

Problemi metodologici e metrologici nella valutazione degli indicatori di inquinamento acustico in ambito abitativo

Daniele Sepulcri

ARPAV – Dipartimento Provinciale di Venezia

RIASSUNTO

Con riferimento alle misure di rumore differenziale in ambiente abitativo di cui al DM 16 marzo 98, si analizzano i diversi fattori che ne determinano la dispersione dei risultati e le incertezze di misura, e si evidenziano gli aspetti che possono renderne problematico l'utilizzo ai fini della verifica dei limiti di legge.

INTRODUZIONE

Scopo di uno standard normativo per un metodo di misura è di rendere confrontabili fra di loro i risultati di misurazioni effettuate da diversi soggetti, con l'importante obiettivo di evitare o limitare il contenzioso fra parti con interessi ed esigenze contrapposti relativamente al medesimo oggetto di misura, fissando regole comunemente accettate.

Un requisito fondamentale dello standard di misura è la correttezza metrologica, intesa non solo sotto l'aspetto di una precisa e non ambigua definizione dell'oggetto della misura, dei parametri da misurare e delle procedure da seguire, ma anche della coerenza fra l'accuratezza di misura richiesta perché il confronto con lo specifico limite normativo abbia significato, e l'accuratezza effettivamente praticabile nell'applicazione del metodo di misura. Ciò presuppone la conoscenza del livello di accuratezza che il metodo consente di raggiungere se correttamente applicato, conoscenza che può essere conseguita mediante prove interlaboratorio preliminari opportunamente organizzate e gestite.

Uno svantaggio delle misure fisiche sul campo rispetto alle analisi di laboratorio è la difficoltà di realizzare prove interlaboratorio su larga scala e con campioni noti, che consentano di ottenere informazioni statisticamente robuste sull'accuratezza dei metodi di misura. In effetti, nel campo dell'acustica ambientale e con riferimento ai metodi di misura normati (DM 16 marzo 98), simili prove non sono mai state eseguite a livello nazionale. Alcune prove di interconfronto sono state realizzate in ambito regionale e hanno fornito utili indicazioni, pur con tutti i limiti derivanti dal carattere pionieristico e non sistematico di queste iniziative e dal limitato numero di partecipanti. I risultati di queste prove hanno evidenziato differenze molto elevate tra i risultati forniti da diversi laboratori, tutti dotati di specifica competenza ed esperienza, ed operanti in conformità alla norma di riferimento (3,6 e 1,5 dB(A) in termini di deviazione standard, rispettivamente per i dati di rumore ambientale e differenziale, con differenze fra singoli laboratori che superano rispettivamente 8 e 4 dB(A)). La disomogeneità riscontrata sembra difficilmente compatibile con la finalità di queste misure che è la verifica di limiti di rumore differenziali di 3 o 5 dB(A).

Cerchiamo quindi di analizzare i fattori che determinano queste dispersioni.

PROBLEMI INTERPRETATIVI E VARIABILITA' NEI RISULTATI DI MISURE DI RUMORE DIFFERENZIALE

E' noto che la dispersione di risultati di misure ripetute dello stesso oggetto è un problema connesso al processo di misura, al quale com'è ovvio non si sottrae la misura del rumore ambientale. Generalmente si distinguono due livelli di cause che generano variabilità, indicati come incertezza analitica (identificabile nel caso delle misure fisiche con l'incertezza strumentale) ed incertezza di campionamento; entrambi questi livelli inglobano una certa quota di variabilità legata al "fattore umano" dovuta cioè a diversità di comportamento, consapevoli o inconsapevoli, degli operatori, che possono influire sul risultato della misura.

Questo fattore assume di norma valori fisiologici che non lo rendono predominante rispetto ad altri fattori di incertezza. L'analisi delle prove di interconfronto citate ha invece messo in evidenza che, nel caso delle misure di rumore differenziale, la parte predominante delle differenze riscontrate non dipende dalle prestazioni degli strumenti di misura né da variazioni del fenomeno misurato, ma dalle diverse scelte operative, che riguardano aspetti se si vuole anche banali quali:

- scelta della posizione di misura
- condizioni dell'ambiente (quali e quante finestre devono essere tenute aperte/chiuso, come comportarsi con le doppie finestre e le imposte, come considerare eventuali rumori generati all'interno dell'ambiente ricettore, come comportarsi nella valutazione del rumore residuo in presenza di più sorgenti sonore)
- scelta degli eventi sonori da escludere dalla misura in quanto non caratteristici della rumorosità ambientale

