuni test (ad es. test del periodogramma cumulato);
fase 5: si calcola la *cross-correlation* tra i residui:

[2] *k* rappresenta il numero di passi temporali in corrispondenza dei quali si vuole indagare l'eventuale rapporto di causa-effetto tra due variabili in esame.

$$r_{uv}(k) = \frac{\sum_{t=1}^{n-k} \hat{u}_{t-k} \cdot \hat{v}_t}{\sqrt{\sum_{t=1}^{n-k} \hat{u}_t^2 \sum_{t=1}^{n-k} \hat{v}_t^2}}, \quad k = 0 \ldots, M$$

ove

k è il passo temporale per cui viene calcolato il valore di *cross correlation*;
n è il numero delle coppie $(u_{t-k}\ v_t)$;
M è il massimo valore per cui si desidera calcolare la funzione di *cross correlation*.

Il calcolo della cross-correlation assume rilevante importanza nell'analisi in quanto fornisce una definizione operativa di causalità (Pierce e Haugh; 1977); in particolare, si ha causalità se $r_{uv}(k) \neq 0$ in maniera significativa, per qualche $k > 0$ (Tab. 1).

Tab. 1 – Relazioni di causalità

RELAZIONI DI CAUSALITÀ	
x causa y	$r_{uv}(k) \neq 0$ *per qualche* $k > 0$
y causa x	$r_{uv}(k) \neq 0$ *per qualche* $k < 0$
Causalità istantanea	$r_{uv}(0) \neq 0$
x causa y, ma non istantaneamente	$r_{uv}(k) \neq 0$ *per qualche* $k > 0$ *e* $r_{uv}(0) = 0$
Causalità unidirezionale da x a y	$r_{uv}(k) \neq 0$ *per qualche* $k > 0$ *e* $r_{uv}(k) = 0$ $\forall k < 0$ *o* $\forall k \leq 0$
x e y sono indipendenti	$r_{uv}(k) = 0\ \forall k$
x e y sono in relazione istantanea e non in altro modo	$r_{uv}(k) = 0\ \forall k \neq 0$ *e* $r_{uv}(0) \neq 0$

Per la verifica di questa relazione si considerano il *test di causalità globale* e il *test di causalità locale* (*fase* 6).

fase 6: verifica della causalità globale mediante il test del χ^2 e della causalità locale mediante k test normali indipendenti. L'analisi di *causalità globale* consente di verificare l'esistenza o meno della relazione di causa, e quella di *causalità locale* permette d'individuare direttamente il segno e il lag temporale in cui avviene la relazione di causalità. In particolare la *causalità globale* viene verificata effettuando un test, con un dato livello di significatività α, sulla variabile: $U = n \cdot \sum_{k=0}^{M} r_{uv}^2(k)$ ove n è il numero dei dati, 0 ed M sono rispettivamente il minimo e il massimo passo per la cross-correlazione stimata $r_{uv}(k)$. A tal proposito, sotto l'ipotesi nulla di indipendenza tra le due serie a confronto si dimostra che tale variabile si distribuisce come un χ^2 con $(M+1)$ gradi di libertà. Per l'analisi di *causalità locale*, si considerano *k test normali standardizzati bidirezionali indipendenti*, cioè tanti test quanti sono i lag temporali considerati. In particolare supponiamo di avere n osservazioni per le due serie di dati x_t e y_t, dove ciascuna serie è considerata una realizzazione di un processo lineare con covarianza stazionaria, e supponiamo inoltre che le due serie siano rappresentate da un modello AR, dove u_t e v_t sono white noise.

Se le due serie sono indipendenti si dimostra (Haugh, 1976) che la variabile: $\sqrt{n}R_{u,v}$ *si distribuisce come una Multinormale* con vettore delle medie nullo e matrice di varianza e covarianza unitaria: $\sqrt{n}R_{u,v} \sim MN(\underline{0}, \underline{I})$ dove:

$R_{u,v} = \{r_{uv}(0), r_{uv}(1), \dots r_{uv}(k), \dots r_{uv}(M)\}$ è il vettore delle cross-correlation ai diversi lag;

$r_{uv}(k)$ è il valore della cross-correlazione al passo $k, k = 0 \dots M$, n il numero dei dati a disposizione per il calcolo della $r_{uv}(k)$.

In base a tale risultato possiamo testare la causalità ad ogni singolo passo $k, k = 0 \dots M$, *attraverso la statistica:*

$$z = \begin{cases} \sqrt{n} r_{uv}(k) & per \quad k < 15 \\ \sqrt{\dfrac{n}{1 - \left|\dfrac{k}{n}\right|}}\, r_{uv}(k) & per \quad k \geq 15 \end{cases}$$

che, sotto l'ipotesi nulla di indipendenza, al generico passo k, $k = 0 \dots M$, si distribuisce come una *Normale Standardizzata.*

Il test proposto, per la verifica della causalità locale, consiste nel confrontare, ad ogni passo temporale k, $k = 0 \dots M$, le ipotesi:

$$H_0 : r_{uv}(k) = 0 \ (indipendenza)$$

$$H_1 : r_{uv}(k) \neq 0 \qquad (causalità)$$

I *k test normali standardizzati bidirezionali indipendenti* possono essere rappresentati in un sistema di assi cartesiani, riportando il passo temporale nell'asse delle ascisse e i valori campionari della statistica test nell'asse delle ordinate (Fig. 2).

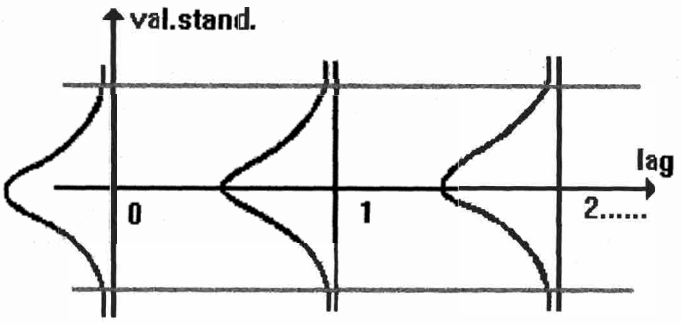


Fig. 2 – Test di causalità locale per diversi lag temporali

L'analisi di causalità così ottenuta consente di definire in modo completo ed esplicito il tipo di legame esistente tra le due variabili considerate; in particolare consente di pervenire ad informazioni oltre che sull'*esistenza* di causalità, anche sull'*intensità*, sul *passo* e sul *segno* di causalità, informazioni, queste, notevolmente importanti nella scelta delle variabili esogene di un modello e quindi nell'identificazione di un modello stocastico a scopo predittivo.

4. Definizione della legge L

Le informazioni addizionali che caratterizzano un modello a scatola grigia vengono implicitamente introdotte attraverso la definizione di una legge *L* che caratterizza la struttura del modello e che consente di "catturare" l'informazione fisica del sistema in esame.

Essa può esplicitarsi attraverso la definizione:

- del *periodo di ciclostazionarietà*
- di *categorie.*

In base a tali definizioni, dai modelli *ARXL*, è possibile esplicitare i modelli *ARXCS, ARXC, ARXCSC.*

Per la definizione della *legge di ciclostazionarietà* occorre individuare i *periodi di ciclostazionarietà* e gli eventuali *intervalli di stazionarietà interna* al periodo individuato. In particolare la procedura statistica proposta a tal fine è:

- *definizione del periodo di ciclostazionarietà*: l'obiettivo è di individuare i cicli che caratterizzano la variabile in esame. Gli strumenti utilizzati a tal fine sono *la funzione di autocorrelazione*, che permette d'indagare sulla struttura interna di un processo sotto il profilo temporale, e lo *spettro delle ampiezze*, che permette di misurare le periodicità presenti nelle serie dei dati analizzando le frequenze con cui queste si manifestano.
- *definizione degli intervalli di stazionarietà interna*: in alcuni casi accade che il periodo di ciclostazionarietà sia grande e i valori dei coefficienti del modello, in istanti di tempo adiacenti, differiscano fra loro per quantità trascurabili. Ciò si verifica, ad esempio, per i fenomeni ambientali, caratterizzati da periodicità annuale, quando si adotti un passo temporale giornaliero. In tal caso per descrivere il processo si richiedono 365 diverse parametrizzazioni, molte delle quali "simili" tra loro. Poiché un numero eccessivo di parametri induce problemi in fase di identificazione del modello, si rende necessaria l'adozione di un modello che, pur consentendo di trattare la ciclicità, sia più parsimonioso nel numero delle parametrizzazioni. Se i parametri del modello variano lentamente (in maniera ciclica) è possibile adottare un modello ciclostazionario con stazionarietà interna (Finzi G. *et al.*, 1991). La stazionarietà interna al periodo viene verificata attraverso l'esame del *diagramma dei dati* e la stima della *funzione di autocorrelazione globale e parziale.* In particolare vengono analizzate le funzioni di autocorrelazione dei dati relativi ai diversi sottoperiodi (*intervalli di stazionarietà interna*) in cui è stato partizionato il periodo ciclostazionario[3]. Ad esempio, se il periodo ciclostazionario è settimanale, possono essere analizzate le funzioni di autocorrelazione dei due sottoperiodi: lunedì-venerdì, sabato-domenica.

---

[3] I sottoperiodi sono individuati sulla base delle conoscenze che si hanno sull'evoluzione temporale della variabile in esame; tali conoscenze sono sottoposte, nei casi particolari, a verifica empirica tramite strumenti di analisi come, ad esempio, la funzione di autocorrelazione.

Consideriamo il caso di variabili ambientali. Sulla base degli studi presenti in letteratura (Stern *et al.* 1974, Berico, 1991) emerge che tra le variazioni più importanti dei principali inquinanti vi sono quelle a cadenza settimanale; infatti è nota la forte dipendenza di questi dalle variazioni del flusso di traffico autoveicolare. Di conseguenza il Sabato e la Domenica, se confrontati con gli altri giorni settimanali, presentano concentrazioni d'inquinante nettamente inferiori, e la Domenica, rispetto al Sabato, presenta concentrazioni ancora minori. In questo lavoro, come si avrà modo di vedere nel paragrafo 5, tali risultati sono stati confermati, con particolare riferimento al CO, dall'analisi della funzione di autocorrelazione e spettrale: ciclo settimanale del CO con tre intervalli di stazionarietà Lunedì-Venerdì, Sabato, Domenica.

Individuati il periodo di ciclostazionarietà e gli intervalli di stazionarietà interna è quindi possibile definire la *legge di ciclostazionarietà*.

Formalmente, indicando con T il periodo di ciclostazionarietà e con $S_{t_1},\ldots,S_{t_n}$ gli intervalli di stazionarietà interna al periodo T tale che $\bigcup_{i=1}^{n} S_{t_i} = T$ e $\bigcap_{i=1}^{n} S_{t_i} = \emptyset$ (cioè $S_{t_1},\ldots,S_{t_n}$ rappresentano una *partizione* di T), ove n è il numero di intervalli di stazionarietà interna, si ha la seguente legge di ciclostazionarietà:

$$L^* = L_t^* = CS(T;S_{t_1},\ldots,S_{t_n}) = CS_t.$$

In tal modo il modello *ARXL* diviene *ARXCS*, cioè:

$$AR(p)X(M)CS(T;S_{t_1},\ldots,S_{t_n})$$

ove p è il numero di lag considerato per la variabile d'uscita del modello e M il numero delle variabili esogene (Finzi G., Brusasca G.,1991).

Nel caso in cui la legge L si esplicita attraverso la definizione di *categorie* il problema principale che occorre affrontare è la scelta e la classificazione di tali categorie.

L'importanza dell'introduzione nel modello di categorie è dovuta alla possibilità di schematizzare, in un numero limitato di situazioni (categorie) l'insieme spesso numeroso delle variabili esogene che altrimenti dovrebbero essere tutte inserite nel modello in maniera esplicita. Ad ogni categoria, corrisponderà un set di parametri da stimare.

Ad esempio, la classificazione delle situazioni meteorologiche può essere fatta studiando le mappe sinottiche in quota, distinguendo i regimi ciclonici e anticiclonici e le relative condizioni di stabilità e instabilità al suolo.

Un altro possibile criterio di classificazione è quello basato sulla massima velocità giornaliera del vento; in tal caso i dati giornalieri appartenenti alle serie storiche considerate possono dividersi in due categorie: quelli relativi ai giorni calmi e quelli relativi ai giorni ventosi.

Oltre alle categorie meteorologiche possono considerarsi anche classi di emissione, selezionate in base a livelli di maggiore o minor carico delle sostanze inquinanti.

Come si ha modo di vedere la scelta delle categorie e la classificazione dei dati in ognuna di esse assume, nell'analisi di dati ambientali, grande importanza; in particolare l'obiettivo principale che si deve raggiungere è di ridurre al minimo il numero delle categorie da introdurre nel modello, aggregando quelle che portano a situazioni (ad esempio d'inquinamento) simili.

Formalmente nel caso in cui l'informazione addizionale della legge L è esplicitata nel modello attraverso la definizione di categorie, si avrà che il modello *ARXL* diverrà del tipo *ARXC*, in quanto la legge L sarà del tipo:

$$L' = L'_t = C(C_{t_1},\ldots,C_{t_r}) = C_t$$

ove $C_{t_1},\ldots,C_{t_n}$ rappresenta una *partizione* di C, C insieme complessivo delle categorie. In particolare si avrà:

$$AR(p)X(M)C(C_{t_1},\ldots,C_{t_r}).$$

Nel caso in cui s'introduce nel modello *ARXL* un'informazione implicita sia attraverso una *legge di ciclostazionarietà* che attraverso la definizione di *categorie*, il modello diverrà del tipo *ARXCSC*; in particolare sarà:

$$AR(p)X(M)CS(T;S_{t_1},\ldots,S_{t_n})C(C_{t_1},\ldots,C_{t_l}).$$

Ovviamente ora si avranno contemporaneamente due leggi L, L^* e L', definite nel modo seguente:

$$L^* = L_t^* = CS(T;S_{t_1},\ldots,S_{t_n}) = CS_t,\ L' = L'_t = C(C_{t_1},\ldots,C_{t_l}) = C_t.$$

In tal caso ad ogni possibile combinazione della legge di ciclostazionarietà e delle categorie corrisponderà un diverso set di parametri del modello da stimare. Ad esempio nel caso di un modello *ARXCSC* con un periodo di ciclostazionarietà caratterizzato da due intervalli di stazionarietà interna e da tre categorie si avranno sei sottomodelli. È auspicabile quindi in tale circostanza poter disporre di serie storiche di dati sufficientemente lunghe, in modo da consentire l'identificazione stessa del modello.

Tutto ciò deve avvenire cercando di rispettare il più possibile i vincoli imposti dal *principio di parsimonia*, in modo tale da garantire l'affidabilità della stima del modello e la semplicità interpretativa dei risultati.

Per i metodi di stima dei parametri utilizzati per tali modelli si rimanda a Finzi *et al.* (1991), Ljung L., Söderström T. (1978 *et* 1983), Ljung L. (1987).

5. Applicazione di un modello a scatola grigia ad un caso reale: la previsione a breve termine del CO

Un modello a scatola grigia è stato identificato per lo studio di un caso reale; in particolare un modello ciclostazionario *ARXCS* è stato utilizzato per la previsione, con un giorno in anticipo, delle concentrazioni medie giornaliere del CO, nell'area urbana della città di Roma. A tal fine si sono considerati i dati relativi al monossido di carbonio (*CO*), rilevati dalla stazione di monitoraggio di L.go Montezemolo.

Per quanto riguarda le variabili esogene del modello, la scelta è stata fatta effettuando un'analisi di causalità tra le diverse variabili meteorologiche (*velocità del vento, visibilità, temperatura, temperatura di rugiada, umidità relativa,* ecc.) rilevate dalla centralina di rilevamento di dati meteorologici dell'Aeroporto di Ciampino.

Il periodo considerato è stato l'anno ecologico 92-93.

La procedura d'identificazione ha consentito di ottenere un modello del tipo[4]:

$$AR(2)X(2)CS(7;5,6,7)$$

cioè un modello autoregressivo di ordine 2, con 2 variabili esogene –*velocità del vento* e *visibilità*- e con legge di ciclostazionarietà $L(7;5,6,7)$, cioè legge ciclostazionaria settimanale con stazionarietà interna infrasettimanale lunedì-venerdi, sabato, domenica.

[4] L'identificazione del modello ciclostazionario è avvenuta utilizzando il package AST-3 (Finzi *et al.*, 1991). A tal proposito gli Autori desiderano ringraziare l'ing. Mario Cirillo, responsabile della Task-Force Svil. Metod. Contab. Amb. Mod. Urbana, Dipartimento Ambiente, dell'ENEA, che ha consentito l'utilizzo del suddetto package

Le due variabili esogene scelte con l'analisi di causalità[5] hanno mostrato, anche se con diversa intensità, una significativa relazione di causalità, simultanea e con segno negativo, nei confronti della variabile d'uscita del modello, il *CO*. Si veda, ad esempio per la relazione causale tra il *CO* e la velocità del vento, la Fig. 3.

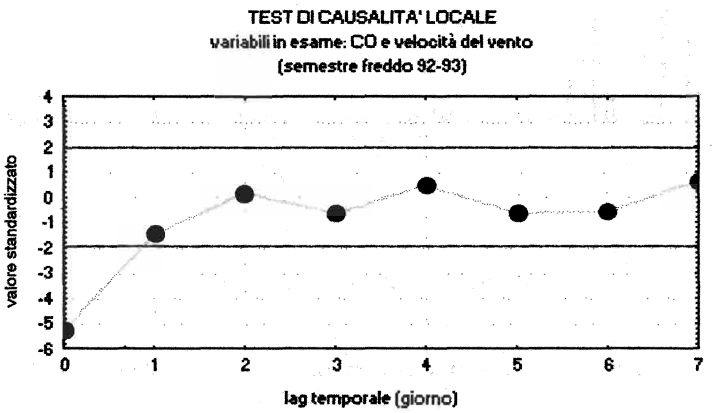


Fig. 3 – Relazione di causa tra CO e velocità del vento

L'individuazione della legge di ciclostazionarietà è stata effettuata attraverso lo studio dello spettro delle ampiezze relativo al CO, che ha mostrato il tipico andamento ciclico del CO, dovuto alla variazione del flusso del traffico; in particolare nella Fig. 4 è evidente la presenza di un ciclo orario, giornaliero, infrasettimanale (dovuto al tipico calo del traffico nel week-end) e settimanale (che è quello utilizzato al nostro scopo)[6]. La stazionarietà interna relativa ai tre sottoperiodi in cui si è partizionata la settimana è stata accertata attraverso l'esame del diagramma dei dati e lo studio delle funzioni di autocorrelazione.

Il modello identificato ha consentito di costruire il set di dati previsti relativi alle concentrazione medie giornaliere del CO.

La natura ciclostazionaria del modello ha permesso di prevedere i dati relativi al periodo Lunedì-Venerdì utilizzando il modello con intervallo di stazionarietà interna 1-5, i dati relativi al Sabato utilizzando il modello con periodo di stazionarietà interna 6, i dati relativi alla Domenica utilizzando il modello con periodo di stazionarietà interna 7.

I dati previsti sono stati confrontati successivamente con quelli osservati: dal confronto non sono emerse differenze significative il che ha permesso di ritenere soddisfacenti i valori stimati dal modello. Nella Fig. 5 si riporta lo *scatterplot* delle concentrazioni stimate e misurate per la centralina di L.go Montezemolo e relativo al semestre freddo dell'anno ecologico 92-93. La linea continua indica la curva delle previsioni perfette. Dal grafico si osserva che i valori previsti non si disco-

[5] L'analisi di causalità per la scelta delle variabili esogene (analisi di causalità globale e locale) è stata effettuata sviluppando un algoritmo operativo su un foglio elettronico.

[6] Per la realizzazione dello spettro si sono considerati i dati del CO a cadenza oraria, ciò al fine di individuare un maggior numero di cicli del monossido di carbonio. Tuttavia tra i diversi cicli più frequenti (24,12,8,6,168 ore) quello che interessa al fine di questo studio, che considera dati a cadenza giornaliera, è il ciclo di 168 ore (il picco a destra), cioè il ciclo settimanale.

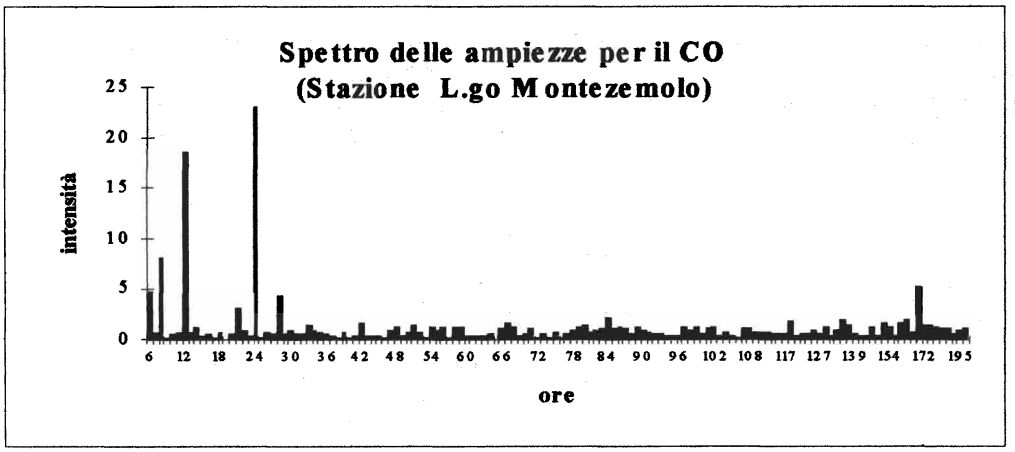


Fig. 4 – Spettro delle ampiezze per il CO

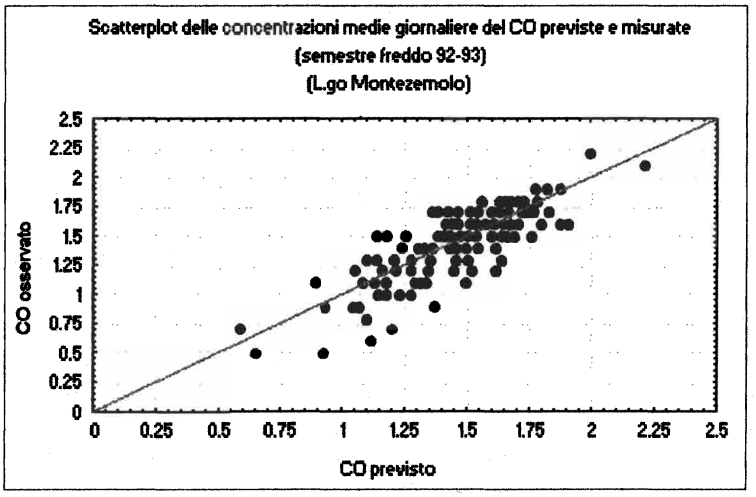


Fig. 5 – Scatterplot delle concentrazioni medie del CO previste e misurate (semestre freddo 92-93, L.go Montezemolo)

stano significativamente dai valori osservati; infatti i punti dello scatterplot, corrispondenti ai valori previsti e osservati, sono prossimi alla retta delle previsioni perfette.

Si nota inoltre come il modello stocastico identificato fornisca buone prestazioni, in termini predittivi, in special modo per la previsione dei livelli più alti (*episodi critici*) del *CO*. Infatti nella Fig. 5, si evidenzia come lo *scatter* tenda ad addensarsi maggiormente, verso la *linea di previsione ideale*, per valori alti di CO.

Al fine di evidenziare la bontà delle prestazioni del modello identificato si è effettuato un confronto con modelli di tipo autoregressivo con e senza input esogeni. Il modello *AR(2)X(2)CS(7;5,6,7)* è stato confrontato con modelli *AR(2)* e *AR(2)X(2)* in modo da evidenziare gli effetti dei contributi informativi conseguenti all'introduzione nel modello di input sia tipo esplicito (variabili esogene) che di tipo implicito (legge di ciclostazionarietà).

I risultati sono schematizzati nella Tab. 2.

Tab. 2 – Confronto delle prestazioni dei modelli per L.go Montezemolo

Tipo di modello	Correlazione vero-previsto	Varianza spiegata
AR(2)	*0.65*	*34%*
AR(2)X(2)	*0.73*	*53%*
AR(2)X(2)CS(7;5,6,7)	*0.78*	*62%*
AR(2)X(2)CS(7;5,6,7) con trasf. non lin. su un input esog.	*0.82*	*72%*

Confrontando i risultati appare evidente, già da una prima analisi, come l'introduzione nel modello di informazioni, provenienti da input espliciti e impliciti, ne migliori la qualità: infatti il coefficiente di correlazione vero-previsto aumenta sensibilmente. Ma la cosa più sorprendente è il notevole aumento della varianza spiegata e quindi il migliore adattamento del modello alla realtà, al crescere del numero degl'input (espliciti e impliciti) considerati.

Scendendo nel particolare, per L.go Montezemolo si ha, confrontando il modello *AR(2)* con quello autoregressivo *AR(2)X(2)*, un aumento, pari a 0.08, del coefficiente di correlazione e un aumento del 19% per la varianza spiegata. Tali indici continuano a migliorare se si introducono ulteriori informazioni circa il comportamento ciclico della variabile CO. Se si confrontano infatti gli indici degli *AR(2)X(2)* con gli indici del modello *AR(2)X(2)CS(7;5,6,7)* si passa rispettivamente da 0.73 a 0.78 e dal 53% al 62%, registrando quindi un incremento significativo pari rispettivamente a 0.05 per la correlazione vero-previsto e al 9% per la varianza spiegata. Nel confronto con gli *AR(2)* le differenze diventano più marcate; viene registrato infatti, passando da un modello *AR(2)* a un modello *AR(2)X(2)CS(7;5,6,7)*, un incremento pari a 0.13 per il coefficiente di correlazione vero-previsto e al 28% per la varianza spiegata.

Infine è stata considerata una variante non lineare del modello *AR(2)X(2)CS(7;5,6,7)*. In particolare è stato identificato un modello *AR(2)X(2)CS(7;5,6,7)* con una trasformazione non lineare ($u = exp(au^*)$, $a = cost$, u^* = var. esogena) su un input esogeno (velocità del vento). Buone sono risultate le prestazioni in termini di correlazione vero-previsto (0.82) e di varianza spiegata (72%).

In generale si evidenzia quindi una migliore qualità delle prestazioni dei modelli a scatola grigia (ciclostazionari con input esogeni) rispetto a quelli a scatola nera (autoregressivi con o senza input esogeni).

6. Conclusioni

Nel corso di questo lavoro sono stati analizzati i modelli stocastici a scatola grigia, nell'ambito dei quali sono state proposte due procedure statistiche rispettivamente per la scelta delle variabili esogene e per la definizione della legge *L*. In particolare sono stati considerati i modelli *ARXCS* (autoregressivi, ciclostazionari, con input esogeni), ciò al fine di prevedere in tempo reale le concentrazioni medie giornaliere del *CO*.

Sono state mostrate le caratteristiche funzionali e l'affidabilità dei risultati di tali modelli; in particolare si è evidenziato come i modelli identificati abbiano consentito di ottenere previsioni di buona qualità.

Le potenzialità di tali modelli nella previsione dei dati di qualità dell'aria, in particolare degli *episodi critici* d'inquinamento, potrebbe aumentare con l'introdu-

zione di altre informazioni, ad esempio informazioni meteorologiche a scala sinottica ottenute categorizzando le *mappe sinottiche* che rappresentano la meteorologia in quota. In tal caso si potrebbe pensare di considerare un'opportuna estensione dei modelli stocastici *ARXCS*, in particolare potrebbero essere validamente utilizzati i modelli *ARXCS* con categorie (*ARXCSC*).

È in tale direzione che lo sviluppo futuro di questo studio tenderà ad orientarsi.

Riferimenti bibliografici

ANFOSSI D. et al., (1986) *La città e l'aria: il sistema di controllo della qualità dell'aria a Torino*, F. Angeli.

BERICO M., (1991) *Analisi armonica di serie temporali di dati di concentrazioni d'inquinanti in atmosfera urbana*, Rapporto ENEA.

BOLZERN P., FRONZA G., MELLI P., SPIRITI A., (1981) *Real-time control of sulphur emissions from an industrial area*, Atmospheric Environment, vol.15, n. 5.

BONELLO G., COLLO A., FINZI G., (1986) *Un sistema di previsione ed allarme dell'inquinamento da anidride solforosa nella città di Torino*, vol.1-2.

BOX G.E.P., JENKINS G.M., (1976) *Time series analysis. Forecasting and control*, Holden-Day.

CARSTENSEN J. et al., (1993) *Grey Box modelling in two time domains of westewater pilot scale plant*, Envirometrics 4(2).

D'URSO P., (1995) *Identificazione di un modello stocastico a tempo discreto per lo studio dinamico di variabili ciclostazionarie,* Dipartimento di Statistica, Probabilità, Statistiche Applicate, Roma.

DAVIS M.H.A., VINTER R.B., (1984) *Stochastic Modelling and Control*, Chapmann and Hall.

DESIATO F. et al. (1992) *Stima dei parametri meteo-diffusivi con metodi stocastici (attività di ricerca nell'ambito dello studio: meteorologia, modelli di dispersione nell'atmosfera e loro validazione)*, Rapporto tecnico ENEA/DISP, Area dipartimentale Ambiente e Radioprotezione, conv. CNR/ENEL.

FINZI G., BRUSASCA G., (1991) *La qualità dell'aria. Modelli previsionali e gestionali*, Masson.

FINZI G., GIOVANNINI I., MAZZETTI D., SANTILLI S., (1994) *Progetto AMES-parte II: Il modulo di previsione in tempo reale degli episodi critici di inquinamento da traffico*, Ingegneria Ambientale, vol.23, n. 1.

FINZI G., SANTI M., SONCINI-SESSA R., VERDI T., (1991) *Il package AST-3, Manuale d'uso*, CUSL.

GRANGER C.W.J., (1980) *Testing for causality: a particolar viewpoint, Journal of economics dynamic and control*, vol. 2.

HAUGH L.D., (1976) *Checking the indipendent of two covariance-stationary time series: a univariate residual cross-correlation approch*, Journal of the American Statistical Association, vol. 71, n. 354.

HERNÀNDEZ E., GARCIA R., FINZI G., (1983) *The SO_2 pollution in Madrid: I. A study of the meteorological and statistcal aspects; II. A comparison between two stochastic models for real-time forecasting purposes*, Il Nuovo Cimento, vol. 6C, n. 6.

HERNÀNDEZ E., MARTÌN F., VALERO F., (1992) *Statistical forecast models for daily air particulate iron and lead concentrations for Madrid, Spain*, Atmospheric Environment, vol. 26B, n. 1.

LJUNG L., SÖDERSTRÖM T., (1978) *A theoretical analysis of recursive identification methods*, Automatica, vol.14.

LJUNG L., SÖDERSTRÖM T., (1983) *Theory and Practice of recurse identification*, MIT-press.

LJUNG L., (1987) *System Identification: Theory for the user*. Prentice-Hall.

MCCOLLISTER G.M., WILSON K.R., (1975) *Linear stochastic models for forecasting daily maxima and hourly concentrations of air pollants*, Atmospheric Environment, vol.9.

PIERCE D.A., HAUGH L.D., (1977) *Causality in temporal systems*, Journal of Econometrics, vol. 5.

STERN A.C., BOUBEL R.W., TURNER D.B., FOX D.L., (1984) *Fundamentals of air pollution*, Academic press.

SUTTON O.G., (1953) *Micrometeorology* M. G. Hill, New York.

ZANNETTI P., (1990) *Air pollution modelling. Theories, computational Methods and Available Software*, Van Nostrand Reinhold.

ZANNETTI P., MELLI P., RUNCA E., (1977) *Meteorological factors affecting SO2 pollution levels in Venice*, Atmospheric Environment, vol. 11.

PROBLEMATICHE DI INTERPOLAZIONE SPAZIALE DEI DATI SULLA QUALITÀ DELL'ARIA

Elisabetta Carfagna

Dipartimento di Scienze Statistiche – Università degli Studi di Bologna

1. Introduzione*

Nell'ambito della valutazione della qualità dell'aria, molta attenzione viene rivolta allo studio delle serie storiche dei dati per singola stazione, riflettendo sui tempi di mediazione dei dati originari, ma anche sull'elevato numero di dati mancanti e sulla numerosa gamma di metodi per la loro ricostruzione.

Lo studio dell'evoluzione temporale del fenomeno presenta dunque uno sviluppo notevole, che ripercorre i passi dell'analisi delle serie storiche, con il duplice obiettivo di interpretare le serie e di prevedere i valori futuri di inquinamento su specifici punti di posizionamento delle stazioni.

Di gran lunga minore è l'attenzione rivolta all'altra caratteristica del fenomeno: la sua diffusione sul territorio. La mole dei dati per stazione è incomparabilmente superiore al numero delle stazioni, numero che condiziona pesantemente la rappresentatività spaziale dei dati stessi. Benché l'inquinamento atmosferico sia un fenomeno spazio-temporale, la letteratura statistica si è soffermata principalmente sulla sua componente temporale.

La non rilevante attenzione alla diffusione spaziale dell'inquinamento atmosferico è probabilmente dovuta alla convinzione che la sua variabilità spaziale sia scarsa, convinzione avvalorata dai dati delle centraline in funzione in alcune città italiane.

Frequentemente, la maggior parte delle centraline è posizionata in modo tale da riscontrare i livelli massimi di inquinamento dovuto al traffico veicolare, seguendo le indicazioni di legge: non stupisce dunque l'elevata correlazione dei valori di tali stazioni.

In verità, scopo della costituzione di un sistema di rilevamento della qualità dell'aria non è soltanto il monitoraggio dei livelli massimi di inquinamento, bensì anche l'individuazione del livello medio dell'inquinamento di un'area in un periodo di riferimento. Tuttavia, i suggerimenti dati dalla normativa (Decreto congiunto Ministeri Ambiente e Sanità G.U. 31-05-91) a riguardo del numero e del posiziona-

* I dati sull'inquinamento sono stati forniti dal Comune di Bologna, Settore Controllo Ambientale. Le elaborazioni sono state effettuate presso il Dipartimento di Scienze Statistiche sotto la supervisione della Prof.ssa Daniela Cocchi; si tratta di elaborazioni ad uso interno, da non confondersi con quelle previste dalla legge in materia.

mento delle stazioni di rilevazione sono finalizzati a soddisfare essenzialmente il primo dei due obiettivi, indicando un numero minimo di stazioni (generalmente in funzione del numero degli abitanti) da posizionare essenzialmente nei punti di massima concentrazione di inquinanti (primari, secondari o fotochimici) e dedicando una o più stazioni, posizionate preferibilmente in un parco, alla valutazione del livello di fondo dell'inquinamento.

È importante distinguere tra i livelli massimi d'inquinamento, i livelli medi ed i valori di fondo, che richiedono diverse modalità di rilevazione. Se si ritiene che la salvaguardia della salute della popolazione sia una delle finalità delle reti di monitoraggio della qualità dell'aria, occorrerà rilevare non soltanto il raggiungimento di livelli superiori alle soglie previste per i diversi inquinanti, ma anche i livelli di inquinamento cui la popolazione è abitualmente esposta. È quindi importante effettuare un'inferenza sul livello di compromissione della qualità dell'aria, che non può prescindere da un'idonea rilevazione sulle aree di minore concentrazione di inquinanti, poiché tale tipo di dato non può essere fornito dall'analisi storica dei livelli di inquinamento delle zone di massimo, sostituendo una variabilità temporale ad una spaziale.

Una riflessione sui problemi esposti viene qui proposta con riferimento alla rete di rilevazione della città di Bologna.

2. La distribuzione delle medie giornaliere nelle stazioni della rete di Bologna per l'inquinante biossido di azoto

La rete di rilevazione della qualità dell'aria della città di Bologna è costituita da sette stazioni posizionate all'interno della città e da due stazioni poste in comuni contigui ed in direzione opposta: Casalecchio ed Ozzano.

La stazione Irnerio è in una via del centro, non angusta, aperta al traffico; mentre la stazione S. Felice è al termine di una via centrale a traffico limitato. Non lontano dalla stazione Irnerio sono poste quelle di Piazza Martiri e via Matteotti. Infine, le stazioni denominate Fiera ed ospedale Malpighi sono in aree della prima periferia e Giardini Margherita in un parco pubblico.

Nel presente lavoro sono stati analizzati i dati riguardanti il biossido di azoto (NO_2) un inquinante molto rilevante nella città. Il periodo di osservazione va dal 1° aprile 1994 al 31 marzo 1995, poiché in esso è possibile ipotizzare che le modalità di misurazione siano state omogenee.

Un'analisi degli andamenti delle medie giornaliere nelle diverse stazioni mostra chiaramente una periodicità settimanale che si presenta in maggiore o minor misura in tutte le stazioni. I diagrammi box-plot (Fig. 1) pongono a confronto le distribuzioni delle medie giornaliere nei diversi giorni della settimana, per ciascuna stazione.

È possibile riscontrare in tutte le stazioni un marcato spostamento verso valori più bassi della distribuzione dei dati corrispondenti alla giornata di domenica. La cessazione delle attività produttive e la forte riduzione del traffico veicolare che si verificano in tale giornata determinano dunque una notevole influenza sui livelli di inquinamento dell'aria per quanto riguarda in biossido di azoto.

