

实际上,环境质量变异指数系统及其容量区划可能在以下几方面具有战略性的意义。

1. 由于环境质量变异指数与环境危害程度之间存在着显著的相关性,该指数系统自然地可作为环境质量现状评价之用;

2. 由于环境质量变异指数仅仅从环境物质的人为释放出发,并进行理论分析,而不依赖于监测手段和监测结果,该指数系统还可用于环境质量的预断评价;

3. 根据环境质量变异指数与环境危害程度的相关函数关系,对环境危害程度可以进行预估;

4. 根据不同区域环境条件下的环境容量值,可作为制定区域性排放控制标准的基础性的参考资料;

5. 根据环境质量变异指数系统编绘的环境容量区划,在进行资源的合理利用、工业的合理布局、释放方案的合理制定时,均可作为基础资料。

## 六、结 束 语

本文从地球化学和环境科学的基础概念出发,提出了研究环境质量变异的三个基础模式:地球环境物质演化程序模式;环境质量变异多因子模式和环境质量变异指数的临界值模式。借助于上述模式,可进行以人为

环境元素(及其化合物)释放为研究对象的组分环境质量变异的地球化学分析。

环境质量变异地球化学分析与通常的环境质量评价的根本区别在于:变异分析从环境物质的人为释放出发,根据环境物质的表生地球化学特征和研究单元的环境条件,建立可能导致环境质量变异的定量描述的指数系统,以适应环境质量控制分析的需要。

通过环境基础资料的上述理论分析,为描述环境质量、预断环境趋势、预估环境危害、进行环境区划提供基础依据,从而有利于资源的合理开发利用、工业的合理布局、标准的合理制定、环境质量的有效控制。

环境预断评价是环境领域里急待解决的重要课题。在我们的工作中,试图应用这一原理进行中国工业氟环境容量区划的探讨。

## 主要参考文献

- [1] 系林芳彦等著,李兴基译,建设日本福井滨海工业区的环境预先评价,《环境保护译文——环境质量——》,北京市环境保护科学研究所,1978.
- [2] Gifford, F. A., et al., *Atmos. Environ.*, 7 (1) (1973).
- [3] Inhaber, H., *Atmos. Environ.*, 9(3) (1975).
- [4] Nemerow, N. L., *Scientific Stream Pollution Analysis*, 1974.
- [5] Shults, W. D., et al., *The Development of Air Quality Indices, Summary Report, ORNL-NSF-EP-56, July 1973.*
- [6] Перельман, А. И., *Природа*, 1, 1972.

# 关于采用环境质量指数的几个问题

姚志麒

(上海第一医学院环境卫生学教研组)

近年来,国内外应用环境质量指数(EQI)\*,作为评价环境质量的一种数量尺度。各种EQI中,被研究得较早和较多的是水质指数(WQI)和大气质量指数(AQI),分别于

1965和1966年最早见诸文献报导。十几年来,尤其是七十年代以后,这个研究课题引起国外有关部门、科研机构和大学的重视,迄今为止已陆续提出许多形式纷纭的EQI。

国内一些城市在区域环境质量评价科研中,也已开始研究和应用各种 EQI,取得了一定经验。EQI 在评价环境质量方面具有一些长处。本文就采用 EQI 的几个有关问题提出一些看法,并建议两个 AQI 计算式,供有关方面参考和讨论。

## 一、EQI 的特点

参照国家规定的环境质量标准(或其它参考数值)作为评价依据,通过拟定的计算式,将大量原始监测数据加以综合和换算成无量纲的相对数,用以定量和客观地评价环境质量,这种数量指标就叫 EQI。

环境是大气、水、土壤、噪声等许多要素组成的复杂综合体。环境质量可用各单要素的 EQI 和“总环境质量指数”两类来表达。第一类包括 AQI、WQI 等,可再区分为:(1)单独反映某一污染物污染影响下的质量,称为“分指数”;(2)显示多个污染物共同影响下综合质量的指数。极大多数的 AQI 或 WQI,都是由若干个分指数组成的综合性指数。至于“总环境质量指数”,系由各单要素的几个 EQI 综合而成,用于综合评价各主要环境要素构成的环境“总”质量。

EQI 是环境监测发展到一定阶段的产物。环境监测手段愈向连续自动的仪器发展,监测数据也愈将急剧积累。面对过于浩瀚的数据,就迫切需要一种数据处理方法,以便将大量原始数据加以浓缩和概括,提纲挈领地用少数几个相对数表达环境质量, EQI 即为此目的而设计的。其次, EQI 又是适应综合评价环境质量的需要而问世的。环境监测取得的关于多个污染物的测定数据,以往用数理统计方法求其均数、不同浓度的出现机率、样品浓度超过卫生标准的百分率等指标,都只能分别对各个污染物单独进行评价。现在用综合性的 AQI 或 WQI,就有可能综合评价大气或水体在多个污染物共同影响下的环境质量。采用“总环境质量指数”,