Queste differenti scelte non conseguono a scarsa perizia degli operatori né a carenze tecniche, ma sono connaturate alle ambiguità del metodo di misura definito dal DM 16 marzo 98, che in molti punti lascia ampio spazio a scelte discrezionali e ad ambiguità interpretative

Si può quindi nel caso specifico identificare un terzo livello di cause di variabilità, che potremmo chiamare "incertezza da ambiguità normativa", in grado di generare un livello di variazione dei risultati decisamente patologico, ed il cui effetto può essere ridotto solo se si stabiliscono regole interpretative univoche ed accettate dai diversi operatori.

Per quanto riguarda la scelta dei tempi e posizioni di misura, un criterio guida che consente di ridurre l'ambiguità, anche se forse non è da tutti condiviso, è quello di considerare come prescrizione implicita nella definizione dei limiti il fatto che il limite deve essere rispettato in tutti i possibili tempi di misura e in tutte le posizioni che, secondo le specifiche stabilite dal DM 16 marzo 98 sono idonee alla misura. Sorge quindi il problema di identificare la posizione (conforme alle regole) ed il tempo, nei quali il rumore della sorgente ha il massimo impatto (il che, se si parla di limiti differenziali, ha due facce; massimo livello ambientale e/o minimo livello residuo). La precisa identificazione di questa posizione spazio-temporale richiederebbe un'analisi spaziale dettagliata con metodi che consentano di normalizzare le misure fatte in diverse posizioni ed un'analisi temporale altrettanto dettagliata che consenta di individuare i tempi di massimo impatto; questo tipo di procedimento tuttavia non fa parte della normale prassi di misura in ambiente abitativo anche perché, se si escludono casistiche particolarmente semplici, condurre una analisi seria di questo tipo comporterebbe spesso, nei casi reali, complicazioni quasi insormontabili. Ci si limita in genere a scegliere la posizione di misura ed il tempo di osservazione sulla base di considerazioni soggettive basate sull'osservazione dei luoghi, sulla percezione uditiva del fenomeno sonoro, sulle indicazioni date dalle persone esposte, su considerazioni di plausibilità e in definitiva anche di fattibilità pratica. Ciò comporta il verificarsi di fluttuazioni nell'identificazione del punto di massimo impatto da parte di soggetti diversi, fluttuazioni che rappresentano, anche in assenza di macroscopiche deviazioni di tipo interpretativo, una fonte di incertezza di tipo "fisiologico", identificabile con l'incertezza di campionamento.

INCERTEZZA STRUMENTALE ED INCERTEZZA DI CAMPIONAMENTO

La componente strumentale dell'incertezza fonometrica può essere valutata con metodi indiretti, basati sulla conoscenza delle prestazioni strumentali, ricavabili dai risultati di taratura e dalle specifiche fornite dal costruttore, metodi utilizzati in via esclusiva o ad integrazione di metodi diretti (misure ripetute in condizioni controllate) nel caso questi siano praticabili. Questi metodi portano a stimare un'incertezza per misure di rumore in ambiente abitativo, riferita alla singola misura fonometrica, che si attesta fra 0,5 e 1 dB (corrispondente ad un'incertezza estesa compresa fra 1 a 2 dB se valutata con livello di probabilità del 95%). Considerata l'entità dei limiti da verificare (3 o 5 dB per il livello differenziale), è evidente che queste incertezze in molti casi possono non essere adeguate.

E' possibile tuttavia in una certa misura, e senza eccessive difficoltà, affinare la stima dell'incertezza strumentale, se si considera che i fattori più importanti nella sua determinazione sono la risposta in frequenza e l'anisotropia o direzionalità di risposta del microfono, entrambi fattori che dipendono dalla frequenza in un modo che può essere conosciuto. Ciò consente, se si conosce la composizione spettrale del rumore misurato (cosa che l'attuale strumentazione consente senza difficoltà), di spingersi ad un'analisi più dettagliata ed a una stima di incertezza più accurata, che può scendere al di sotto di 0,5 dB.