Una riduzione dei livelli della distribuzione delle medie giornaliere si verifica anche nella giornata di sabato, ma in misura nettamente minore che nella domenica, nelle stazioni Irnerio (Fig. 1-A), Piazza Martiri, Fiera, Ozzano, Casalecchio e Matteotti; mentre, nelle stazioni Giardini Margherita (Fig. 1-B) e San Felice è possibile riscontrare una distribuzione con valori sensibilmente più bassi nella giornata di lunedì rispetto agli altri giorni non festivi.

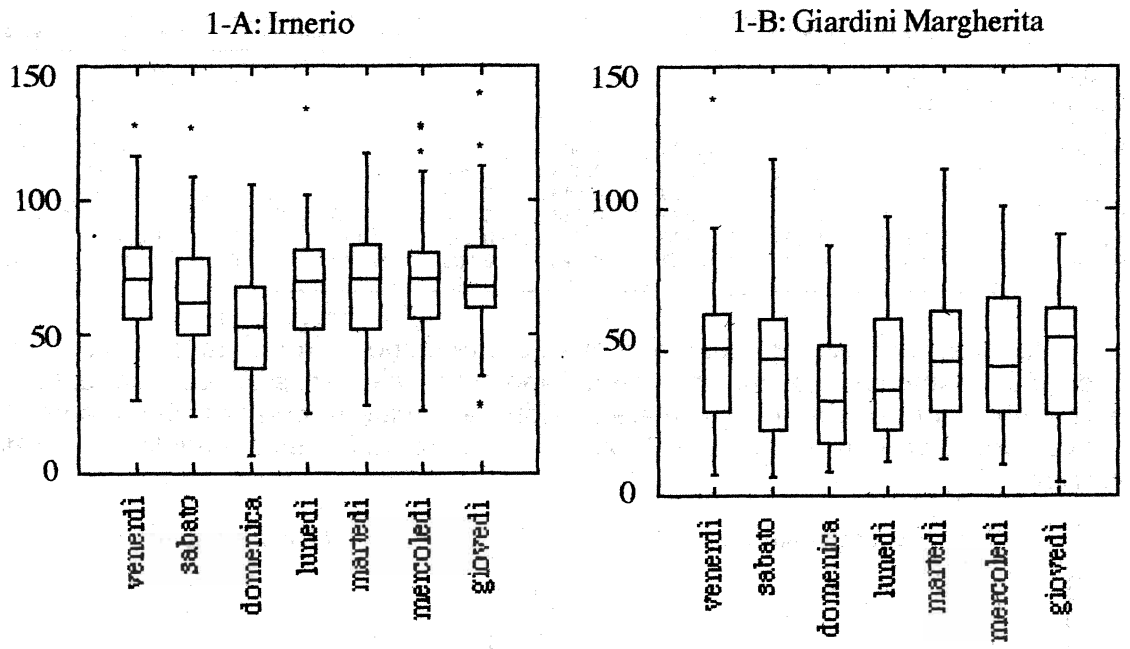


Fig. 1 – Box-plot delle stazioni Irnerio e Giardini Margherita

Come era logico attendersi per un inquinante legato al traffico veicolare come il biossido di azoto, la distribuzione delle medie giornaliere della stazione posta nel parco pubblico (Giardini Margherita) presenta dei valori mediani nei diversi giorni della settimana notevolmente più bassi di quelli delle altre stazioni, pari approssimativamente alla metà di quelli delle stazioni San Felice, Piazza Martiri, Fiera e Matteotti. Livelli intermedi di inquinamento sono riscontrabili nelle stazioni poste nei comuni limitrofi (Ozzano e Casalecchio) e nelle stazioni Irnerio e Malpighi.

Nonostante le distribuzioni di tutte le stazioni presentino sostanzialmente la stessa periodicità, non mostrano andamenti talmente simili da consentire la stima dei dati di una stazione in funzione di quelli di altre, come vedremo nell'analisi seguente.

Si ipotizza in genere che gli inquinanti seguano una distribuzione lognormale, ipotesi sostanzialmente avvalorata anche dai diagrammi precedentemente descritti, pertanto si è effettuata una trasformazione tramite logaritmo naturale che dovrebbe produrre una distribuzione di tipo normale. Tale trasformazione determina un migliore adattamento alla distribuzione gaussiana delle medie giornaliere di biossido di azoto nella maggior parte delle stazioni, un esempio è dato dalla stazione di piazza Martiri (Fig. 2); tuttavia, in altre circostanze, l'andamento appare più lontano da quello di una gaussiana, si veda ad esempio la distribuzione delle medie giornaliere della stazione Irnerio e del loro logaritmo naturale (Fig. 3).

3. Ricerca di un legame lineare tra coppie di stazioni

Iniziamo l'analisi delle relazioni tra i dati di inquinamento delle varie stazioni con uno studio sulla correlazione lineare tra i logaritmi naturali delle medie giornaliere di coppie di stazioni (Tab. 1).

Tab. 1 – Coefficienti di correlazione lineare tra i logaritmi delle medie giornaliere di NO_2

	Irnerio	Margherita	Martiri	Malpighi	Fiera	Ozzano	Casalecchio	Matteotti	San Felice
Irnerio	1.000								
Margherita	0.559	1.000							
Martiri	0.205	0.259	1.000						
Malpighi	0.693	0.507	0.286	1.000					
Fiera	0.190	-0.099	0.275	0.269	1.000				
Ozzano	0.410	0.353	0.519	0.443	0.232	1.000			
Casalecchio	-0.185	0.001	0.233	-0.058	0.348	0.338	1.000		
Matteotti	0.323	0.283	0.476	0.521	0.255	0.489	0.301	1.000	
San Felice	-0.035	-0.145	0.437	0.123	0.537	0.270	0.545	0.408	1.000

I dati mancanti sono in numero rilevante e tendono a creare delle successioni che rendono impossibile l'assunzione dell'ipotesi di mancanza casuale dei dati. Si è quindi ritenuto opportuno calcolare i valori dell'indice di correlazione lineare di Bravais-Pearson con un numero di osservazioni variabile nelle singole coppie di stazioni.

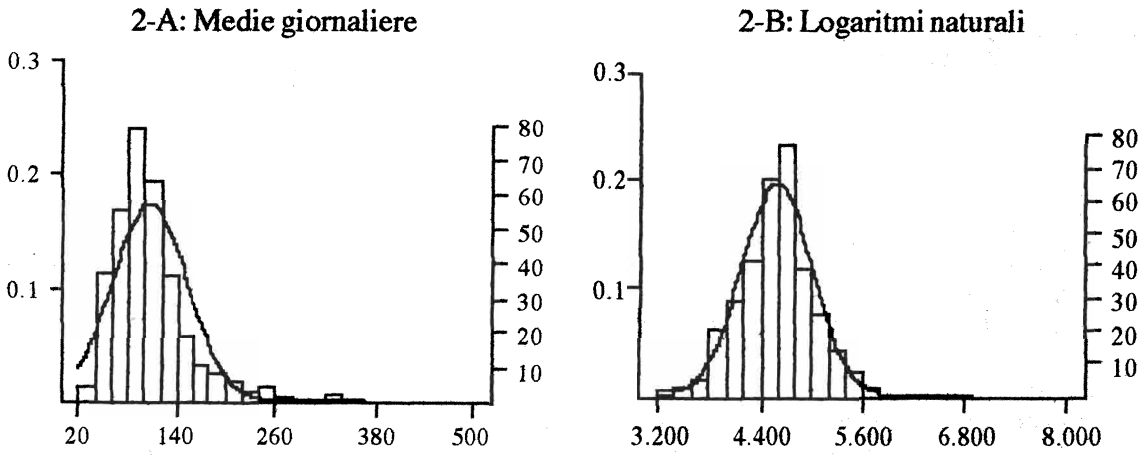


Fig. 2 – Istogramma delle medie giornaliere della stazione di piazza Martiri e del loro logaritmo naturale

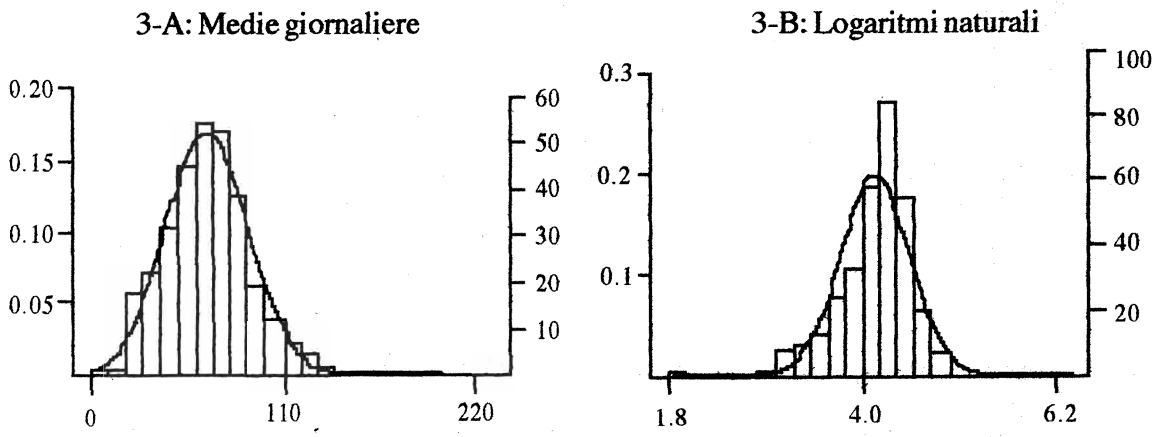


Fig. 3 – Istogramma delle medie giornaliere della stazione di via Irnerio e del loro logaritmo naturale

I livelli di correlazione sono tendenzialmente piuttosto bassi; interessante è la presenza di alcuni valori negativi, benché molto prossimi a zero.

Il valore di correlazione più elevato (0.693) riguarda il legame tra la stazione Irnerio ed una centralina posta nei pressi dell'ospedale Malpighi, nella prima periferia; dagli altri valori è possibile desumere che le stazioni non sono ridondanti rispetto al un modello di tipo lineare e che la variabilità spaziale dell'inquinante NO_2 nella città di Bologna non è esigua.

4. Stima dei valori medi giornalieri di una stazione

Frequentemente in letteratura viene effettuata un'analisi tendente a riprodurre i valori di un inquinante in una stazione in funzione di quelli rilevati da altre stazioni.

Scopo di tale analisi è l'individuazione delle stazioni più "rappresentative" che meglio spieghino la variabilità spaziale dell'inquinante. Quando le stazioni sono posizionate principalmente nei punti di massimo inquinamento veicolare, gli andamenti dei valori di inquinante nelle diverse stazioni tendono ad essere molto simili tra loro, tanto da far supporre di poter stimare i valori di una variabile a partire da quelli delle altre. Tale analisi può far ritenere che sia possibile ricorrere ad un numero molto ridotto di stazioni nell'ambito di una città, potendo i valori delle altre stazioni essere ricostruiti a partire da quelli rilevati.

Non è detto tuttavia che le stazioni così posizionate consentano di rappresentare la variabilità spaziale del fenomeno; per cui, se un simile ragionamento può non apparire del tutto illogico per quanto riguarda il monitoraggio dei livelli massimi di inquinamento, principalmente veicolare, con lo scopo di decretare il blocco del traffico al loro superamento, trova tuttavia scarsa applicabilità qualora si voglia stimare la compromissione della qualità dell'aria nel suo complesso. Infatti, se si desidera valutare il decadimento della qualità dell'aria non si può fare riferimento quasi esclusivamente all'andamento dei punti di massimo, che così poco informano rispetto alla reale esposizione degli abitanti.

Analizziamo i dati di Bologna per valutare la possibilità di stimare i valori di una stazione in funzione delle medie giornaliere delle altre, allo scopo di individuare le stazioni "rappresentative" e quelle con comportamento considerevolmente diverso dalle altre.

Una regressione lineare multipla basata sulle stazioni selezionate da una procedura di tipo stepwise è il tipo di modello adottato per la stima dei valori delle singole stazioni. Naturalmente legami di tipo non lineare potrebbero essere esplorati; tuttavia, nostro interesse in questo lavoro non è tanto l'affinamento dei metodi di stima dei valori medi giornalieri delle stazioni, bensì un'analisi dei problemi posti dalla variabilità spaziale dei dati di inquinamento, variabilità rilevante nella città di Bologna e non sufficientemente rappresentata dalla rete esistente.

La stazione per la quale i logaritmi delle medie giornaliere vengono meglio stimati tramite un modello regressivo lineare multiplo è quella posta presso l'ospedale Malpighi, con il 67% di varianza spiegata dal modello. Segue la stazione Irnerio con il 65% di varianza spiegata fino a giungere ad una percentuale pari al 39% per piazza Martiri (Tab. 2).

Con simili valori dell'indice di determinazione lineare non è pensabile l'eliminazione di una stazione e la sua sostituzione con le stime derivanti dal modello lineare, come confermato anche dall'analisi dei residui. Tuttavia, se vogliamo individuare una stazione più rappresentativa, possiamo affermare che essa sia quella

Tab. 2 – Valori dell'indice di determinazione lineare per le varie stazioni di Bologna, inquinante NO_2

Stazioni	Numero di osservazioni	Indice di determinazione lineare
Malpighi	173	0.671
Irnerio	156	0.647
Matteotti	138	0.550
S. Felice	184	0.515
Casalecchio	148	0.467
Fiera	148	0.460
Ozzano	194	0.419
Margherita	193	0.404
Martiri	192	0.392

dell'ospedale Malpighi (grafico dei residui in Fig. 4), che viene selezionata dalla procedura stepwise per stimare le medie giornaliere di ben 5 stazioni: Irnerio, Martiri, Fiera, Casalecchio e Matteotti.

Come è logico attendersi, la stazione posizionata ai giardini Margherita risulta tra le meno sostituibili dalla combinazione lineare dei dati delle altre centraline. Infine, una stazione il cui comportamento è estremamente difficile stimare tramite i dati delle altre centraline è quella di piazza Martiri (Fig. 5); il suo comportamento è ancora più diversificato rispetto alle altre di quello delle due stazioni poste in comuni limitrofi.

I grafici dei residui dei modelli regressivi multipli costruiti per le varie stazioni mostrano una sostanziale tendenza a sottostimare i livelli bassi di inquinamento ed a sovrastimare i livelli elevati.

5. Creazione di una rete di monitoraggio rappresentativa nello spazio

Vista dunque l'elevata diversificazione del comportamento delle stazioni in una città dall'orografia semplice quale è Bologna, è opportuno riflettere sul numero e sul posizionamento delle stazioni di misurazione della qualità dell'aria.

Se si prende il considerazione la finalità di salvaguardia della salute pubblica, inevitabilmente nasce la necessità di fare riferimento all'esposizione della popolazione a dei livelli medi di inquinamento e non soltanto ai livelli massimi in alcuni punti di osservazione. Si presentano dunque i problemi della base temporale di riferimento per l'individuazione dell'inquinamento medio e della caratterizzazione spaziale del fenomeno, che può consentire di stimare dei livelli di inquinamento relativi ad intere aree all'interno del territorio urbano.

Riteniamo quindi che la rilevazione di dati di inquinamento atmosferico, finalizzata alla produzione di statistiche comparabili nel tempo e per aree di rilevamento diverse, debba conformarsi a precisi criteri statistici, quali la rappresentatività dei siti di rilevamento in relazione alla distribuzione del fenomeno nello spazio e nel tempo e la massima precisione delle stime.

Quest'ultimo principio può essere perseguito unicamente sotto il *vincolo* delle risorse disponibili e dell'accuratezza delle misure, ossia della capacità degli strumenti di riprodurre fedelmente i livelli del fenomeno sottoposto a misurazione.

Inoltre, la stima di livelli medi di inquinamento riferiti a porzioni di territorio, tramite la spazializzazione dei dati delle stazioni e la stima di valori probabili in punti non osservati del territorio, consentirebbero di produrre delle statistiche rappresentative dell'intera area urbana e quindi il confronto tra diverse città. Le interessanti statistiche ufficiali attualmente pubblicate non consentono infatti un reale

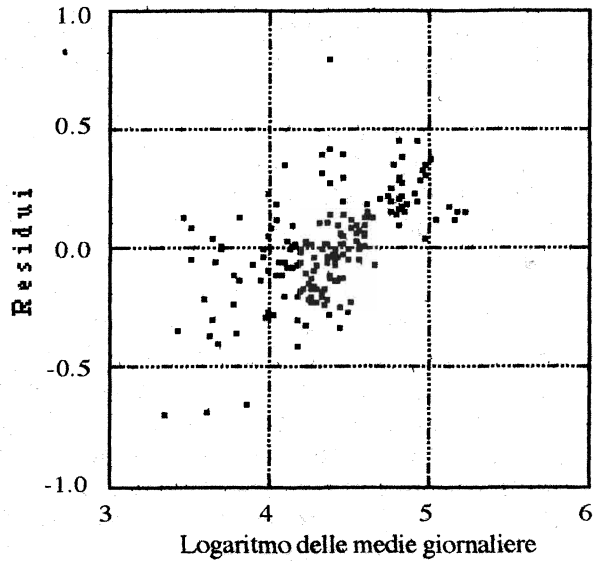


Fig. 4 – Residui del modello impiegato per stimare il logaritmo delle medie giornaliere della stazione Malpighi

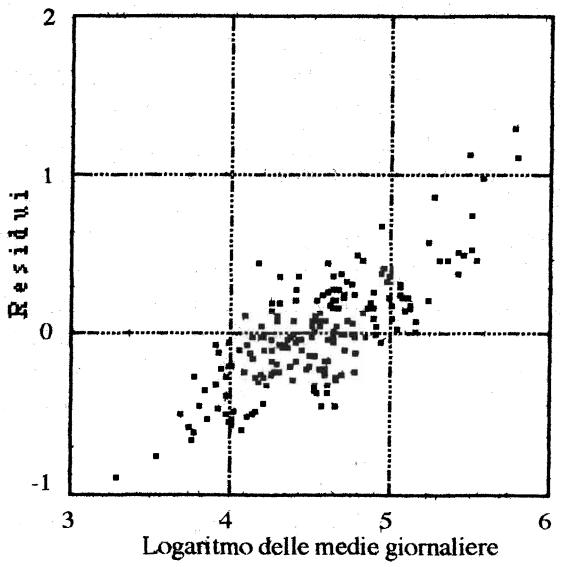


Fig. 5 – Residui del modello impiegato per stimare il logaritmo delle medie giornaliere della stazione piazza Martiri

confronto tra diverse realtà urbane, non fornendo elementi per giudicare il grado di compromissione della qualità dell'aria a livello dell'intera città, livello che non può essere desunto dai singoli dati su pochi punti di osservazione.

Un approccio al problema della produzione di un dato rappresentativo dell'intera area urbana può essere visto nell'individuazione di aree omogenee sulle quali posizionare delle stazioni che le rappresentino, nell'ottica di un campionamento stratificato. Tuttavia, la notevole variabilità spaziale dell'inquinamento atmosferico in alcune zone rende necessario l'impiego di un numero piuttosto elevato di stazioni

per rappresentare le varie zone omogenee; inoltre, sussiste il problema dell'individuazione delle aree omogenee, che richiede una caratterizzazione spaziale del fenomeno.

Per problemi organizzativi e di costo e per la necessità di frequente manutenzione delle stazioni, non è possibile gestire una rete di stazioni molto numerosa che consentirebbe un'adeguata caratterizzazione spaziale. Il problema potrebbe quindi essere affrontato tramite l'impiego di stazioni mobili, da posizionare in alcuni punti per alcuni periodi ad in altri luoghi successivamente, con l'intento di conoscere le modalità di diffusione del fenomeno e quindi di individuare le possibili aree omogenee ed il numero ed il posizionamento ottimale delle stazioni sotto il vincolo del costo complessivo ed in relazione agli errori di misura (Carfagna, Fabbris, 1993).

Naturalmente, il peso degli strati ai fini dell'aggregazione dei dati per la stima di un livello complessivo di inquinamento di un'area urbana dovrebbe essere funzione non soltanto della loro estensione, ma anche ad esempio del numero di abitanti, o delle persone presenti in certe ore del giorno. A tal fine sarebbe utile disporre di stime dei flussi veicolari, particolarmente nelle aree commerciali.

Un modo per caratterizzare la diffusione degli inquinanti nello spazio è rappresentato dall'impiego di modelli di tipo fisico, principalmente studiati per modellizzare la propagazione degli inquinanti a partire da una sorgente puntuale o lineare. Il loro adattamento alla realtà urbana richiede l'adozione di molte semplificazioni, dovute essenzialmente alla molteplicità delle fonti di inquinamento, quali il traffico veicolare, il riscaldamento delle abitazioni, ecc. (un esempio in Cirillo *et al.* 1993). La bontà di un modello fisico è strettamente funzione della disponibilità di dati riguardanti la specifica città, quali il flusso veicolare e la densità abitativa; inoltre, basandosi sulla stima delle emissioni, fa riferimento a condizioni standard per quanto riguarda la valutazione dell'inquinamento generato da un'automobile, che possono essere poco corrispondenti alle reali condizioni di funzionamento di un autoveicolo in un percorso urbano. Un'altra sostanziale semplificazione frequentemente adottata nei modelli di tipo fisico riguarda la caratterizzazione climatica dell'area che prende in considerazione gli scenari più frequenti in un anno tipo. Infine, dato il numero esiguo di stazioni collocate nelle città italiane, una reale validazione dei livelli di inquinamento stimati da un modello fisico non può avvenire che in un numero estremamente limitato di punti di osservazione, non fornendo adeguate valutazioni della "performance" del modello stesso.

6. L'inquinamento atmosferico come variabile regionalizzata

Un modo di procedere alternativo all'impiego del modello fisico può consistere nel trattamento dell'inquinamento atmosferico come una variabile regionalizzata, e quindi nello studio della struttura del variogramma o del covariogramma secondo varie direzioni, tramite stazioni mobili (esempi di applicazione su analisi di suoli ed acque in Giupponi *et al. 1993* e Capasso *et al. 1993*).

Tale analisi può risultare di utilità per:

- l'individuazione delle aree di relativa omogeneità, da trattare come aree di influenza di una stazione fissa che verrebbe successivamente posizionata;
- la stima, tramite metodi quale il kriging, di valori probabili dell'inquinamento su punti non osservati del territorio, prendendo in considerazione il modello statisti-

co di propagazione dei livelli di inquinamento misurati in un punto da una stazione, all'interno dell'area di influenza della stazione stessa;
- il problema dell'attribuzione dei pesi alle singole aree di influenza, che trova una soluzione possibile nell'aggregazione di stime prodotte su un grigliato regolare in un'area di influenza di una stazione, cui è possibile riferire parametri quali il numero medio di cittadini abitualmente presenti nell'area stessa.

Il problema posto da questo approccio è la necessità di un elevato numero di punti di osservazione del fenomeno per procedere alla sua caratterizzazione spaziale; tuttavia, una volta individuata la struttura di covarianza spaziale del fenomeno, è possibile fare ricorso ad un ridotto numero di stazioni per la stima di valori probabili di ciascun inquinante nei punti non osservati. Infatti, una volta effettuata la caratterizzazione spaziale per ciascun inquinante, può essere sufficiente un numero non particolarmente elevato di stazioni (legato alla variabilità spaziale specifica della città) per la stima dei valori di inquinamento su un fitto grigliato di punti, che permette la stima di livelli medi di compromissione della qualità dell'aria in aree omogenee e conseguentemente a livello di una intera città.

7. Analisi spazio-temporale tramite Kriging

La teoria delle variabili regionalizzate considera un fenomeno non soltanto per i valori che esso assume, ma anche in relazione alla localizzazione dei punti di osservazione. In particolare si pone il problema dell'interpolazione spaziale, cioè della stima dei valori di alcune caratteristiche indagate in aree non visitate, sulla base dei dati raccolti in punti distribuiti su una superficie, al fine di ottenere un panorama completo dell'area di studio.

La logica sottostante all'interpolazione spaziale è legata all'osservazione che, in genere, punti che sono tra loro vicini nello spazio assumono valori più simili di una variabile rispetto a punti più distanti.

L'analisi delle variabili regionalizzate è nata per variabili i cui valori mutano sostanzialmente nello spazio, mentre i valori dell'inquinamento atmosferico presentano una notevolissima variabilità temporale e richiedono quindi strumenti di analisi specifici. Nonostante l'ampia letteratura esistente sui modelli spazio-temporali, l'inserimento della componente temporale in un modello di interpolazione spaziale ha presentato alcune difficoltà, particolarmente in casi di elevata variabilità temporale, quale quello dell'inquinamento atmosferico.

Un'applicazione di un modello di interpolazione spaziale che prende in considerazione anche la variabilità temporale (un Kriging spazio-temporale) è presentata da Posa (1993) per la stima della diffusione di inquinanti nel Mar Piccolo di Taranto.

Proponiamo di seguire un'impostazione similare per stimare le medie giornaliere di dati di inquinamento in punti non osservati, a partire dai dati rilevati dalle centraline.

Si tratta di individuare un modello di correlazione spaziale tramite l'osservazione dei valori dei singoli inquinanti in un notevole numero di punti e procedere poi, in ambito operativo, soltanto sulla base dei dati forniti da un numero esiguo di centraline posizionate opportunamente e quindi di stimare i dati corrispondenti ad un grigliato di localizzazioni sulla base del modello di correlazione individuato.

Il modello di correlazione spaziale può essere costruito in modo da inglobare l'informazione sulla variabilità temporale, inoltre è possibile pensare a modellizzazioni distinte per diversi periodi di tempo, ad esempio per diversi mesi, qualora i

dati evidenzino una tendenza al mutamento della struttura di correlazione spaziale in mesi diversi.

Riprendiamo brevemente i tratti essenziali dei metodi di interpolazione spaziale di tipo Kriging per specificare le modalità di inserimento della componente temporale.

È possibile concepire i dati $z(\mathbf{s})$, $\{z(\mathbf{s}) : \mathbf{s} \in D\}$ come una realizzazione di un processo stocastico $\{Z(\mathbf{s}) : \mathbf{s} \in D\}$, dove D è un sottoinsieme fissato di R^d con volume positivo d-dimensionale (Cressie, 1991). In tale ottica, i dati rappresentano un campionamento da una singola realizzazione del processo, pertanto per operare un'inferenza sulla funzione di probabilità condizionale generata da $\{Z(\mathbf{s}) : \mathbf{s} \in D\}$ dato $(Z(s_1), \ldots, Z(s_n)) = \mathbf{z}'$, è necessario effettuare altre assunzioni riguardo a Z e seguire un approccio basato sul modello.

Prenderemo in considerazione soltanto l'Ordinary Kriging, per poi descrivere l'inserimento della componente temporale nel modello.

7.1. Ordinary Kriging

Ipotizzato quindi che i dati siano una realizzazione di un processo stocastico:

$$\{z(\mathbf{s}) : \mathbf{s} \in D\}$$

il kriging scompone la variabilità spaziale in tre elementi: A) un elemento strutturale (deterministico), associato ad un valore medio o trend; B) un elemento casuale, correlato spazialmente; C) un rumore casuale o errore residuo.

Sia *s* un punto della regione. Il valore Z(s) associato a tale punto può essere scomposto nel modo seguente:

$$Z(s) = M(s) + \delta(s) + \epsilon \tag{1}$$

dove:

- M(s) è la componente deterministica di Z,
- $\delta(s)$ è la componente stocastica locale,
- ϵ è l'errore casuale indipendente spazialmente e normalmente distribuito con media zero.

Quando M(s) è una costante incognita $\mu \in R$, e $s \in D$, allora il modello è detto *Ordinary kriging*.

Il problema è predire:

$$g(Z(s)) = \int_B Z(s)ds/|B|, \; B \subset D;$$

cioè il valor medio del processo su un sottoinsieme B dell'insieme D, del quale sono noti il posizionamento e la geometria e il cui volume d-dimensionale è $|B|$.

Se il generico interpolatore di g(Z(s)) è denotato p(Z; g) ed assumiamo che:

$$p(Z; B) = \sum_{i=1}^{n} \lambda_i Z(s_i) \quad \text{e} \quad \sum_{i=1}^{n} \lambda_i = 1, \tag{2}$$

allora l'interpolatore ottimo p(Z; g) minimizza l'errore quadratico medio di stima

$$\sigma_e^2 = E[Z(B) - p(Z; B)]^2 \tag{3}$$

rispetto ad una classe di stimatori lineari:

$$\sum_{i=1}^{n} \lambda_i Z(s_i) \quad \text{che soddisfi} \quad \sum_{i=1}^{n} \lambda_i = 1. \tag{4}$$

L'ultima condizione garantisce la non distorsione uniforme:

$$E[p(Z; B)] = \mu = E[Z(B)], \quad \text{per tutti i } \mu \in R.$$

Supponiamo:

$$\text{Var}\,[Z(s_1) - Z(s_2)] = 2\gamma(s_1 - s_2), \quad \text{per tutti gli } s_1, s_2 \in D. \tag{5}$$

$2\gamma(s_1 - s_2)$, che è funzione esclusivamente dello scarto $s_1 - s_2$, è detto variogramma e $\gamma(s_1 - s_2)$ semivariogramma.

Per consentire la stima del variogramma dai dati $\mathbf{z}' = (Z(s_1), \ldots, Z(s_n))'$ osservati su note localizzazioni spaziali $\{s_1, \ldots, s_n\}$, è necessario effettuare un'assunzione di stazionarietà del processo.

In verità, poiché nel kriging vengono utilizzati soltanto i primi due momenti della variabile casuale, è sufficiente ipotizzare la stazionarietà di secondo ordine (o debole):

– la speranza matematica della variabile casuale Z(s) esiste e non dipende da s:

$$E[Z(s)] = \mu, \quad \text{per tutti gli } s \in D \tag{6}$$

– per ciascuna coppia di punti s ed $s + h \in D$, la covarianza esiste e dipende da h:

$$\text{Cov}\,[Z(s), Z(s+h)] = C(s - s + h) = C(h)$$

$$C(h) = E[Z(s+h)\,Z(s)] - \mu^2 \quad \text{per tutti gli } s,\ s + h \in D. \tag{7}$$

In condizioni di stazionarietà, il variogramma $2\gamma(s_1, s_2)$ può essere espresso come $E[Z(s+h) - Z(s)]^2$ per ogni $s \in D$ e può essere stimato sulla base del campione, in quanto le diverse coppie di dati separate da una distanza h possono essere considerate diverse realizzazioni della coppia $[Z(s_1), Z(s_2)]$.

Lo stimatore classico del variogramma basato sul metodo dei momenti e proposto da Matheron (1962) è il seguente:

$$2\hat{\gamma}(h) = \frac{1}{|N(h)|} \sum_{N(h)} [Z(s+h) - Z(s)]^2 \tag{8}$$

ove $|N(h)|$ esprime la numerosità dell'insieme delle coppie distinte di osservazioni puntuali poste alla stessa distanza *h* l'una dall'altra.

Il variogramma permette di stimare i parametri dell'*Ordinary kriging*, infatti dalla minimizzazione dell'errore quadratico medio di stima deriva che i parametri ottimi soddisfano le seguenti equazioni:

$$-\sum_{j=1}^{n} \lambda_j \gamma(s_i - s_j) + \gamma(s_0 - s_j) - m = 0 \qquad i = 1, \ldots, n,$$

$$\sum_{i=1}^{n} \lambda_i = 1.$$

Le equazioni dei parametri dell'*Ordinary kriging* possono essere espresse anche tramite un covariogramma, che può essere stimato da:

$$\hat{C}(h) = \frac{1}{|N(h)|} \sum_{N(h)} [Z(s_i) - \bar{Z}][Z(s_j) - \bar{Z}] \tag{9}$$

$$\text{dove} \qquad \bar{Z} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^{n} Z(s_i)$$

7.2. Kriging spazio-temporale

L'inserimento dell'elemento temporale nel modello di interpolazione di tipo Kriging può avvenire nell'ambito del modello di covarianza adottato per un certo periodo.

Ad esempio, consideriamo alcuni modelli di covarianza considerati ammissibili e frequentemente impiegati in geostatistica:

– modello esponenziale:

$$C(h) = A_0 \exp(-3\ |h|/a);$$

– modello gaussiano:

$$C(h) = A_0 \exp(-3\ |h|^2/a^2);$$

dove il parametro *a*, detto range, rappresenta la distanza oltre la quale C(h) può essere considerato pari a 0.

Se è possibile supporre che, per i dati di inquinamento dell'aria, per un periodo di tempo (ad esempio un mese) il range *a* non muta, allora è possibile assumere il modello seguente per descrivere una covarianza spazio-temporale stazionaria:

$$C(h; t) = A_0(t)\ S(h);$$

dove $A_0(t)$ esprime le variazioni temporali, mentre S(h), per una covarianza gaussiana, è $\exp(-3\ |h|^2/a^2)$.

È opportuno valutare con attenzione la possibilità di formulare ipotesi di invarianza del range per determinati periodi di tempo, l'ipotesi fondamentale di applicabilità del metodo, ed eventualmente fissarne l'ampiezza. Potrebbe risultare accettabile l'impiego di una sola funzione S(h) per l'intero anno, oppure potrebbe nascere la necessità di specificare funzioni diverse per specifici sotto-periodi, con conseguenti complicazioni modellistiche e calcolatorie. A tale riguardo, soltanto per avere un'idea della somiglianza degli andamenti delle correlazioni tra i valori di inquinamento da biossido di azoto delle singole stazioni nei vari mesi è possibile osservare i diagrammi delle figura 6, relativi agli andamenti della correlazione tra le medie giornaliere della stazione Irnerio e le stazioni limitrofe nei vari mesi. Per alcune stazioni l'andamento sembra piuttosto costante, mentre per altre l'irregolarità è rilevante.

Naturalmente una vera analisi finalizzata a valutare la possibilità di individuare periodi in cui il range possa essere considerato costante può essere condotta esclusivamente disponendo di molti più punti di rilevazione, in modo da poter stimare un modello di correlazione spaziale, eventualmente facendo ricorso all'uso di stazioni mobili.

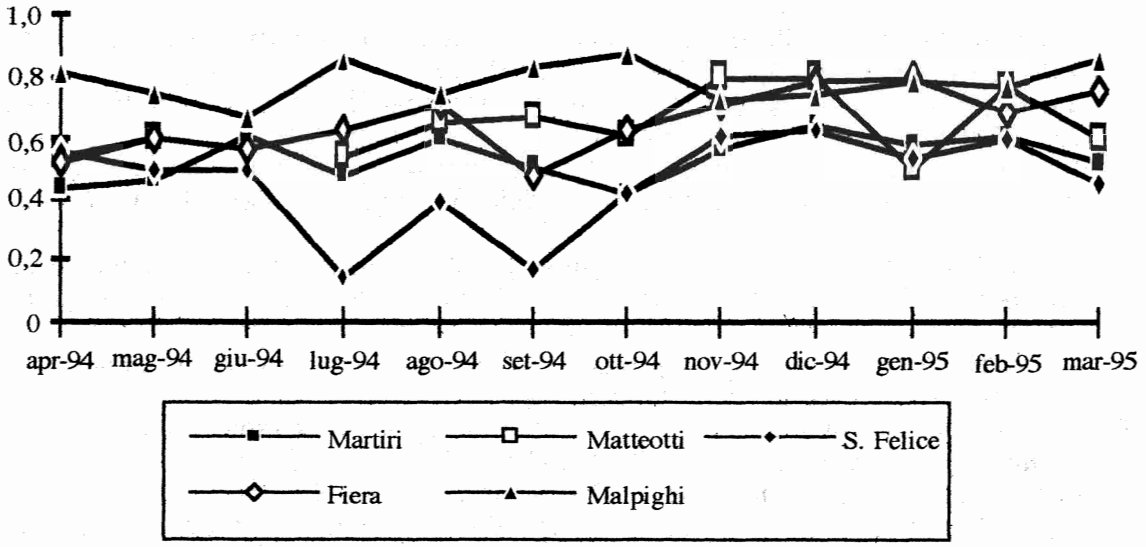


Fig. 6 – Andamento della correlazione lineare tra Irnerio e le stazioni limitrofe + Malpighi

Riferimenti bibliografici

BRIZZI M., CARFAGNA E. (1993) Searching for a spatial predictor of vector data. *Bulletin of the International Statistical Institute*, Book 1, Firenze, 1993, pp. 169-170.

CAPASSO V., GIRONE G., POSA D. (eds.) (1993) *Statistics of Spatial Processes: Theory and Applications*, Atti del workshop tenutosi a Bari, 27-30 settembre, Bari, C.N.R. – I.R.M.A. – Università degli Studi di Bari.

CARFAGNA E. (1995) Su alcuni aspetti dell'interpolazione di dati spaziali. In *Giornata di Studio su Statistica ed Ambiente*, Università degli Studi del Molise, Campobasso.

CARFAGNA E., FABBRIS L. (1993) Dimensionamento ottimo di reti urbane di rilevamento della qualità dell'aria in presenza di errori di misura. In *STATCHEM93, Statistica e Chemiometria per lo studio dell'ambiente*, Venezia, Università degli Studi, Laboratorio di Statistica e Dipartimento di Scienze Ambientali, pp. 67-73.

CIRILLO M.C., COPPI R., PITTAU M.G., ROMANO D. (1993) Metodologie ottimali per la progettazione di reti di monitoraggio della qualità dell'aria. In *STATCHEM93*, cit.

CLIFF A.D., ORD J.K. (1973) *Spatial Autocorrelation*, London, Pion Limited.

CLIFF A.D., ORD J.K. (1981) *Spatial Processes. Models and Applications*, London, Pion Limited.

CRESCIMANNI A. (1993) Sull'analisi spaziale dei dati ambientali. In *Metodi statistici per le analisi territoriali*, S. Zani (a cura di), Milano, Franco Angeli.

CRESSIE N. (1991) *Statistics for Spatial Data*, New York, J. Wiley & Sons.