更可对各主要环境要素构成的“总”质量全面综合起来进行评价。

对于连续观察和分析某地环境质量的逐年演变趋势,或比较评价同时期各地的环境质量,各种 EQI 都是有效的手段。某些 AQI 和 WQI 还适用于衡量较短时间(例如一天)内的环境质量,国外不少城市每日用 AQI 发布大气质量报告,即为一例。

由于 EQI 具有综合概括、简单扼要的优点,有助于行政管理和其它非专业人员了解环境质量。对于考核环境治理效果,或为了制订环境规划, EQI 也有一定参考价值。但由于 EQI 仅是表达环境综合质量的相对数,故在规划设计具体的治理技术或设备时,主要还应着眼于监测取得的污染物浓度数据。

为了发挥 EQI 的上述特点,先要研究解决监测数据的收集、评价标准的确定和 EQI 本身的设计,这些问题都会影响 EQI 的合理性和科学性。

## 二、采用 EQI 的前提

采用任何一种 EQI,先决条件是必须取得准确、足够、而有代表性的监测数据。为此,必须设计周密的监测网和监测计划,布置合理的采样点,根据条件许可规定适宜的采样频度,而且要求使用统一的采样仪器和检测方法。

为了便于比较同时期各地的环境质量,除采用的 EQI 计算式必须统一外,各地的监测制度和具体方法都应力求一致。如能通过实践,由有关部门拟定切实可行的监测规程,使具备条件的各地监测部门有所遵循,就可为各地计算的 EQI 创造可比的基础。

采用 EQI 的另一个前提,是必须制定我国自己的各项环境质量标准,首先是旨在保护人体健康的卫生标准。后者是评价环境质量的最重要依据。离开了卫生标准,就无从

\* 本文用 EQI 泛指任何一种环境质量指数, AQI 代表大气质量指数, WQI 代表水质指数。

对环境质量作出正确的评价。EQI 中的有些参数,可能没有卫生标准,则可选定某种假设标准、环境本底值、或全国性平均数据作为评价依据。

制定卫生标准是环境毒理学的一个任务。一般采取实验研究与现场流行病学调查相结合的方法,阐明环境中各种污染物在低浓度长期作用下对人体健康各方面的影响,才能制定有足够科学根据的卫生标准。当前,新工艺、新产品与日俱增,要求不断研究和制定更多污染物的卫生标准,任务很重。近年来国内已注意到一些污染物的致癌、致畸、致突变等远期效应,以及几种污染物的联合作用。

在选用卫生标准作评价依据时,对制定卫生标准的准则应有所了解。以大气卫生标准为例,通过研究可阐明当某个污染物达一定浓度时,使人产生嗅觉;达另一浓度时可刺激眼睛和呼吸道粘膜;在另一种浓度的长期作用下,则引起慢性中毒作用,使机体产生一定的生理、生化或病理变化。卫生学上通常选择最敏感的效应,即产生上述几种效应的最低一个浓度,结合一定的安全系数,作为制定该种污染物最高容许浓度的参考。在制定水质卫生标准方面,也有类似的准则,这里主要考虑的是污染物对水质的感官影响、对水体有机污染的自净过程的影响、以及对机体的慢性中毒作用等几种效应。现行卫生标准对各种污染物规定的最高容许浓度,所依据的效应是不同的。因此,计算EQI时,对于作为参数的几个污染物如何确定其评价标准,是否选择产生同类效应的阈浓度,如何考虑其可能的联合作用,这些问题都还有待研究。

### 三、EQI 的合理设计

设计任何一种 EQI,需要研究和解决参数选择、加权、计算方法等几个主要问题。本节主要讨论单要素 EQI (如 AQI、WQI 等)的

设计。

一个地区的 AQI 或 WQI,应选择该地大气或水体中有代表性的污染物作参数。首先选择最常见而常规监测所包括的项目。为了比较各地的环境质量,应选各地普遍监测,而且采样、检测方法都统一的项目。在调查区域环境质量时,可针对地区工业组成和污染源特点,补充一些特殊项目作参数。EQI 计算式中选用的参数愈多,愈能全面反映环境的综合质量,但势必给监测带来愈大的工作量,故参数选择常受监测工作量的制约。