Nella stima dell'incertezza combinata sul livello di rumore differenziale poi, se, come di regola avviene, le due misure di rumore ambientale e di rumore differenziale sono state fatte con lo stesso strumento, si dovrà tener conto di un termine di covarianza negativo, generato dalla correlazione positiva fra gli "errori sistematici" strumentali che si ripetono in uguale intensità e segno nelle due misure. La correlazione non sarà mai completa (si pensi semplicemente alle diverse caratteristiche spettrali e direzionali che in genere avranno il rumore ambientale ed il rumore residuo), ma, se stimata in modo realistico, potrà consentire di comprimere in qualche misura la stima dell'incertezza su questo parametro.

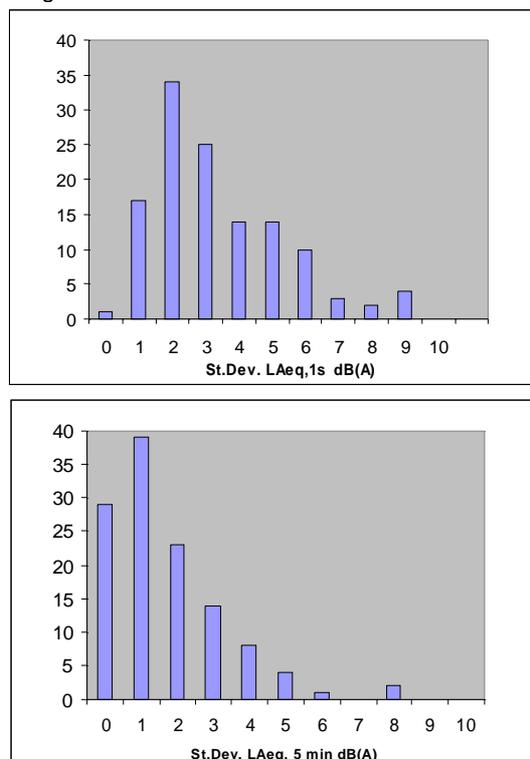
La valutazione dell'incertezza di campionamento, all'atto pratico, rappresenta invece un problema di non facile soluzione, anche in considerazione del fatto che, date le diversissime situazioni che si possono riscontrare in ambiente, è molto difficile fare generalizzazioni per cui ogni caso andrebbe affrontato con uno specifico studio.

Queste difficoltà portano ad adottare un approccio che si limita, nella stima dell'incertezza, a considerare esclusivamente la componente di origine strumentale. Ciò trova giustificazione nell'ipotesi che la misura di rumore ambientale non abbia per oggetto "il rumore prodotto dalla specifica sorgente" bensì "lo specifico fenomeno sonoro verificatosi in quella determinata posizione dello spazio e in quel determinato tempo di osservazione". L'evento sonoro che viene misurato si trasforma quindi da "campione" rappresentativo di un oggetto che ha un'estensione nello spazio e nel tempo più ampia, ad "oggetto della valutazione" di per sé. Con questo salto concettuale, perfettamente legittimo dal punto di vista puramente metrologico, ci si libera dalla necessità di valutare l'incertezza di campionamento, al prezzo però di un certo impoverimento dell'apporto informativo che l'attività tecnica di misura può fornire al ruolo di controllo ambientale, ruolo che non dovrebbe limitarsi ad esprimere risultati corretti dal punto di vista metrologico, ma dovrebbe essere in grado di formulare una visione globale del fenomeno di inquinamento.

C'è poi un'ulteriore problema che inficia la correttezza dell'approccio puramente strumentale all'incertezza, nel caso specifico delle misure di rumore differenziale. Infatti, per sua stessa natura, il livello di rumore residuo non può essere misurato direttamente, ma deve essere valutato indirettamente mediante un *campionamento*: la valutazione del rumore differenziale comporta la necessità di fare una misura del livello di rumore residuo in un tempo *diverso* da quello in cui viene misurato il livello di rumore ambientale. Il risultato di questa misura viene attribuito al livello di rumore residuo, sulla base dell'ipotesi implicita che esso sia uguale al livello prodotto da tutti i fenomeni sonori verificatisi durante il tempo di misura del rumore ambientale, escluso il contributo della specifica sorgente controllata. In questo passaggio si introduce inevitabilmente un "errore" che genera un termine di incertezza di campionamento, della quale si deve necessariamente tener conto nella stima di incertezza sul rumore differenziale.