DAVIS B.M.; GREENES K.A. (1983) Estimation using spatially distributed multivariate data: An example with coal quality. *Mathematical Geology*, vol. 15, n. 2.

DAVIS J.C. (1973) *Statistics and Data Analysis in Geology*, New York, J. Wiley & Sons.

DEL GROSSO G. (1989) Introduzione ai processi di punto. *Atti del Minisymposium: Point Processes and Applications*, Bari, I.R.M.A.

GALLO F. (1993) Modelli stocastici ed osservazioni spaziali. In *Metodi statistici per le analisi territoriali*, S. Zani (a cura di), Milano, Franco Angeli.

GIUPPONI C., RIGATTI LUCHINI S. (1993) Elaborazioni geostatistiche su analisi dei terreni della parte nord-orientale della provincia di Venezia. In *STAT-CHEM93*, cit.

MATHERON G. (1962) *Traite de Geostatistique Appliquee, Tome I. Memoires du Bureau de Recherches Geologiques et Minieres,* No. 14 Editions Technip, Paris.

NEWTON R. (1973) A statistical prediction technique for deriving contour maps from geophysical data. *Mathematical Geology*, vol. 5, n. 2.

POSA D. (1993) A simple description of spatial-temporal processes. *Computational Statistics & Data Analysis*, 15, PP.425-437.

RIPLEY B.D. (1981) *Spatial Statistics,* New York, J. Wiley & Sons.

RIPLEY B.D. (1989) Point Processes for the Earth Sciences, *Atti del Minisymposium: Point Processes and Applications*, Bari, I.R.M.A.

ROGERS A. (1974). *Statistical Analysis of Spatial Dispersion*, London, Pion Limited.

TIRABASSI T., MANDRIOLI P., MANCO D. (1991) Statistical distribution of airborne pollen grains, Atti del *4th Int. Conf. Aerobiol.*, Stockholm.

TIRABASSI T. (1991) Spectral characteristics of wind and air pollution data in an industrial area, *Il Nuovo Cimento*, vol. 14 C, n. 3.

UPTON G.J.G., FINGLETON B. (1985) *Spatial Data Analysis by Example: Point Pattern and Quantitative Data*, vol. I, New York, J. Wiley & Sons.

UN MODELLO AUTOREGRESSIVO VETTORIALE CON INGRESSI ESOGENI PER L'INQUINAMENTO DA MONOSSIDO DI CARBONIO NELLA CITTÀ DI BOLOGNA

Michele Scagliarini

Dipartimento di Scienze Statistiche "Paolo Fortunati" – Università di Bologna

1. Introduzione

Il problema della modellazione dell'inquinamento atmosferico urbano è stato affrontato e prevalentemente risolto da modelli stocastici di tipo autoregressivo-media mobile con ingressi esogeni, perché è possibile introdurre informazioni aggiuntive relative alle condizioni meteorologiche delle zone di interesse. Ciò trova giustificazione nel fatto che esistono dei collegamenti tra i valori di queste ultime ed i livelli delle concentrazioni delle sostanze inquinanti (Finzi, 1991).

Nel presente studio[1], dedicato all'analisi dell'inquinamento da *monossido di carbonio* (CO), si propone l'impiego di una generalizzazione, in ambito multivariato, dei modelli precedenti: i modelli autoregressivi vettoriali con ingressi esogeni (VARX)[2]. Le concentrazioni dell'inquinante sono infatti misurate contemporaneamente ed a intervalli regolari da più stazioni di rilevamento ubicate nel territorio urbano. Si dispone così, ad ogni istante, di un vettore di osservazioni che sintetizza un'informazione di tipo "spaziale"; una modellazione che riesca a non perdere questa "fonte" d'informazione può quindi portare ad un miglioramento in termini di capacità esplicativa, pur mantenendo una struttura sufficientemente semplice.

L'aspetto che si desidera porre in rilievo è che l'uso una modellazione di tipo multivariato permette di riconoscere le eventuali dipendenze tra le rilevazioni delle centraline fornendo risultati che possono essere utilizzati sia per avere delle informazioni sulla struttura del traffico, sia per migliorare la capacità del modello di spiegare il fenomeno.

In particolare, è specificato un modello autoregressivo vettoriale per le concentrazioni medie giornaliere del monossido di carbonio che, oltre alla componente autoregressiva, comprende: variabili meteorologiche esogene (temperatura, umidi-

[1] Nel lavoro compaiono elaborazioni dei dati mensili S.A.R.A. del periodo 22/08/93-31/12/94 forniti dal Comune di Bologna Settore Controllo Ambientale. Si tratta di elaborazioni ad uso interno esegutie presso il Dipartimento di Scienze Statistiche "Paolo Fortunati" dell'Università di Bologna, sotto la supervisione della Professoressa Daniela Cocchi, da non confondersi con quelle prevista dalla legge in materia.

[2] Vector Autoregressive model with eXogenous inputs.

tà, precipitazione e velocità del vento) e variabili deterministiche per cogliere le eventuali componenti stagionali o cicliche.

La componente deterministica del modello usa splines quadratiche per descrivere il profilo delle serie considerate e variabili dummy differenziali per cogliere la ciclicità settimanale delle osservazioni.

Per la stima dei coefficienti si è impiegato lo stimatore SUR, Seemengly Unrelated Regression (Zellner, 1962), in quanto una riformulazione equivalente del modello consente di passare ad un sistema di equazioni apparentemente non collegate.

2. Il modello

Il periodo campionario di riferimento per la stima del modello copre un anno di calendario, 365 (N = 365) giorni dal 23/8/93 al 22/8/94. I dati relativi all'inquinante sono costituiti dai valori medi giornalieri (medie delle 24 osservazioni orarie) registrati da quattro centraline[3]: Casalecchio, Fiera, Irnerio e Ospedale Malpighi. Nella fase di stima si sono utilizzate le trasformazioni logaritmiche dei dati orginali affetti da evidente eteroschedasticità. Le variabili esogene si riferiscono alle condizioni meteorologiche mediamente presenti nel giorno in cui avviene la rilevazione dell'inquinante: precisamente si tratta della temperatura media giornaliera, l'umidità relativa, la precipitazione totale giornaliera e la velocità media giornaliera del vento. Tali fattori infatti hanno una notevole influenza sulla diffusione e dispersione degli inquinanti.

L'espressione generale del modello adottato è la seguente:

$$\mathbf{A(L)}\,\mathbf{y}_t = \Phi\mathbf{u}_t + \Psi\mathbf{s}_t + \Theta\mathbf{m}_t + \mathbf{e}_t \tag{1}$$

con $E(\mathbf{e}_t) = 0$, $E(\mathbf{e}_t\mathbf{e}_t^T) = \Lambda$, $E(\mathbf{e}_t\mathbf{e}_{t-s}^T) = 0$, $\forall s \neq 0$, dove $\mathbf{y}_t$ è un vettore[4] 4×1 che contiene i logaritmi delle concentrazioni medie giornaliere del giorno t; $\mathbf{A(L)} = \mathbf{I} - \mathbf{A_1L} - \ldots - \mathbf{A_kL^K}$ è il polinomio a coefficienti matriciali nell'operatore ritardo L che definisce la componente autoregressiva; $\mathbf{m}_t$ è il vettore delle variabili meteo[5] (esogene) con Θ matrice 4×4 dei parametri relativi a questa componente; $\mathbf{u}_t$ e $\mathbf{s}_t$ sono i vettori delle variabili deterministiche utilizzate per cogliere la ciclicità annuale e settimanale del fenomeno. Isolando $\mathbf{y}_t$ dalle componenti autoregressive la (1) diventa

$$\mathbf{y}_t = \sum_{i=1}^{k} \mathbf{A}_i\mathbf{y}_{t-i} + \Phi\mathbf{u}_t + \Psi\mathbf{s}_t + \Theta\mathbf{m}_t + \mathbf{e}_t \tag{2}$$

ed esplicitando l'equazione per il generico j-esimo elemento y_{jt} di $\mathbf{y}_t$ si ha:

$$\begin{aligned} y_{jt} &= \phi_j\mathbf{u}_t + \varphi_j\mathbf{s}_t + \theta_j\mathbf{m}_t + \sum_{i=1}^{k} \mathbf{a_{ji}}\mathbf{y}_{t-i} + e_{jt} \\ E(e_{jt}) &= 0 \quad E(e_{jt}^2) = \sigma^2 \quad E(e_{jt}e_{jt-i}) = 0 \;\; \forall \;\; i \neq 0 \end{aligned} \tag{3}$$

---

[3] La rete S.A.R.A (Sistema Automatico per il Rilevamento Ambientale) del comune di Bologna è costituita da 9 centraline 4 delle quali sono utilizzate per il presente lavoro.

[4] $\mathbf{y}_t = [y_{jt}]$ j = 1 indica la centralina CASALECCHIO, j = 2 indica la centralina FIERA, j = 3 indica la centralina IRNERIO, j = 4 indica la centralina OSPEDALE MALPIGHI

[5] $\mathbf{m}_t = [m_{it}]$ i = 1 indica la temperatura media giornaliera, i = 2 indica l'umidità relativa, i = 3 indica la precipitazione totale giornaliera, i = 4 indica la velocità media giornaliera del vento.

dove $\mathbf{a}_{ji}$ indica la j-riga della matrice $\mathbf{A}_i$; $\phi_j, \varphi_j, \theta_j$ indicano rispettivamente la j-esima riga delle matrici Φ, Ψ, Θ e e_{jt} è l'elemento j-esimo di $\mathbf{e}_t$.
L'equazione (3) descrive come sono state specificate le componenti deteministiche $\mathbf{u}_t$ e $\mathbf{s}_t$. Riguardo alla stagionalità settimanale è noto che i valori medi giornalieri del CO nelle quattro centraline hanno un andamento, legato al ciclo del traffico nella settimana lavorativa, molto simile. Per modellare questa componente si sono impiegate sei variabili dummy[6] $D1_t$ (per lunedì), ..., $D6_t$ (per sabato) che valutano l'effetto differenziale di ogni giorno non festivo rispetto alla domenica. A tale riguardo si precisa che si è scelto di considerare l'effetto di ogni giorno della settimana costante sull'intero periodo campionario. $\mathbf{s}_t$ è quindi un vettore 6 + 1 formato dalle variabili $D1_t, ..., D6_t$, definite come segue:

$$Di_t = \begin{cases} 1 & se \quad t = i + 7 * n \quad con \quad n = 0,1,2,.. \\ 0 & \qquad altrimenti \end{cases}$$

con i = 1, ..., 6.

Per cogliere il ciclo annuale si sono utilizzate delle funzioni deterministiche del tempo (spline functions). Le quattro serie presentano infatti un profilo pressoché simile, e nel periodo campionario considerato sono evidenti tre situazioni chiaramente distinte: una prima fase caratterizzata da un trend positivo; una seconda fase dove le concentrazioni medie giornaliere presentano un trend discendente; e una terza situazione dove i valori si mantengono relativamente costanti. In pratica sono stati identificati in modo preciso i sottoperiodi:

- 1° Sottoperiodo dal 23/8/93 (1° osservazione) al 21/12/93 (n_1-esima osservazione);
- 2° Sottoperiodo dal 22/12/93 (n_1 + 1-esima osservazione) al 21/03/94 (n_2-esima osservazione);
- 3° Sottoperiodo dal 22/03/94 (n_2 + 1-esima osservazione) al 22/08/94 (365° osservazione).

In ogni intervallo individuato per cogliere l'andamento delle serie si sono impiegate delle spline quadratiche (Johnston, 1984) tali da garantire la continuità della funzione e delle derivate prime nei nodi (n_1,n_2) e negli estremi[7] (1,N).

L'espressione che spiega y_{jt} diventa:

$$y_{jt} = \alpha_{jh} + \beta_{jh1} t + \beta_{jh2} t^2 + \varphi_j \mathbf{s}_t + \theta_j \mathbf{m}_t + \sum_{i=1}^{k} \mathbf{a}_{ji} \mathbf{y}_{t-i} + e_{jt}, \tag{4}$$

con j = 1,2,3,4; h = 1 se $1 \leq t \leq n_1$, h = 2 se $n_1 + 1 \leq t \leq n_2$, h = 3 se $n_2 + 1 \leq t \leq N$.

Le condizioni di continuità si traducono in un insieme di vincoli lineari sui parametri ϕ_j della (3) ovvero:

$$\mathbf{R}^T[\phi_j^T] = \mathbf{0} \tag{5}$$

per j = 1,2,3,4.

I vincoli sui parametri si possono esprimere in modo equivalente in *forma esplicita*:

---

[6] Le variabili sono le stesse per tutte e quattro le centraline.

[7] Questo perché si ritiene che l'inquinamento segua in ciclo annuale stabile: non sono presenti trend annuali.

$$\phi_j^T = \underset{9\times 3}{\mathbf{R}_\perp} \underset{3\times 1}{\delta_j} \tag{6}$$

dove la matrice $\mathbf{R}_\perp$ è una base del complemento ortogonale dello spazio lineare delle colonne della matrice $\mathbf{R}$ e il vettore δ_j comprende i parametri non vincolati. Sostituendo i vincoli su ϕ_j nel modello (3) si ottiene:

$$y_{jt} = (\delta_j^T \mathbf{R}_\perp^T)\,\mathbf{u}_t + \varphi_j \mathbf{s}_t + \theta_j \mathbf{m}_t + \sum_{i=1}^{k} \mathbf{a}_{ji}\mathbf{y}_{t-i} + e_{jt} \tag{7a}$$

$$j = 1,2,3,4$$

$$y_{jt} = \delta_j^T \mathbf{u}_t^* + \varphi_j \mathbf{s}_t + \theta_j \mathbf{m}_t + \sum_{i=1}^{k} \mathbf{a}_{ji}\mathbf{y}_{t-i} + e_{jt}. \tag{7b}$$

Passando alla notazione matriciale del modello (7b) si ottiene:

$$\underset{N\times 1}{\mathbf{Y}_j} = \underset{N\times 3}{\mathbf{U}^*}\delta_j + \underset{N\times 6}{\mathbf{S}}\varphi_j^T + \underset{N\times 4}{\mathbf{M}}\theta_j^T + \underset{N\times 4k}{\mathbf{Z}}\mathbf{g}_j + \underset{N\times 1}{\mathbf{e}_j} \tag{8}$$

dove $\mathbf{Y}_j^T = [y_{j1}, y_{j2}, \ldots, y_{jt}, \ldots, y_{jN}]$; $\mathbf{U}^{*T} = [\mathbf{u}_1^*, \mathbf{u}_2^*, \ldots, \mathbf{u}_t^*, \ldots, \mathbf{u}_N^*]$;

$\mathbf{S}^T = [\mathbf{s}_1, \mathbf{s}_2, \ldots, \mathbf{s}_t, \ldots, \mathbf{s}_N]$; $\mathbf{M}^T = [\mathbf{m}_1, \mathbf{m}_2, \ldots, \mathbf{m}_t, \ldots, \mathbf{m}_N]$; $\mathbf{g}_j^T = [\mathbf{a}_{j1}, \mathbf{a}_{j2}, \ldots, \mathbf{a}_{jk}]$; e

$\mathbf{Z} = [\mathbf{L}\mathbf{Y}_1, \mathbf{L}\mathbf{Y}_2, \mathbf{L}\mathbf{Y}_3, \mathbf{L}\,Y_4, \mathbf{L}^2\mathbf{Y}_1, \mathbf{L}^2\mathbf{Y}_2, \ldots, \mathbf{L}^k\mathbf{Y}_3, \mathbf{L}^k\mathbf{Y}_4]$, sempre per j = 1,2,3,4.

Il modello statistico complessivo consiste quindi in 4 equazioni lineari

$$\mathbf{Y}_j = [\mathbf{U}^*\,\mathbf{S}\,\mathbf{M}\,\mathbf{Z}] \begin{bmatrix} \delta_j \\ \varphi_j^T \\ \theta_j^T \\ \mathbf{g}_j^T \end{bmatrix} + \mathbf{e}_j = \mathbf{X}\beta_j + \mathbf{e}_j \tag{9}$$

per j = 1,2,3,4, dove valgono le seguenti condizioni:

$$\mathbf{E}(\mathbf{X}^T\mathbf{e}_j) = \mathbf{0} \tag{10}$$

$$\mathbf{E}(\mathbf{e}_j) = \mathbf{0} \tag{11}$$

$$\mathbf{E}(\mathbf{e}_j\mathbf{e}_m^T) = \sigma_{jm}\mathbf{I} \tag{12}$$

per ogni j e per $j \neq m$ (j = 1, 2, 3, 4).

Il modello generale può essere rappresentato in un'unica espressione matriciale

$$\begin{bmatrix} \mathbf{Y}_1 \\ \mathbf{Y}_2 \\ \mathbf{Y}_3 \\ \mathbf{Y}_4 \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} \mathbf{X} & 0 & 0 & 0 \\ 0 & \mathbf{X} & 0 & 0 \\ 0 & 0 & \mathbf{X} & 0 \\ 0 & 0 & 0 & \mathbf{X} \end{bmatrix} \begin{bmatrix} \beta_1 \\ \beta_2 \\ \beta_3 \\ \beta_4 \end{bmatrix} + \begin{bmatrix} \mathbf{e}_1 \\ \mathbf{e}_2 \\ \mathbf{e}_3 \\ \mathbf{e}_4 \end{bmatrix} \tag{13a}$$

ovvero

$$\mathbf{Y} = \mathbf{X}^* \beta^* + \mathbf{e} \tag{13b}$$

dove $\mathbf{E}(\mathbf{e} \mid \mathbf{X}^*) = \mathbf{0}$, $\mathbf{E}(\mathbf{e}\,\mathbf{e}^T \mid X) = \Lambda \otimes \mathbf{I}_N$, con $\Lambda = [\sigma_{jm}]$.

Il modello (13) rappresenta pertanto un sistema di equazioni *apparentemente non collegate* (SUR), dove tuttavia i termini di errore sono simultaneamente correlati. Tale modello, introdotto per la prima volta da Zellner (1962), appartiene alla classe dei modelli lineari generalizzati. Per la stima dei parametri incogniti β^* si può quindi utilizzare lo stimatore b_{sur}, il quale, essendo le variabili esplicative identiche fra equazioni, coincide con lo stimatore bols calcolato sulle singole equazioni (Paruolo, 1992):

$$\mathbf{b}_{SUR} = \begin{bmatrix} \mathbf{b}_{OLS\ 1} \\ \mathbf{b}_{OLS\ 2} \\ \mathbf{b}_{OLS\ 3} \\ \mathbf{b}_{OLS\ 4} \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} [\mathbf{X}^T\mathbf{X}]^{-1}\mathbf{X}^T\mathbf{Y}_1 \\ [\mathbf{X}^T\mathbf{X}]^{-1}\mathbf{X}^T\mathbf{Y}_2 \\ [\mathbf{X}^T\mathbf{X}]^{-1}\mathbf{X}^T\mathbf{Y}_3 \\ [\mathbf{X}^T\mathbf{X}]^{-1}\mathbf{X}^T\mathbf{Y}_4 \end{bmatrix} \tag{14}$$

Avendo dimostrato che la (13b) è una scrittura alternativa del modello (1), lo stimatore fornisce le stime dei coefficienti del VARX: tali stime risultano efficienti nel senso di Gauss Markov.

3. Stima e analisi del modello

Il primo problema da affrontare nell'analisi del modello riguarda l'identificazione dell'ordine della componente autoregressiva. A tale scopo si è utilizzata inizialmente una specificazione del modello, limitata alla parte deterministica ed esogena, con l'obiettivo di esaminare gli andamenti delle funzioni di autocorrelazione dei residui ottenuti. Dall'analisi delle funzioni di autocorrelazione globale e parziale stimate sui residui, la componente autoregressiva del modello risulta essere di ordine 1.

Il modello risulta quindi:

$$\mathbf{y}_t = \Phi\mathbf{u}_t + \Psi\mathbf{s}_t + \Theta\mathbf{m}_t + \mathbf{A}_1\mathbf{y}_{t-1} + \mathbf{e}_t \tag{15}$$

Per la stima dei coefficienti si è utilizzato il metodo dei minimi quadrati applicato alle singole equazioni (8). Tale procedimento, come s'è detto, riconduce all'uso dello stimatore b_{sur}, nel modello (13). I risultati del procedimento di stima e dei tests inferenziali sui coefficienti sono riportati nelle Tab. 1 ÷ 4. Una volta stimati i parametri incogniti del modello è necessario esaminarne i residui, $e_1 = y_i i - y_i^*$, per verificare che rispettino le assunzioni di partenza. L'attenzione è rivolta al controllo dell'ipotesi di normalità e della struttura di autocorrelazione dei residui. Riguardo all'autocorrelazione, i risultati indicano che i residui si possono ritenere non autocorrelati; per quanto concerne invece l'ipotesi di normalità (Tab. 5), si può notare che i residui relativi alla centralina Casalecchio non si possono ritenere conformi (al livello di significatività 0.05) alla distribuzione normale. Tuttavia un allontanamento dalla normalità non compromette il risultato del test *t* in quanto la la distribuzione non presenta una evidente asimmetria. La normalità inoltre garantisce l'equivalenza tra le stime di massima verosimiglianza e dei minimi quadrati, cosicché anche nel caso in cui la condizione (10) non fosse rispettata si ricaverebbero stime corrette in senso asintotico.

Tab. 1 – Risultati della stima dei coefficienti del modello (Casalecchio)

Casi validi: 365	Variabile dipendente: $Y_{CASALECCHIO}$ (j = 1)
Devianza totale: 46.150	Gradi di libertà: 348
R^2: 0.644	$\bar{R}^2$: 0.627
Devianza residua: 16.439	Durbin-Watson: 2.065552
F(17,348): 36.997	Prob(F_t > F): 0.000

Variabile	Coefficiente	Errore Standard	Valore di t_c	Prob($t > \|t_c\|$)	Stima Standardiz.	Corr. con la variab. dip.
s_1	1.864532	0.499446	3.733204	0.000	0.041254	0.354811
s_2	-1.036085	0.250947	-4.128694	0.000	-0.071286	0.734197
s_3	1.300735	0.177327	7.335222	0.000	0.463586	0.978572
D_1	0.396137	0.044932	8.816453	0.000	0.047988	0.376898
D_2	0.307130	0.043756	7.019160	0.000	0.036853	0.378764
D_3	0.319080	0.043547	7.327214	0.000	0.038287	0.383989
D_4	0.319976	0.043857	7.295845	0.000	0.038394	0.382780
D_5	0.336832	0.043551	7.734166	0.000	0.040417	0.384277
D_6	0.251742	0.043246	5.821129	0.000	0.030207	0.377239
m_1	0.002085	0.003299	0.631943	0.528	0.010822	0.827977
m_2	-0.000246	0.001121	-0.219120	0.827	-0.005925	0.984999
m_3	0.000949	0.001848	0.513417	0.608	0.002177	0.249824
m_4	-0.049591	0.008932	-5.552305	0.000	-0.044730	0.861522
$y_{CAS\,t-1}$	0.300267	0.058136	5.164944	0.000	0.300286	0.995427
$y_{FIE\,t-1}$	0.023259	0.044590	0.521610	0.602	0.023738	0.991922
$y_{IRN\,t-1}$	0.314388	0.066060	4.759108	0.000	0.246548	0.988148
$y_{OSP\,t-1}$	-0.046245	0.049805	-0.928528	0.354	-0.040584	0.987824

Tab. 2 – Risultati della stima dei coefficienti del modello (Fiera)

Casi validi: 365	Variabile dipendente: Y_{FIERA} (j = 2)
Devianza totale: 89.465	Gradi di libertà: 348
R^2: 0.663	$\bar{R}^2$: 0.648
Devianza residua: 30.127	Durbin-Watson: 2.0030708
F(17,348): 40.319	Prob(F_t > F): 0.000

Variabile	Coefficiente	Errore Standard	Valore di t_c	Prob($t > \|t_c\|$)	Stima Standardiz.	Corr. con la variab. dip.
s_1	2.805611	0.676127	4.149531	0.000	0.060820	0.391711
s_2	-0.937833	0.339721	-2.760595	0.006	-0.063220	0.723322
s_3	1.160473	0.240058	4.834138	0.000	0.405224	0.969516
D_1	0.340838	0.060826	5.603465	0.000	0.040453	0.371017
D_2	0.322970	0.059235	5.452356	0.000	0.037969	0.382746
D_3	0.260779	0.058952	4.423562	0.000	0.030658	0.382244
D_4	0.265512	0.059372	4.471992	0.000	0.031214	0.382215
D_5	0.262590	0.058958	4.453882	0.000	0.030871	0.381775
D_6	0.135492	0.058545	2.314338	0.021	0.015929	0.368262
m_1	-0.004170	0.004466	-0.933728	0.351	-0.021209	0.805013
m_2	-0.001850	0.001518	-1.218280	0.224	-0.043693	0.981082
m_3	0.002851	0.002502	1.139245	0.255	0.006408	0.248144
m_4	-0.037259	0.012091	-3.081434	0.002	-0.032926	0.858087
$y_{CAS\,t-1}$	0.133368	0.078701	1.694609	0.091	0.130677	0.991562
$y_{FIE\,t-1}$	0.432536	0.060364	7.165426	0.000	0.432519	0.993821
$y_{IRN\,t-1}$	0.069415	0.089429	0.776200	0.438	0.053335	0.989146
$y_{OSP\,t-1}$	0.028924	0.067424	0.428982	0.668	0.024869	0.989636

Tab. 3 – Risultati della stima dei coefficienti del modello (Irnerio)

Casi validi: 365	Variabile dipendente: $Y_{IRNERIO}$ (j = 3)
Devianza totale: 94.486	Gradi di libertà: 348
R^2: 0.839	$\bar{R}^2$: 0.832
Devianza residua: 15.195	Durbin-Watson: 2.0120224
F(17,348): 106.822	Prob(F_t > F): 0.000

Variabile	Coefficiente	Errore Standard	Valore di t_c	Prob($t > \|t_c\|$)	Stima Standardiz.	Corr. con la variab. dip.
s_1	1.571415	0.480175	3.272587	0.001	0.044343	0.438826
s_2	-0.380165	0.241265	-1.575718	0.116	-0.033359	0.718306
s_3	0.546447	0.170485	3.205240	0.001	0.248383	0.957453
D_1	0.318660	0.043198	7.376755	0.000	0.049232	0.364629
D_2	0.299073	0.042068	7.109307	0.000	0.045768	0.378555
D_3	0.214269	0.041867	5.117842	0.000	0.032790	0.372704
D_4	0.252264	0.042165	5.982755	0.000	0.038604	0.372911
D_5	0.330755	0.041871	7.899436	0.000	0.050616	0.383986
D_6	0.248777	0.041578	5.983424	0.000	0.038071	0.379195
m_1	-0.009886	0.003172	-3.116803	0.002	-0.065448	0.765726
m_2	0.003334	0.001078	3.092085	0.002	0.102519	0.980109
m_3	-0.001094	0.001777	-0.615850	0.538	-0.003202	0.246205
m_4	-0.041577	0.008587	-4.841856	0.000	-0.047828	0.842361
$y_{CAS\,t-1}$	0.017245	0.055893	0.308542	0.758	0.021995	0.987719
$y_{FIE\,t-1}$	0.045686	0.042870	1.065693	0.287	0.059468	0.990057
$y_{IRN\,t-1}$	0.535561	0.063511	8.432519	0.000	0.535645	0.993881
$y_{OSP\,t-1}$	0.037727	0.047883	0.787883	0.431	0.042225	0.990477

Tab. 4 – Risultati della stima dei coefficienti del modello (Ospedale Malpighi)

Casi validi: 365	Variabile dipendente: $Y_{OSP.\ MALPIGHI}$ (j = 4)
Devianza totale: 106.282	Gradi di libertà: 348
R^2: 0.731	$\bar{R}^2$: 0.719
Devianza residua: 28.604	Durbin-Watson: 1.935032
F(17,348): 55.596	Prob(F_t > F): 0.000

Variabile	Coefficiente	Errore Standard	Valore di t_c	Prob($t > \|t_c\|$)	Stima Standardiz.	Corr. con la variab. dip.
s_1	2.291045	0.658812	3.477542	0.001	0.057766	0.424673
s_2	-0.625960	0.331021	-1.890996	0.059	-0.049079	0.707439
s_3	0.646130	0.233910	2.762300	0.006	0.262420	0.958222
D_1	0.414360	0.059269	6.991224	0.000	0.057200	0.366956
D_2	0.362503	0.057718	6.280587	0.000	0.049567	0.379365
D_3	0.315217	0.057442	5.487530	0.000	0.043102	0.381865
D_4	0.306390	0.057852	5.296133	0.000	0.041895	0.379692
D_5	0.380467	0.057448	6.622836	0.000	0.052024	0.388528
D_6	0.176550	0.057045	3.094903	0.002	0.024141	0.366199
m_1	-0.002744	0.004352	-0.630633	0.529	-0.016234	0.785567
m_2	-0.001784	0.001479	-1.206140	0.229	-0.049025	0.976626
m_3	-0.000071	0.002438	-0.029191	0.977	-0.000186	0.236044
m_4	-0.040440	0.011782	-3.432427	0.001	-0.041566	0.847180
$y_{CAS\,t-1}$	0.064840	0.076686	0.845522	0.398	0.073893	0.987721
$y_{FIE\,t-1}$	0.159656	0.058818	2.714382	0.007	0.185688	0.990853
$y_{IRN\,t-1}$	0.217028	0.087139	2.490587	0.013	0.193949	0.990123
$y_{OSP\,t-1}$	0.296712	0.065697	4.516348	0.000	0.296730	0.991189

Tab. 5 – Risultati del test di normalità sui residui

Variabile	Valore di k_o	g.l.	Prob.($k > k_o$)
Residui Casalecchio	.0503	365	.0268
Residui Fiera	.0451	365	.0712
Residui Irnerio	.0453	365	.0692
Residui Osp. Malpighi	.0367	365	> .2000

Osservando i risultati, emerge un buon adattamento del modello: infatti, le serie stimate seguono senza eccessivi scostamenti l'andamento dei valori originali (Fig. 1a ÷ 1d), e i valori di R^2 risultano tutti sufficientemente elevati (Range di R^2: 0.644 ÷ 0.838).

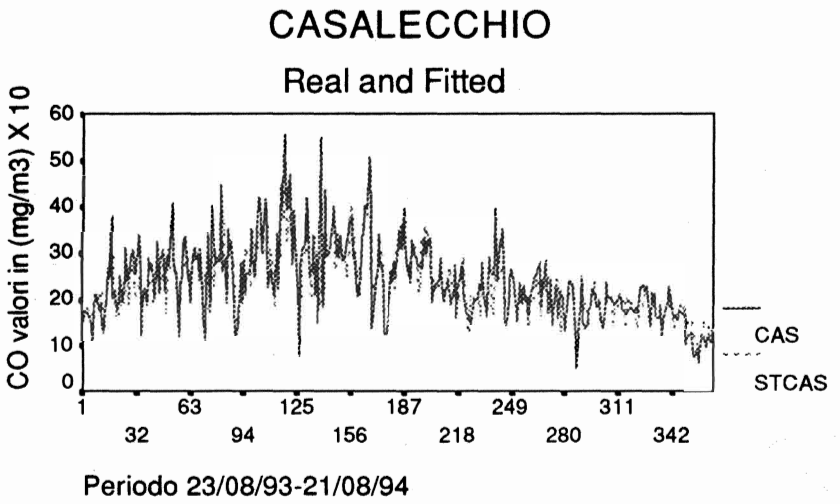


Fig. 1a – Confronto tra i dati reali e quelli stimati

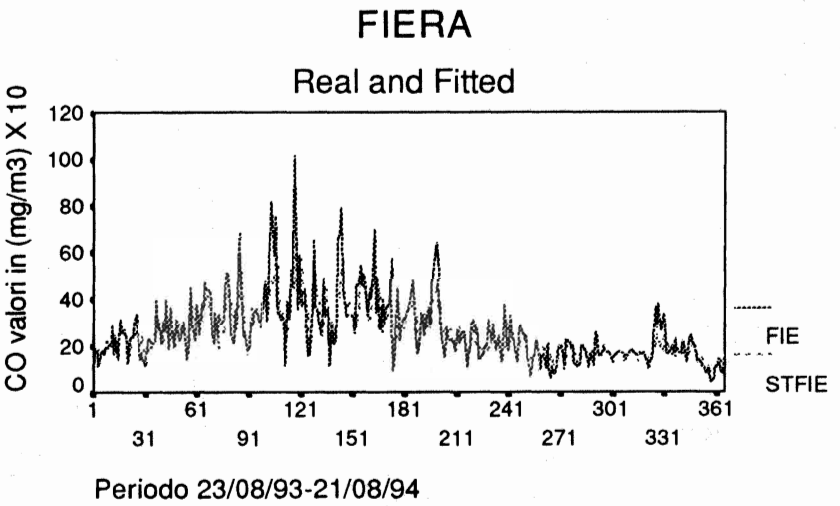


Fig. 1b – Confronto tra i dati reali e quelli stimati

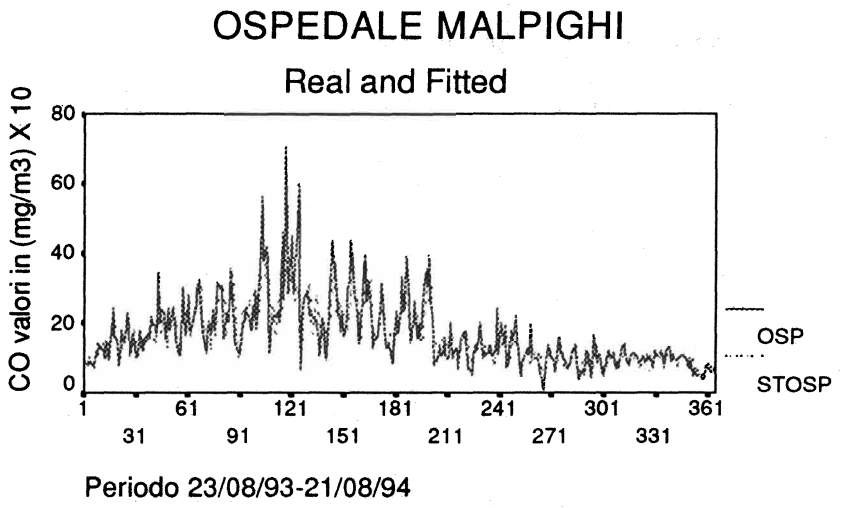


Fig. 1c – Confronto tra i dati reali e quelli stimati

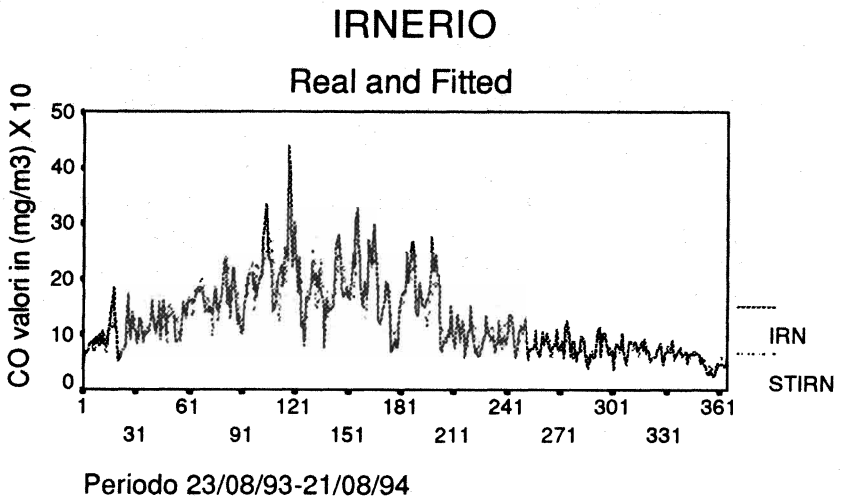


Fig. 1d – Confronto tra i dati reali e quelli stimati

I parametri corrispondenti alle variabili $D_1, D_2, \ldots, D_6$ risultano in tutte le equazioni positivi e significativamente diversi da zero. Si conferma così l'ipotesi che mediamente l'inquinamento da monossido di carbonio risulta, alla domenica, sensibilmente minore rispetto ai giorni feriali, probabilmente a causa del minor numero di veicoli a motore che circolano nel giorno festivo. I coefficienti relativi alle componenti autoregressive permettono di analizzare le interdipendenze ritardate tra le centraline. A questo proposito, nella Tab. 6 è riportato uno schema riassuntivo dove sono indicati i valori dei coefficienti della matrice $\mathbf{A}_1$ e i corrispondenti risultati dei test (Prob $(t > |t_c|)$). Si può notare che sulle variabili Y_{FIEt} e Y_{IRNt} non si manifestano dipendenze significative. Y_{CASt} risulta essere invece influenzata da Y_{IRNt-1}, e sempre Y_{IRNt-1} manifesta un'influenza su Y_{OSPt} che risulta dipendere anche da Y_{FIEt-1}. I risultati mettono in evidenza diverse caratteristiche importanti del problema inquinamento da monossido di carbonio. In primo luogo il fenomeno della persistenza nella bassa atmosfera degli inquinanti: in ogni centralina le concentrazioni medie

Tab. 6 – Significatività dei coefficienti della matrice

Variabile rit → / Variabile dip. ↓	$Y_{CAS\,t-1}$	$Y_{FIE\,t-1}$	$Y_{IRN\,t-1}$	$Y_{OSP\,t-1}$
$Y_{CAS\,t}$	0.300267 (0.000)	0.023259 (0.602)	0.314388 (0.000)	-0.046245 (0.354)
$Y_{FIE\,t}$	0.133368 (0.091)	0.432536 (0.000)	0.069415 (0.438)	0.028924 (0.668)
$Y_{IRN\,t}$	0.017245 (0.758)	0.045686 (0.287)	0.535561 (0.000)	0.037727 (0.431)
$Y_{OSP\,t}$	0.064840 (0.398)	0.159656 (0.007)	0.217028 (0.013)	0.296712 (0.000)

del monossido di carbonio dipendono fortemente da quelle registrate il giorno prima. Anche le dipendenze spaziali ritardate tra le osservazioni possono essere dovute in parte alla persistenza dell'inquinante. È probabile tuttavia che queste relazioni statistiche siano da attribuire anche alle interdipendenze presenti tra i flussi di traffico che interessano le aree di rilevazione delle varie centraline. Complessivamente inoltre il processo si può ritenere stazionario in quanto le soluzioni dell'equazione $|\mathbf{I} - \mathbf{A}_1 z| = 0$ sono esterne al cerchio unitario. Riguardo alle variabili meteorologiche, considerate nel modello come ingressi esogeni, si può notare che la velocità del vento (m_4) compare con un coefficiente negativo e significativamente diverso da zero ($\alpha = 0.05$) in a tutte e quattro le centraline. Il vento si caratterizza quindi in modo chiaro come fattore di pulizia dell'atmosfera. La temperatura (m1) e l'umidità (m2), invece, non manifestano altrettanto chiaramente la loro influenza. Agiscono infatti direttamente solo su $Y_{IRN\,t}$ e indirettamente, attraverso $Y_{IRN\,t-1}$, su $Y_{CAS\,t}$ e $Y_{OSP\,t}$, mentre la pioggia (m3), contrariamente a quanto ci si poteva aspettare, non risulta avere influenza sull'inquinante.