参数选定后,要考虑如何按照各污染物的相对危害程度进行加权。最简单和常用的加权方法,是将某项污染物的实测浓度 ( $C_i$ ,  $i$  代表任何一种污染物),除以该污染物的卫生标准或其它评价标准 ( $S_i$ ),也即乘上  $S_i$  的倒数。这种加权方法理由简单,计算方便,求得

的  $\frac{C_i}{S_i}$  比值,可作为 EQI 的基本构成单元,

甚至就用作反映一个污染物的分指数。

EQI 的具体计算可由公式表达。一般先计算反映各污染物单独影响的分指数;为了简化计算,可假设分指数与实测浓度呈线性关系,然后再将几个分指数综合成一个 EQI,这时可选用简单叠加、算术均数、求各分指数平方和的平方根、或各分指数的均方根等计算方法。为了比较评价同时期各地的环境质量,各地EQI的参数和计算式必须完全相同。

环境质量愈差,一般表示为 EQI 值愈大。根据设计者意图,可在 EQI 计算式中引入常数,以调整 EQI 的计算值,使它大体上处于设计者认为使用方便的幅度以内。

EQI 作为评价环境质量的一种尺度,可按 EQI 值划成几个范围,分别给予诸如“清洁”、“轻污染”、“中污染”、“重污染”等评语。一般可参照监测数据是否超过卫生标准或超过卫生标准的程度,对 EQI 值进行分级。但是, EQI 计算式包含的参数愈多,综合性愈强,分级问题也愈复杂。对环境质量进行比较合

理的分级,应结合随着 EQI 值增高、即环境质量逐步恶化所引起的客观后果来考虑。从环境卫生学观点出发,环境质量的分级应以人群健康状况与 EQI 值之间的关系为根据。为此,需要在现场进行深入细致的调查研究,尽可能摸清上述二者之间的关系,积累资料,为环境质量分级提供依据。

#### 四、建议两个 AQI 计算式

国外先后提出过十多种 AQI,其中最简单的如 PINDEX 指数,计算式如下:

$$\text{PINDEX} = \text{PM} + \text{SO}_x + \text{NO}_x + \text{CO} + \text{OOO} \quad (1)$$

式(1)等号右边五项依次为颗粒物、硫氧化物、氮氧化物、一氧化碳和氧化剂(臭氧)的分指数,各等于  $\frac{C_i}{S_i}$ ,其中  $C_i$  为任何一种污染物实测日平均浓度,  $S_i$  为该污染物的相应卫生标准。式(1)可写成

$$\text{PINDEX} = \sum_{i=1}^k \frac{C_i}{S_i} \quad (2)$$

此外,美国的 MAQI, ORAQI, PSI, TRENDEX, 以及加拿大、日本大阪采用的各种 AQI, 其计算式都包含  $\frac{C_i}{S_i}$  或类似的基本构成单元。

国内曾采用的一些 AQI, 有的以  $\text{SO}_2$  和飘尘为参数,有的则以  $\text{SO}_2$ ,  $\text{NO}_2$  和降尘为参数。计算方法有的与计算 PINDEX 的式(1)相仿,将几个  $\frac{C_i}{S_i}$  相加的总和作为 AQI; 有的将  $\frac{C_i}{S_i}$  总和除以参数的个数,即以  $\frac{C_i}{S_i}$  的平均值作为 AQI:

$$\text{AQI} = \frac{1}{K} \sum_{i=1}^k \frac{C_i}{S_i} \quad (3)$$

国外尚有一种极值指数 (EVI), 用于反映高浓度出现状况,其构思也有可取之处。吸取国内外以往的经验,下面具体建议两个 AQI 计算式,供大家讨论参考。这两个 AQI

的意义是不同的,可以将它们一起配合使用。

#### 1. 大气质量指数 ( $I_1$ )

式(2)、(3)使用都很方便。用  $\frac{C_i}{S_i}$  相加的总和作为 AQI 时,如果两地选择的参数多少不等,或同一地区不同时期采用的参数不等,就无法比较两地或同一地区不同时期的大气质量。采用  $\frac{C_i}{S_i}$  的平均值作 AQI, 则有另一个缺陷。假设大气中有一种污染物出现高浓度污染,而其它几种污染物浓度不高,甚或很低。此时计算的几个  $\frac{C_i}{S_i}$  值中,必有一个较大的  $\frac{C_i}{S_i}$  最高值,而  $\frac{C_i}{S_i}$  的平均值不一定高; 这样得出的 AQI 值可能偏低,掩盖了污染严重的那种污染物。事实上,当大气中出现任何一种污染物的严重污染,就可能引起相应的较大危害。因此,计算 AQI 时不仅要考虑  $\frac{C_i}{S_i}$  的平均值,还应适当兼顾  $\frac{C_i}{S_i}$  的最高值,二者不宜偏废。