Come stimare questa incertezza di campionamento? Nella prassi comune, per la valutazione del rumore residuo si adottano approcci diversi e variabili secondo il tipo di fenomeno sonoro da valutare. Nella scelta delle modalità di valutazione si devono preliminarmente escludere tutti i "bias" noti e che possono essere previsti, in termini di modifiche delle condizioni ambientali rispetto a quelle che si verificano nel tempo di misura del rumore ambientale. Ciò comporta dover fare un'analisi della situazione ambientale dell'area circostante il sito di misura e identificare le condizioni di variabilità delle sorgenti sonore che possono essere determinanti nel rumore residuo, assicurandosi dell'assenza di differenze macroscopiche fra il tempo di misura dell'ambientale e del residuo, che porterebbero a scostamenti classificabili, in questo caso, più come errori di applicazione del metodo che come incertezza. Una volta esclusi, quando possibile, i "bias" macroscopici, rimangono da valutare le inevitabili fluttuazioni casuali del livello sonoro generato da una molteplicità di sorgenti, quale è il rumore residuo. Queste fluttuazioni sono correlate, oltre che all'effettiva entità delle fluttuazioni del livello sonoro a breve termine e al loro spettro di frequenza - parametri legati alle situazioni ambientali specifiche e che devono essere valutati caso per caso - anche alla durata del tempo di misura: il parametro L_{Aeq} infatti non è altro che una "media" di una sequenza di valori, e sappiamo che l'ampiezza delle fluttuazioni casuali di una media campionaria diminuisce all'aumentare della numerosità del campione.

Figura 1 – Fluttuazioni del livello sonoro residuo



I grafici rappresentano la distribuzione delle deviazioni standard dei livelli equivalenti con tempo di integrazione rispettivamente di 1 secondo e di 5 minuti, rilevate da oltre 100 misure eseguite in ambiente esterno, in diverse situazioni ambientali e diversi periodi della giornata caratterizzati da condizioni stazionarie

A titolo di esempio, una raccolta di dati di monitoraggio effettuati in diverse zone del Comune di Venezia ha permesso di valutare l'entità della dispersione di dati di livelli equivalenti residuo con diversi tempi di

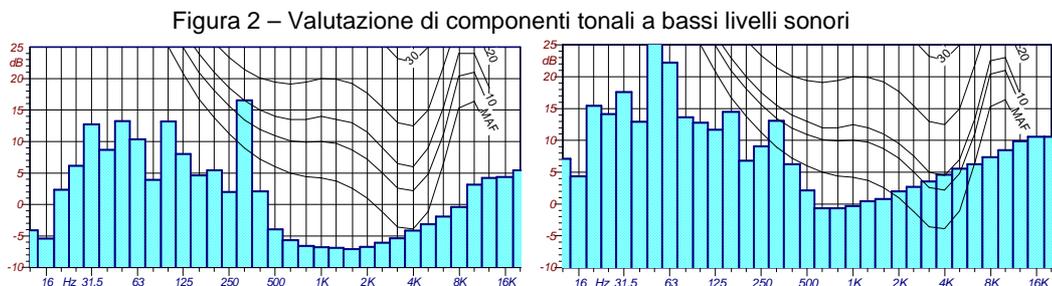
integrazione, in situazioni varie (fig.1). Si tratta di dati rilevati in ambiente esterno ed è lecito ritenere che i corrispondenti livelli misurabili all'interno di ambienti abitativi possano presentare fluttuazioni di entità inferiore.

PROBLEMI METROLOGICI NELLA VALUTAZIONE DI LIVELLI SONORI ESTREMAMENTE BASSI

Il DPCM 14/11/97 prevede una soglia di applicabilità per il limite differenziale di 25 dB(A) per misure in periodo notturno a finestre chiuse; ciò comporta che in alcune situazioni ci troveremo a dover misurare livelli sonori estremamente bassi, vicini al limite inferiore del campo di misura strumentale, con conseguenti complicazioni nella stima dell'incertezza di misura che possono portare, in alcuni casi, all'impossibilità di esprimere valutazioni.