4. Conclusioni

Il modello specificato ha confermato solo in parte le aspettative sulle relazioni intercorrenti fra le variabili metereologiche e l'inquinamento. La pioggia risulta essere l'unica variabile priva di influenza sul CO, mentre ci si aspettava che si rivelasse come un fattore di "lavaggio" dell'aria. Tale risultato ovviamente può dipendere dal fatto che la relazione pioggia-inquinamento non sia del tipo specificato nel modello, ma potrebbe anche dipendere da altri motivi sui quali sarebbe interessante fare luce. Si è confermato che la domenica risulta essere il giorno mediamente meno inquinato della settimana, mentre il sabato non si distingue, sotto questo aspetto, dagli altri giorni. L'impiego di un modello autoregressivo vettoriale ha consentito inoltre di utilizzare i coefficienti della componente autoregressiva per spiegare le relazioni spaziali ritardate tra le centraline, fornendo interessanti informazioni sulla struttura spazio-temporale dell'inquinamento da monossido di carbonio. Essendo la concentrazione del monossido di carbonio in stretta relazione con il traffico urbano (Finzi, 1991), tale informazione può essere utilizzata per ottenere indicazioni sulla dinamica del traffico stesso, costituendo così un utile strumento per lo studio e la risoluzione di questo problema.

Riferimenti bibliografici

BOX G.E.P., JENKINS G.M. (1970) "Time Series Analysis: Forecasting and Control", *Holden Day, S. Francisco, California.*

FINZI G., BRUSASCA G. (1991) "La qualità dell'aria-modelli previsionali e gestionali", *Masson, Milano.*

JOHNSTON J. (1984) "Econometrics Methods", *McGraw-Hill, Singapore.*

MILIONIS A.E., DAVIES T.D. (1994) "Regression and stochastic models for air pollution-I. Review, comments and suggestions", *Atmospheric Enviroment.* Vol. 28, No.17, pp 2801-2810, 1994.

MILIONIS A.E., DAVIES T.D. (1994) "Regression and stochastic models for air pollution-II. Application of stochastic models to examine the links between ground level smoke concentrations and temperature inversions", *Atmospheric Enviroment.* Vol. 28, No.17, pp. 2811-2822, 1994.

PARUOLO P. (1992) "Note sul problema della stima" *Clueb, Bologna.*

SMITH P.L. (1979) "Splines as a useful and convenient statistcal tool", *The Amentican Statistician.* Vol. 33, No. 2.

ZELLNER A. (1962) "An Efficient Method of Estimating Seemingly Unrelated Regression and Tests for Aggregation Bias" *Journal of the American Statistical Association*, Vol. 57, pp. 348-368.

CONTROLLO DELLA QUALITÀ DEI DATI ANALITICI NELLA DETERMINAZIONE DEL CONTENUTO DI MERCURIO IN PESCI DEL LAGO MAGGIORE

Daria Rossi

CNR – Istituto Italiano di Idrobiologia – Verbania Pallanza

Introduzione

Precedenti ricerche (Rossi *et al.*, 1993) hanno accuratamente documentata la critica situazione della Baia di Pallanza del Lago Maggiore, contaminata da mercurio di origine industriale.

Tale situazione si riflette ovviamente anche nell'accumulo di tale elemento nella catena alimentare e, più in particolare, nella fauna ittica (Locht *et al.*, 1981), con potenziali rischi per la salute del consumatore che si alimenti di prodotti ittici.

Quale parte di uno studio sul Lago Maggiore, condotto per conto della Commissione Internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere, nel 1990-91 sono stati raccolti campioni di coregone (*Coregonus* sp.), alborella (*Alburnus alburnus alborella*) e pesce persico (*Perca fluviatilis*), specie largamente diffuse nell'ambiente considerato ed appartenenti a categorie diverse per quanto concerne abitudini alimentari ed etologia.

Su tali campioni sono state determinate le concentrazioni di alcuni elementi metallici (Hg, Cu, Cr, Zn e Ni: Giussani *et al.*, 1993), per verificare se il contenuto di tali metalli nella parte edibile potesse costituire un rischio per la salute umana.

In questo contributo viene presentata l'elaborazione statistica che ha permesso di interpretare i dati così ottenuti, distinguendo le fonti di variabilità dovute al metodo utilizzato da quelle realmente attribuibili a fattori biologici (sesso, età, peso, lunghezza, abitudini alimentari, ecc.) delle specie studiate.

Materiali e metodi

Gli esemplari di coregone (*Coregonus* sp.), alborella (*Alburnus alburnus alborella*) e pesce persico (*Perca fluviatilis*) da destinare alle analisi chimiche sono stati raccolti con due pescate, effettuate rispettivamente in Maggio e Ottobre 1990, per coprire due periodi stagionali diversi; altri due campionamenti sono poi stati effettuati nel Maggio e Novembre del 1991.

In laboratorio i campioni sono stati suddivisi per sesso e per età (sulla base dell'esame delle scaglie): più precisamente, i coregoni e le alborelle appartenevano alle classi 1-5, i pesci persici alle classi 1-7.

Da ogni esemplare di coregone e persico, dopo le rilevazioni dei parametri morfometrici (lunghezza e peso), sono stati prelevati tasselli di muscolo dorsale, formando pool di almeno dieci esemplari per ogni campione. Per l'alborella, date le dimensioni e poichè solitamente tale pesce viene consumato intero, il campione era costituito dall'intero esemplare, escluso il capo.

Per tutti i campioni, il materiale così ottenuto è stato quindi macinato e liofilizzato (per differenza in peso tra campioni freschi ed essiccati è stata calcolata la percentuale di acqua).

Una parte del campione è stata destinata all'analisi di lipidi, azoto e carbonio, mentre il rimanente è stato affidato ai laboratori dell'Istituto Ambiente, Centro Comune di Ricerca di Ispra delle Comunità Europee, per la determinazione del Hg secondo due diversi metodi: spettrometria di assorbimento atomico ai vapori freddi (CVAAS, Cold Vapor Atomic Absortion Spectrometry) e spettrometria di assorbimento atomico per campioni solidi (SSAAS, Solid Sampling Atomic Absorption Spectrometry), con correzione del fondo per effetto Zeeman.

Lo studio infatti prevedeva la messa a punto di questa seconda metodica (Grobecker *et al.*, 1992), che offre il vantaggio di evitare la solubilizzazione del campione e permette di utilizzare aliquote estremamente ridotte (dell'ordine dei μg).

A tale scopo, è stato predisposto un confronto con la collaudata tecnica a vapori freddi, per la quale subcampioni di circa 200 mg peso secco sono stati mineralizzati in doppio in ampolle di quarzo con 2 ml di acido nitrico SUPRAPUR, utilizzando la digestione sotto pressione a 170 °C per 12 ore (Arnoux *et al.*, 1980). Le soluzioni risultanti sono state portate a volume finale (5 o 10 ml) e mantenute in fiale di vetro a 8 °C.

Nel metodo SSAAS, dopo accurata omogeneizzazione del campione, sono state prelevate aliquote del peso di circa 100 μg, poste in capsule di platino ed introdotte direttamente nel fornetto di grafite dell'assorbimento atomico. In questo caso, la calibrazione strumentale veniva effettuata utilizzando standard solidi a contenuto noto di Hg. Più precisamente, sono stati adoperati materiali di riferimento certificati (CRM = Certified Reference Material) dal Bureau of Standard Materials (BCR) della Commissione Europea, privilegiando quelli che presentavano caratteristiche di matrice più simili a quelle dei campioni da analizzare (Mussel Tissue, Tunafish, Pig Kidney): per questi materiali la concentrazione del mercurio è certificata con intervallo fiduciale noto.

Risultati e discussione

Lo studio è iniziato con una verifica della precisione ed accuratezza della metodologia seguita.

Una prima indicazione sulle prestazioni del metodo è data dalla stima del coefficiente di variazione percentuale (CV%) (Fig. 1): per i materiali di riferimento, su 20 repliche il CV% variava da un minimo del 3% ad un massimo del 7% per la tecnica a vapori freddi; per il metodo che usa direttamente campioni solidi, la variabilità era leggermente superiore (tra il 5 ed il 9%).

La stima, effettuata invece analizzando separatamente sei subcampioni di un campione per ciascuna delle tre specie considerate era invece pari al 2,4% per l'alborella, al 3,1% per il persico ed al 5,8% per il coregone con la prima tecnica; i valori corrispondenti per la seconda metodologia erano invece pari a 9,0, 7,9 e 12%, rispettivamente. La maggiore variabilità del secondo metodo è ovviamente da

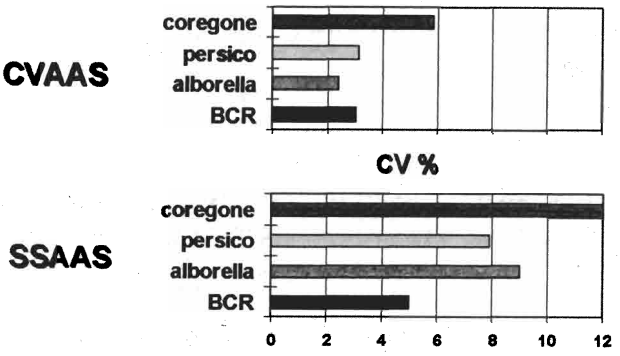


Fig. 1 – Stima del coefficiente di variazione percentuale per i materiali di riferimento e per i campioni

porre in relazione alle quantità minime di campione utilizzato ed alla maggiore eterogeneità a questa scala.

Nel periodo Luglio-Ottobre 1992 i materiali di riferimento BCR sono stati inoltre analizzati sistematicamente in ogni sessione di lavoro, permettendo così di realizzare carte di controllo Shewhart (Garfield, 1991) per valutare se la risposta strumentale presentava variazioni nel tempo, tanto in termini di scarto tra valore trovato e valore cercato (dato analitico rispetto a volore certificato), quanto nell'ampiezza della variabilità attorno al valore medio (venivano infatti utilizzati, per lo stesso materiale di riferimento, da 2 a 10 repliche per ogni analisi effettuata).

Più precisamente, sono state costruite:

X chart. In questa carta di controllo, vengono riportati in ascissa i campioni analizzati (in ordine progressivo), in ordinata il valore medio della concentrazione di mercurio in ciascun campione BCR. Sono inoltre indicate: da una linea continua, la media complessiva sull'intera serie di campioni; da linee tratteggiate, il limite superiore ed inferiore di accettabilità, pari rispettivamente a media ± 3 deviazione standard calcolata su tutti i campioni (poiché il numero di analisi era variabile per i diversi campioni, nel calcolo della deviazione standard viene utilizzato il valore medio delle n repliche di ciascun campione).

Una seconda versione, prevede invece che i dati vengano riferiti al valore certificato del materiale di riferimento, invece che alla media misurata sui campioni, ed alla deviazione standard del valore certificato.

R-chart. In questa carta viene riportato il campo di variabilità di ciascun campione. Analogamente alla X-chart, viene inoltre indicata: con una linea continua, il range medio; con linee tratteggiate, i valori superiori ed inferiori di accettabilità (che utilizzano la deviazione standard media dei range).

S-chart. In questo caso, viene invece riportata la variabilità della deviazione standard dei campioni BCR nel tempo.

CUSUM chart. Questa carta utilizza le deviazioni cumulate tra media del campione BCR e valore di riferimento cercato, per evidenziare se tale scostamento segue o meno un trend preferenziale (shift sistematico). Secondo la modifica di Barnhard, sulla carta viene riportata la cosiddetta V-mask, che può essere considerata come il limite di controllo per le deviazioni cumulate.

A titolo di esempio, vengono qui riportate tali carte di controllo, riferite al solo materiale di riferimento certificato T14 (Tuna Fish: target value 0,454 ± 0,06 mg Hg kg^{-1}, dove il dato di variabilità indica il livello di confidenza al 95%). Analoghe carte

sono comunque state approntate per altri CRM: plancton, foglie di ulivo, macrofite acquatiche, rene di maiale, molluschi.

X chart

La Figura 2 riporta la carta di controllo realizzata durante le analisi dei campioni utilizzando come materiale di riferimento certificato (CRM) Tuna Fish; tale carta riporta tutti i singoli dati analitici riferiti al valore medio reale.

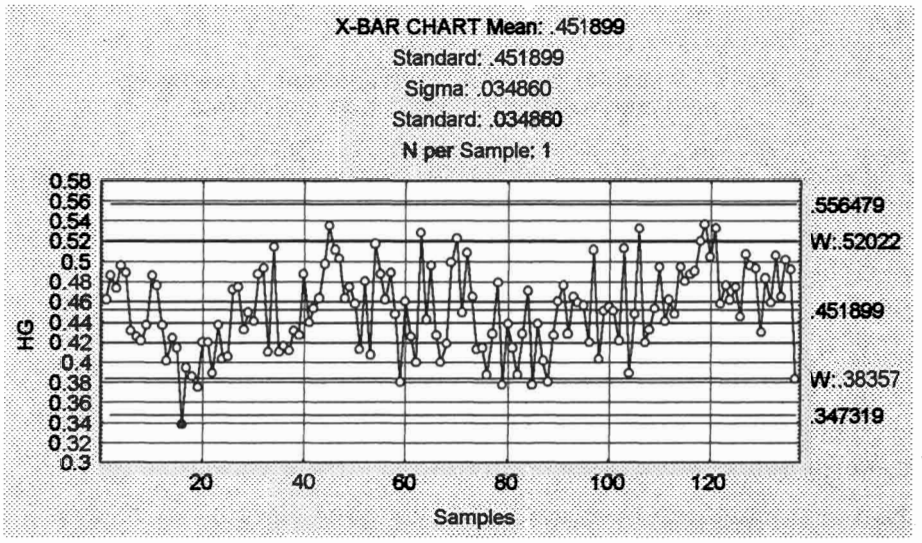


Fig. 2 – X chart ottenuta su tutti i dati. La linea centrale indica il valore medio dei dati analitici; le linee superiore e inferiore riportano il range ± 3 deviazione standard su tutti i dati; mentre le linee indicate con W visualizzano i limiti fiduciali al 95%.

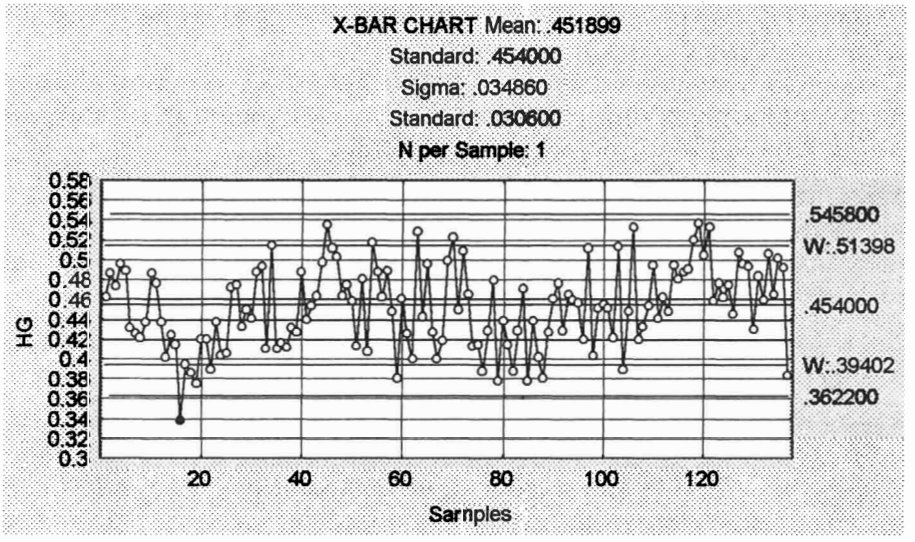


Fig. 3 – X chart ottenuta su tutti i dati. La linea centrale indica il valore di riferimento del CRM Tuna Fish; in questo caso le linee superiore e inferiore riportano il range ± 3 deviazione standard del valore certificato e indicato dal BCR; le linee indicate con W visualizzano i limiti fiduciali al 95%.

Un solo dato risulta inferiore al limite ± 3 deviazioni standard, mentre i rimanenti sono compresi nel range di accettabilità. Un numero superiore di dati eccede però i limiti fiduciali al 95%.

La Figura 3 riporta invece gli stessi dati ma riferiti al valore certificato dal BCR.

Anche in questo caso un solo dato esce dal range di accettabilità. Questa rappresentazione conferma comunque la bontà del metodo analitico seguito, poichè il valore medio stimato è molto prossimo a quello cercato (0,452 mg Hg kg^{-1} rispetto a 0,454 mg Hg kg^{-1}). Anche la variabilità si può considerare accettabile in

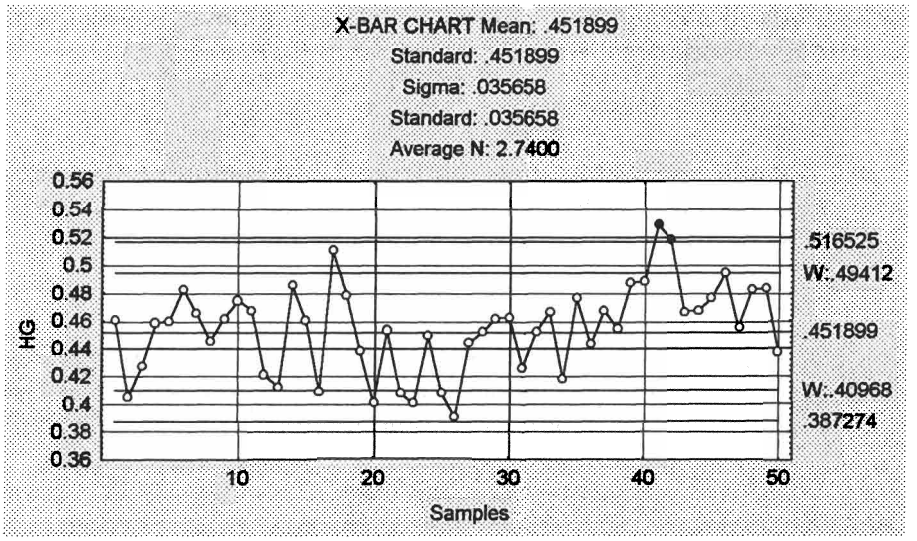


Fig. 4 – X chart ottenuta sulle medie delle repliche effettuate durante una sessione analitica

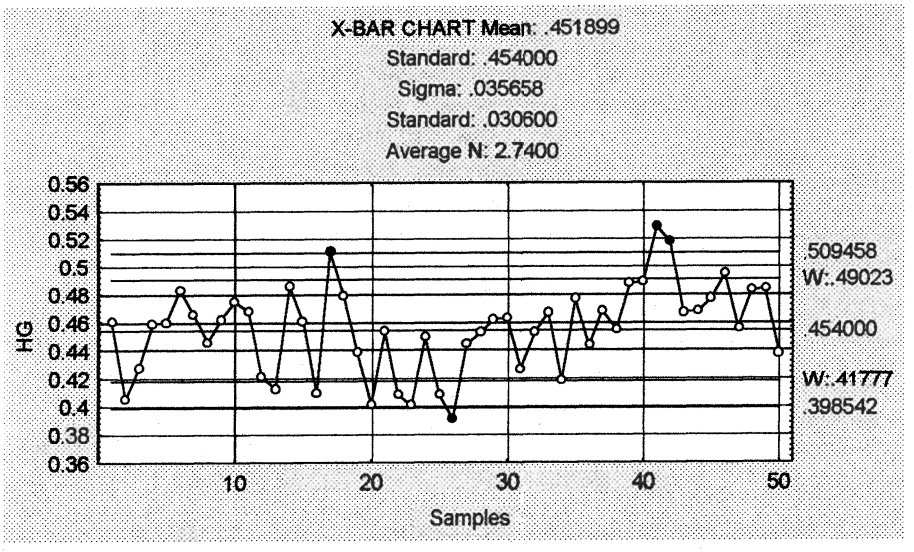


Fig. 5 – X chart ottenuta sulle medie delle repliche effettuate durante una sessione analitica. La linea centrale indica il valore di riferimento del CRM Tuna Fish; in questo caso le linee superiore e inferiore riportano il range ± 3 deviazione standard del valore certificato e indicato dal BCR; le linee indicate con W visualizzano i limiti fiduciali al 95%

quanto la deviazione standard stimata, 0,03486 è molto vicina a quella riportata dal BCR (0,0306).

La Figura 4 è ancora una X chart, ma in questo caso i dati rappresentano le medie delle repliche effettuate in una sessione analitica. Poichè il numero di repliche era variabile, il campo di variabilità è riferito al numero medio (N = 2,7).

In questa rappresentazione due dati consecutivi risultano essere leggermente superiori al range di accettabilità, suggerendo che durante queste analisi lo strumento poteva essere fuori controllo.

La Figura 5 riporta gli stessi dati, ma riferiti al valore certificato BCR. In questo caso 4 dati eccedono il range di accettabilità, poichè la deviazione standard misurata (0,0357) risulta superiore a quella indicata dal BCR (0,0306).

R-chart

La Figura 6 mostra la R-chart per tutti i dati; praticamente tutti i dati rientrano nel range di accettabilità, confermando che gli scostamenti dal valore medio di concentrazione misurato sono sufficientemente costanti nel tempo.

S-chart

La Figura 7, che riporta la S-chart relativa ai valori medi tra repliche ed è basata sulle deviazioni standard invece che sul range degli scostamenti, conferma che la variabilità tra repliche è rimasta per tutto il periodo compresa nel range di accettabilità.

CUSUM chart

In Figura 8 viene riportato un esempio di CUSUM Chart, utile per identificare, durante la messa a punto del metodo, eventuali tendenze delle deviazioni standard a variare secondo una specifica direzione. Questa carta infatti riporta la somma

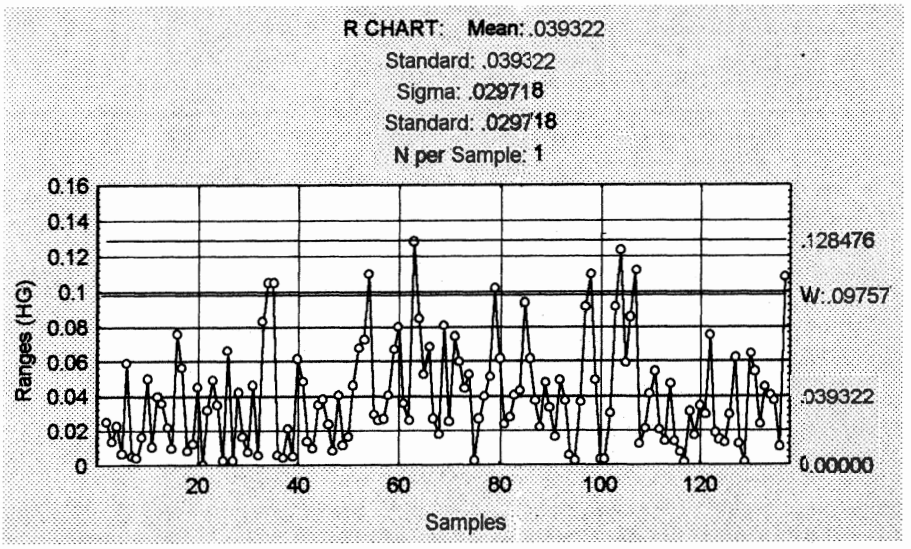


Fig. 6 – R- chart ottenuta su tutti i dati. La linea centrale indica la media degli scostamenti dei singoli dati dal valore medio di concentrazione misurato

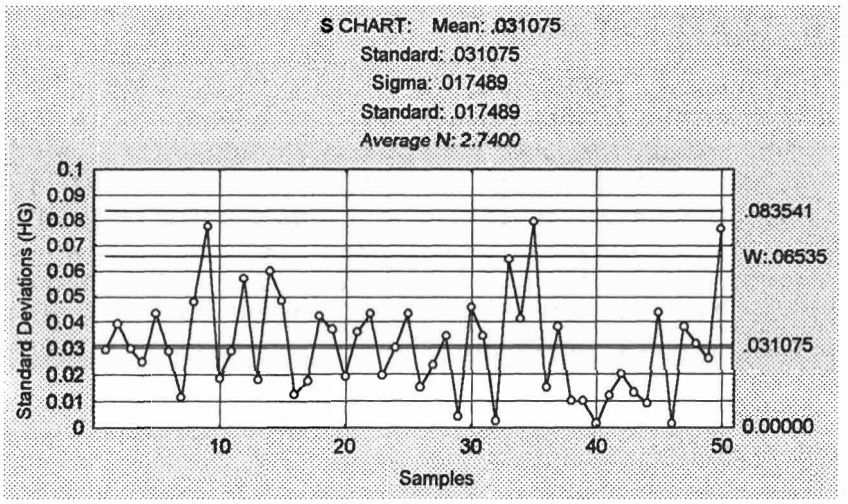


Fig. 7 – S chart ottenuta sulle medie delle repliche. La linea centrale indica la deviazione standard media calcolata per tutto il periodo considerato

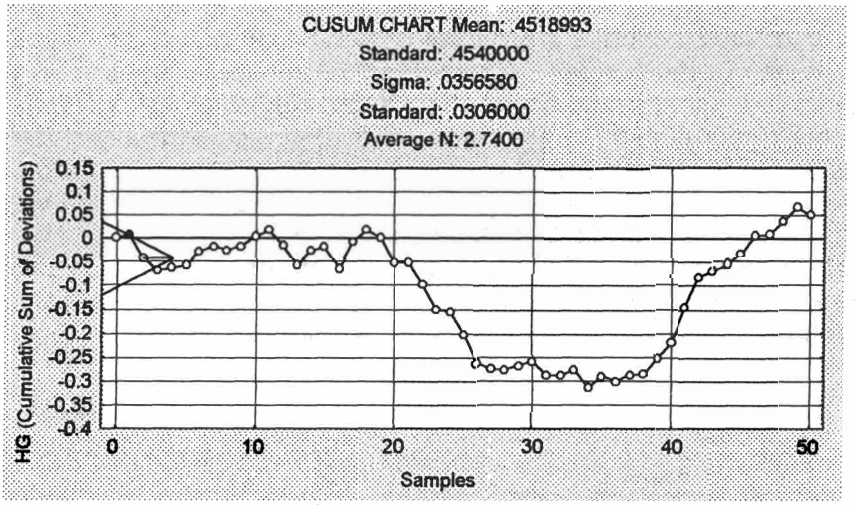


Fig. 8 – Esempio di CUSUM chart ottenuta sulle medie tra repliche, riferite a valori certificati del BCR

cumulata delle deviazioni di analisi di campioni successivi rispetto ad un valore target specificato, evidenziando shift permanenti durante il processo o piccoli shift costanti che non vengono normalmente rilevati con la X chart.

Per stabilire i limiti di controllo, Barnhard (1959), propone la cosiddetta V-mask, che viene spostata attraverso il grafico per evidenziare gli outliers. Questa linea di controllo ha la forma caratteristica a V, e quando viene trovato un campione che cade al di fuori della V-mask, il processo è dichiarato fuori controllo.

In base alle carte di controllo, è stato così possibile stabilire la reale precisione del metodo ed il grado della sua accuratezza.

Durante le analisi condotte sui campioni di pesce del Lago Maggiore, il metodo proposto è generalmente rimasto sotto controllo per tutto il periodo.

Confronto tra CVAAS e SSAAS

La Figura 9 mostra il confronto tra la metodologia utilizzata (SSAAS) e quella a vapori freddi (CVAAS). Complessivamente i dati ottenuti risultano in ottimo accordo (coefficiente di correlazione R = 0,8837). Differenze minori vengono osservate per le tre diverse specie di pesci e possono essere messe in relazione al differente contenuto di lipidi e/o variazioni nelle caratteristiche della matrice, che comportano un differente grado di interferenza per entrambi i metodi analitici.

Tale confronto indica comunque che il metodo SSAAS ha una affidabilità confrontabile con quella del metodo tradizionale CVAAS, nonostante utilizzi subcampioni di dimensioni estremamente ridotte.

Elaborazione statistica dei dati

La successiva elaborazione statistica dei dati relativi ai pesci analizzati ha quindi potuto essere effettuata tenendo conto delle limitazioni metodologiche-strumentali, distinguendo tra questa fonte di variabilità e le reali differenze di concentrazione dipendenti da altri fattori, quali età, sesso, peso, lunghezza ed abitudini alimentari.

Il confronto tra campioni è stato effettuato utilizzando un test a posteriori sulle medie per campioni indipendenti e basati su un numero variabile di repliche dei campioni: il test prescelto è lo Student-Newman-Keuls (Sokal e Rohlf, 1981), che utilizza l'errore quadratico medio entro gruppi (MS_{within}) come indicazione della variabilità complessiva tra un gruppo di medie. Tale errore, assieme al range studentizzato (Q), serve a stimare il range minimo significativo (LSR) tra due medie, tenendo conto della deviazione standard di ciascuna media.

Per ogni coppia di medie da confrontare, viene quindi calcolata la differenza e, se superiore al valore LSR, si conclude che tra le due medie esiste una differenza statisticamente significativa al livello di probabilità considerato.

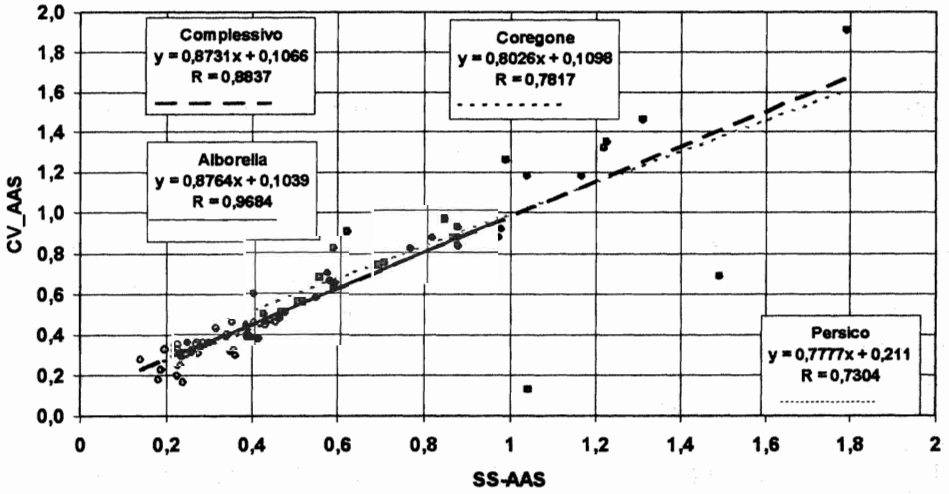


Fig. 9 – Confronto tra la metodica SSAAS e la CVAAS. Le concentrazioni indicate sono espresse in mg Hg kg^{-1} peso secco

In Figura 10 viene presentato in forma grafica e a titolo di esempio, il risultato del confronto statistico SNK per pesce persico. Le medie sono ordinate secondo una serie crescente e vengono unite da una linea continua i valori che non risultano statisticamente diversi.

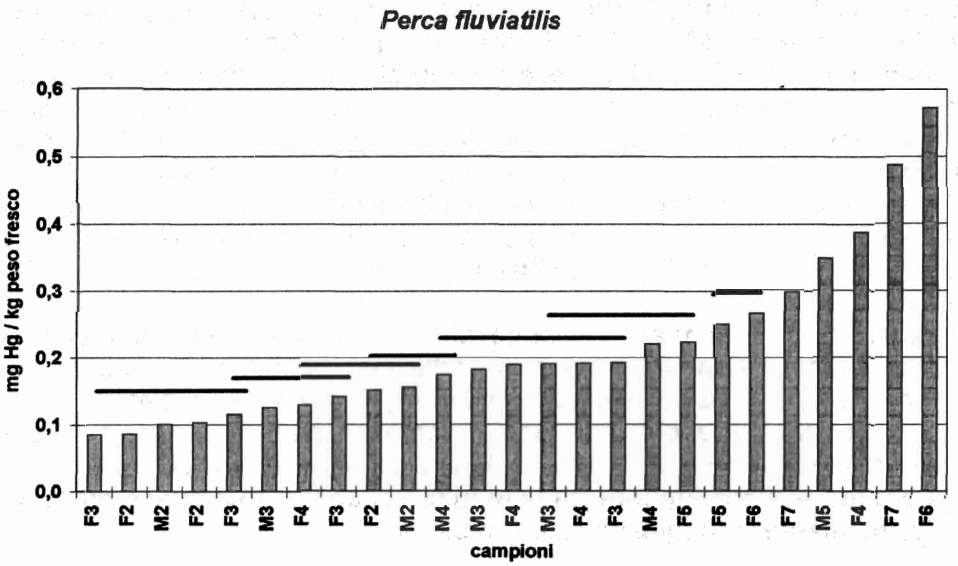


Fig. 10 – Confronto statistico SNK tra contenuto di mercurio in campioni di *Perca fluviatilis*. Una linea continua unisce i campioni che *non* presentano differenze statisticamente differenti

In tutte e tre le specie considerate, e particolarmente nel pesce persico, si evidenzia una relazione, confermata da altre elaborazioni statistiche, tra l'accumulo di mercurio nei tessuti e le classi di età.

Pesce persico

I dati di concentrazione di mercurio nei pesci sono poi stati ulteriormente utilizzati per valutare la possibile esistenza di relazioni con fattori quali sesso, età, peso, lunghezza, nonchè abitudini alimentari e quindi posizione nella rete trofica. I risultati principali di questa ulteriore elaborazione statistica sono riportati in Giussani *et al.* (1993).

Conclusioni

I dati ottenuti indicano che per il mercurio l'ordine di concentrazione rilevato è il seguente: Coregone < Alborella ≪ Pesce persico.

Come messo in evidenza dalla correlazione statisticamente significativa tra concentrazione e età, peso e lunghezza (Giussani *et al.*, 1993), l'accumulo dell'elemento è proporzionale all'incremento di dimensioni per tutte e tre le specie ittiche considerate, ma nel coregone la minore inclinazione della retta di regressione suggerisce che in questo pesce l'elemento viene incorporato con un ritmo ridotto, rispetto alle altre due specie.

Questo comportamento probabilmente riflette le diverse abitudini alimentari delle specie considerate e confermano la nota tendenza dell'elemento ad accumularsi lungo gli anelli della catena trofica ed in funzione del periodo di esposizione (in questo caso, all'età dei soggetti analizzati).

Si può inoltre rilevare che, almeno per coregone ed alborella, la concentrazione nella parte edibile è notevolmente inferiore a quella rilevata in un precedente studio del 1977 (Locht *et al.*, 1981). Per il coregone, tale differenza può essere parzialmente spiegata con il fatto che, nella ricerca citata, i campioni provenivano dalla Baia di Pallanza, nota per un inquinamento da mercurio, invece che dalla zona di Ghiffa; ma per l'alborella, pescata tanto nel 1977 che nel 1990/91 nel bacino Borromeo, i presenti dati evidenziano un vistoso calo della concentrazione di mercurio. Tale risultato è probabilmente legato alla diminuita contaminazione della Baia di Pallanza, dimostrata da recenti ricerche sulla distribuzione del mercurio nei sedimenti (Rossi *et al.*, 1993), che si traduce in un minor accumulo lungo la catena alimentare.

Va comunque sottolineato che in nessuna delle tre specie ittiche considerate il mercurio raggiunge nei pesci il livello di rischio per il consumo umano (0,7 mg kg^{-1} peso fresco, per la legislazione Italiana; 0,5 mg kg^{-1} peso fresco, per quella Elvetica).

Si può quindi concludere che l'uso sistematico della statistica nel controllo di qualità dei dati analitici ha permesso di interpretare correttamente i dati di concentrazione ottenuti e di distinguere tra le fonti di variabilità dovute al metodo utilizzato da quelle realmente attribuibili a fattori biologici.