按上述设想,大气质量指数可表示为最高  $\frac{C_i}{S_i}$  值和平均  $\frac{C_i}{S_i}$  值的函数。令纵坐标  $y$  代表平均  $\frac{C_i}{S_i}$  值,横坐标  $x$  代表最高  $\frac{C_i}{S_i}$  值,则一定的大气污染程度或大气质量可用  $X$  和  $Y$  轴平面上任一点  $P(x, y)$  表示。当  $x$  和  $y$  愈大,则大气质量愈差, AQI 值愈高。故大气质量指数可用原点至  $P$  点的距离  $\overline{OP}$  衡量,即

$$\overline{OP}^2 = x^2 + y^2, \quad \overline{OP} = \sqrt{x^2 + y^2}.$$

大气质量指数可表达为:

$$I_1' = \alpha \sqrt{x^2 + y^2} \quad (4)$$

式中  $\alpha$  为比例常数。当各个  $\frac{C_i}{S_i}$  值均等于 1 时,令  $I_1' = 1$ , 则

$$\alpha = \frac{1}{\sqrt{2}}.$$

代入式(4)得:

$$I'_1 = \sqrt{\frac{x^2 + y^2}{2}} \quad (5)$$

式(5)对最高  $\frac{C_i}{S_i}$  值( $x$ )和平均  $\frac{C_i}{S_i}$  值( $y$ )并未加权。这种指数计算式国外有人用于推导 WQI。但因  $x$  只是几个  $\frac{C_i}{S_i}$  值中的一个最高值,而  $y$  则代表全体  $\frac{C_i}{S_i}$  的平均值,因此在适当兼顾最高值的原则下,可考虑对平均值加以较大的权。当最高  $\frac{C_i}{S_i}$  值与平均  $\frac{C_i}{S_i}$  值相差愈悬殊,即  $\frac{x}{y}$  愈大时,应考虑对平均值加以愈大的权重。令  $x$  的权为 1,  $y$  的权为  $\frac{x}{y}$ , 则可得大气质量指数 ( $I_1$ ) 的下列计算式:

$$I_1 = \sqrt{\frac{(1)x^2 + \left(\frac{x}{y}\right)y^2}{1 + \frac{x}{y}}} = \sqrt{xy}$$

即:

表 1 甲市 1974-77 年大气监测数据及大气质量指数 ( $I_1$ )

年 份	全年平均监测数据(毫克/米 <sup>3</sup> )				$C_i/S_i$				$C_i/S_i$ 最高值 ( $x$ )	$C_i/S_i$ 平均值 ( $y$ )	大气质量指数 $I_1 = \sqrt{xy}$
	SO <sub>2</sub>	NO <sub>2</sub>	飘尘	铅	SO <sub>2</sub>	NO <sub>2</sub>	飘尘	铅			
1974	0.14	0.03	0.32	0.0013	0.93	0.20	2.13	1.86	2.13	1.28	1.65
1975	0.16	0.04	0.37	0.0010	1.07	0.27	2.47	1.43	2.47	1.31	1.80
1976	0.10	0.06	0.29	0.0015	0.67	0.40	1.93	2.14	2.14	1.29	1.66
1977	0.08	0.04	0.18	0.0007	0.53	0.27	1.20	1.00	1.20	0.75	0.95

表 1 平均监测数据是全市全年 20 个日平均浓度的算术均数,也即全年 160 次测定浓度的算术均数。评价标准( $S_i$ )采用:SO<sub>2</sub>—0.15 毫克/米<sup>3</sup>,NO<sub>2</sub>—0.15 毫克/米<sup>3</sup>,飘尘—0.15 毫克/米<sup>3</sup>,铅—0.0007 毫克/米<sup>3</sup>。

表中  $\frac{C_i}{S_i}$  为 SO<sub>2</sub> 等四个污染物的分指数,可用于分别评价各污染物的逐年变化趋势,见图 1(a)。甲市 1974—77 年综合性大气质量指数 ( $I_1$ ) 的逐年变化见图 1(b)。

$$I_1 = \sqrt{\left( \max \left| \frac{C_1}{S_1}, \frac{C_2}{S_2}, \dots, \frac{C_K}{S_K} \right| \right) \left( \frac{1}{K} \sum_{i=1}^K \frac{C_i}{S_i} \right)} \quad (6)$$