Gli strumenti normalmente utilizzati per misure ambientali presentano infatti un livello di rumore elettronico intrinseco che, nell'ipotesi di sensibilità microfoniche tipiche attorno ai 50 mV/Pa, è visto come un livello sonoro fittizio di circa 15 dB(A); ciò comporta che quando si misurano livelli sonori vicini al limite inferiore della scala di misura, che al più è fissato a 20 dB(A), non è possibile trascurare questa componente e quindi si deve considerare un termine aggiuntivo di incertezza; ciò tuttavia non compromette di per sé la possibilità di verificare il rispetto del limite di legge: l'incertezza aggiuntiva può essere valutata in base ai risultati delle prove di linearità e non dovrebbe eccedere qualche decimo di dB. Nel caso però di presenza di componenti impulsive, tonali e a bassa frequenza che possono comportare la penalizzazione di 3, 6 o addirittura 9 dB(A), per decidere dell'applicabilità del limite differenziale dovremmo essere in grado in determinati casi, di discriminare se un livello sonoro supera i 16 dB(A) o 19 dB(A), livelli che possono essere pari o inferiori al rumore elettronico strumentale e comunque sono al di fuori del campo di misura della strumentazione generalmente in uso. Ma anche per livelli sonori superiori a 20 dB(A), e che possono quindi rientrare nel campo di misura strumentale, può risultare impossibile la verifica del rispetto del limite, in quanto indecidibile l'applicabilità dei fattori correttivi in presenza di componenti tonali; ciò in quanto per livelli sonori molto bassi, le curve isofoniche, alle alte frequenze, possono essere sovrastate dalle componenti di rumore intrinseco strumentale, rendendo impossibile, in presenza di una componente tonale, verificare se l'isofonica "toccata" dalla componente tonale sia o meno superata da altre componenti in frequenza reali e non fittizie.(fig. 2).

Questi problemi delle misure a bassi livelli possono essere risolti utilizzando microfoni con sensibilità più alta dei classici 50 mV/Pa, microfoni che però non sono di comune impiego né fra gli organi di controllo, né fra i professionisti del settore.



Effetto del rumore intrinseco strumentale nella valutazione di componenti tonali a bassi livelli sonori: misura con microfono da 50 mV/Pa (a destra) e con microfono da 800 mV/Pa (a sinistra).

EFFETTO DELL'ARROTONDAMENTO

Il numero che rappresenta il risultato di una qualsiasi misura deve essere troncato ad un certo numero di cifre decimali. Ma come decidere quante cifre decimali sono significative e vanno quindi riportate? Se chiamiamo Δ la differenza fra un valore arrotondato ed il successivo sulla scala di misura, il confronto fra Δ e l'incertezza di misura U può portare i seguenti risultati

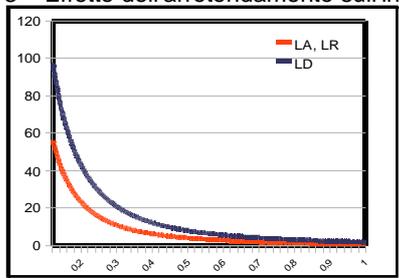
1) $\Delta \ll U$; in questo caso una variazione delle ultime cifre decimali comporta uno spostamento minimo e non significativo dell'intervallo di incertezza, cioè dell'intervallo dei valori che "ragionevolmente possono essere attribuiti al misurando"; ciò significa che il contenuto informativo dell'ultima o delle ultime cifre è scarso o nullo: se si omettono non si perde nulla o quasi.

2) $\Delta \gg U$; in questo caso l'operazione di arrotondamento comporta un completo spostamento dell'intervallo di valori che "ragionevolmente possono essere attribuiti al misurando", quindi una grave perdita del contenuto informativo nonché uno spreco di risorse (lo stesso contenuto informativo finale poteva essere conseguito con metodi di misura molto meno accurati).

3) Situazioni intermedie: l'arrotondamento in questi casi comporta la perdita di una parte del contenuto informativo della misura, e può essere visto come un termine aggiuntivo di incertezza da considerare nella stima dell'incertezza sul valore arrotondato.

Nel caso delle misure di rumore ambientale la norma prevede che i valori misurati vengano arrotondati a 0,5 dB. L'arrotondamento, come si vede dal seguente grafico (fig. 3), comporta un incremento non del tutto trascurabile all'incertezza, soprattutto nel caso del valore differenziale.

Figura 3 – Effetto dell'arrotondamento sull'incertezza



Il grafico rappresenta l'incremento percentuale dell'incertezza causato dall'arrotondamento, al variare da 0 a 1 dB dell'incertezza del valore non arrotondato, nel caso di singola misura e di calcolo del livello differenziale.