Riferimenti bibliografici

ARNOUX, A., L.P. NIENCHEWSKI, J. TATOSSIAN, 1980, Comparaison de quelques methodes d'attaque des sediments pour l'analyse des metaux lourdes. *Conf. Les Metaux a l'etat de trace dans les eaux.* Association Pharmaceutique Français pour l'Hydrologie, Lille, 28.8.80.

GARFIELD, 1991, *Quality assurance principles for analytical laboratories.* AOAC, USA: 196 pp.

GIUSSANI, G., R. BAUDO, H. MUNTAU, D. ROSSI, R. VIVIAN, 1993, Contenuto di metalli nella parte edibile delle principali specie ittiche del Lago Maggiore. Ricerche sull'evoluzione del Lago Maggiore. Aspetti Limnologici. Programma quinquennale 1988-1992. Campagna 1992. *Commissione Internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere.* 95-102.

GROBECKER, K., P. HANNAERT, R. BAUDO, H. MUNTAU, 1992, The determination of mercury and copper in limnic samples by solid sampling Zeeman GFAAS. In: *Proc. 3rd International Symposium on Solid Sample AAS. Ges.Deutscher Chemiker*, 10-12 October 1988, Wetzlar (FRG).

LOCHT, B., H. MUNTAU, R.BAUDO, G. GALANTI, P.G. VARINI, 1981, Detection of critical mercury concentrations in edible fish from Pallanza Basin (Lago Maggiore). *Mem.Ist.Ital.Idrobiol.*, 38: 415-422.

ROSSI, D., R. BAUDO, F. BO, R. VIVIAN, H. MUNTAU, 1993, Chemical composition of Lake Maggiore sediments in 1986. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.*, 51: 53-114.

SOKAL, R.R., F.J. ROHLF, 1981, *Biometry.* W.H. Freeman & Co., New York: 859 pp.

Sessione

Poster

Presiede: *Luigi Fabbris*
(Università di Padova)

Relazioni di: *Bruno Felluga*
Fulvio Mazzocchi
Paolo Plini
Sandra Lucke
Mario Palmera
Francesca Gallo
Renato Ciaralli
Massimo Mucciardi
Maria Chiara Mura
Cinzia Sellitri
Maria Eleonora Soggiu

"THESAURUS" ITALIANO PER L'AMBIENTE: RIFERIMENTO PER LA TERMINOLOGIA DELLE STATISTICHE AMBIENTALI

Bruno Felluga, Fulvio Mazzocchi, Paolo Plini, Sandra Lucke, Mario Palmera, Francesca Gallo, Renato Ciaralli

CNR – Istituto di Tecnologie Biomediche, Reparto Ricerca e Documentazione Ambientale, Istituto Nazionale di Statistica

Aspetti terminologici delle statistiche ambientali

Dati statistici e terminologia

Ogni oggetto o situazione è rappresentabile da un termine.

La statistica ambientale è l'associazione di dati a oggetti (come aree naturali o organismi) o situazioni (danni da inquinamento, effetti del traffico urbano, ecc.) di interesse per la gestione dell'ambiente; anche le tabelle che vengono utilizzate in statistica sono costituite da termini, a cui sono associati dati.

La cura dell'aspetto terminologico riveste un ruolo importante nella gestione dei dati e dell'informazione ambientale. L'evoluzione delle conoscenze scientifiche e l'accrescersi della massa di informazione relativa all'ambiente richiede oggi l'adozione di una terminologia adeguata, che deve essere chiaramente comprensibile e, per quanto possibile, standardizzata, omogenea e univoca. Questo costituisce un presupposto importante, in ambito scientifico, di ricerca e applicativo, per assicurare una coerenza tra la rappresentazione di oggetti o situazioni attraverso termini, e l'associazione a questi di dati. Tale esigenza diventa ancor più evidente in ambito internazionale, dove la gestione e l'interscambio dei dati sono strettamente connessi alla possibilità di armonizzare la terminologia adottata dai diversi paesi, il che presenta notevoli problemi di equivalenza interlinguistica.

Come esempio, in ambito monolingue, si consideri una situazione nella quale dei concetti totalmente diversi siano rappresentati dallo stesso termine (omografia):

1° banca dati Termine: **stagno** → dato associato
2° banca dati Termine: **stagno** → dato associato,

ove nel primo caso, il termine stagno si riferisca a una componente dell'ambiente fisico, mentre nel secondo il termine si riferisca all'elemento chimico.

Come ulteriore esempio si consideri una situazione in cui, per esprimere un determinato processo (erosione) vengano usati termini diversi in contesti diversi:

1° banca dati Termine: **erosione** → dato associato
2° banca dati Termine: **erosione** → dato associato
3° banca dati Termine: **erosione del suolo** → dato associato.

Ammettiamo che nella prima banca dati il processo a cui sono associati i dati sia l'erosione del suolo, rappresentata però solo dal termine erosione, senza specifiche; che nella seconda, invece, il processo a cui sono associati i dati corrisponda al concetto di erosione in generale; che nella terza banca dati infine il termine erosione del suolo rappresenti l'omonimo processo.

Tali situazioni di ambiguità semantica possono causare notevoli problemi nella gestione dei dati. In ambito multilingue, ovviamente, il discorso diviene ancor più complesso.

Armonizzazione della terminologia

L'armonizzazione della terminologia delle statistiche ambientali deve avvenire prima di tutto a livello concettuale e conseguentemente a livello terminologico. È necessario pertanto, particolarmente quando si lavora in ambiente multilingue, adottare sistemi che definiscano esattamente i termini. Questo si ottiene o presentando i termini nel loro contesto semantico mediante opportune relazioni, come nei thesauri, oppure mediante definizioni *in extenso*, come nei glossari. I thesauri infatti specificano l'accezione semantica dei termini, che viene definita dalla collocazione sistematica e gerarchica del termine nel sistema, dal suo corredo di relazioni di equivalenza e associative e attraverso l'uso di qualificatori parentetici e note d'uso. Nei glossari, la definizione dei termini stabilisce le caratteristiche concettuali dell'oggetto o della situazione, a cui i dati vengono riferiti.

La terminologia dell'ambiente in Italia

In Italia, da quasi dieci anni, presso il Reparto Ricerca e Documentazione Ambientale dell'Istituto di Tecnologie Biomediche del Consiglio Nazionale delle Ricerche di Roma, è attiva una linea di ricerca che si occupa in modo specifico di terminologia ambientale.

Le attività svolte in questi anni hanno portato:

1. allo sviluppo di un sistema terminologico di riferimento in lingua italiana, comprendente
   - un "thesaurus" allineato al thesaurus multilingue dell'Agenzia Europea dell'Ambiente e della rete INFOTERRA dell'UNEP e
   - una terminologia in italiano, applicata alle basi di dati del SINA e del SIRA, applicabile all'analisi dei progetti di ricerca del CNR nel settore ambiente e attenta agli aspetti della normazione tecnica (Fig. 1);
2. alla produzione di una serie di documenti comprendenti, tra l'altro:
   - l'Indice analitico tematico delle attività di ricerca del CNR attinenti al settore ambiente (1987);
   - l'Elenco dei progetti di ricerca del CNR attinenti al settore ambiente (1987);
   - il Sistema bilingue di descrittori per l'indicizzazione, la categorizzazione e la codificazione dei termini ambientali (1989);
   - il Thesaurus trilingue per l'ambiente (1991);
   - il Thesaurus quadrilingue per l'ambiente su CD-ROM (1994);
   - il Thesaurus quadrilingue INFOTERRA (1994) (Fig. 2) e

- il Classification Scheme e la parte italiana del Multilingual Environmental Thesaurus per il Catalogue of Data Sources dell'Agenzia Europea dell'Ambiente (1995);
- il "Thesaurus" italiano per l'ambiente (1995) (Fig. 3).

3. a collaborazioni in corso a livello internazionale con l'Agenzia Europea dell'Ambiente, la rete INFOTERRA dell'UNEP e la Convenzione delle Alpi e a collaborazioni in ambito nazionale con il Ministero dell'ambiente, l'Istat, l'Agenzia Nazionale per la Protezione dell'Ambiente e alcune Regioni.

Detto Reparto e l'Istat, nell'ambito di una collaborazione più vasta, stanno attualmente svolgendo l'analisi del contenuto terminologico del volume delle "Statistiche Ambientali" dell'Istat (edizione 1993). Si prevede, a medio termine, la produzione di una lista di parole chiave delle statistiche ambientali, che potrà essere utilizzata sia dagli operatori in campo statistico, sia dagli operatori del settore ambiente, come appendice del Thesaurus Italiano per l'Ambiente. È prevista inoltre una interazione con i competenti settori di Eurostat.

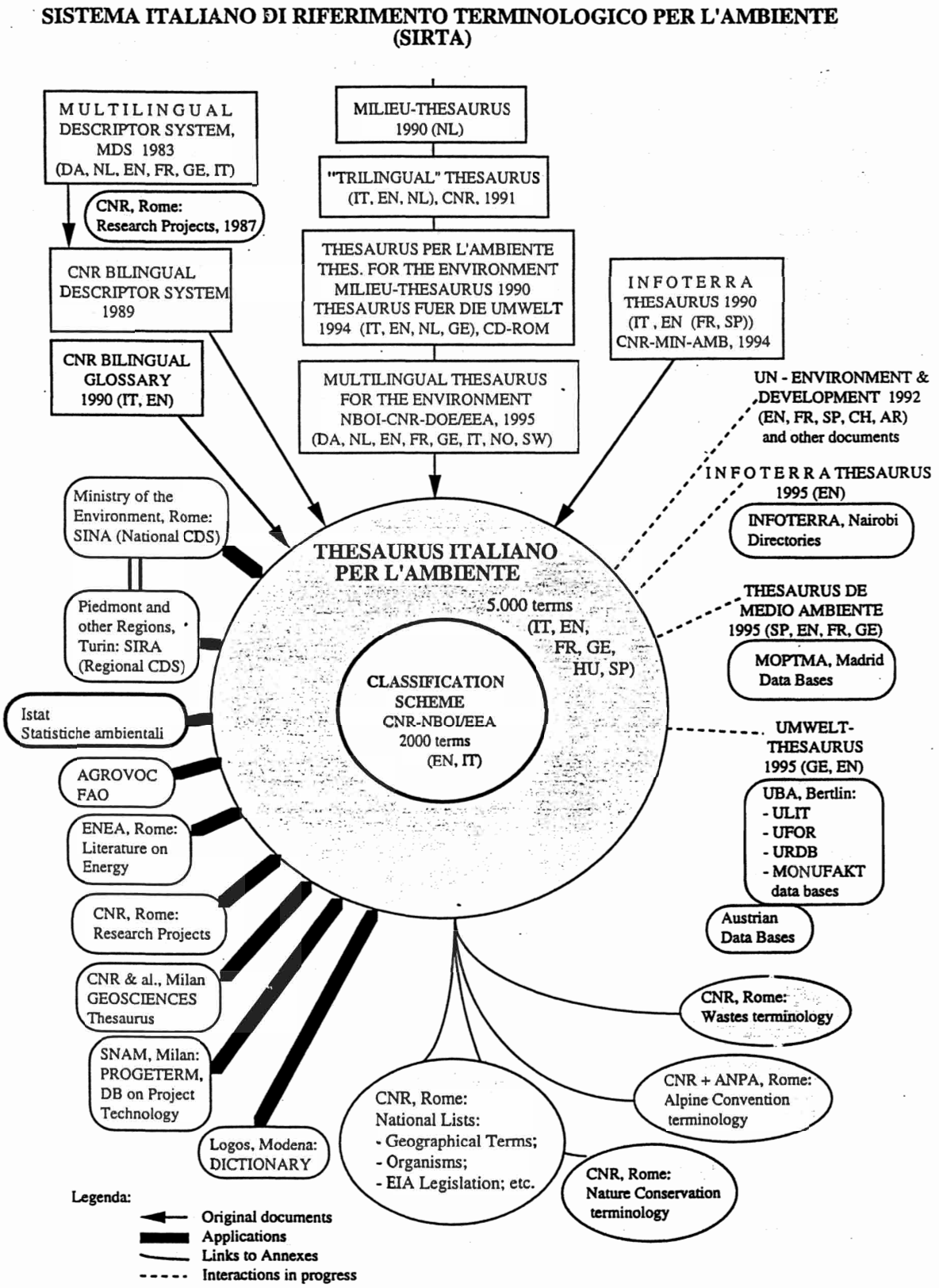


Fig. 1 – The Italian Terminological Reference System for the Environment. State: 1966-01-24

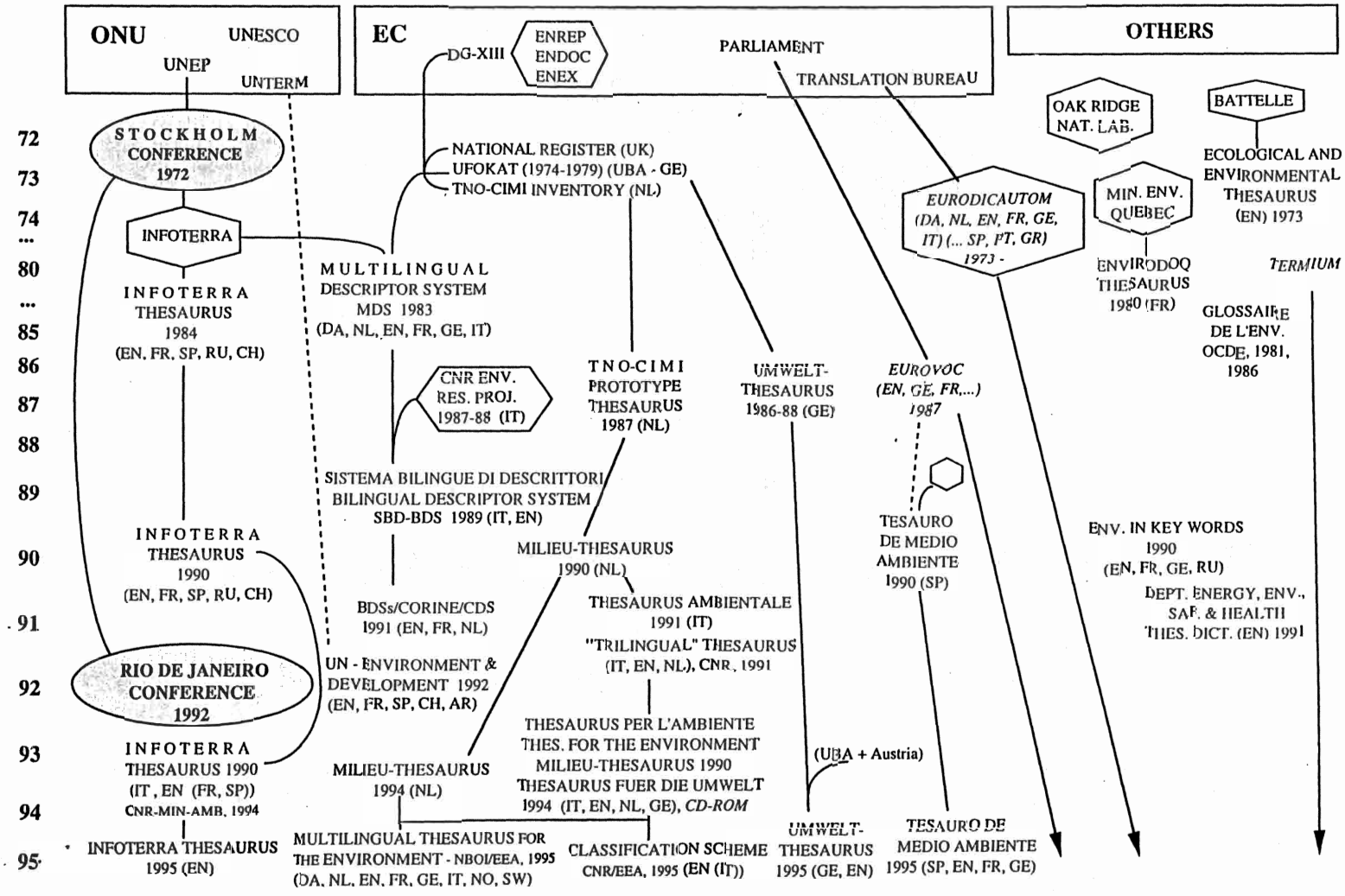


Fig. 2 – Genealogy of environmental general thesauri and other pertinent systems of terms. (IT), terminology in Italian

CONSIGLIO NAZIONALE DELLE RICERCHE

Istituto Tecnologie Biomediche
Reparto Ricerca e Documentazione Ambientale

MINISTERO DELL'AMBIENTE

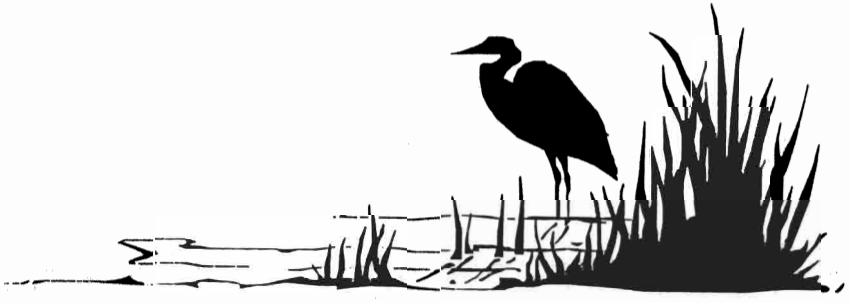
Servizio valutazione impatto ambientale, informazione ai cittadini e per la relazione sullo stato dell'ambiente

SIRTA - Sistema Italiano di Riferimento Terminologico per l'Ambiente

1. THESAURUS ITALIANO PER L'AMBIENTE

Terminologia generale e schema di classificazione

Versione bilingue, italiano-inglese



Roma, Luglio 1995

Fig. 3 – Il "Thesaurus" italiano per l'ambiente

UNA NUOVA MATRICE DI PESI NEGLI INDICI DI AUTOCORRELAZIONE SPAZIALE NEL TRATTAMENTO DI VARIABILI AMBIENTALI. MATRICI DI DISTANZA CONVENZIONALE

Massimo Mucciardi

Università di Messina

1. Introduzione

Scopo del lavoro è tentare di applicare alcuni indici di autocorrelazione spaziale (AS) per misurare il potere diffusivo di alcuni inquinanti chimici, cercando di introdurre una nuova matrice di contiguità che tenga conto, da un lato, del concetto rigido di contiguità spaziale, dall'altro del concetto di distanza tra i diversi luoghi interessati al fenomeno. Questa matrice è stata da noi denominata matrice di distanza convenzionale.

2. Indici di autocorrelazione spaziale

"Un fenomeno che interessa un dato territorio si dice spazialmente correlato se le sue manifestazioni risentono in qualche misura della contiguità esistente tra le unità territoriali di osservazione del fenomeno" (Alleva op. cit). In particolare si dice che un fenomeno presenta autocorrelazione positiva se i valori rilevati su coppie di unità vicine tendono a somigliarsi, mentre si dice che presenta autocorrelazione negativa nel caso contrario.

Le misure più comuni di AS sono gli indici di Moran e Geary (Im, Ig) che nella forma piu generale sono espressi rispettivamente:

$$Im = \frac{n}{\sum_{i,j} w_{ij}} \frac{\sum_{i,j} (x_i - Mx)(x_j - Mx) w_{ij}}{\sum_{i,j} (x_i - Mx)^2}$$

$$Ig = \frac{n-1}{2 \sum_{i,j} w_{ij}} \frac{\sum_{i,j} (x_i - x_j)^2 w_{ij}}{\sum_{i,j} (x_i - Mx)^2}$$

dove w_{ij} sono i valori della matrice di contiguità di tipo binario con:

$w_{ij} = 1$ se l'unità i confina con l'unità j,
$w_{ij} = 0$ altrimenti,
considerando sempre che $w_{ij} = w_{ji}$ ed $W_{ii} = 0$.

Questi indici possono essere interpretati come rapporto tra la variazione media che il fenomeno assume nelle coppie di unità interconnesse e la variazione media tra le unità di tutte le possibili coppie. Si può dimostrare (Alleva op. cit.) che i due indici in caso di assenza di AS convergono rispettivamente ad $-1/n-1$ ed a 1. L'indice di Moran si configura come un vero e proprio coefficiente di correlazione, assumendo valori positivi in caso di AS positiva e valori negativi in caso di AS negativa. Viceversa l'indice di Geary assume soltanto valori positivi, risultando perciò capace di misurare l'AS ma non di quantificarne la natura attraverso il segno.

3. Matrici di distanza convenzionale

Gli indici fin ora esaminati presuppongono matrici di pesi legate al concetto di prossimità o di adiacenza tra le zone, venendo ad essere più idonei nella misura dell'AS, in problemi concernenti variabili di tipo socio-demografico e sanitario. Ad esempio, se una zona "a" ha una contiguità del primo ordine con due zone "b" e "c" non abbiamo nessun parametro circa la valutazione delle distanze reali tra le zone prese in considerazione (il problema si accentua quando si analizzano dati spaziali di tipo puntuale). D'altra parte, assimilare matrici di contiguità a distanze generiche comporterebbe da un lato, avere delle zone isolate, dall'altro, una mancanza di incremento della connettività al variare del ritardo spaziale.

Nella fattispecie, considerando variabili di tipo ambientale, ci è sembrato più opportuno operare nella matrice di pesi al fine di poter inserire, oltre al concetto di prossimità, anche quello di distanza. Il risultato è stato quello di ottenere una distanza discreta[1] da noi denominata *distanza convenzionale.*

Siano $d'_1(X_1,X_j)$, $d'_2(X_2,X_j)$, ..., $d'_n(X_n,X_j)$ con j = 1...n le distanze del primo ordine di ogni unità presente sul territorio con le altre (in questa sede intenderemo sempre che si tratti di distanze Euclidee). Le distanze del 1° ordine formano la matrice di distanza del 1° ordine.

zone	1	2	j	.	.	.	.	n
1	0	d'(X2,X1)	d'(Xj,X1)	.	.	.	.	d'(Xn,X1
2	d'(X1,X2)	0	d'(Xj,X2)	.	.	.	.	d'(Xn,X2)
3	d'(X1,X3)	d'(X2,X3)	0	.	.	.	.	d'(Xn,X3)
i	d'(X1,Xi)	d'(X2,Xi)	d'(Xi,Xj)	0	.	.	.	d'(Xn,Xj)
.	.	.	.	.	0	.	.	.
.	.	.	.	.	.	0	.	.
.	.	.	.	.	.	.	0	.
n	d'(X1,Xn)	d'(X2,Xn)	d'(Xj,Xn)	.	.	.	.	0
min	d'min(X1,X1)	d'min(X1,X2)	d'min(X1,Xj)	.	.	.	.	d'min(X1,Xn)

Matrice di distanza del 1° ordine

Per ogni $d'(X_i,X_j)$ con i = 1...n e j = 1....n consideriamo la distanza minima con $i \neq j$ escludendo chiaramente le distanze $d'(X_i,X_i)$ che per definizione sono tutte uguali a zero.

Ogni vettore delle distanze del primo ordine presenterà allora una distanza minima che chiameremo $d'_{min}(X_i,X_j)$.

[1] Parliamo di distanza discreta in quanto è una distanza che non varia con continuità ma assumerà valori O ed 1 a seconda se rientra in un certo intervallo.

Sia k_1 il massimo di tutte queste distanze minime;

$$k_1 = \max[d'_{min}(X_i,X_j)].$$

Allora definiamo *matrice di distanza convenzionale (binaria) del 1° ordine* quella matrice il cui generico elemento:

$c_{ij} = 1$ se per ogni $d'(X_i,X_j) < k_1$,

$c_{ij} = 0$ altrimenti.

zone	1	2	j	.	.	.	.	n
1	0	1	0	0	0	0	0	0
2	1	0	0	0	0	0	0	0
3	0	0	0	1	0	0	0	0
i	0	0	1	0	0	1	0	0
.	0	0	0	0	0	0	1	0
.	0	0	0	1	0	0	0	1
.	0	0	0	0	1	0	0	0
n	0	0	0	0	0	1	0	0

Matrice di distanza convenzionale del 1° ordine simulata

La distanza k_1 costituisce una distanza di riferimento per la costruzione della matrice di distanza del 2° ordine. Infatti questa operazione, da noi denominata di filtraggio (vedi schema di flusso), permette di avere una matrice depurata da distanze inferiori a k_1, assicurando, in ogni vettore della matrice binaria, un aumento del numero dei legami sempre diverso nei vari ordini.

Ottenuta la matrice di distanza del 2° ordine, risultano determinate le distanze del 2° ordine $d'(X_i,X_j)$. Per ogni $d''(X_i,X_j)$ con $i = 1...n$ e $j = 1....n$ consideriamo la distanza minima con $i \neq j$.

Ogni vettore presenterà allora una distanza minima che chiameremo $d''min(X_i,X_j)$.

Tra tutte le distanze minime del secondo ordine prendiamo la distanza massima k_2 in formule $k_2 = \max[d''_{min}(X_i,X_j)]$.

Allora definiamo *matrice di distanza convenzionale (binaria) del 2° ordine* quella matrice il cui generico elemento:

$c_{ij} = 1$ se per ogni $d''(X_i,X_j) < k_2$,

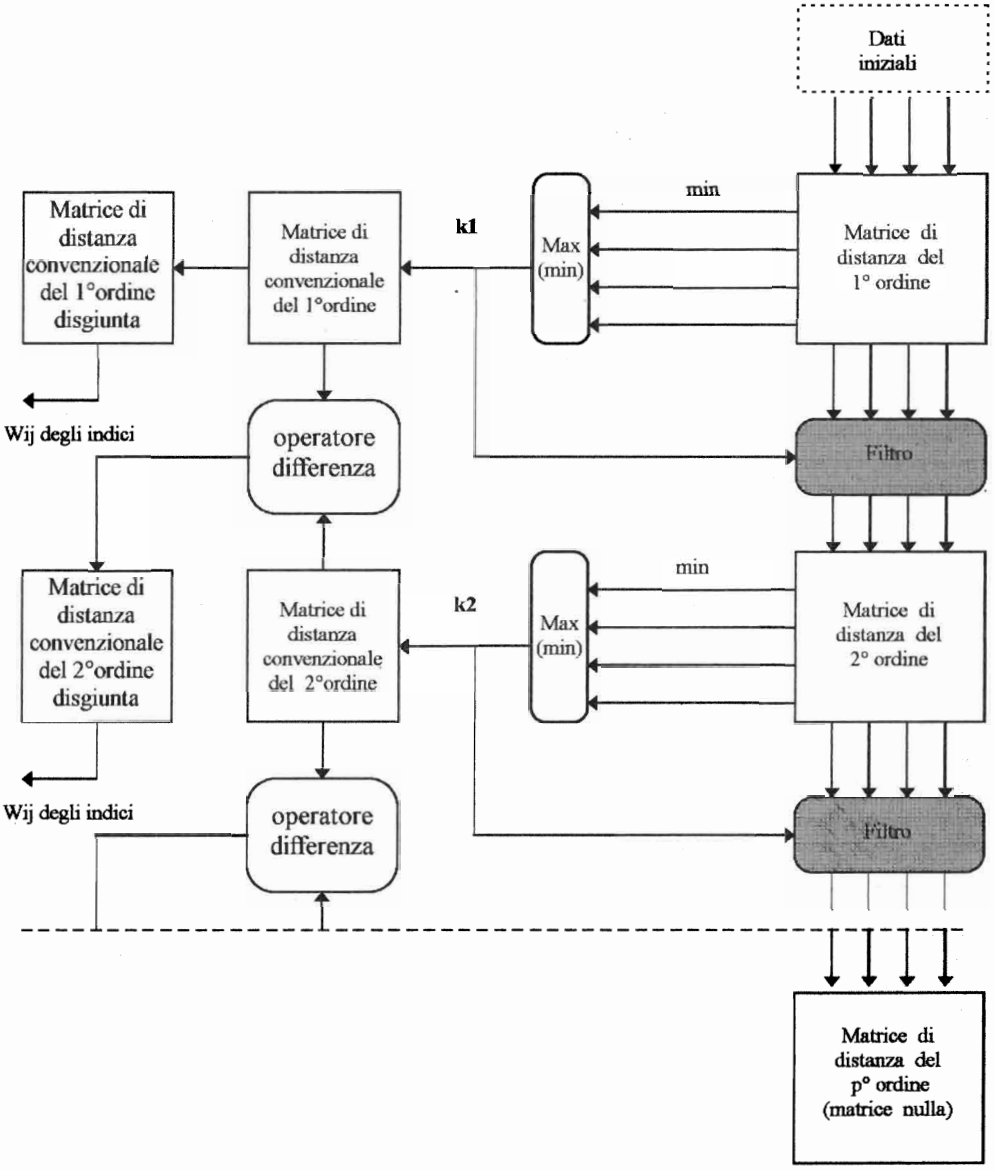
$c_{ij} = 0$ altrimenti.

La distanza k_2 costituisce il riferimento per la successiva operazione di filtraggio che porterà alla identificazione della matrice di distanza del 3° ordine.

Il processo si arresta non appena si sarà raggiunta la distanza k_{max} che si identifica con il massimo valore di distanza presente tra le unità della matrice di distanza iniziale, $k_{max} = \max[d'(X_i,X_j)]$. Per $k = k_{max}$ otteniamo la matrice nulla. Se "p" è l'ordine di questa matrice allora risulta determinato il massimo ordine "t" della matrice di distanza convenzionale ovvero $t = p - 1$. La matrice t-esima possiede il massimo numero di "1" pari a $n*(n-1)$ legami. Infine per avere matrici disgiunte, simili a quelle di contiguità, basterà effettuare una semplice sottrazione matriciale partendo dalla matrice t fino alla matrice $t - 1$.

L'algoritmo permette, quindi, di trasformare una matrice di distanza in una serie di t matrici di distanze discrete i cui valori binari sono assimilabili ai valori di contiguità presenti negli indici di Moran e di Geary. La proprietà di tale trasfor-

mazione sta nel fatto che le matrici ottenute evolvono, in termini di contiguità, non in base a porzioni di confine che la singola unità condivide con le altre, bensì con l'aumentare della distanza delle singole unità nel contesto del territorio.



Schema di flusso dell'algoritmo della matrice di distanza convenzionale

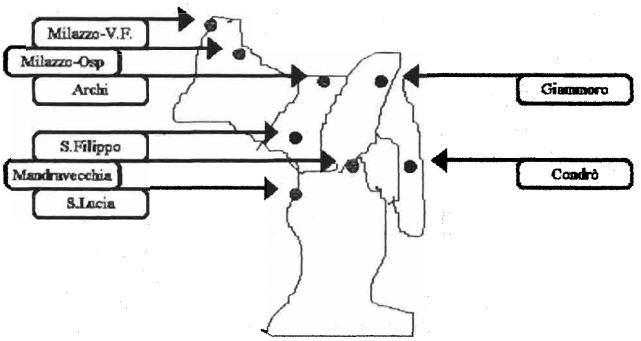
4. L'applicazione su dati ambientali

L'elaborazione seguente utilizza dati provenienti dalla rete di rilevamento di inquinamento atmosferico della provincia di Messina, successivamente trattati dal

Centro Interdipartimentale di Statistica[2] dell'Università di Messina che ha fornito le medie annuali e mensili dei seguenti inquinanti: polveri (pol) ed biossido di zolfo (SO2) (periodo di rilevamento nov92-mar95).

Le postazioni prese in considerazione sono state:

Milazzo – "Vigili del Fuoco" (Mil-vf), Milazzo – "Ospedale" (Mil-osp), Santa Lucia del Mela (S. Lucia), San Filippo Archi (Archi), San Filippo del Mela (S. filippo), Pace del Mela – "Mandravecchia" (Mandra), Giammoro (Giam), Condrò (Condrò).



Stazioni di rilevamento (unità territoriali)

Su queste unità territoriali abbiamo determinato la matrice di distanza del primo ordine (vedi matrice di distanza) dove, attraverso il metodo delle distanze convenzionali, si è provveduto alla sua decomposizione binaria ai vari ordini.

ZONE	VV	OSP	LUCIA	FILIPPO	ARCHI	MANDR	GIAM	CONDR
VV		1,25	5,50	4,38	3,13	5,50	4,75	7,25
OSP	1,25		4,25	3,00	2,25	4,50	4,00	6,25
LUCIA	5,50	4,25		1,50	3,88	2,13	4,38	3,75
FILIPPO	4,38	3,00	1,50		2,38	1,63	3,13	3,63
ARCHI	3,13	2,25	3,88	2,38		2,63	1,75	4,25
MANDR	5,50	4,50	2,13	1,63	2,63		2,50	2,00
GIAM	4,75	4,00	4,38	3,13	1,75	2,50		3,13
CONDR	7,25	6,25	3,75	3,63	4,25	2,00	3,13	

Matrice di distanza (valori espressi in Km)

[2] Gran parte delle elaborazioni sono state eseguite presso il Centro Interdipartimentale di Statistica "CESIST" (Facoltà di Scienze – Messina).

ZONE1	POL_INV	POL_PRIM	POL_EST	POL_AUT	SO2_INV	SO2_PRIM	SO2_EST	SO2_AUT
Mil-vf	20,51	38,10	49,63	33,61	24,48	12,34	11,90	24,05
Mil-Osp	28,49	44,83	50,22	41,00	37,18	27,57	33,32	34,94
S.Lucia	22,32	30,67	39,02	28,31	26,08	25,14	25,21	23,52
S.filippo	31,38	33,00	46,81	36,40	38,00	18,05	33,78	34,66
Archi	34,58	42,15	50,09	36,17	39,65	26,40	27,10	35,43
Mandrav	25,44	31,33	34,95	23,03	40,75	32,75	46,16	31,26
Giammoro	26,20	35,10	47,32	26,13	36,99	21,08	28,87	17,96
Condrò	27,57	36,07	43,96	25,97	12,75	29,57	19,40	20,11

Valori stagionali delle Polveri e dell'Anidride Solfora (unità di misura $\mu g/m^3$)

kmax =	7,25 Km	(distanza Milazzo VF - Condrò)
p =	6	(ordine matrice nulla, filtraggio totale)
t =	5	(max ordine della matrice di distanza convenzionale)
k1 =	2 Km	(1° distanza convenzionale)
k2 =	3,13 Km	(2° distanza convenzionale)
k3 =	4,5 Km	(3° distanza convenzionale)
k4 =	6,25 Km	(4° distanza convenzionale)
k5 = kmax =	7,25 Km	(5° distanza convenzionale)
n° tot di legami alla 1° distanza = 10		n° di legami parziali = 10
n° tot di legami alla 2° distanza = 28		n° di legami parziali = 18
n° tot di legami alla 3° distanza = 46		n° di legami parziali = 18
n° tot di legami alla 4° distanza = 54		n° di legami parziali = 8
n° tot di legami alla 5° distanza = 56		n° di legami parziali = 2

caratteristiche della decomposizione

5. Risultati ottenuti

Polveri

Per tutte le rilevazioni è stata presa in considerazione la rappresentazione grafica della curva di autocorrelazione l'indice di autocorrelazione globale ed i valori corretti dell'indice di Geary. Sulla base di questi parametri siamo pervenuti alle seguenti conclusioni.

Complessivamente le polveri presentano valori abbastanza vicini nelle diverse postazioni, così come appare osservando il valore dell'indice di autocorrelazione globale che rivela una presenza di autocorrelazione spaziale. Questa diffusione risulta molto accentuata nel periodo primaverile ed estivo mentre si attenua nel periodo autunnale per annullarsi nel periodo invernale.

In primavera si è in presenza della massima AS del primo ordine confermata sia dall'indice di Geary che dal valore della tangente (massima divergenza positiva dalla tangente a 45°). Questa correlazione si sostiene fino ad un raggio di 3,2 Km, cosi come appare dalla curva di autocorrelazione spaziale basata sulle distanze.

Analoga considerazione è possibile estenderla al periodo estivo dove, a differenza del periodo primaverile, si riscontra un abbassamento dell'indice di Geary nella distanza di 2 Km ed un aumento nella distanza di 3,2 Km. Considerando che la fonte di emissione primaria delle polveri è da imputarsi maggiormente alla combustione di impianti fissi, ne deduciamo che le concentrazioni delle polveri provenienti dall'area di *Archi* mantengono inalterato il loro effetto fino ad una distanza di 3,2 Km interessando anche l'area di *Milazzo*. Questo fenomeno risulta ancora più accentuato nel periodo autunnale sicuramente per la presenza del vento.

Biossido di Zolfo

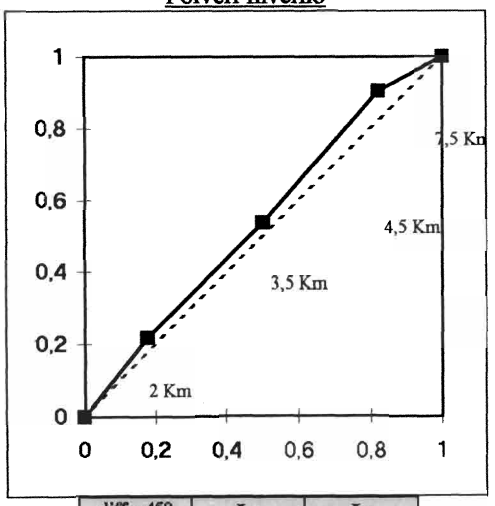
L'analisi della curva di autocorrelazione spaziale, evidenzia come l'anidride solforosa presenti AS ad una distanza superiore ai 2 Km. Infatti in prossimità di questa distanza i valori dell'indice di Geary risultano sempre negativi denotando AS negativa. Alla distanza di 3,5 Km gli indici risultano sempre positivi mantenendosi, fatta eccezione per l'inverno e l'autunno, ancora alti alla distanza di 4,5 Km. Questo ci porta ad affermare che, fermo restando che le sorgenti primarie di emissione risultano gli impianti termoelettrici e le raffinerie di petrolio, gli effetti di tale inquinate non tendono a rivelarsi immediatamente vicino alla zona di emissione, ma ricadono fino ad un raggio di 4,5 Km.