式(6)表明,大气质量指数  $I_1$  等于最高  $\frac{C_i}{S_i}$  值和平均  $\frac{C_i}{S_i}$  值的几何均数。本文建议的这个大气质量指数,形式简单,计算方便。它适用于综合评价几个污染物共同影响下的大气质量,且保持一定的物理意义:当各个  $\frac{C_i}{S_i}$  值均等于 1 时,  $I_1$  等于 1; 当各个  $\frac{C_i}{S_i}$  值均等于 2 时,  $I_1$  等于 2; 余类推。下面举例说明  $I_1$  的计算和应用。

[例 1] 甲市在现有人力物力条件下,对大气采取定期间歇性监测,每年总共监测 20 天,每天采样 8 次,测定大气中 SO<sub>2</sub>, NO<sub>2</sub>, 飘尘和铅四个项目。全市共设若干采样点,每点全年采样 160 次,其中飘尘和铅每天只测一个样品。假设全部采样点 1974—1977 年的平均监测数据如表 1,计算的大气质量指数 ( $I_1$ ) 见表 1。

上例说明如何综合分析甲市平均大气质量的逐年变化。随着监测条件的发展,如果今后具备相应的监测数据,同样可用  $I_1$  计算和比较各月甚至各日的大气质量。还可按各采样点所在位置分成若干行政区或功能区,分区计算其逐年的大气质量指数。

为了减少计算,求出  $x$  (最高  $\frac{C_i}{S_i}$  值) 和  $y$  (平均  $\frac{C_i}{S_i}$  值) 后可直接从图 2 查得大气质量

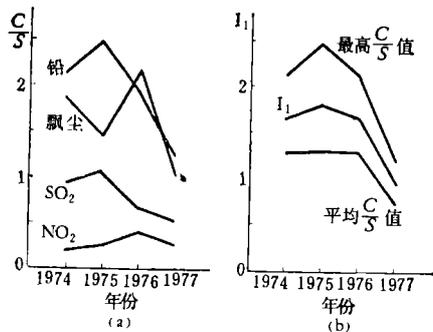
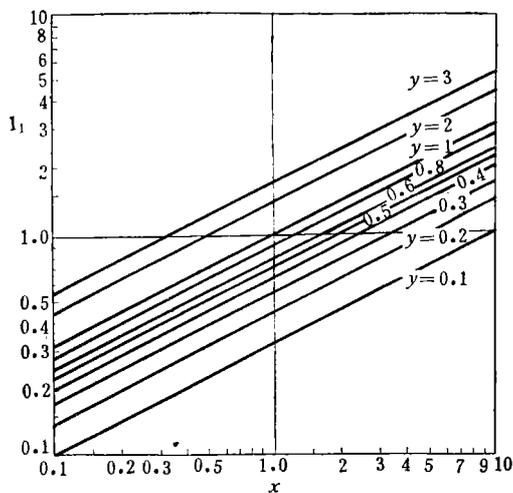


图1 甲市 1974—1977 年大气质量的变化



x——最高  $\frac{C}{S}$  值; y——平均  $\frac{C}{S}$  值;  $I_1$ ——大气质量指数

图2 大气质量指数 ( $I_1$ ) 计算图

指数  $I_1$ 。

计算  $I_1$  时, 可用监测数据的算术均数。如果取得的大量监测数据, 经统计检验更接近于对数正态分布时, 宜用监测数据的几何均数。

如前所述, 几个城市在监测条件完全一致的情况下, 可根据它们的  $I_1$  比较评价各地的大气质量。

这个大气质量指数的计算方法, 同样也适用于计算水质指数, 不过参数和评价标准不同而已。

## 2. 大气污染超标指数 ( $I_2$ )

大气中某些污染物有时出现较高的污染浓度, 虽历时不长, 对人群健康和生活、动植

物以及各种材料可能带来一定危害。为了评价某地大气中出现的高浓度污染, 以往都用测定浓度超过卫生标准的次数占测定总次数的百分率, 最高测定浓度超过卫生标准的倍数等指标进行评价。这样评价只能分别按每个污染物单独考虑, 而不能综合评价一段时期内几个污染物先后(也有可能同时)屡次出现高浓度的总状况。而且, 超标百分率仅说明超标的频率, 不能反映历次超标浓度的数量概念。