Questa perdita di contenuto informativo non sembra giustificata, in quanto non è compensata da altri vantaggi, non comportando semplificazioni delle procedure di misura. Inoltre, confrontando le incertezze in gioco (1-2 dB) con l'entità dei limiti da verificare (3-5 dB), non sembra opportuno incrementare l'entità dell'incertezza in modo fittizio, pur se di poco. In quest'ottica, l'arrotondamento a 0,1 dB sembrerebbe un miglior compromesso.

INCERTEZZA E CONFRONTO CON I LIMITI

Il risultato della misura deve essere alla fine confrontato con un valore limite di riferimento. Dal punto di vista metrologico, il risultato di una misura non è mai un numero ma è un intervallo di valori che rappresenta l'insieme dei valori "ragionevolmente attribuibili al misurando", dove il termine "ragionevolmente" implica un concetto di probabilità, e sottintende l'esistenza di un livello di probabilità che è accettato dalla comunità tecnica come idoneo a garantire la ragionevolezza di una conclusione. Nell'ipotesi che vi sia effettivamente un consenso su quale sia il livello di probabilità ragionevolmente accettabile, si può convenzionalmente considerare "accertata" una conclusione la cui probabilità di essere vera sia superiore a questo livello (generalmente si fa riferimento ad una probabilità del 95 %). Si possono sollevare dei dubbi sul fatto che chi è chiamato ad assumere dei provvedimenti conseguenti a fatti "accertati" (vedi sanzioni amministrative, provvedimenti amministrativi che comportano obblighi per qualche soggetto, condanne penali, provvedimenti autorizzativi) e chi di questi provvedimenti ne subisce le conseguenze, positive o negative (soggetti sottoposti a verifica, utenti o cittadini) sia consapevole di questa trasposizione e ne condivida i termini. Ma, se supponiamo che l'accordo su questi termini e la loro comprensione esista, e supponiamo di aver determinato la nostra incertezza come incertezza estesa al corrispondente livello di probabilità, il confronto del risultato della misura con il limite può dare uno dei seguenti possibili risultati:

- 1) Limite "certamente" rispettato quando tutto l'intervallo di incertezza è al di sotto del valore limite
- 2) Limite "certamente" superato quando tutto l'intervallo di incertezza è al di sopra del valore limite
- 3) Risultato "non certo" quando il valore limite è interno all'intervallo di incertezza. In questo caso, sulla base del concetto convenzionale di "certezza", non è possibile decidere sul superamento del limite.

Lo scopo principale di una misura, anche se non il solo, nel campo dei controlli ambientali, è accertare se un limite di legge è stato superato o rispettato, quindi si deve cercare, se non di eliminare l'evenienza di risultati indecidibili (cosa impossibile, non potendo eliminare l'incertezza) almeno di limitare al massimo i casi in cui la stessa si verifica. Per fare ciò sarebbe necessario ridurre quanto più possibile l'entità dell'incertezza di misura, ma ciò ha comunque limiti fisiologici non superabili, e abbiamo visto che nel campo del rumore ambientale questi limiti, anche nelle situazioni più favorevoli, sono piuttosto elevati in relazione ai limiti da verificare.

Data quindi per scontata la concreta possibilità che ci si trovi in una situazione di indecidibilità, quale approccio è corretto utilizzare, in particolare da parte degli organi di controllo, quando ci si trova di fronte ad un caso di questo tipo? La domanda non è "come decidere se il limite è superato o non è superato": questa domanda non ha risposta. La domanda corretta è "che cosa deve discendere, in termini di provvedimenti di tipo sanzionatorio, autorizzatorio, prescrittivo, ecc. da un risultato di questo tipo?" E' una domanda che esula dall'ambito metrologico e attiene più all'ambito giuridico e delle convenzioni sociali. Dovrebbe essere quindi in sede legislativa, più ancora che in sede di formulazione di standard tecnici, che si fissano le regole in

questo ambito. In effetti, però, ad oggi non esiste una regola valida in generale, ma si trovano solo indicazioni per alcuni tipi di misura, contenute nei relativi standard tecnici, e che comunque, nello specifico, non riguardano l'acustica ambientale.