6. Conclusioni

L'algoritmo da noi presentato per l'applicazione degli indici di autocorrelazione spaziale in campo ambientale, rappresenta un approccio diverso circa la definizione del sistema di interconnessioni tra unità territoriali. In particolare riteniamo che, quando si abbia a che fare con variabili di tipo ambientale, il concetto di contiguità presenti evidenti limiti interpretativi di fenomeni fisici-diffusivi. In questo senso appare più conveniente l'utilizzo del metodo delle distanze convenzionali.

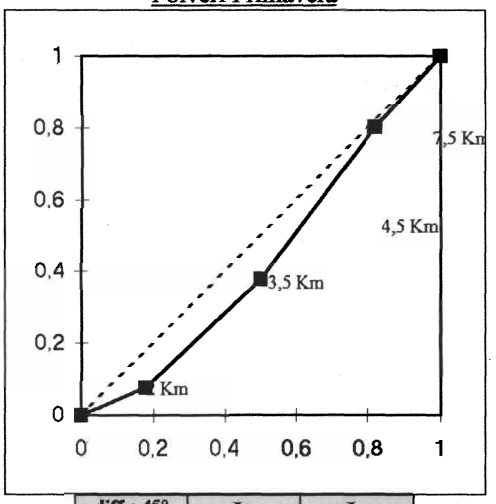
Curve di autoregolazione spaziale e relativi indici

Polveri Inverno



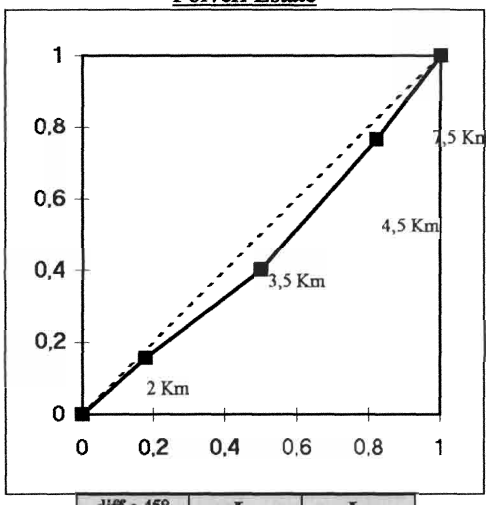
diff a 45°	Ig	Ic
-5,68	**-0,22**	**0,46**
-0,04	**0,00**	
-3,71	**-0,14**	
17,04	**0,47**	

Polveri Primavera



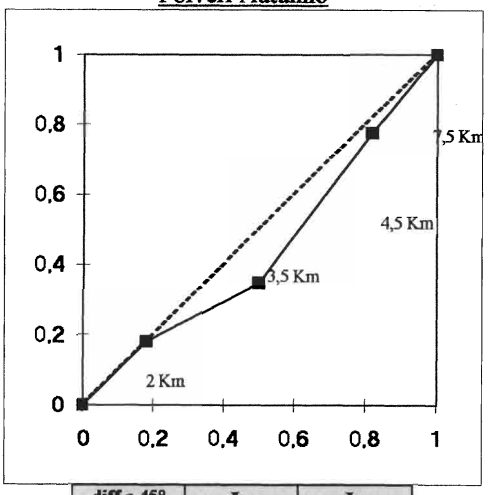
diff a 45°	Ig	Ic
22,30	**0,58**	**0,57**
1,47	**0,05**	
-7,66	**-0,31**	
-3,13	**-0,11**	

Polveri Estate



diff a 45°	Ig	Ic
3,74	**0,12**	**0,55**
7,75	**0,24**	
-3,63	**-0,13**	
-7,72	**-0,31**	

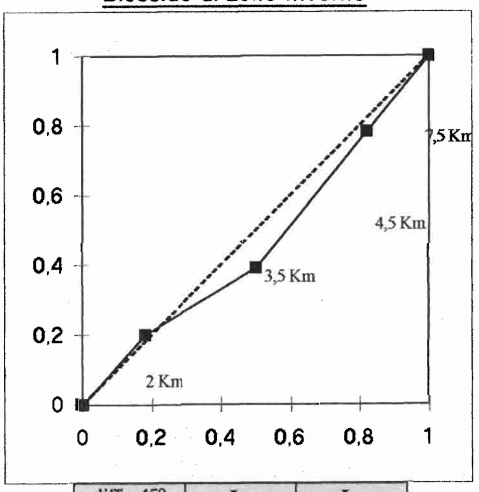
Polveri Autunno



diff a 45°	Ig	Ic
-0,56	**-0,02**	**0,56**
17,58	**0,48**	
-8,18	**-0,33**	
-6,26	**-0,25**	

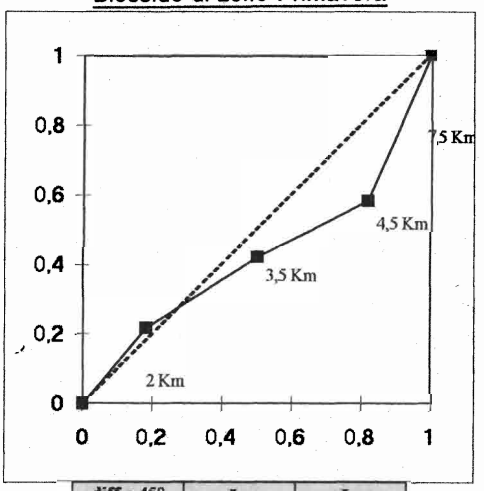
Curve di autoregolazione spaziale e relativi indici

Biossido di zolfo Inverno



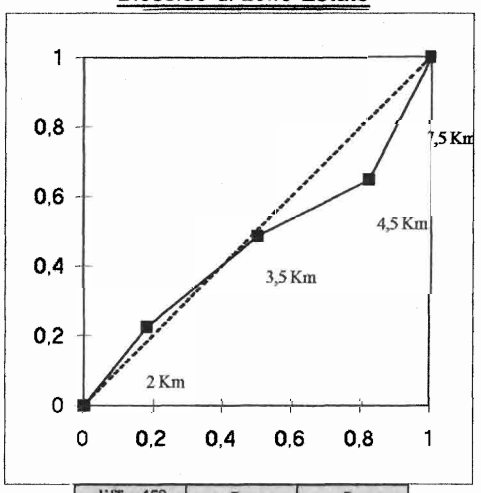
diff a 45°	Ig	Ic
-3,31	**-0,12**	**0,54**
13,99	**0,40**	
-5,70	**-0,22**	
-5,20	**-0,20**	

Biossido di zolfo Primavera



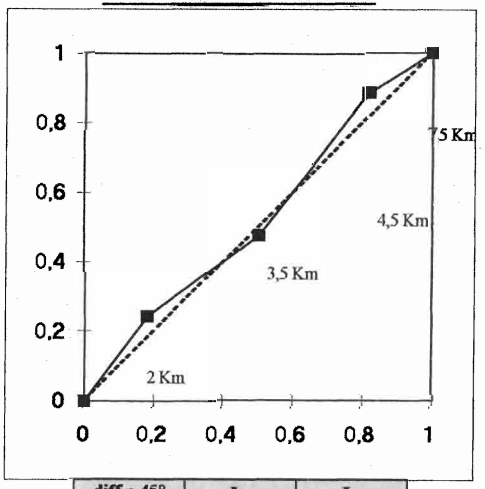
diff a 45°	Ig	Ic
-5,39	**-0,21**	**0,58**
12,42	**0,36**	
18,08	**0,49**	
-21,79	**-1,33**	

Biossido di zolfo Estate



diff a 45°	Ig	Ic
-6,35	**-0,25**	**0,54**
5,78	**0,18**	
18,26	**0,50**	
-18,18	**-0,98**	

Biossido di zolfo Autunno



diff a 45°	Ig	Ic
-8,44	**-0,35**	**0,48**
8,68	**0,27**	
-6,99	**-0,28**	
12,83	**0,37**	

Riferimenti bibliografici

ALLEVA G., (1987) *Autocorrelazione spaziale nel caso di contiguità di ordine superiore al primo*, Convegno SIS Perugia.

AMATO V., (1977) *Statistica. Una metodologia di tipo strutturale: dallo scalare empirico alla matrice statistica,* Cacucci, Bari.

ANSELIN L., (1988) *Spatial Econometrics: Methods and Models*, Kluvar Academic Publisher, London.

BADALONI M., BUSCEMI S., CRESCIMANNI A., (1989) *Recenti contributi all'analisi dell'autocorrelazione spaziale*, Convegno SIS Bari.

BELLACICCO A., (1976) *Metodologia e tecnica della classificazione matematica,* Edizioni La Goliardica, Roma.

CLIFF A.D. & ORD J.K., (1973) *Spatial Autocorrelation*, Pion Limited, London.

CLIFF A.D. & ORD J.K., (1981) *Spatial Process*, Pion Limited, London.

CHIEPPA M., (1987) *Effetto della dimensione delle celle sulla variabilità di indicatori spaziali*, Convegno SIS, Perugia.

COLI M., *Sulla funzione di autocorrelazione spazio-temporale per l'identificazione di modelli di iterazione spaziale*, Istituto di Statistica Università G. D'Annunzio, Pescara;

CRESSIE N.A.C., (1993) *Statistics for spatial data*, J. Wiley & Sons, Inc, USA.

CUGNO M., PIZZIMENTI G., RUGGERI R., (1995) *Analisi statistica dell'inquinamento nella provincia di Messina,* Centro Interdipartimentale di Statistica, Università di Messina.

D'ANGELO G., (1995) *Elementi di analisi statistica spaziale*, Monduzzi Editore, Bologna.

DEGOL D., FARRUGIA S., MANCINI P., RATTO C., (1989) *Dimostrazione di un modello diagnostico per la costruzione di campi di vento e per la simulazione di trasporto di inquinanti*, Convegno SIS Bari.

LETI G., *Distanze ed indici di distanze*, Edizioni La Goliardica, Roma.

LUNETTA G., (1984) *Analisi statistica dei dati spaziali*, Istituto di Statistica, Università di Catania.

RASPA G., BRUNO R., (1989) *Un modello geostatistico spazio-temporale per la polluzione atmosferica*, Convegno SIS Bari.

REMOTTI G., (1985) *L'autocorrelazione spaziale tra i dati territoriali*, Convegno SIS, Giardini Naxos.

SABATINI L., *Le statistiche ambientali al 1992, tra programmi e sistema informativo*, Atti delle giornate di studio su avanzamenti metodologici e statistiche ufficiali, 9-10 Dicembre 1992, ISTAT, Roma.

SCLOCCO T., (1984) *Sull'importanza della matrice dei pesi nell'analisi dell'autocorrelazione spaziale di fenomeni quantitativi e qualitativi*, Istituto di Statistica. Università G. D'Annunzio Pescara.

SCLOCCO T., DI GIACINTO V., LAFRATTA G., (1994) *Modelli e tecniche per l'analisi di dati spaziali e spazio temporali*, Convegno SIS, San Remo.

ZANI S., (1993) *Metodi statistici per le analisi territoriali*, Franco Angeli Editore, Milano.

METODI STATISTICI E STRUMENTI INFORMATICI PER FACILITARE L'INTERPRETAZIONE DELL'INQUINAMENTO CHIMICO DELL'ATMOSFERA. ALCUNI ESEMPI SU ROMA

Maria Chiara Mura, Cinzia Sellitri, Maria Eleonora Soggiu

Istituto Superiore di Sanità – Roma

1. Introduzione

I dati prodotti dal monitoraggio per la qualità dell'aria (D.P.C.M. 28.3.1983 e D.M. 20.5.1991, 12.11.1992, 15.4.1994, 25.11.1994) ai fini della prevenzione del danno sulla salute pubblica, rappresentano il momento iniziale per lo sviluppo e l'approfondimento delle conoscenze delle dinamiche che regolano l'inquinamento chimico atmosferico, dinamiche che rivestono particolare interesse nelle aree urbane dove la popolazione esposta al rischio sanitario può essere nell'ordine di milioni e dove è più complesso il controllo sulle fonti inquinanti.

In un nostro lavoro (MURA M.C. & al. 1992) concludevamo, che per stabilire una strategia per la lotta contro l'inquinamento atmosferico è, innanzitutto, necessario delineare una strategia, sia di applicazione dei metodi statistici alle suddette matrici, sia di utilizzazione delle tecniche e dei supporti informatici che, in tempo reale, sono gli unici in grado di supportare e di risolvere la gestione del complesso sistema inquinamento atmosferico, nel controllo delle cause e nell'analisi dei suoi effetti, non ultimo quello sull'intero ecosistema.

In linea con quanto detto e per concretizzare il nostro punto di vista, abbiamo selezionato obiettivi scientifici prioritari per raggiungere i quali abbiamo messo a punto ed applicato opportuni metodi statistici secondo una procedura definita (MURA M.C. & SOGGIU M.E. 1994) che ha portato a costruire modelli matematici con cui abbiamo caratterizzato il fenomeno estraendo da questo l'informazione sul suo comportamento temporale. Il Data Base Management Systems Inquinamento Atmosferico (DBMS-IA), attualmente residente su PC 486, dislocato presso il Servizio Elaborazione Dati – I.S.S., in rete con l'Elaboratore Centrale, a sua volta in rete EARNET ed INTERNET – che abbiamo costruito allo scopo – ottimizza la gestione delle procedure e delle matrici di dati.

Il DBMS-I.A. gestisce i valori di concentrazioni orarie dei contaminanti rilevati nella stazioni della rete di Roma, come riportati nella Tab. 1, garantendo il facile accesso ai dati ed alle informazioni (MURA M.C., SELLITRI C., SOGGIU M.E. 1995)

Si ringrazia il PMP di Roma per avere fornito i dati e per la proficua collaborazione tecnica.

Tab. 1 – Tabella delle centrali, loro tipologia e inquinanti monitorati

N	CENTRALE	TIP.	CO	SO2	NOX	NO	NO2	O3	CH4	NMHC	POLV
1	ARENULA	B	X	X	X	X	X				
2	PRENESTE	C	X	X	X	X	X	X	X	X	X
3	FRANCIA	C	X					X	X	X	X
4	FERMI	B	X	X	X	X	X	X	X	X	X
5	M.GRECIA	B	X	X	X	X	X	X	X	X	X
6	GONDAR	B	X	X	X	X	X				
7	MONTEZEM.	C	X								
8	GREGORIO	C	X								
9	TIBURTINA	C	X								

quali, per esempio, il giorno medio di tutti i contaminanti, gli andamenti orari anche delle variabili meteorologiche e le mappe di isoconcentrazione che forniscono lo stato di inquinamento dell'area urbana per qualsivoglia periodo temporale. Per come è costruito, il DBMS-IA è espandibile, sia in funzione del possibile aumento dei contaminanti per adeguamento alla normativa, sia per l'aumento delle stazioni di misura.

In questo lavoro presentiamo alcuni modelli matematici di tipo spettrale (MURA M.C. & al. 1990) costruiti sotto l'ipotesi di stocasticità delle serie temporali (MURA M.C. & al., 1995a) con tecniche sviluppate prevalentemente da BOX-JENKINSON G. M. 1976, BLACKAMANN R.B. & TUKEY J.W. 1958, JENKINS G.M. & WATTS D. G. 1968, per caratterizzare il comportamento degli inquinanti nell'atmosfera di Roma.

2. Materiali e Metodi

I modelli sono costruiti su serie temporali di breve lunghezza formate da:

- valori orari di concentrazione di monossido di carbonio (CO) e variabili metereologiche, provenienti dalle stazioni della rete di Roma, periodo 1990-1991 e 1993-1994;
- valori orari di concentrazione di contaminanti, monossido di carbonio (CO), ossidi di azoto (NO_x, NO, NO_2), ozono (O_3), zolfo totale (TS), ossido di zolfo (SO_2), acido solfidrico (H_2S), idrocarburi totali (THC), idrocarburi reattivi (RHC) e metano (CH_4) e di variabili metereologiche in diversi periodi temporali (1979, 1981; 1987-1988): e serie di valori di concentrazione di benzene accumulate in 12h/giorno (1987-1988), provenienti dal monitoraggio effettuato presso le stazioni sperimentali dell'I.S.S..

I modelli sono costruiti con tecniche di tipo:

- spettrale, fondate sulla funzione di autocorrelazione, per esaminare lo spettro del fenomeno soggiacente le serie temporali discrete al fine di caratterizzare le periodicità temporali, le tendenze comportamentali e le persistenze dei contaminanti;

- cross correlation function (ccf), funzione per studiare a coppie il ritardo di presentazione di una variabili sull'altra;
- stepwise regression, per studiare il comportamento di un contaminante in funzione degli altri e delle variabili meteorologiche.

I modelli matematici ottenuti e i metodi applicati per ottenerli sono descritti nelle relative pubblicazioni alle quali si rimanda.

3. Risultati scientifici e discussione

Riporteremo alcuni risultati scientifici, espressi dai modelli costruiti con le tecniche di cui nella sezione precedente, e li discuteremo nelle loro linee generali.

I risultati riguardano, principalmente, le periodicità giornaliere (intervallo in ore della presentazione dei massimi valori di concentrazione nell'arco delle ventiquattro ore) in periodi temporali diversi che si presentano nei relativi modelli spettrali costruiti per due punti di monitoraggio dell'area urbana, uno a circolazione autoveicolare libera, in Viale Regina Elena dove è situata la stazione sperimentale I.S.S. e l'altro, nel Centro Storico (stazione in Largo Arenula) della città, soggetta a provvedimenti Comunali (chiusura al traffico autoveicolare in fasce orarie della giornata).

I modelli dello spettro di ogni contaminante mostrano un numero diverso di periodicità a secondo dei punti di rilevamento dei contaminanti e dei periodi dell'anno.

Per la stazione di monitoraggio dell'I.S.S. i modelli corrispondenti mettono in evidenza periodicità significative di otto, dodici e ventiquattro ore in tutti i periodi invernali esaminati (1984, 1987, 1988) per il CO, NO, NO_x, THC ed RHC, prodotti nei processi di combustione dei motori degli autoveicoli e da reazioni con l'ambiente. Negli stessi periodi invernali non si riscontrano, invece, periodicità significative per NO_2, O_3, contaminanti di tipo secondario, e per TS, H_2S ed SO_2, questi ultimi dovuti, prevalentemente, alle emissioni degli impianti di riscaldamento funzionanti nel periodo invernale (Mura M.C. & al. 1992).

Nel periodo estivo esaminato, si riscontrano ancora periodicità significative per il CO, NO, NO_x e THC ma con cicli di dodici e ventiquattro ore; inoltre, si trova la periodità di 24 ore dell'O_3, che era risultata non significativa nei periodi invernali esaminati.

Per la stazione di Largo Arenula appaiono per il CO periodicità di presentazione dei massimi giornalieri (come riportato nella Figura 1) di ventiquattro e dodici ore nel periodo invernale esaminato 1990-91 (Mura M.C. & al. 1994); il periodogramma dei massimi gionalieri del CO nello stesso periodo invernale mostra periodicità di 10-12 giorni di presentazione dei valori estremi, associabili alla situazione meteorologica in quota (Mura M.C. & Soggiu M.E. 1994).

Le periodicità riscontrate per i diversi inquinanti nelle due aree monitorate, corrispondono ad una situazione effettiva di periodicità legata sia ai ritmi dell'attività antropica (traffico autoveicolare), sia alle ciclicità stagionali. In particolare, un confronto tra le periodicità del CO trovate per il periodo invernale tra le due stazioni, evidenzia l'effetto della chiusura al traffico privato della zona di Largo Arenula (manca la periodicità di otto ore). Tale periodicità di otto ore non si riscontra neppure nel periodo estivo 1979 nei modelli messi a punto sui dati prodotti dalla stazione dell'I.S.S., stazione che, trovandosi in prossimità dell'Università, rileva

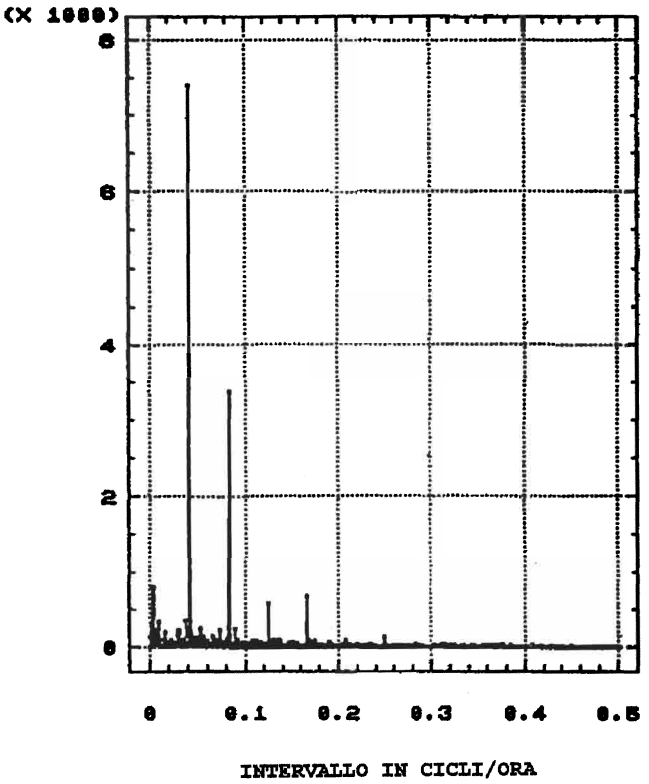


Fig. 1 – Periodogramma del CO

l'inquinamento legato ai ritmi dell'attività universitaria notevolmente ridotta durante il periodo estivo.

Interpretando la funzione di cross-correlation sulle coppie di variabili contaminante-contaminante o contaminante-variabile (serie orarie concomitanti), possiamo dare alcune indicazioni di massima relative alla intensità della associazione esistente tra le due variabili in considerazione. Ad esempio, per la stazione di Largo Arenula si è trovato che la relazione di causa – effetto tra le concentrazioni orarie di CO e l'intensità del vento (come riportato in Figura 2) presenta un massimo di correlazione negativa senza alcun ritardo temporale, mentre le correlazioni a coppie orarie del CO, rispettivamente con la pressione atmosferica, con l'umidità relativa e la temperatura atmosferica esistono ma presentano una bassa significatività statistica (Mura M.C. & al. 1994).

Esaminando, sempre tramite ccf, i dati della stazione I.S.S., e, precisamente, le coppie benzene-ozono e CO-benzene risulta che al crescere del benzene l'ozono diminuisce (Fig. 3), correlazione negativa con ritardo 0, a causa di meccanismi di formazione e di distruzione che sarà opportuno indagare su altri periodi dell'anno, mentre CO e benzene hanno correlazione positiva senza nessun ritardo (Fig. 4), come era da attendersi, provenendo entrambi i contaminanti dal traffico autoveicolare (Mura M.C. & al. 1995b; Mura M. C. & al. 1995c).

Una volta caratterizzati i comportamenti delle variabili, abbiamo proceduto ad una analisi di regressione lineare multipla che ha portato a definire modelli di predizione di tipo diagnostico e prognostico del comportamento, sia del CO, sia del Benzene, a partire da tutti i contaminanti e variabili meteorologiche rilevati dalla stazione I.S.S.. È interessante notare che nel modello di diagnosi del Benzene, il

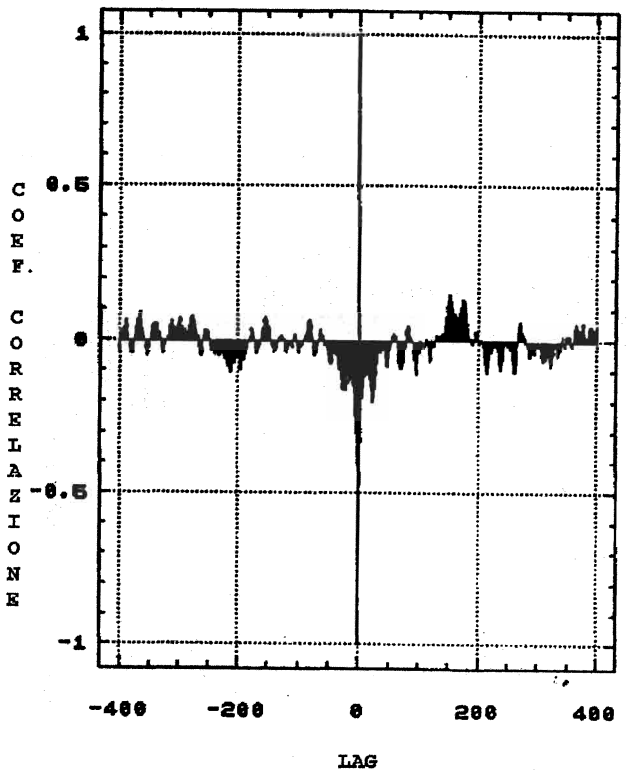


Fig. 2 – Stima della ccf Co-Vento

CO ha correlazione positiva in fase con il benzene, analogamente in fase sono, sia la velocità diurna del vento, sia quella della notte precedente nell'intero periodo esaminato, ciò mettendo in evidenza l'istantanea provenienza dalla stessa fonte (traffico autoveicolare) dei due contaminanti; l'O_3, che come le variabili suddette entra significativamente nel modello di predizione, si presenta con correlazione negativa. Viene confermata l'interpretazione delle corrispondenti ccf riportate nelle figure 3 e 4.

L'analisi globale dei modelli che hanno tenuto conto dell'introduzione della variabile vento, permette una prima indicazione sul diverso effetto che il vento esercita in questi due punti di monitoraggio in Roma. Mentre in Largo Arenula, relativamente al periodo esaminato, il vento sembra esercitare una azione disperdente del CO, nel punto di monitoraggio I.S.S. l'azione sembrerebbe di accumulo dei contaminanti. Queste interpretazioni andranno verificate con ulteriori studi. Se venissero confermati questi risultati, si disporrebbe di una informazione aggiuntiva sulla collocazione della stazione.

Conclusioni

I risultati ottenuti aprono all'approfondimento della ricerca scientifica (ozono, benzene) e confermano alcune ipotesi empiriche (valori massimi giornalieri in corrispondenza delle punte di traffico autoveicolare per i contaminanti da questi emessi), mettendo in evidenza la validità dei metodi selezionati ed il vantaggio di dispor-

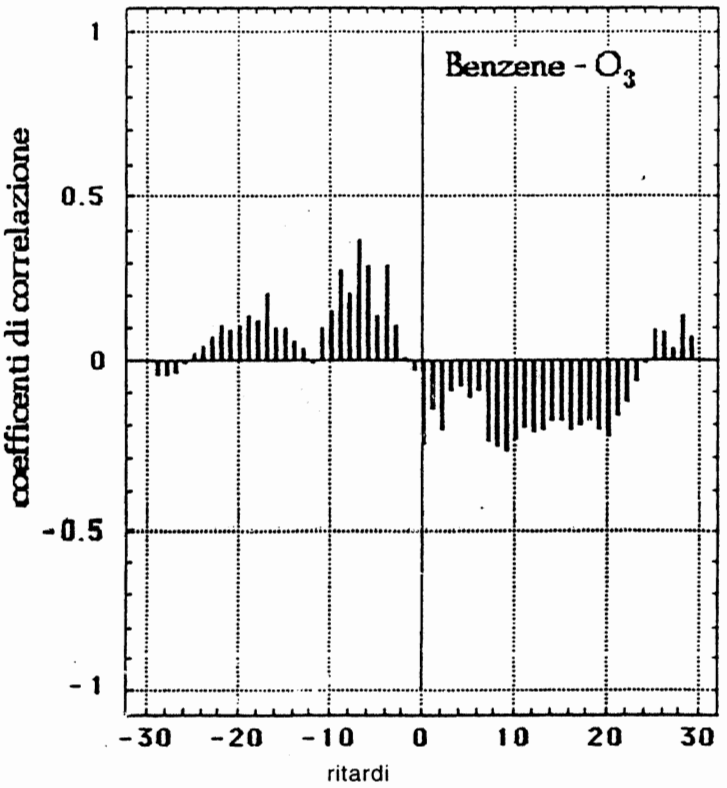


Fig. 3 – Andamento del ccf Benzene - O_3

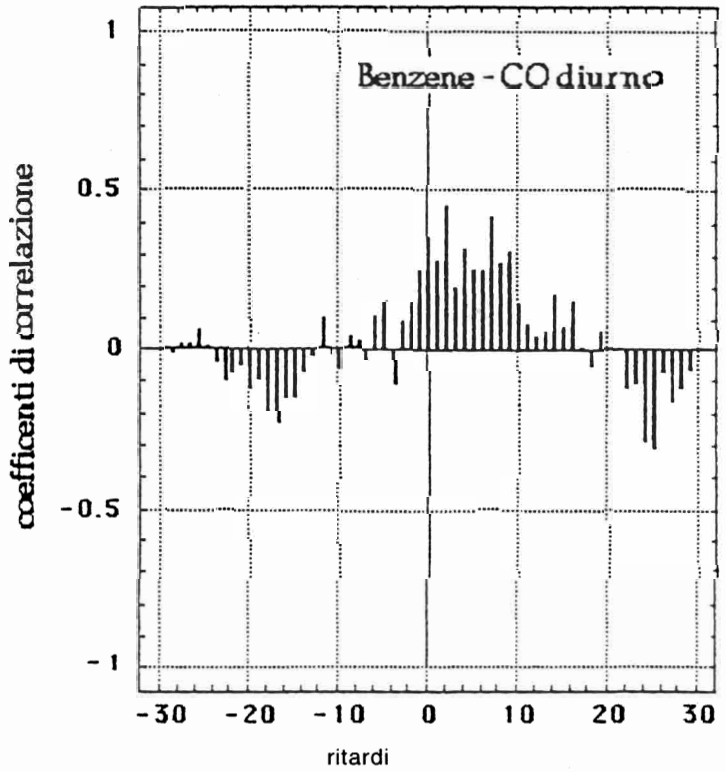


Fig. 4 – Andamento del ccf Benzene - CO diurno

re di una informazione quantificata (modelli) dei dati osservazionali, oggettiva, non ridondante, riproducibile e confrontabile con situazioni spazio-temporali diverse.

L'estensione dei metodi su tutta l'area urbana permetterà di arrivare ad una definizione del fenomeno che consenta anche di valutare la rappresentatività territoriale delle stazioni di misura. Inoltre, l'informazione oggettiva finora ottenuta, predispone a studi per individuare e definire indicatori dello stato di inquinamento dell'area urbana che potrebbero proporsi in area gestionale.

Strumento imprescindibile per attuare questa strategia, è lo strumento informatico che, per la maniera in cui l'abbiamo definito, non è solo archivio dinamico dei dati, ma puntatore della loro distribuzione sul territorio con l'apertura alle sue funzioni ed alla popolazione ivi residente.

Riferimenti Bibliografici

D.P.C.M. 28 marzo (1983) "Limiti massimi di accettabilità delle concentrazioni e di esposizione relativi ad inquinanti dell'aria e dell'ambiente esterno".

D.M. 20 maggio (1991) "Criteri per la raccolta dei dati inerenti la qualità dell'aria".

D.M. 12 novembre (1992) "Criteri generali per la prevenzione dell'inquinamento atmosferico nelle grandi zone urbane e disposizioni per il miglioramento della qualità dell'aria".

D.M. 15 aprile (1994). "Norme tecniche in materia di livelli e di stati di attenzione e di allarme per gli inquinanti atmosferici nelle aree urbane, ai sensi degli articoli 3 e 4 del Decreto del Presidente della Repubblica 24 maggio 1988, n. 203, e dell'art. 9 del decreto ministeriale 20 maggio 1991".

D.M. 25 novembre (1994). "Aggiornamento delle Norme tecniche in materia di limiti di concentrazione e di livelli di allarme per gli inquinanti atmosferici nelle aree urbane e disposizione per le misure di alcuni inquinanti di cui al D.M. 151 aprile 1994".

BOX G.E.P., JENKINS G.M. (1976) "Time Series Analysis, Forecasting and Control". Holden-Day. Oakland. Califorinia.

BLACKAMANN R.B., TUKEY J.W. (1958) "The Measurements of the Power Spectra". Dover. New York.

JENKINS G.M., WATTS D.G. (1968) "Spectral Analysis and its Applications". Holden-Day. San Francisco.

MURA M.C., GORI GIORGI C., PELLEGRINI M.F. (1990) "Il Modello spettrale per caratterizzare gli inquinanti gassosi dell'atmosfera". Ann. Ist. Super. Sanità 26, 209-214.

MURA M. C., al. (1992) "Modelli e strategia per controllare l'inquinamento atmosferico in grandi aree urbane". Ann. Istit. Super. Sanità, 28 (4), 579-587.

MURA M.C., al. (1994). Monossido di Carbonio nell'atmosfera di una Zona di Roma.

MURA M.C., SOGGIU M.E (1994) "Procedure per analizzare il comportamento in atmosfera di contaminanti rilevati in stazioni di monitoraggio in area urbana. I Modelli stocastici". In Giornate di Studio di Inquinamento Atmosferico. Milano 13-17 giugno 1994. Centro Scientifico Internazionale. In: *Inquinamento Atmosferico* 257-269. Milano.

MURA M.C., al. (1995a) "Stochastic approach to study behaviour of atmospheric pollutants in the urban area of Rome". *The Sc. Tot. Envir.* 171:151-154.

MURA M.C., SELLITRI C., SOGGIU M.E. (1995) "Concentrazioni di inquinanti chimici nell'atmosfera di Roma. Organizzazione ed analisi statistica dei dati" In: II Convegno Nazionale di Fisica dell'Ambiente. ricerca-monitoraggio-pre-

venzione. Cosenza 19-22 ottobre 1995. In print 1995 sugli *Atti del Convegno* 209-214.

MURA M.C., al. (1995a) "Stochastic approach to study behaviour of atmospheric pollutants in the urban area of Rome" *The Sc. Tot. Envir.* 171:151-154.

MURA M.C., al. (1995b) Atmospheric Benzene Behaviour in an urban area of Rome. A preliminary statistical study. In: *Worl-Wide Symposium "Pollution in Large Cities"* Science and Tecnhology for planning environmental quality. Organized by Padova Fiere-SEP/ Pollution, co- sponsored by WHO, Pan American Health Organization. Venice-Padova, February 22-25, 1995. Abstract 52.

MURA M.C., al. (1995c) "Benzene, Monossido di Carbonio, Ozono nell'atmosfera di un'area di Roma-Est. Relazioni statistiche in uno studio preliminare". *Boll. Geof.* 8(3), 41-48.

Tavola rotonda

L'informazione statistica per il governo dell'ambiente

Coordinatore: *Paolo Garonna*
(Direttore generale dell'Istat)

Interventi programmati di: *Paolo Garonna*
Mario Signorino
Lorenzo Ziglio
Francesco Mauro
Costanza Pera

Interventi liberi di: *Antonio Bellacicco*
Joachem Jesinghaus
Andrea Malocchi
Cesare Costantino
Gianfranco Lovison
Roberto Bertollini
Roberto De Vecchis
Mario Di Traglia

INTERVENTI

Paolo Garonna (*Direttore generale dell'ISTAT, coordinatore*)

Diamo inizio ai lavori di questo pomeriggio con una Tavola rotonda sul tema "L'informazione statistica per il governo dell'ambiente", che chiuderà questi due giorni di riflessione. Ci avvarremo della presenza di rappresentanti autorevoli di enti, istituzioni che hanno una forte competenza, un forte ruolo istituzionale in materia ambientale; ringrazio l'architetto Pera, Direttore generale del Ministero dell'ambiente, il dott. Signorino, Presidente dell'Agenzia Nazionale per la Protezione dell'ambiente, il dott. Ziglio, Vice Presidente del Centro Interregionale per il sistema informativo e il sistema statistico, e il dott. Mauro, Direttore del Dipartimento Ambiente dell'ENEA, per aver voluto partecipare a questa Tavola rotonda contribuendo così al dibattito, molto intenso e vivace, iniziatosi ieri.

Le discussioni sono sempre interessanti soprattutto quando coinvolgono contemporaneamente, così come è stato in questo convegno, il mondo scientifico, il mondo accademico e il mondo delle amministrazioni, dei responsabili delle politiche. In questi due giorni mi pare sia emersa con grande chiarezza una tensione o forse una contraddizione: da un lato una evidente, chiara crescita della consapevolezza, della sensibilità politica in materia ambientale, che ha portato a indubbi progressi anche nel campo dell'informazione statistica (e abbiamo avuto contributi e testimonianze molto chiare ed evidenti in questa direzione), dall'altro lato la sensazione che non sempre questa consapevolezza, questa coscienza collettiva in materia ambientale si traduce in comportamenti concreti dei diversi livelli di governo, delle famiglie e delle imprese.