为了突出评价某地一段时期内大气中各污染物历次出现的超标总状况, 可用下列大气污染超标指数 ( $I_2$ ):

$$I_2 = \sqrt{E_1^2 + E_2^2 + \dots + E_n^2} \quad (7)$$

式中  $E_1, E_2, \dots, E_n$  是各个污染物的超标分指数。如以上述甲市大气监测包括  $SO_2, NO_2,$  飘尘和铅四项为例, 则超标指数  $I_2$  应为:

$$I_2 = \sqrt{E_S^2 + E_N^2 + E_P^2 + E_L^2} \quad (8)$$

式中下角字母 S, N, P, L 依次代表  $SO_2, NO_2,$  飘尘和铅。各污染物超标分指数, 等于该污染物全年监测数据中超过(或等于)卫生标准的历次高浓度的累计总和与该污染物卫生标准的比值。计算式如下:

$$E_S = \sqrt{\left(\beta_1 \frac{A_{S1}}{S_{S1}}\right)^2 + \left(\beta_2 \frac{A_{S2}}{S_{S2}}\right)^2} \quad (9)$$

$$E_N = \beta_2 \frac{A_{N2}}{S_{N2}} \quad (10)$$

$$E_P = \beta_1 \frac{A_{P1}}{S_{P1}} \quad (11)$$

$$E_L = \beta_1 \frac{A_{L1}}{S_{L1}} \quad (12)$$

式(9)—(12)中, 除下角字母代表的意义同式(8)外, 各项分子  $A_1$  代表某污染物全年各日平均测定数据中超过(或等于)该污染物日平均最高容许浓度( $S_1$ )的历次高浓度的累计总和,  $A_2$  代表某污染物全年各次测定数据中超过(或等于)该污染物一次最高容许浓度

( $S_2$ )的历次高浓度的累计总和。

将式(9)~(12)代入式(8),得超标指数:

$$I_2 = \sqrt{\left(\beta_1 \frac{A_{S1}}{S_{S1}}\right)^2 + \left(\beta_2 \frac{A_{S2}}{S_{S2}}\right)^2 + \left(\beta_2 \frac{A_{N2}}{S_{N2}}\right)^2 + \left(\beta_1 \frac{A_{P1}}{S_{P1}}\right)^2 + \left(\beta_1 \frac{A_{L1}}{S_{L1}}\right)^2} = \sqrt{\sum \left(\beta_i \frac{A_i}{S_i}\right)^2} \quad (13)$$

仍以甲市为例,每个采样点全年可取得SO<sub>2</sub>和NO<sub>2</sub>各160次浓度数据,以及SO<sub>2</sub>、飘尘和铅各20个日平均浓度数据。从这些监测数据中,选出超过(或等于)相应卫生标准的历次浓度,求其累计总和。参照我国卫生标准(1973年修订)规定的SO<sub>2</sub>日平均和一次最高容许浓度,NO<sub>2</sub>的一次最高容许浓度,以及飘尘和铅的日平均最高容许浓度作为评价依据。代入式(13)即可计算超标指数 $I_2$ 。可见,式(13)开方根符号内的五项是适应甲市目前的大气监测条件和现行卫生标准的;必要时可根据具体情况作相应调整。

式(13)中各分指数前面还有系数 $\beta_1$ 或

$\beta_2$ ,这是考虑到由于某些原因,全年实际取得的监测数据个数可能不满规定的要求而附加的校正:

$$\beta_1 = \frac{N_1}{N'_1} \quad (14)$$

$$\beta_2 = \frac{N_2}{N'_2} \quad (15)$$

式中 $N_1, N_2$ 依次代表某污染物按照规定全年应取得的日平均和一次测定数据的个数(例如甲市要求 $N_1 = 20, N_2 = 160$ ); $N'_1, N'_2$ 依次代表该污染物全年实际取得的日平均和一次测定数据的个数( $N'_1 \leq N_1, N'_2 \leq N_2$ )。

[例2] 假设甲市某采样点1974年监测数据中超过(或等于)卫生标准的历次高浓度累计总和见表2。计算的大气污染超标指数为:

$$\begin{aligned} \sum \left(\beta_i \frac{A_i}{S_i}\right)^2 &= 309.8 + 163.8 + 0 \\ &+ 1797.8 + 6.5 = 2277.9, \\ i_2 &= \sqrt{\sum \left(\beta_i \frac{A_i}{S_i}\right)^2} = \sqrt{2277.9} = 47.7. \end{aligned}$$

表2 1974年甲市某采样点大气污染超标指数的计算

污 染 物	测定数据类别	全年实有监测数据(个)	历次出现超过(或等于)卫生标准的浓度累计总和A(毫克/立方米)	$\frac{A}{S}$	$\beta$	超标分指数 $\beta \frac{A}{S}$	$\left(\beta \frac{A}{S}\right)^2$
SO <sub>2</sub>	日平均	20	2.64	17.6	1	17.6	309.8
	一 次	160	6.40	12.8	1	12.8	163.8
NO <sub>2</sub>	一 次	160	0	0	1	0	0
飘尘	日平均	18	5.72	38.2	1.11	42.4	1797.8
铅	日平均	18	0.0016	2.29	1.11	2.54	6.5