Un approccio ingenuo è quello di confrontare numericamente il "risultato" della misura (che in realtà altro non è che il punto centrale dell'intervallo dei valori che può assumere il misurando) direttamente con il limite. Alla luce delle considerazioni fin qui fatte risulta chiaro che questo tipo di approccio è, in generale inaccettabile, in quanto equivale ad affidare al caso la decisione sulle conseguenze dell'esito della misura. Questo approccio può risultare accettabile solo se l'incertezza è sufficientemente piccola da rendere improbabili, e quindi marginali, i casi di non decidibilità; pertanto, se adottato, deve essere accompagnato da prescrizioni che ne vincolino l'applicabilità a precise limitazioni sull'entità dell'incertezza di misura. Per quanto riguarda l'acustica ambientale, considerata l'entità delle incertezze di misura confrontata con i limiti da verificare, questo tipo di approccio appare improponibile.

Un approccio alternativo e con basi più solide, adottato all'interno di alcuni standard normativi di misura e proposto come regola di comportamento interna da alcune ARPA, è il cosiddetto "in dubio pro reo". Esso consiste nel considerare l'esito della misura non conforme alla norma solo se tutto l'intervallo di incertezza supera il limite di riferimento. Non si assumono quindi provvedimenti sanzionatori (sanzioni amministrative, notizie di reato) se non vi è la "ragionevole certezza" (convenzionale) che il limite sia stato superato. Questo tipo di approccio si accorda con il principio giuridico di garanzia che l'onere della prova, nella repressione dei reati e degli illeciti amministrativi, è a carico dell'accusa; si accorda inoltre con la considerazione che la sanzione consegue all'"accertamento" dell'illecito, e quindi non può essere irrogata se non vi è "certezza" dell'illecito stesso. L'adozione di questo tipo di approccio ha risvolti positivi per gli Organi di vigilanza, sia come stimolo al miglioramento delle prestazioni di misura (migliorare la qualità analitica comprimendo le incertezze, per non vanificare le risorse impiegate nei controlli), sia come fattore di autotutela nel prevenire dispendio di energie in contenziosi con scarsa possibilità di successo. Tuttavia è necessario mettere in evidenza come questo approccio possa apparire inadeguato quando lo scopo della misura e del conseguente confronto con il limite non è meramente sanzionatorio, ma anche, come spesso avviene nell'attività degli Organi di vigilanza ambientale, di tipo prevenzionale; quando cioè è necessario garantire in via preventiva condizioni di salubrità dell'ambiente, ad esempio quando la misura ha lo scopo di consentire l'autorizzazione ad una nuova attività o di valutare l'efficacia di un intervento di bonifica. In questi casi, sembra più adeguato un approccio, di concezione opposta, che consideri attestata la conformità alla norma solo quando tutto l'intervallo di incertezza è inferiore al limite.

Allo stato attuale non esistono quindi regole di comportamento valide in generale né tanto meno specifiche regole per le misure di acustica ambientale; l'auspicio è che nelle prossime, eventuali, revisioni dei Decreti applicativi della Legge Quadro, laddove si stabiliscano le regole per la verifica dei limiti, siano fissate anche regole per i casi non decidibili, diverse, se necessario, in relazione alle diverse finalità della misura, che siano vincolanti per gli organi di vigilanza e per le altre Autorità che utilizzano i risultati delle misure come base per l'adozione di provvedimenti.

CONCLUSIONI

Abbiamo evidenziato una serie di problemi che sembrano rendere difficile, in alcuni casi impossibile, applicare le tecniche di misura indicate dal DM 16 marzo 98 per eseguire in maniera attendibile la verifica dei limiti di rumore differenziali stabiliti dal DPCM 14/11/97. Tuttavia è lecito ritenere che una auspicabile futura revisione, non necessariamente radicale, delle normative citate, che tenga conto dei problemi evidenziati, unita alla diffusione fra gli operatori di una sempre migliore consapevolezza metrologica, che consenta di affinare le stime di incertezza sulla base di criteri largamente condivisi, possa conferire una maggiore coerenza ed affidabilità a queste valutazioni.

Bibliografia

UNI CEI ENV 13005 *Guida all'espressione dell'incertezza di misura*

UNI ISO 5725 *Accuratezza (esattezza e precisione) dei risultati dei metodi di misurazione* parti 1 - 6

EA-4/16 *EA Guidelines on the expression of uncertainty in quantitative testing*

EURACHEM/CITAC Guide - *Use of uncertainty in compliance assessment* – First Edition 2007

Sepulcri Daniele, *La qualità del dato in acustica ambientale*, Atti 31° Convegno Nazionale Associazione Italiana di Acustica Venezia 5-7 maggio 2004

Si ringraziano per la collaborazione: Paolo Bidoli, Paolo Ruggeri, Angelo Scarpa