Si va affermando la convinzione che alle radici di questa difficoltà nel passare dagli scenari, dai programmi, alle realizzazioni concrete vi sia soprattutto una carenza di informazione, sia dal punto di vista quantitativo che qualitativo. Perché è l'informazione statistica che ci consente di capire a fondo le implicazioni ambientali delle decisioni e dei comportamenti. È l'informazione che ci consente di accettare e di chiedere regole chiare, vincoli e, se necessario, anche tasse in materia ambientale. Ora a nessuno piacciono le regole, i vincoli, le rigidità e le tasse; però quando c'è l'informazione, c'è anche la consapevolezza che tutto questo serva come incentivo, oppure come disincentivo, per indurre il comportamento al rispetto, alla protezione, alla valorizzazione del patrimonio ambientale. L'informazione è poi un presupposto inderogabile per promuovere l'integrazione internazionale in una materia in cui certamente le tensioni, le pressioni e le tematiche scavalcano i confini amministrativi e i confini di stato. Quindi la cooperazione degli stati, l'integrazione delle politiche, la coerenza dei programmi diventa una *conditio sine qua non* dell'efficienza e dell'efficacia. Ecco, questo è il circolo virtuoso. Da questo

circolo virtuoso il messaggio forte e importante che abbiamo tutti tratto, è che occorre investire di più nell'informazione. Esiste un sotto investimento in informazione e da questo discendono una serie di conseguenze negative per le stesse politiche e per la loro efficacia. Ecco, io credo che forse sia questo il tema che noi oggi dobbiamo affrontare e che io propongo alla considerazione, all'attenzione dei colleghi in questa Tavola rotonda. Proporrei quindi di fare un primo giro di Tavola per uno scambio di vedute proprio su questi problemi, sulle cause e sui rimedi alla difficoltà a far maturare nella sua pienezza la funzionalità dei sistemi informativi a sostegno delle politiche del governo dell'ambiente.

Qual'è la qualità delle informazioni, quali sono i problemi di metodo, pure emersi evidenti nel nostro dibattito, che dobbiamo affrontare, quali le lacune, i problemi di accesso, di trasparenza dell'informazione? Come vengono salvaguardati i diritti dei cittadini di avere informazioni chiare, comprensibili su questi temi? Quali sono le esigenze, le difficoltà di coordinamento dei molti soggetti coinvolti e da coinvolgere nel processo di produzione dell'informazione ambientale?

Cedo quindi subito la parola al dott. Signorino, che è il Presidente dell'Agenzia Nazionale per la Protezione dell'Ambiente, questo nuovo soggetto appartenente al Sistema Statistico Nazionale (la legge istitutiva lo prevede), con importanti competenze tecniche. Ritengo quindi che la testimonianza del dott. Signorino possa essere di grande importanza e arricchimento per questo dibattito.

Mario Signorino (*Presidente dell'Agenzia Nazionale per la Protezione dell'Ambiente*)

Condivido pienamente l'analisi ora delineata dal prof. Garonna. Vorrei aggiungere come i tre volumi di statistiche ambientali, pubblicati negli ultimi anni dall'ISTAT, siano un'indice molto netto, una semplificazione autorevole di quanto affermato. In quei tre volumi abbiamo infatti le prove che molti progressi sono stati fatti in questo settore; tuttavia questi progressi non sono tali da modificare in misura significativa un giudizio critico, preoccupato e per molti versi anche severo che bisogna esprimere sul sistema di governo dell'ambiente in riferimento alla sua capacità di acquisire l'informazione ambientale.

Il prof. Garonna ha parlato di sotto investimento del sistema nazionale su questi aspetti. Certamente c'è un problema di sotto investimento. Io vorrei però mettere in rilievo alcune considerazioni che attengono al funzionamento complessivo del nostro sistema. Non credo che alla base di questi ritardi persistenti ci siano delle incapacità tecniche; non credo cioè che il nostro sistema nazionale non disponga delle competenze tecniche necessarie per attivare un volume consistente e ben finalizzato di attività. Sono dubbioso anche se esista effettivamente il problema di una carenza quantitativa o di risorse. Ho l'impressione che ci siano molti addetti, e che questi siano un po' troppo sparsi, ma soprattutto che ognuno lavori per conto proprio in maniera scoordinata e isolata. Sicché il risultato, riferito appunto al rendimento del sistema dell'ambiente, è mediocre e molto al di sotto delle capacità già oggi esistenti nel nostro paese. Ora, le statistiche ambientali pongono in maniera esemplare una questione che rimane irrisolta da molti anni e che rappresenta, in quanto tale, una carenza strutturale del sistema del governo dell'ambiente in Italia, e cioè il contenuto tecnico delle politiche pubbliche per l'ambiente.

È tempo, a mio avviso, di porre in maniera molto netta il problema del rapporto corretto tra amministrazione, politica e attività tecniche in primo luogo

riconoscendo a queste ultime uno spazio adeguato. Ritengo essenziale che la pubblica amministrazione riesca a liberarsi di tutte le incombenze tecniche, per farle svolgere a "gente del mestiere". È una banalità, ma per il momento mi accontenterei di porre sul piano della concretezza le preoccupazioni che sono sorte anche da questa conferenza. Innanzitutto sarebbe una grande conquista riuscire ad evitare le troppo frequenti guerre fra le amministrazioni per le cosiddette competenze e a stabilire, invece, un sistema effettivo di cooperazione istituzionale su programmi precisi di attività. Un secondo obiettivo da raggiungere è quello di elaborare, ognuno all'interno del proprio ruolo, un progetto vero, come si usa tra gente che deve lavorare ed è interessata ai risultati, in cui si fissino in maniera seria le risorse tecniche necessarie, quelle finanziarie, le condizioni di attuabilità e i tempi.

Sarebbe necessario, inoltre, che le strutture esperte, operanti nei diversi settori comunque interessati a questa problematica, riuscissero ad interpretare in maniera positiva il proprio ruolo e le proprie responsabilità. E l'ANPA, per quanto è in suo potere, sicuramente contribuirà alla creazione di un sistema, di una rete di strutture esperte che possano agire da interfaccia tra l'amministrazione e i soggetti che collaborano in materia di informazione ambientale e statistica ambientale.

Il prof. Garonna prima accennava che l'ANPA è stata inserita nel sistema statistico nazionale: ecco, non è solo una questione di legge, è anche una questione, oserei dire, di buonsenso. L'ISTAT non può non essere l'interlocutore principale in questo settore, e all'ISTAT l'ANPA esprime una proposta precisa, cioè quella di avviare una collaborazione stretta per elaborare insieme quel progetto a cui accennavo prima, per tentare di colmare i ritardi del nostro sistema e proporre insieme il coordinamento di tutti i soggetti tecnici che, a vario titolo, possono essere impegnati per dare al nostro paese la necessaria base di conoscenza ambientale. E devo aggiungere, e con questo chiudo, che c'è un elemento di novità che mi fa pensare di non essere su un piano di pura velleità nel dire queste cose. Nel corso di questo anno, infatti, inizierà ad essere attivo il primo spezzone del sistema di Agenzie Regionali previste dalla legge 61. Quando si crea un ente tecnico su scala regionale che può avere budget consistenti di 100-150 miliardi l'anno, vuol dire che si stanno creando le condizioni che possono far pensare che qualche innovazione seria è in cammino. Ed è su questo che io punto per arrivare ad una svolta rispetto al passato.

Paolo Garonna (*Direttore generale dell'Istat*)

Grazie al dott. Signorino. È evidente che l'offerta di collaborazione trova da parte nostra un'accoglienza più che favorevole, direi entusiasta; e su questo dovremo sicuramente confrontarci nel prossimo futuro.

Il dott. Ziglio è il vice presidente del Centro interregionale per il sistema informativo e per il sistema statistico (CISIS). Ci porta qui la voce del soggetto Regione, soggetto che gioca un ruolo fondamentale, non soltanto nella rete di monitoraggio e di gestione delle politiche ambientali, a cui faceva prima cenno il dott. Signorino, ma anche nel Sistema Statistico Nazionale. Non è tanto una previsione ma forse più un impegno: io credo che nel futuro questo ruolo non potrà che aumentare con la presenza attiva delle regioni, con i loro sistemi, con le loro organizzazioni territoriali in materia statistica e in materia ambientale integrate in sistemi più ampi a

livello nazionale e poi europeo. Quindi con grande interesse cedo la parola al dott. Ziglio.

Lorenzo Ziglio (*Vice presidente del Centro interregionale per il sistema informativo e per il sistema statistico*)

Come regioni cogliamo con soddisfazione la maggiore attenzione in questi ultimi anni a noi dedicata dagli organismi centrali, i quali riconoscono l'importanza della funzione che svolgiamo per la realizzazione dei sistemi informativi e in particolare del sistema dell'ambiente.

L'esigenza di avere una voce unica sulle problematiche dei sistemi di produzione di informazione statistica sia a livello locale ma anche a livello centrale ha portato alla creazione del CISIS, organismo che ha anche una funzione politica in quanto costituisce la segreteria tecnica della Conferenza dei presidenti delle regioni e quindi della Conferenza Stato-Regioni.

Questi due giorni sono stati anche per noi uno spunto di riflessione sui requisiti necessari per definire un vero e proprio sistema informativo dell'ambiente. Ci siamo accorti che le nostre perplessità, i nostri dubbi, le nostre iniziative, forse poco coordinate, sono anche frutto dell'assenza di riferimenti centrali. Detto in altre parole occorre affrontare in primo luogo il problema della standardizzazione e più precisamente degli standard di riferimento. È assurdo che ogni regione, ogni area possa pensare di sviluppare i suoi prodotti autonomamente, investendo risorse che sicuramente porteranno pochi frutti. Sarebbe auspicabile, invece, che tutti insieme si possa definire che cosa cogliere; e successivamente chi, come e per che cosa. Il nodo più macroscopico che occorre sciogliere è questa assenza di coordinamento, questa difficoltà di colloquio con i soggetti pubblici.

Certo è molto facile fare un decreto nel quale si danno delle indicazioni vincolanti, scoprendo magari successivamente che i contenuti non sono i migliori per sviluppare un sistema informativo dell'ambiente.

Mi pare che nel dibattito di questi giorni sia emerso in maniera chiara che, per quanto riguarda lo sviluppo di un sistema informativo ambientale, forse la cosa peggiore che abbiamo sono i decreti. Su questo, come Regioni, speriamo, anzi chiediamo, che ci sia una maggiore presenza degli organi centrali nel dare indicazioni sia operative che metodologiche.

C'è poi il problema dei dati. Come facciamo a far transitare le informazioni dalla periferia al centro? Un problema, a mio avviso, è quello di capire bene perché i dati, anche laddove già disponibili presso le Regioni, non debbano circolare.

Il punto fondamentale è costituito dalla qualità di questi dati: le amministrazioni locali si aspettano infatti dei protocolli generali che aiutino a certificare la qualità delle misure. Ancora aspettano di sapere cosa farne dei dati dopo averli raccolti: se sapessi che cosa devo farne, forse raccoglierei anche meglio, ma soprattutto finalizzerei il mio sforzo.

In queste due giornate è stato trattato principalmente il comparto dell'aria; l'acqua, il suolo e gli altri fenomeni hanno sicuramente bisogno di altrettanta attenzione. È estremamente urgente che gli organi centrali definiscano, magari anche per decreto, i modi in cui si devono raccogliere le informazioni, perché solo così possiamo essere in grado di sviluppare a livello centrale un sistema informativo utilizzabile per le politiche ambientali. Dovremmo sforzarci di passare dai semplici dati a quelle informazioni che possono aiutarci a prendere le decisioni.

Paolo Garonna (*Direttore generale dell'Istat*)

Grazie al dott. Ziglio per aver voluto sottolineare come le esigenze di autonomia da un lato, e le esigenze di integrazione e di coordinamento d'altro lato, non siano antitetiche ma possano, anzi debbano, necessariamente convivere.

Il terzo *panelist* è il dott. Mauro, il direttore del Dipartimento Ambiente dell'ENEA, a cui cedo la parola per portarci il contributo di un ente attivo nel campo della ricerca. In questo convegno abbiamo avuto delle testimonianze importanti, dei contributi di notevole rilevanza scientifica, che ci hanno fatto capire come già gli studi esistenti e la continuazione e l'approfondimento di questi possano arricchire la capacità degli operatori, delle amministrazioni, dei *policy maker* di governare l'ambiente.

Francesco Mauro (*Direttore del Dipartimento Ambiente dell'ENEA*)

Mi pare di capire che il centro di questa Tavola rotonda, anche perché così in un certo senso ha richiesto l'andamento di questo evento, ruoti attorno ad una sorta di critica a certi aspetti del sistema di governo dell'ambiente. Critica che poi porta a una richiesta di maggiori investimenti, maggiore attenzione nei riguardi dell'informatica statistica. Vorrei dire molto francamente che sono rimasto abbastanza colpito dai due interventi che mi hanno preceduto perché in un certo senso hanno posto una serie di problemi istituzionali, se vogliamo più banali, di coordinamento. Io sono abbastanza d'accordo e intendo dedicare a questo aspetto la seconda metà del mio breve intervento. Sento però l'esigenza di dire che non vorrei che il problema si riducesse solamente a un problema di coordinamento o a un problema di sensibilità dei politici. Io sono molto grato che il mio ente nella fase di transizione sia stato stato qualificato dal prof. Garonna come un ente di ricerca. Lo è, ma è anche, ahimè, un ente strumentale, in questo momento non dotato dalla legge di risorse proprie.

Questo convegno è stato molto interessante perché raro. Molti dei miei collaboratori dell'ENEA ieri ed oggi si sono rivolti a me facendo dei commenti su alcuni aspetti di polemica scientifica che in fin dei conti torna con la questione qui ora accennata, e cioè la carenza dei dati. Ritengo che la carenza sia quella di dati giusti. Oserei dire infatti che c'è carenza di modelli interpretativi. Proprio perché vengo da un ente di ricerca vorrei in un certo senso ritornare su questo aspetto. Il problema forse non è di validità statistica dei dati, ma di capacità di interpretare questi dati.

È in atto un processo di evoluzione scientifica, culturale che non riguarda solo il nostro Paese, ma è a livello forse internazionale e riguarda i modelli interpretativi nel campo delle scienze ambientali. Sarebbe molto facile, invece di inquinamento atmosferico, citare le supposte modificazioni del clima, per chiarire come, in realtà, il problema non sia soltanto dei dati e di trasmissione di informazioni ma di modelli interpretativi. Quindi da questo punto di vista vorrei ricordare che una buona scienza, una buona *expertise* sono una condizione essenziale per fare poi una buona raccolta dei dati e quindi successivamente una buona informazione. E in questo ricordo che anche noi esperti siamo in fine dei conti degli utenti. Gli utenti non sono soltanto i decisori, a cui va il nostro rispetto, oppure la pubblica opinione.

Detto questo, voglio tornare, per concludere, alla parte che era già stata introdotta dai precedenti interventi. È indubbio che qui non è un problema di risorse scarse quanto di risorse mal organizzate. È indubbio che non sono chiare le com-

petenze di indirizzo o le competenze di controllo, di promozione, di ricerca. Prima di entrare qui, in questa Tavola rotonda, un collega mi diceva, con una battuta, che forse dai risparmi sul monitoraggio potremmo finanziare ulteriormente sia la ricerca ambientale che, addirittura, la promozione di un ambiente più pulito, più verde, più sostenibile. È una battuta, ovviamente, però interessante come battuta. Da questo punto di vista io sono abbastanza d'accordo con le conclusioni che ha fatto il presidente Signorino; cioè spesso abbiamo molte leggi, ma non abbiamo dei progetti precisi, non abbiamo ben chiari i tempi, i ruoli, le risorse, il coordinamento. Questa questione dei ruoli, dei compiti la sento particolarmente, perché penso che in questo campo sia particolarmente importante. Detto questo, il fatto stesso che siamo qui a discutere è un buon segno. E ieri ne ho avuto un altro quando sono stato presente in Comune al lancio della Commissione per lo stato dell'ambiente di Roma, che è una iniziativa, e lo dico con sincerità, che da una parte mi ha reso molto contento, perché è la prima volta che a Roma vedo avvenire un fatto di questo tipo, dall'altro mi ha reso un po' triste. La colpa non è certo degli amministratori comunali presenti, ma nel fatto che soltanto adesso a Roma si propone uno strumento di questo tipo. Questo indica tutte le contraddizioni a cui siamo di fronte e che dobbiamo cercare di risolvere.

Paolo Garonna (*Direttore generale dell'Istat*)

Grazie dott. Mauro. Questo riferimento a Roma aumenta il nostro rammarico per la mancata presenza del sindaco di Roma, che pure aveva aderito all'organizzazione di questo incontro. Purtroppo non può essere qui con noi; d'altronde il sindaco della capitale d'Italia non è certo il sindaco d'Italia, però, insomma, non è un sindaco come gli altri. Comunque noi gli siamo grati per l'appoggio che ci ha dato. Diceva giustamente il dott. Mauro, e anche il dott. Ziglio ne faceva riferimento, che quando passiamo dal dato, dalla rilevazione, al concetto di informazione, allora ci rendiamo conto che abbiamo a che fare con un processo di produzione e di astrazione molto complesso, alla base del quale c'è anche un quadro concettuale, un modello interpretativo. E questo, devo dire, è stato alla base della filosofia che ha portato lo stesso ISTAT, che produce dati e che fa rilevazioni, a diventare ente di ricerca. Perché solo facendo ricerca, diventando utilizzatori di dati che si producono, si è in grado poi di produrre il dato giusto con la qualità giusta.

Passo adesso senza indugi la parola all'arch. Pera, direttore generale del Ministero dell'ambiente, che chiude questo primo giro del nostro *panel*. Siamo grati all'arch. Pera per aver voluto partecipare a questo convegno: ci porta la sua competenza, la sua esperienza personale, che è molto ricca e molto importante, ma anche quella del Ministero dell'ambiente, che, ovviamente, in questa materia, è un soggetto, un interlocutore di importanza primaria.

Costanza Pera (*Direttore generale del Ministero dell'ambiente*)

Io ringrazio nuovamente, l'ho già fatto ieri mattina nel corso del mio intervento nella prima sessione di questo convegno, l'ISTAT per questa iniziativa, perché è servita a focalizzare alcuni punti, diffondere la consapevolezza dei problemi che dobbiamo affrontare, parlarsi, scambiarsi delle opinioni, vedere che poi su molte cose siamo tutti largamente d'accordo, e quindi aumentare i punti del lavoro comune, che sono già tanti.

Sono convinta che occupandosi di dati, di statistiche, di informazioni sull'ambiente si fa un lavoro di grandissima importanza. Eravamo forse partiti, in un certo momento della vita di questo Paese, con un piede che lasciava pensare che il dato fosse dominio dello specialista, che solo pochissimi addetti potevano comprendere, elaborare o quant'altro, mentre ormai è chiaro che il dato deve essere qualcosa che si rende disponibile per il governo dei problemi e per l'informazione dei cittadini. E senza informazione non c'è governo, nel senso che non ci può essere consapevolezza, persuasione, consenso, e via dicendo. La domanda del prof. Garonna è stata abbastanza precisa. Perché non funziona, non funzioniamo ancora come sistema Paese in questo settore? Negli interventi che mi hanno preceduto sono state date una serie di risposte che io condivido e che vorrei tentare di reinterpretare secondo tre categorie, tre ordini di problemi, tutti riferiti un po' al sistema della nostra amministrazione pubblica.

Il primo punto che io vedo, e che personalmente mi ha fatto soffrire all'inizio della mia attività nel Ministero dell'ambiente, è che l'amministrazione pubblica è completamente estranea alla cultura tecnica. Nel senso che essendo dominata da giuristi (questo prevalentemente da un certo momento in poi, perché così non era prima della seconda guerra mondiale, e in particolare prima della prima guerra mondiale), si è man mano rarefatto l'oggetto di cui si andava occupando l'amministrazione pubblica. Non veniva capito più di tanto, non si entrava più di tanto nel merito. Se sommiamo questo problema al fatto che l'ambiente era un problema sostanzialmente sconosciuto in sede di governo, fino alla fine degli anni ottanta (perché la legge istitutiva del Ministero dell'ambiente ci ha messo tre anni ad essere approvata dal Parlamento e io ricordo che ancora nell'89 vi era un ministro, non dell'ambiente, che riteneva indecoroso che si parlasse di rifiuti in Consiglio dei ministri), se consideriamo che l'informatica è stata ritenuta fino all'altro ieri una specie di ingombrante presenza a cui bisognava dedicare alcuni locali e delle persone (senza rendersi conto della profonda incisione che un assetto informatico adeguato implicava sull'assetto organizzativo della amministrazione pubblica, problema che sta adesso venendo con molta forza alla luce), comprendiamo come questa sostanziale diffidenza verso i problemi tecnici abbia reso l'ambiente qualcosa di difficile e per soli specialisti. E allo stesso tempo la cultura del dato, dell'informazione, e via dicendo, sia diventata qualcosa che non appartiene all'amministrazione, sia essa un ministero, una regione, un comune, ma a pochi esperti.

Secondo, non c'è nel nostro Paese una cultura della informazione e del dialogo paritario con il cittadino. Abbiamo avuto una legge del 1989 che ha stabilito che le amministrazioni debbono parlarsi, oltre che scriversi (la conferenza dei servizi nasce per far parlare le amministrazioni invece che farle agire per iscritto), e sancito il diritto del cittadino negli Stati Uniti già sancito 20-25 anni prima, all'accesso agli atti della pubblica amministrazione.

È interessante notare che la prima legge italiana in cui si parla del diritto all'accesso agli atti della pubblica amministrazione è proprio la legge istituiva del Ministero dell'ambiente del 1986, che ha anticipato, per questo segmento di dati e informazioni, una norma che poi è diventata più generale qualche anno dopo con la riforma del procedimento amministrativo. Questo perché? Perché, bene o male, il legislatore ha riconosciuto che l'ambiente è una questione che ha un suo fondamento conoscitivo proprio e che comunque richiede una sua conoscibilità tipica e propria, anche perché questo appartiene alla tradizione dei Paesi impegnati prima di noi su questo fronte. Devo dire che, a valutare dall'esperienza di questa mattina, per citarne una recentissima, non siamo andati ancora molto avanti: mi è capitato di prendere parte ad una riunione in cui si doveva esaminare e approvare uno

strumento di pianificazione di un bacino di grande importanza, che prevede vincoli su trentamila ettari del territorio nazionale. E a chi doveva decidere l'approvazione di questo strumento non era stata data una sintesi che contenesse qualche dato. Ma quello che è più grave, non era stato previsto di predisporre un depliant, un foglio, un ciclostilato per gli abitanti del bacino, i quali tra qualche mese vedranno il loro territorio improvvisamente sottoposto a vincolo di salvaguardia. Cito questo piccolo caso concreto di stamani, perché mi sembra l'esempio più tipico del fatto che c'è proprio un problema di cultura. Perché è chiaro che se non spieghiamo al cittadino che quel vincolo viene apposto nell'interesse di tutti, e anche nel suo interesse, se noi non spieghiamo qual'è il senso di un'operazione sul territorio, quale è l'obiettivo, l'importanza ecc., è evidente che il ritorno in termini di consenso e di risposta sarà minimo. Il circuito dato-informazione-diffusione dell'informazione è di straordinaria importanza per la politica ambientale, perché è l'unico modo con cui noi possiamo sperare di avere il consenso dell'opinione pubblica e dei cittadini sulle politiche, sugli interventi di governo dell'ambiente.

L'ultimo punto: all'interno dell'amministrazione pubblica manca qualsiasi cultura dell'organizzazione. C'è in questo nostro tavolo un convitato di pietra, magari non c'è purtroppo, nel senso che non si sente tale: il dipartimento della funzione pubblica. Allora è questo il punto di grande importanza e, tra l'altro riguarda anche direttamente l'ISTAT: con una importante norma è stato istituito il sistema statistico nazionale. Sono stati istituiti gli uffici di statistica, ma nessuno ha provveduto a dotare le amministrazioni pubbliche del personale per gli uffici di statistica. Con un'altra importantissima norma sono stati istituiti gli uffici per l'accesso ai documenti pubblici e poi all'attività di comunicazione: ma nessuno ha pensato di dotare le amministrazioni pubbliche del personale necessario. Continuiamo a prevedere una serie di funzioni per le amministrazioni pubbliche e nessuno si preoccupa di chi e come verranno eseguiti quei compiti.

Il prof. Garonna ha giustamente parlato di funzione-obiettivo; ma la funzione-obiettivo richiede che poi ci siano delle persone applicate a una funzione per perseguire un obiettivo. Se non ci sono gli applicati resta vuota la scatola. In questa generale carenza di strumenti e obiettivi, di fini e mezzi, il Ministero dell'ambiente è un caso tipico. Nato e caricato di compiti, nessuno si è poi preoccupato di cercare di adeguare la struttura ai compiti. E lo stesso vale per le Regioni, che hanno le stesse difficoltà derivanti dai problemi che cercavo prima di elencare, cioè un problema di professionalità tecnica interno all'amministrazione. Tutto questo ha la pretesa che i tecnici regionali si possano occupare insieme di inquinamento atmosferico, inquinamento acustico, inquinamento idrico, smaltimento di rifiuti, piano di risanamento di rifiuti, raccolta di rifiuti e anche del sistema informativo; magari in tre persone per regioni di dimensioni grandi quanto un Paese europeo.

Credo che forse a fatica, e concludo questo primo round, stiamo riuscendo a uscire dalla nevrosi dell'emergenza e dalla nevrosi della giovinezza, nel senso che ci stiamo avviando, io credo, verso una stagione più matura, che consente di pianificare con un po' più di ordine e solidità le cose che si fanno. Certamente il fatto stesso che esista una legge sull'ANPA e sulle ARPA è sicuramente un passo in questo senso: dare solidità al sistema complessivo. Le cose da fare peraltro sono talmente tante; per esempio, il "catasto rifiuti", perché solo per questo si potrebbe tenere una conferenza. Ma tanto come esempio. Le cose da fare sono talmente tante che il problema, a mio avviso, è quello di definire, con un pochino di chiarezza, chi fa che cosa; e decidiamo in quale arco di tempo ci poniamo l'obiettivo di raggiungere certi risultati, per poi ovviamente periodicamente aggiornarli, perché

la realtà supera sempre la nostra capacità di pianificare e programmare. La Comunità Europea è uno stimolo di confronto quotidiano; e stiamo su un tema, quello ambientale, su cui ogni settimana si scopre che bisognerebbe avere un nuovo set di dati per un problema nuovo del quale non sapevamo quasi l'esistenza nella settimana precedente.

Paolo Garonna (*Direttore generale dell'Istat*)

Molte grazie all'arch. Pera che con la consueta chiarezza ha messo il dito nella piaga, anzi, nelle tre piaghe, del nostro Paese. Aggiungerei che ci troviamo ad affrontare queste questioni in una fase in cui il problema delle risorse diventa drammatico, perché certo, in questa fase di sviluppo e di vita del Paese e di stato della finanza pubblica, non ci si può nemmeno immaginare e, forse nemmeno proporre di fare appello al paese perché si trovino nuove risorse. Dopo esser partita da un quadro purtroppo molto realistico ma anche poco ottimistico sulla situazione del Paese, l'arch. Pera ci ha dato una prospettiva molto incoraggiante, quella che comunque oltre alla coscienza esistono alcuni disegni, alcuni programmi che sono stati impostati e bene impostati che ci consentono di andare avanti in uno spirito di collaborazione tra tutti i soggetti interessati.

A questo punto credo che, prima di riavviare un nuovo giro, sia forse utile cercare di stabilire un dialogo con la platea. Se ci fosse qualcuno interessato a porre qualche questione, a ritornare su qualcuno dei molti temi sollevati è invitato a farlo.

Antonio Bellacicco (*Università di Teramo*)

Grazie per questo momento di discussione. Sono stato molto colpito soprattutto dall'ultimo intervento, e in particolare dall'ultima battuta che è stata detta dall'arch. Pera.

Il problema è di questo tipo: mentre oggi so cosa voglio (e posso quindi organizzare i miei dati in banche dati e sistemi informativi e quant'altro), domani non so cosa voglio. Io non posso rispondere perché non sono decisore, non sono né politico né tanto meno una persona che prende decisioni nel campo amministrativo. Fra qualche anno quali dati serviranno? Questo se è vero nel settore economico è a maggior ragione ancor più vero nel settore ambientale. Caso tipico in tutti i problemi locali: oggi servono informazioni, diciamo, per quanto riguarda le discariche nei fiumi, domani l'attenzione si potrà spostare su un altro problema del territorio. Essendo il territorio composto da *n* particelle, moltiplichiamo queste *n* particelle per tutti i possibili dati, otteniamo un numero che, in campo matematico, chiamano una *tower* ossia 10 elevato alla 10 elevato alla 10,.... e questo 10 volte, che non si può scrivere neanche in infiniti anni di vita.

È impensabile poter pianificare l'informazione su tutti i possibili problemi.

A questo punto il problema che si pone e la domanda che io pongo a molti di voi che hanno un ruolo pubblico proprio nel settore della produzione e gestione dei dati è questa: siccome non si possono produrre infiniti dati, e quindi c'è un problema di economia e di finalità, come si può raccordare, in linea operativa si intende, il bisogno che man mano si può venire a formare con un bisogno di informazione di tipo "medio".

Il bisogno di nuovi dati, nuove informazioni che man mano si può venire a creare deve necessariamente coniugarsi con esigenze tecnico-organizzative di gestione dei dati.

Paolo Garonna (*Direttore generale dell'Istat*)

Raccogliamo una serie di domande e poi nel giro conclusivo cercheremo di dare qualche risposta.

Joachem Jesinghaus (*EUROSTAT-Commissione della Comunità Europea*)

Vorrei porre una questione molto breve. Uno degli argomenti discussi in questo convegno riguarda lo sviluppo di un sistema di informazioni statistiche che integri indicatori e conti ambientali. Questo è anche l'obiettivo indicato dalla comunicazione della Commissione trasmessa recentemente al Parlamento Europeo e al Consiglio. Ora siamo entrati nel semestre della presidenza italiana e vorrei chiedere se l'ISTAT intende promuovere presso il Consiglio l'inclusione di questa comunicazione nell'agenda.

Andrea Molocchi (*"Amici della Terra"*)

Rappresento "Amici della Terra", un'associazione ambientalista. Io avevo molte attese da questo convegno, perché finalmente su questo tema molto importante dell'informazione ambientale sono riusciti a radunarsi, aggregarsi una serie di istituzioni che hanno un ruolo fondamentale nell'ambito della politica ambientale italiana. Eppure nello stesso tempo sono rimasto un po' deluso, così come ero rimasto deluso nei precedenti convegni su argomenti analoghi.

Sono rimasto un po' deluso soprattutto se pensiamo agli sviluppi della politica ambientale internazionale. Basti pensare al quinto programma d'azione in campo ambientale della CEE, dove, richiamandosi ai principi dello sviluppo sostenibile, si cerca di promuovere una sempre maggiore responsabilizzazione non solo delle istituzioni ma anche delle imprese e soprattutto dei cittadini. Quindi si parla di una nuova fase delle politiche ambientali in cui i cittadini dovrebbero avere un peso sempre maggiore, fornire un contributo sempre maggiore. Ma nel caso italiano si pone un problema di credibilità, di fiducia nei confronti delle istituzioni. Cioè si chiede un impegno ai cittadini quando in realtà non provengono segni di un nuovo impegno da parte delle istituzioni.

Mi pare che si possa individuare un grave problema di responsabilizzazione interno della cultura della pubblica amministrazione. Mi sembra che in tutti questi convegni i rappresentanti della pubblica amministrazione intervengano non nell'ottica di rispondere in qualche modo alle attese dei cittadini, ma nell'ottica che ciascuno dovrà cercare di trainare al meglio il proprio carro.

Penso che qui si ponga anche un problema di cultura istituzionale. Io non sento parlare di programmi a questi convegni, non sento parlare di obiettivi, non sento presentare nuove iniziative di collaborazione. E non solo, non sento parlare di attuazione di programmi, di attuazione di impegni. Io vorrei che questi rappresentanti istituzionali in queste circostanze, non svincolassero i problemi dalle soluzioni.

Costanza Pera (*Direttore generale del Ministero dell'ambiente*)

Scusi posso chiederle di essere un po' più preciso, perché siccome io sono un rappresentante istituzionale vorrei capire se la sua domanda è rivolta anche a me.

Andrea Molocchi (*"Amici della Terra"*)

Faccio un esempio: da due anni c'è una legge sulla agenzia nazionale e sulle agenzie regionali. A due anni di distanza io non ho ancora visto un programma pubblico, un programma in cui i soggetti istituzionali si impegnino pubblicamente per un rapporto di collaborazione fattivo per la soluzione di problemi. Mi piacerebbe vederlo; mi aspettavo in qualche modo anche delle indicazioni, delle informazioni, delle notizie in questo senso da questo convegno. Perché convegni come questi si tengono non spesso, e sono sicuramente un momento importante, un momento di confronto. Può darsi che non essendo il convegno ancora finito ci sia ancora modo di avere delle informazioni in tal senso.

Paolo Garonna (*Direttore generale dell'Istat*)

Bene, grazie. Evidentemente ci possono essere anche dei problemi di comunicazione perché noi con grande onestà e chiarezza in modo impietoso quasi, siamo partiti denunciando le inadeguatezze, le carenze.

E mi pare che in questi due giorni di programmi, di obiettivi, di proposte si sia parlato moltissimo, evidenziando anche i risultati già raggiunti; dicendo però al tempo stesso (l'architetto Pera l'ha detto con grande chiarezza prima) che di qui a colmare le esigenze che noi stessi vediamo ne corre di tempo e c'è bisogno di fare ancora di più.

Comunque, evidentemente, c'è anche un problema di comunicazione, di comprensione. E se questo dibattito, e questa domanda che ci viene posta può servire a chiarire meglio certamente ben venga.

Cesare Costantino (*ISTAT*)

Non so se Molocchi sia stato presente anche ieri. Direi intanto semplicemente che nel corso di questo convegno, che comunque non era certamente una conferenza nazionale, e soprattutto nella giornata di ieri, spesso si è parlato di programmi. Lo stesso arch. Pera, per esempio, ha parlato quantomeno di una collaborazione bilaterale tra il Ministero e l'ISTAT. Io personalmente, nei pochi minuti della mia relazione, ho parlato di programmi a livello europeo. Abbiamo qui un rappresentante EUROSTAT che ha fatto la stessa cosa. Vorrei ricordare ancora un'osservazione di carattere generale che ha fatto l'architetto Pera, è cioè che in fondo la pubblica amministrazione è lo specchio un po' del Paese. Dal punto di vista tecnico, naturalmente, essere addetti ai lavori è una cosa molto diversa dallo stare in altre sfere dove bastano gli slogan. Quando bisogna mettere mano alle cose concrete occorrono molte risorse.

Gianfranco Lovison (*Università di Palermo*)

Volevo fare una domanda molto secca, perché non è che dobbiamo fare degli interventi altrettanto lunghi quanto quelli dei *panelist*. La faccio e poi però la vesto un po'. La domanda è: quanti sono gli statistici professionali o con formazione professionale, formazione statistica, background statistico solido nell'organico del Ministero dell'ambiente e dell'ANPA? Quanti sono e quanti ne sono previsti nel futuro, quali sono le norme che prevedono l'assunzione e/o la formazione, la riformazione di chi c'è e così via? Questa è la domanda. Fatta così secca suona un po' provocatoria, magari un po' corporativa; corporativa no, perché la faccio come docente universitario, pensando ai futuri laureati in scienze statistiche, per i quali mi piacerebbe ci fosse uno sbocco professionale, per esempio nella regione siciliana. La vesto un po' questa domanda, così che possa sembrare un po' meno provocatoria, perché in realtà si collega con le cose che ha detto l'arch. Pera sull'assenza o carenza di cultura tecnica nella pubblica amministrazione. Dentro questa carenza c'è, secondo me, una particolare carenza di competenze di tipo statistico. E questo si sente anche un po' dalla formulazione degli allegati tecnici delle normative ambientali. Io li ho un po' guardati e dubito che siano stati scritti da statistici o da persone con una formazione statistica. Ne dubito perché sono discutibili almeno qua e là. Quello che io vorrei è che enunciazioni importanti ascoltate in questi due giorni possano camminare su gambe concrete di persone concrete con competenze concrete. E competenze concrete vuol dire anche con un riconoscimento delle identità degli specialisti. Questo non è il corporativismo, questo è dire per esempio che una cosa è uno statistico e una cosa è un informatico. Che debbano lavorare assieme non c'è dubbio. Che se uno ha i soldi per pagarne uno solo prenderà una figura cui farà fare un po' quello e un po' l'altro. Ma confondere, pensare che siccome ho un ufficio informatico con un informatico ho risolto anche il problema dell'estrazione efficiente delle informazioni, che è compito specifico di statistici, pensare di avere un buon supporto alle decisioni in queste condizioni è completamente scorretto.

Chiedo se questo riconoscimento di identità, di specificità, di professionalità sia possibile, al di là della disponibilità delle risorse immediate.

Roberto Bertollini (*Organizzazione Mondiale della Sanità*)

Vorrei fare un commento, una riflessione e chiedere un parere ai partecipanti al *panel*. Mi sembra che dal nostro punto di osservazione europeo si noti sempre di più la necessità e l'importanza di dare informazione alla cittadinanza sui problemi dell'ambiente. Ora, questo problema ha talvolta determinato degli effetti sulla salute anche più importanti delle stesse esposizioni: questo è successo ad esempio in seguito all'incidente nucleare di Chernobyl. Senza minimizzare gli effetti reali di questo incidente, bisogna riconoscere che c'è stata una grossa evidenza di effetti psico-sociali determinati dalla paura, dalla mancanza di informazioni, dalla mancanza di fiducia negli enti che hanno prodotto le informazioni disponibili. E credo che se si parla di governo dell'ambiente si deve parlare anche probabilmente di partecipazioni dei cittadini alle decisioni. C'è infatti la possibilità che poi queste decisioni vengano influenzate in senso negativo da una politica dell'informazione sui giornali, sui mass media in generale, come voi tutti potete constatare quotidianamente. Quindi mi chiedo se, da parte degli enti preposti alla produzione delle informazioni e alla loro comunicazione al pubblico, ci sia stata già una riflessione su

questo problema; se si sia già riflettuto sulla politica dell'informazione e della comunicazione alla cittadinanza sui problemi ambientali.