本例甲市某采样点大气污染超标指数 $I_2$ ,是按全年监测数据整理、计算的。假如今后监测次数增多,也可按季或月计算 $I_2$ 。全市设有若干采样点时,可先计算各点的超标指数,然后求全市平均超标指数;或分成行政区、功能区计算各区的平均超标指数。

如一年(季或月)内大气中各污染物从未出现超过(或等于)卫生标准的浓度,则该段时期内超标指数等于0。表2某采样点NO<sub>2</sub>全年未出现超过(或等于)卫生标准的浓度,故其超标分指数等于0。

将某地逐年(季或月)的大气污染超标指

数  $I_i$  绘成曲线, 可比较评价该地各时期大气中各污染物出现超标高浓度的总状况. 对于监测条件一致的各个城市, 也可用统一的超标指数进行比较.

### 五、关于“总环境质量指数”

人所生活的环境, 包含空气、水、土壤、噪声等诸要素, 他的生活和健康必然受到这些错综复杂的诸要素的综合影响. 从这些环境要素中, 选择最主要的几个要素作为参数, 并对各参数考虑合理的加权, 建立一个“总环境质量指数”计算式, 就可用于评价这些主要环境要素构成的环境“总”质量.

加拿大殷哈勃 1974 年提出大气、水、土地和其它环境的四个质量指数, 综合成为含义广泛的“总环境质量指数”; 而大气等四个质量指数又各由若干分指数所组成 (图 3). 各个指数的计算式这里从略. 这个  $EQI$  的

构思有几点值得指出: (1) 分指数和参数的选择比较广泛; 以水质指数为例, 其分指数包括全国城市污水和四种主要工业废水的负荷, 城市给水中的微量金属, 以及鱼体含汞量. (2) 分指数的确定还考虑到环境中的有利因素, 例如土地质量指数中考虑了公园绿地. (3) 计算各分指数时, 除尽量采用政府制定的环境质量标准作评价依据外, 有些分指数 (例如大气方面的“工业排放量指数”, 水质方面的“城市污水和工业废水指数”) 则采用全国平均数据或某基准年的全国性数据作为评价依据. (4) 将几个分指数综合成一个指数时, 按环境专家的判断对各分指数进行加权, 且大部分采用各分指数加权均方根的计算式 [例如式 (16)]. (5) 各地的大气质量指数 ( $I_a$ ) 按各城市人口数加权, 可得全国平均的  $I_a$ . 其它三个质量指数 ( $I_w, I_l, I_m$ ) 同样都可求其全国平均数.

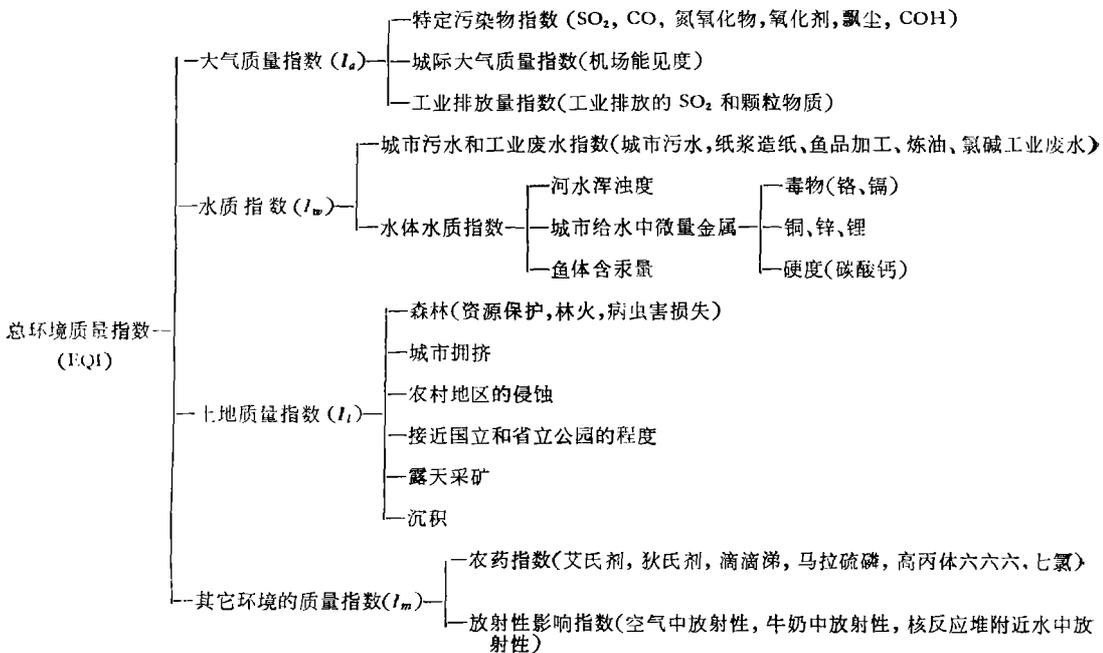


图 3 加拿大总环境质量指数组成图解 (括弧内表示参数)