Roberto De Vecchis (*Regione Lazio*)

Sono stato molto interessato come statistico a quanto si è detto oggi sulla modellistica. Ma credo sia stata solo un'esercitazione di tipo teorico. Chi è intervenuto ha utilizzato i dati, ha detto: ho preso una centralina, ho fatto fare questo, ho messo questa ipotesi, ho trovato questo strumento, ho trovato dei risultati. È importante, per l'utilità della stessa conferenza, (perché non rimanga una mera attività esercitativa che poteva essere benissimo fatta all'università), che esca fuori da queste due giornate quanto meno un'insegnamento o una possibilità di *feedback* con le Regioni, con il comune di Roma, con i grandi comuni. Per esempio qui nessuno è mai venuto a dirci che politica ha adottato a seguito di alcuni risultati; ma non lo poteva fare perché, a mio parere, non esistono. Allora la mia domanda che rivolgo a voi è la seguente: è possibile trasformare questa esercitazione in un sistema di raccomandazioni nei confronti delle istituzioni? A cominciare dai Ministeri e per finire ai comuni. È mai possibile che ogni comune si attrezzi per conto proprio aumentando a dismisura le compatibilità della conoscenza e la confrontabilità? Questa è una domanda che emerge dai due giorni chiusi in quest'aula. Se riusciamo a trasformare questo in termini di trasmissione di informazione e anche di precetti, probabilmente renderemo meno precaria la realtà che ci circonda. Perché poi si ha sempre un bel dire che la colpa è di un altro, la colpa è anche la nostra. La colpa è del sistema che ognuno di noi alimenta per rimanere nello stesso ruolo.

Mario Di Traglia (*Università di Campobasso*)

Vorrei soltanto porre un'attimo l'attenzione sul momento della rilevazione dei dati e della loro utilizzazione. Quando lavoravo all'ISTAT, nell'ufficio studi, ricordo che se dovevamo fare un disegno di un campionamento non ci preoccupavamo poi di chi utilizzava i dati e come venivano utilizzati. Ecco, sulle tematiche ambientali è importante, secondo me, che ci si renda conto che l'aspetto più importante, l'interesse maggiore deriva dal forte influsso che l'inquinamento ambientale ha sulla salute umana. E non sempre la rilevazione del dato ambientale consente un accoppiamento con i dati epidemiologici.

Paolo Garonna (*Direttore generale dell'Istat*)

Molti interrogativi sono stati suscitati. Dobbiamo chiudere la conferenza guardando alle prospettive. Quindi iniziamo questa serie di repliche, brevissime, con l'obiettivo di centrare uno, due, tre cose concrete, che possiamo poi lasciare, con il realismo necessario, in eredità ai lavori successivi. Seguiamo lo stesso ordine di prima e quindi la parola al dott. Signorino.

Mario Signorino (*Presidente dell'Agenzia Nazionale per la Protezione dell'Ambiente*)

Sul piano delle indicazioni concrete non ho da aggiungere nulla a quello che ho già detto nel primo intervento, nel senso che le cose che proponevo mi paiono molto concrete. Il fatto che siano meno realizzabili purtroppo dipende in minima parte dall'ANPA. E capisco le insofferenze di chi assiste a un convegno, che vorrebbe degli effetti pratici. Il fatto è che un convegno, (è un'affermazione folgorante!) è solo un convegno e quindi non può sostituire mai gli ambiti concreti dell'amministrazione, del governo dei problemi. È difficile che da un convegno esca fuori chissà che; però è anche vero che in questo caso si è fatto uno sforzo di individuare alcuni dei motivi che sono causa di ritardi nella situazione italiana e sono state individuate delle cose che a me paiono serie, come il riconoscimento e la valorizzazione del ruolo delle attività tecniche. Ma non perché i politici non siano sensibili a questi problemi; io non mi appello alla sensibilità dei politici, se fossero sensibili non farebbero politici e comunque in questo periodo hanno ben altre cose a cui pensare. Né vorrei, certamente l'arch. Pera non si riferiva a me, apparire come chi sostiene che le questioni ambientali debbono essere trattate dagli specialisti. No. Non vorrei nemmeno che la mia valorizzazione dell'azione tecnica si confondesse con cose del passato.

Ritengo fondamentale che nell'ambito dell'amministrazione si riesca a distinguere quello che è l'ambito tecnico dalle responsabilità dell'amministrazione nel senso stretto e dei livelli politici. Sono altre cose. Le politiche ambientali hanno contenuti tecnici complessi. Senza una conoscenza adeguata di questi aspetti non è possibile elaborare delle politiche degne di questo nome. Senza una capacità conoscitiva adeguata, per tornare al tema di questo convegno, non si possono progettare interventi finalizzati, mirati ai problemi; non si può dare vita neanche, a mio parere, a una produzione legislativa appropriata e ben centrata, né tanto meno si possono verificare gli effetti di questi interventi. Ma, non esistono dei surrogati alla mancanza o alla carenza di un adeguato livello di attività tecnico-scientifica. Tanto è vero che le decine e decine di commissioni, comitati e gruppi di lavoro, tavoli o non tavoli, che si creano a tutti i livelli centrali e periferici, non riescono a sopperire alla mancanza di un impegno continuato sul merito dei problemi tecnici.

Devo dire che quando si parla di statistiche ambientali e in generale di carenze conoscitive, non è tanto il fatto che sopravviene qualche questione nuova non ancora adeguatamente studiata. A me quello che spaventa, proprio perché mi pongo in un'ottica operativa, è l'enormità dell'arretrato che esiste nel nostro Paese, cioè le carenze conoscitive sull'insieme dei problemi. Quello sì mi spaventa. Ciò che manca è la configurazione di base di un sistema conoscitivo. E mi pare che non ci siano invece preoccupazioni per quanto riguarda poi l'uso politico dei dati disponibili né il fatto che le configurazioni dei sistemi informativi cambiano con il cambiare delle esigenze.

Tocco un ultimo punto che riguarda da vicino l'ANPA. Il prof. Lovison ha chiesto quanti statistici? Io ho trovato all'ANPA l'anno scorso, se ricordo bene, tre statistici. Devo dire però che, quasi tutte le linee di attività che l'Agenzia in questo momento copre, e sono ancora una parte piccola di quelle che dovrebbe in teoria coprire in futuro, danno il via poi ad altre attività che richiedono altre competenze non di tipo statistico.

Purtroppo devo aggiungere che il nostro ordinamento e la situazione normativo- politica non ci consentono certamente di sviluppare una politica delle assunzioni. Come tutti gli enti pubblici noi in particolare, pur essendo in via di formazione,

non possiamo assumere e dobbiamo aspettare dei trasferimenti da enti preesistenti, che fra l'altro ancora non si vedono.

Quindi sono convintissimo che questo problema delle specializzazioni sia sottovalutato; e qui dò ragione a chi si mostra scettico, perché quando mancano le armi per acquisire le necessarie professionalità, si rischia di rimanere arretrati.

Lorenzo Ziglio (*Vice presidente del Centro Interregionale per il sistema informativo e per il sistema statistico*)

Premetto che io sono un ottimista, anche se poi farò delle affermazioni che sembrano andare nel segno opposto. Quali sono le prospettive? Innanzitutto, mi lasci dire l'arch. Pera, secondo me non esiste ancora il sistema informativo dell'ambiente, cioè non siamo ancora partiti, non possiamo darlo per fatto, perché in realtà ci stiamo ancora avviando. Nel senso che se non sappiamo bene cosa vogliamo conoscere, come lo vogliamo conoscere è anche difficile poi avviare un sistema di dati, di informazioni in grado di rispondere a quello che dovrebbe essere il sistema. Ma questo è un problema non solo del Ministero dell'ambiente o del sistema centrale, ma anche del livello regionale. Evidentemente non abbiamo le idee chiare e la volontà o la disponibilità, il sostegno sufficiente per poter sviluppare anche noi un sistema. Se però partiamo tutti con delle idee possiamo costruire un qualche cosa di utile al Paese sia a livello centrale che a livello regionale. Occorre, quindi, unire le forze e risolvere i veri problemi, che sono evidentemente non solo tecnologici, ma anche organizzativi e metodologici.

L'importante è che si capisca che per sviluppare il sistema informativo non servono solo le tecnologie e le reti. Se non abbiamo le persone in grado di rapportarsi, di dialogare e di costruire la rete, allora neanche la rete funzionerà. Secondo me, il punto forte è quello di unire le forze, rafforzare la cooperazione, far emergere i valori dell'organizzazione e degli aspetti metodologici; farli emergere, per poi farli diventare i punti centrali attorno ai quali sviluppare il sistema.

Un sistema, evidentemente, non inizia e non termina, ma semplicemente evolve, sempre più, in modo tale da essere in grado di rispondere a domande sempre più complesse. È necessario quindi che cooperiamo; dobbiamo arrivare a prendere delle decisioni, nel senso che vi sono dei punti oltre ai quali non andiamo più a rimettere in discussione quanto abbiamo fatto, ma cerchiamo di fare un passo successivo, anche se piccolo. Secondo me abbiamo un problema soprattutto di metodo, ma anche di chiarezza. Parliamoci, chiudiamoci in una stanza tutti quanti, vediamo di definire ciò che è necessario. Ho l'impressione che talvolta non usiamo neanche lo stesso linguaggio, usiamo parole uguali che ognuno di noi interpreta però in maniera diversa. Questo forse sarà anche dovuto alla lunga fase di partenza del sistema d'informazione dell'ambiente; in fondo è un sistema giovane, anche se almeno a livello regionale è più importante del sistema economico.

Francesco Mauro (*Direttore del Dipartimento Ambiente dell'ENEA*)

Di domande stimolanti ce ne sono state tante; ne prendo un paio che più mi hanno incuriosito. Parto da un commento che ha fatto l'arch. Pera, e cioè che manca una cultura nell'amministrazione pubblica riguardo a problemi e tematiche di questo tipo. Però a questo vorrei aggiungere, e non vedo contraddizione, anche quello che è stato detto da Mario Signorino: che c'è ancora un difetto di distinzione

all'interno del nostro ordinamento fra quelle che dovrebbero essere le strutture esperte, gli organi tecnici. Insomma sono d'accordo che non è corretto affidare agli specialisti il governo dell'ambiente; però un mancato riconoscimento del ruolo dell'attività tecniche è sicuramente controproducente.

Il fatto che noi stiamo qui discutendo in questa maniera è un fatto positivo indubbiamente, e testimonia l'esistenza di rapporti di collaborazione. Chi ha fatto sì che questi rapporti non fossero adeguati alla situazione francamente non sono state le amministrazioni ma sono stati i politici. Sono stati i vertici ministeriali, che hanno impedito che alcuni fenomeni e processi previsti dalla legge si realizzassero. Cito ad esempio il famoso passaggio del personale dall'ENEA all'ANPA; e vado contro i miei interessi, nel senso che ci ritroviamo con personale appeso ad un filo, (compresi alcuni statistici e matematici), del quale ancora non si sa quando potrà trasferirsi all'ANPA.

E voglio fare un altro caso. Tra l'altro sono contento che ci sia l'arch. Pera, perché con lei non ho problemi, mentre con alcuni altri suoi colleghi potrei averli. Ed è la questione dell'accordo di programma ENEA-Ministero dell'ambiente: da anni ci troviamo in una situazione in cui non si capisce se l'ENEA deve farlo o non deve farlo, se deve essere pagato o non deve essere pagato e se il Consiglio dello Stato c'entra o non c'entra. È molto facile aspettare segnali positivi, ed io voglio essere ottimista. Ci sono però delle resistenze spaventose da cui non si riesce ad uscire; e io le ho chiamate politiche, forse scorrettamente, per indicare che la chiave è politica. Manca la volontà politica di risolvere questi problemi, io almeno non posso che leggere in questa maniera.

Concludo questo discorso, dicendo soltanto un'altra cosa su un campo diverso. Mi ha molto interessato l'intervento che ha sostenuto che non possiamo collezionare dati all'infinito, bisogna fare delle scelte. In questo stesso convegno è stato sollevato il problema degli indicatori, e credo da questi strumenti possa venire una risposta in tal senso. Vorrei anche dire che è ormai tempo di creare una differenziazione nel nostro paese, come penso ci sia negli altri paesi, fra l'uso del dato a fini normativi, repressivi e l'uso del dato a fini scientifico-tecnici. Purtroppo non è facile decidere quali siano i dati che ci servono, però, a mio parere, il problema bisogna affrontarlo; non si può continuare a raccogliere dati all'infinito.

Costanza Pera (*Direttore generale del Ministero dell'Ambiente*)

Devo dare prima una risposta al rappresentante dell'EUROSTAT. Ricordo che nell'ultimo Consiglio dei Ministri dell'ambiente dell'Unione Europea venne messo all'ordine del giorno qualcosa sugli indicatori ambientali. Se vi sono ancora i margini per l'inserimento all'ordine del giorno del prossimo Consiglio dei Ministri dell'ambiente (non so se di maggio o di giugno), si potrà sicuramente provvedere. Dopo dovrebbe darmi qualche informazione aggiuntiva.

Gli indicatori ambientali ormai sono diventati uno dei modi di fare informazione statistica; anzi ne costituiscono un'evoluzione perché aiutano a dare un'informazione chiara e certa. Con riguardo a un'osservazione che è stata fatta, fino a che non c'è un'informazione chiara e certa, la partecipazione dei cittadini alle decisioni (che avviene pochissimo nel nostro paese, anche se comunque avviene in alcuni casi) è ogni volta una incognita. Nel senso che non essendoci le strutture che localmente gestiscono l'informazione, non essendoci abitudine a dialogare sulla base di dati effettivi, non essendoci una conoscenza reale ed una dimestichezza con i dati ambientali, il rapporto del cittadino con le strutture specializzate è estremamente

carente. Anche questo è un problema di grande importanza, che le famose strutture tecniche dovrebbero affrontare, e su cui è necessario lavorare perché si acquisisca maggiore dimestichezza con i dati ambientali e si forniscano maggiori certezze. Nel senso che avendo più dati consolidati, parametri più ampi, con riferimenti temporali, ripeto, consolidati, sarà più facile convincerci che quei dati sono attendibili e possono essere effettivamente un riferimento. Un dato spot, cioè preso sul momento, diventa discutibile perché a un dato spot posso contrapporre un altro dato spot.

Condivido molto la sottolineatura dell'esigenza di avere statistici negli organici. Non c'è bisogno di dire che il Ministero dell'ambiente ha, almeno la mia direzione generale, un solo statistico più uno *honoris causa*. Ovviamente questo statistico vale almeno per tre o quattro, nel senso che è di grande valore, tra l'altro anche di grande consolazione; perché dà sempre serenità vedere qualcuno che non si spaventa nel maneggiare enormi cumuli di dati o che riesce a governare numeri, talora con molte virgole, con molti decimali, compiti che sono del tutto normali per uno statistico. Quindi questo è molto rassicurante.

Lungi da me pensare che le attività tecniche non debbano essere riconosciute; anzi io le riconosco talmente tanto che sono convinta che debbano essere presenti le competenze tecniche in coloro che sono vicini al luogo della decisione. Nel senso che se il politico non è competente bisogna che abbia vicino dei competenti.

Ciò detto vorrei dare un suggerimento, visto che è stato chiesto perché non si fanno delle cose concrete. L'AIPA che è l'Autorità per l'Informatica nella Pubblica Amministrazione, avendo rilevato i mugugni e le proteste di tutti i Ministeri perché mancavano gli informatici nella pubblica amministrazione, sta concordando con il Dipartimento della funzione pubblica, pare, un concorso nazionale per informatici. Vedo il prof. Garonna che prende nota. L'ISTAT secondo me dovrebbe fare altrettanto per quanto riguarda gli statistici da inserire nelle pubbliche amministrazioni: all'interno del SISTAN e fuori dal SISTAN, perché è questo proprio il problema di cultura dell'amministrazione pubblica. Con l'occasione vorrei anche congratularmi, lo faccio sinceramente, con l'ANPA, per il bando per le borse di studio sul monitoraggio, pubblicato ieri sul "Il sole 24 ore". Mi sembra che sia un sistema molto intelligente per reclutare un po' di giovani, diffondere un po' di cultura sui numeri, sui dati e sulle informazioni del nostro Paese.

Mi sento di concludere questo intervento senza ulteriore considerazioni, perché avendo appreso che anche negli Stati Uniti i convegni non risolvono nulla, che anche all'EPA gli statistici sono una merce rara e che anche i politici degli Stati Uniti hanno dei problemi nel formulare domande chiare, ho scoperto che una parte, una quota dei miei problemi sono gli stessi problemi che hanno dall'altra parte dell'Atlantico. Quindi torno in ufficio più sollevata sapendo che non sono isolata nelle difficoltà che incontro nel mio lavoro quotidiano. Grazie.

Paolo Garonna (*Direttore generale dell'Istat*)

Siamo adesso in grado di concludere. A me pare che le piste di riflessione e di lavoro ulteriore, che ci sono state offerte dai due giorni di convegno e anche dalle riflessioni che sono state fatte intorno a questo tavolo, siano molteplici. Per parte mia non ho nessuna intenzione di cercare nemmeno di riassumerle o di aggiungere qualcosa a questa gamma di riflessioni.

Mi limiterò a due osservazioni che mi paiono importanti per orientare il lavoro futuro e per indicare i compiti principali che ci attendono e che riflettono le preoccupazioni emerse in questi due giorni e intorno a questo tavolo.

Anzitutto la necessità che tutti abbiamo di far funzionare meglio i meccanismi istituzionali. Per meccanismi istituzionali intendo i sistemi, la rete delle agenzie tecniche, il raccordo tra sedi e momenti tecnici, sedi e momenti di decisione politica, il sistema statistico nazionale ai suoi diversi livelli, la sua articolazione territoriale e centrale, il sistema statistico europeo, il rapporto tra il sistema statistico europeo e l'Agenzia europea sull'ambiente. A me pare che abbiamo un sistema istituzionale molto articolato, per molti aspetti razionale, nel quale si cardinano una serie di principi importanti con cui fare i conti. Anzitutto la molteplicità degli attori, la molteplicità delle fonti, una molteplicità che è ricchezza e che diventa invece un problema quando non è sufficientemente organizzata e coordinata; e quindi l'esigenza di coordinazione e di far funzionare tutto, e questo mi pare che sia un compito importante. Quello cioè di migliorare l'integrazione tra i diversi soggetti, i diversi momenti, le diverse sedi, di valorizzare la programmazione delle attività, la programmazione, per esempio, delle rilevazioni, cercando di razionalizzarla e di mettere in rete le diverse opportunità, di migliorare la diffusione dei dati, di migliorare quindi l'accesso e l'accessibilità dei dati e dell'informazione al cittadino. E quindi la "countability", direbbero gli inglesi, con una bella parola che è difficile da tradurre; la trasparenza e la responsabilizzazione delle istituzioni e delle amministrazioni nei confronti del cittadino che è e deve diventare sempre di più il sovrano. Bisogna restaurare la sovranità del cittadino nel funzionamento delle amministrazioni e nel funzionamento della statistica. La statistica al servizio dell'utente, intendendo per utente non soltanto il *policy maker* ma anche, in fondo, l'opinione pubblica, il cittadino. Questo mi pare un grande compito e una pista importante che ci deve vedere tutti impegnati a lavorare insieme.

La seconda indicazione importante è quella di continuare ad approfondire gli studi, quindi il dialogo con le sedi scientifiche, con le sedi tecniche, con il mondo accademico. Gli studi sui processi ambientali, le analisi spazio-temporali, le nuove tecniche, l'impiego delle nuove tecnologie, i nuovi campi, che qui non abbiamo avuto il tempo di affrontare, il raccordo tra queste sedi della ricerca e il loro orientamento verso la risoluzione dei problemi. Tutto ciò in un determinato contesto.

Ci è stato ricordato dal collega dell'EUROSTAT che noi oggi ci troviamo nel semestre della presidenza italiana in cui abbiamo opportunità e responsabilità particolari. Io volevo da questo punto di vista, anche per rispondere alla sua sollecitazione, dire che l'ISTAT è fortemente impegnata, nell'ambito delle priorità che ci siamo dati come semestre italiano, a portare avanti il regolamento sulle statistiche strutturali delle imprese nell'ambito di un gruppo di lavoro che tra l'altro l'ISTAT coordina. In questo regolamento c'è una parte importante riguardante i dati dell'ambiente, che noi assolutamente cercheremo di valorizzare nel migliore dei modi. Certamente valuteremo, certamente ci impegneremo a fare tutto ciò che possiamo per portare a maturazione, a compimento, il percorso relativo alla risoluzione del Consiglio in materia di indicatori ambientali, di contabilità ambientale. Speriamo di metterla all'ordine del giorno e comunque portarla all'attenzione del Comitato ambiente. Anche da questo punto di vista faccio eco a quello che diceva l'arch. Pera per ribadire anche l'impegno dell'ISTAT in questa materia.

Non mi resta che concludere ringraziando i partecipanti a questa Tavola rotonda, che hanno veramente vivacizzato con i loro contributi la conclusione di questo incontro, gli ospiti stranieri, che sono venuti, talvolta da molto lontano, a darci dei contributi importanti, tutti i contributori, quelli che hanno presentato i papers al convegno, il comitato organizzatore e la Società Italiana di Statistica, che è stata un partner di fondamentale importanza nello stimolare il processo che ci ha portato

a questo incontro. Infine, come d'abitudine, interpreti e tutti voi che avete partecipato alla discussione. Certo ci attende un futuro con molte prospettive di sviluppo, con prospettive ambiziose ma anche con molto lavoro da fare. La statistica, l'abbiamo detto e lo voglio ribadire, può e deve rappresentare la voce dell'ambiente, la capacità per l'ambiente di esprimersi, di manifestare le sue tensioni, il suo disagio. E poi deve rappresentare per noi tutti la capacità di ascoltare questa voce, di interpretarla, di capirne il messaggio, di valutare le risorse, i benefici, i costi che discendono dall'utilizzazione e dalla cattiva utilizzazione di queste risorse così importanti, per poter poi lavorare tutti insieme statistici, e *policy makers*, ricercatori e amministrazioni, uomo e ambiente, al progresso economico e sociale dei nostri paesi.

Grazie ancora, buon ritorno a tutti nelle vostre sedi e buonasera.

Stampato da abete industria poigrafica s.p.a.
Via Prenestina 683 - Roma
Novembre 1996

ISTAT

Abbonamenti & Produzione editoriale

Abbonamenti su misura

Pubblicazioni a carattere generale

Novità editoriali a carattere tematico

Abbonamenti su misura 1997

Accedere all'informazione statistica, oggi, è non soltanto più facile, ma anche più conveniente. Dal 1° Gennaio 1996, infatti, L'Istat ha messo a punto nuove forme di abbonamento per aree omogenee che consentono agli utenti di ricevere tutte e solo le informazioni statistiche di interesse.

L'abbonamento permette di disporre di tutte le informazioni relative ai settori prescelti, diffuse attraverso pubblicazioni o prodotti informatici (floppy disk, CD-ROM).

Tipologia di abbonamento	Prezzi 1997	
	Italia	Estero
1. Bollettino Mensile di Statistica	**150.000**	**200.000**
2. Generale (Bollettino mensile, Annuario)	**200.000**	**250.000**
3. Settore: **Giustizia**	**100.000**	**120.000**
4. Settore: **Prezzi**	**100.000**	**120.000**
5. Settore: **Commercio estero**	**600.000**	**630.000**
6. Altri settori	**200.000**	**250.000**
7. Tutti i settori (escluso Commercio estero)	**2.100.000**	**2.600.000**
8. Tutti i settori	**2.500.000**	**3.000.000**

Sconti e agevolazioni:

Gli **Uffici del SISTAN** hanno diritto ad uno sconto del **50%. Enti Pubblici ed Università** usufruiscono di uno sconto del **30%. Tali opportunità sono riservate unicamente a coloro che sottoscrivono i propri abbonamenti direttamente con *l'ISTAT*.**
Per coloro che sottoscrivono abbonamenti a più di un settore è previsto uno sconto del **10%, non comulabile con eventuali altre agevolazioni.**

Settori	Contenuti
Ambiente e territorio	Ambiente, territorio, climatologia
Popolazione	Popolazione, matrimoni, nascite, decessi, flussi migratori
Sanità	Sanità, cause di morte, assistenza, previdenza sociale
Cultura	Istruzione, cultura, elezioni, musei e istituzioni similari
Famiglia e società	Comportamenti delle famiglie *(salute, letture, consumi, etc.)*
Pubblica amministrazione	Amministrazioni pubbliche, conti delle amministrazioni locali
Giustizia	Giustizia civile e penale, criminalità
Conti nazionali	Conti economici nazionali e territoriali
Lavoro	Occupati, disoccupati, conflitti di lavoro, retribuzioni
Prezzi	Indici dei prezzi alla produzione, all'ingrosso, al consumo
Agricoltura	Agricoltura, zootecnia, foreste, caccia e pesca
Industria	Industria in senso stretto, attività edilizia, opere pubbliche
Servizi	Commercio, turismo, trasporti e comunicazioni, credito
Commercio estero	Importazioni ed esportazioni per settore e paese

L'abbonamento per settore comprende:

- *risultati di indagini ed elaborazioni*
- *studi generali e specifici*
- *metodologia delle indagini*
- *note rapide ed opuscoli occasionali*
- *una copia del* "Rapporto Annuale"

Modalità di pagamento:

Gli importi devono essere versati sul c/c postale n. 619007, oppure sul c/c n. 218050 della Banca Nazionale del Lavoro o, dall'Estero, per mezzo di vaglia internazionale, a favore dell'Istituto Nazionale di Statistica, via Cesare Balbo,16 - 00184 Roma, indicando la causale del versamento, il codice fiscale e l'indirizzo del richiedente.
Per i versamenti tramite c/c bancario le coordinate sono:

code ABI **01005.8**, code CAB **03382.9**, via swift **B.N.L. I. IT RARBB**, codice CIN **N**, codice anagrafico **63999228/ j**.

Modulo di richiesta di abbonamento

Desidero sottoscrivere i seguenti abbonamenti per l'anno 1997:

- ☐ Bollettino mensile di statistica L. _____
- ☐ Generale L. _____

Singoli settori

- ☐ Ambiente e territorio L. _____
- ☐ Popolazione L. _____
- ☐ Sanità L. _____
- ☐ Cultura L. _____
- ☐ Famiglia e società L. _____
- ☐ Pubblica Amministrazione L. _____
- ☐ Giustizia L. _____
- ☐ Conti nazionali L. _____
- ☐ Lavoro L. _____
- ☐ Prezzi L. _____
- ☐ Agricoltura L. _____
- ☐ Industria L. _____
- ☐ Servizi L. _____
- ☐ Commercio Estero (4 CD-Rom trimestrali) L. _____

Per un totale di L. _____
Eventuale sconto (*) L. _____
Importo da pagare L. _____

- ☐ Tutti i settori (escluso Commercio con l'estero) L. _____
- ☐ Tutti i settori L. _____

(P1)

Forma di pagamento prescelta (*) ☐ c/c postale ☐ c/c bancario

Nome _____ Cognome _____

Ente _____ Partita IVA _____

Indirizzo _____

CAP _____ Città _____ Prov. _____

Tel. _____ / _____ Fax _____ / _____

Luogo e data _____ Timbro e Firma _____

Inviare la richiesta di abbonamento via fax al N. (06) 4673.5198 oppure spedire a:
ISTAT - Dipartimento Diffusione e Banche Dati - Via Cesare Balbo, 16 - 00184 ROMA

(*) Vedi sconti e agevolazioni alla pagina precedente.

Per informazioni telefonare al n. 06/4673.5115-6

La produzione editoriale

LE PUBBLICAZIONI A CARATTERE GENERALE

I Conti degli Italiani
edizione 1995
pp. 136; L. 20.000

Annuario Statistico Italiano
edizione 1996
(in preparazione)

Compendio Statistico Italiano
edizione 1996
pp. 648; L. 29.000

Bollettino Mensile di Statistica
edizione 1996
pp. 212; L. 18.000

Il valore della lira
dal 1961 al 1995
Informazioni, n.9
edizione 1996
pp. 156; L. 20.000

Italian Statistical Abstract
edizione 1996
edizione in lingua inglese
pp. 240; L.30.000

Rapporto Annuale
La situazione del Paese nel 1995
pp. 384; L. 60.000

LE NOVITA' EDITORIALI A CARATTERE TEMATICO

AMBIENTE E TERRITORIO

Statistiche ambientali
Annuari
edizione 1996
pp. 312; L. 35.000

Gli impianti di depurazione delle acque reflue urbane
anno 1993
Informazioni, n.3
edizione 1996
pp. 16 + 2 dischetti; L. 15.000

POPOLAZIONE

Nascite-caratteristiche demografiche e sociali
anno 1993
Annuari, n.2
edizione 1996
pp. 120; L. 20.000

Matrimoni separazioni e divorzi (*)
anno 1993
Annuari, n.6
edizione 1995
pp. 128; L. 15.000

Decessi - caratteristiche demografiche e sociali
anno 1992
Annuari, n.1
edizione 1995
pp. 144; L. 15.000

Tavole di mortalità e tavole attuariali della popolazione italiana al 1992
Note e relazioni, n.1
edizione 1996
pp. 160; L. 20.000

Movimento migratorio della popolazione residente iscrizioni e cancellazioni anagrafiche
anno 1993
Annuari, n.6
edizione 1996
pp. 164; L. 20.000

Popolazione residente per sesso, età e regione
anni 1992-95
Note e relazioni, n.2
edizione 1996
pp. 128; L. 20.000

SANITA'

Cause di morte
anno 1993
Annuari, n.9
edizione 1996
pp. 448; L. 35.000

Statistiche della sanità
anno 1993
Annuari, n.9
edizione 1996
pp. 376; L. 35.000

Statistiche sui trattamenti pensionistici al 31 dicembre 1994
Collana d'Informazione, n.14
edizione 1996
pp. 104; L. 20.000

Stili di vita e condizioni di salute indagini multiscopo sulle famiglie (*)
anni 1993-1994
Argomenti, n.2
edizione 1996
pp. 292; L. 35.000

Le pubblicazioni con (*) sono riportate in più settori editoriali.

CULTURA

Le immatricolazioni nell'anno accademico 1995-96
Informazioni, n.7
edizione 1996
pp. 12; L. 5.000

Statistiche delle scuole secondarie superiori
anno scolastico 1994-1995
Annuari, n.6
edizione 1996
pp. 488; L. 35.000

Inserimento professionale dei laureati Indagine 1995 (*)
Informazioni, n.10
edizione 1996
pp. 248 + 3 dischetti; L. 35.000

Statistiche della scuola media inferiore
dati sommari anno scolastico 1994-95
Collana d'Informazione, n.3
edizione 1996
pp. 76; L. 20.000

La selezione scolastica nelle scuole superiori
Argomenti, n.1
edizione 1996
pp. 80; L. 20.000

FAMIGLIA E SOCIETA'

Stili di vita e condizioni di salute indagini multiscopo sulle famiglie (*)
anni 1993-1994
Argomenti, n.2
edizione 1996
pp. 292; L. 35.000

I consumi delle famiglie
anno 1994
Annuari, n.1
edizione 1996
pp. 536; L. 50.000

PUBBLICA AMMINISTRAZIONE

Statistiche sui trattamenti pensionistici al 31 dicembre 1994 (*)
Collana d'Informazione, n.14
edizione 1996
pp. 104; L. 20.000

I bilanci consuntivi delle comunità montane
anno 1994
Informazioni, n.4
edizione 1996
pp. 16 + 2 dischetti; L.15.000

I bilanci consuntivi degli Enti provinciali per il turismo e delle Aziende di promozione turistica (*)
anno 1994
Informazioni, n.6
edizione 1996
pp. 16 + 2 dischetti; L.15.000

I bilanci consuntivi degli Istituti autonomi case popolari (*)
anno 1994
Informazioni, n.5
edizione 1996
pp. 16 + 2 dischetti; L.15.000

GIUSTIZIA

Statistiche giudiziarie civili
anno 1994
Annuari, n. 3
edizione 1996
pp. 184; L. 20.000

Matrimoni separazioni e divorzi (*)
anno 1993
Annuari, n. 6
edizione 1995
pp. 128; L. 15.000

Statistiche giudiziarie penali
anno 1994
Annuari, n. 3
edizione 1995
pp. 568; L. 52.500

CONTI NAZIONALI

Conti nazionali economici e finanziari dei settori istituzionali
anni 1988-94
Collana d'Informazione, n. 1
edizione 1996
pp. 244; L. 35.000

Conti delle Amministrazioni pubbliche e della protezione sociale
anni 1989-94
Collana d'Informazione, n. 15
edizione 1996
pp. 104; L.20.000

Manuale per gli utenti degli archivi PDG versione 5.26
Metodi e norme
edizione 1996
pp. 44; L.5.000

Occupazione e redditi da lavoro dipendente (*)
anni 1980-94
Collana d'Informazione, n. 19
edizione 1995
pp. 216; L.26.000

Conti economici nazionali
anni 1970-94
Collana d'Informazione, n. 14
edizione 1995
pp. 148; L.15.000

LAVORO

Inserimento professionale dei laureati
Indagine 1995 (*)
anno 1995
Informazioni, n. 10
edizione 1996
pp. 248 + 3 dischetti; L. 35.000

Forze di lavoro - media 1995
Annuari, n. 1
edizione 1996
pp. 264; L. 35.000

Occupazione e redditi
da lavoro dipendente (*)
anni 1980-94
Collana d'Informazione, n. 19
edizione 1995
pp. 216; L.26.000

AGRICOLTURA

Struttura e produzione delle aziende agricole
Annuari
edizione 1996
pp.224; L. 35.000

Statistiche della caccia e della pesca
anno 1993
Annuari, n. 9
edizione 1996
pp.152; L. 20.000

Statistiche dell'agricoltura, zootecnia e
mezzi di produzione
anni 1994-1995
Collana d'Informazione, n. 2
edizione 1996
pp. 52; L. 20.000

Statistiche dell'agricoltura
anno 1994
Annuari, n. 42
edizione 1996
pp. 208 + 2 dischetti; L. 40.000

INDUSTRIA

Statistiche della ricerca scientifica
consuntivo 1992; previsione 1993-1994
Collana d'Informazione, n. 31
edizione 1995
pp.132; L. 15.000

Statistica annuale della produzione industriale
anno 1992
Collana d'Informazione, n. 25
edizione 1995
pp. 108; L. 15.000

Numeri indici della produzione industriale
base 1990=100
Metodi e norme, serie A, n. 31
edizione 1996
pp. 76; L. 20.000

SERVIZI

Statistiche del turismo
anno 1994
Annuari, n. 9
edizione 1996
pp. 168; L. 20.000

Statistiche del commercio interno
anno 1993
Annuari, n. 35
edizione 1996
pp. 120; L. 20.000

Statistiche dei trasporti marittimi
nei porti italiani
anno 1994
Collana d'Informazione, n. 11
edizione 1996
pp. 148; L. 20.000

Statistiche dei trasporti marittimi
anno 1994
Annuari, n. 49
edizione 1996
pp. 272; L. 35.000

I bilanci consuntivi degli Enti provinciali per il
turismo e delle Aziende di promozione turistica (*)
anno 1994
Informazioni, n. 6
edizione 1996
pp. 16 + 2 dischetti; L.15.000

Statistica degli incidenti stradali
anno 1995
Annuari, n. 43
edizione 1996
pp. 192; L. 20.000

COMMERCIO ESTERO

Statistica del commercio con l'estero
gennaio-dicembre 1994
edizione 1996
pp. 976; L. 38.000

Modulo di richiesta pubblicazioni

Desidero ricevere le seguenti pubblicazioni:

Settore	Titolo	Anno	Edizione	Prezzo

Per un totale di L. _____
(più spese di spedizione)

(P1)

Forma di pagamento prescelta: ☐ Contrassegno ☐ Fattura

Nome _____ Cognome _____

Ente\Soc. _____ Partita IVA _____

Indirizzo _____

CAP _____ Città _____ Prov. _____

Tel. _____ / _____ Fax _____ / _____

Luogo e data _____ Timbro e Firma _____

Inviare la richiesta di acquisto via fax al N. (06) 4673.4187 oppure spedire a:
ISTAT - Dipartimento Diffusione e Banche Dati - Via Cesare Balbo, 16 - 00184 ROMA
Per informazioni telefonare al n. 06/4673.4147

Url: http://www.istat.it
E_mail: dipdiff@istat.it

OGGI L'ISTAT DA' ALLA STATISTICA UN TAGLIO DIVERSO. ANZI 14.

DORLAND

L'Istat presenta nuove forme di abbonamento per aree omogenee di interesse. Scegliete tra i 14 settori offerti: Ambiente e territorio, Popolazione, Sanità, Cultura, Famiglia e società, Pubblica amministrazione, Giustizia, Conti nazionali, Lavoro, Prezzi, Agricoltura, Industria, Servizi, Commercio estero. Abbonandovi avrete informazioni specifiche e aggiornate per la vostra attività. Riceverete, oltre ai tradizionali Annuari, anche le nuove collane Argomenti e Informazioni, la prima con studi e approfondimenti su temi significativi, la seconda con dati tempestivi in parte su floppy disk. Per informazioni, inviateci un fax (06/4673.3101), contattate l'Ufficio Istat della vostra regione, che trovate anche alla pagina 379 di Televideo, o visitateci su Internet, http://www.istat.it E_mail: dipdiff@istat.it.

14 settori di interesse nell'interesse di ogni settore.

1926 1996 70 ISTAT