殷哈勃的全国“总环境质量指数”, 是由全国平均的大气等四个质量指数加权综合而成, 计算式为:

$$EQI = (0.3I_a^2 + 0.3I_w^2 + 0.3I_l^2 + 0.1I_m^2)^{1/2} \quad (16)$$

殷哈勃考虑大气、水、土地都同样是环境

质量的重要组成部分,故加权均为 0.3,最后一个  $I_m$  含义不如其它三个指数广泛,故加权 0.1. 据加拿大 1971 年的有关数据,计算全国平均的  $I_a = 0.99$ ,  $I_w = 0.73$ ,  $I_l = 0.54$ ,  $I_m = 0.088$ . 代入式 (16), 得加拿大全国 1971 年的 EQI 为 0.74. 根据逐年按同法计算的全国 EQI, 可比较全国“环境健康状况”的变化趋势.

据日本西田耕之助 1974 年报导,大阪府环境质量评价中采用  $SO_2$ , 飘尘,  $SO_2$  与飘尘的乘积, BOD, 噪声, 交通量强度六个参数, 并用下式计算“总环境质量指数”:

$$EQI = \sum_{i=1}^6 w_i \frac{C_i}{S_i} \quad (17)$$

式中  $w_i$  为各参数的权, 是通过书面询问调查群众对环境恶化的感受后, 采用主成分分析的数学方法解决的.

我国某些城市的区域环境质量评价工作中, 也是从大气、水、土壤、噪声等要素中选择几个参数, 一般把研究的区域分成许多网格, 先计算每个网格内的 AQI, WQI 等几个指数, 然后将它们直接叠加, 或求它们的加权平均数, 作为各网格的“总环境质量指数”. 最后, 把计算结果标绘于地图上, 使人对环境“总”质量的地理分布一目了然.

迄今为止, 国内外应用“总环境质量指数”的尝试还不很多. 这项工作涉及的问题很广泛, 特别是选择代表“总”环境的参数及其加权问题, 需要进一步研究. 环境要素既多, 每个要素中的污染物因子更多, 它们在各个地区对人群健康和生活的影晌程度又不尽相同. 因此, 如何结合各地实际情况, 因地制宜, 从错综复杂的环境诸要素中选择对人群健康和生括影响较突出的一些要素和污染物作为参数, 并进行合理加权, 这是拟定“总环

境质量指数”的两个根本问题. 殷哈勃的水质指数中列入鱼汞作为分指数, 这点与六十年代以来国际上普遍认识到汞污染的后果有关. 他们提出的  $I_w$  不仅重视水体的重金属污染, 而且注意到水体污染后通过食物链引起的食品污染. 日本大阪列入噪声和交通量强度两项, 也是从当地实际情况出发的. 总之, 参数选择既要考虑广泛而有代表性, 也要抓住主要矛盾, 恰到好处, 避免过多. 加权方面, 除采用专家判断和征询群众意见外, 已进一步发展数学的定量分析方法, 国内正在探索运用现代数学工具解决加权问题.

总的说来, “总环境质量指数”是从大体上综合表达区域环境“总”质量的一个数量标志. 随着人类对环境的认识不断深化, 对监测手段和评价标准的研究不断发展, “总环境质量指数”包含的内容和计算式必将日趋完善. 但是, 它毕竟是显示环境“总”质量的某种相对的和近似的指标, 而不一定是唯一最恰当的一个指标. 只有采用包含内容、假设条件以及计算方法完全一致的“总环境质量指数”, 才能比较同一地区不同时期或同时期各地的环境“总”质量.

环境质量指数是环境科学基础理论中近年来发展的一个内容, 对环境质量综合评价起到一定的效用. 但这方面还有不少问题需要进一步研究和突破, 在普及推广方面还存在如何采用统一指数的问题. 至于如何拟定“总环境质量指数”, 更是需要继续探索的一个领域. 这些课题要求环境科学的各个分支——包括基础环境学、环境卫生学、环境监测以及数学等学科互相渗透, 互相促进, 协同攻关, 才能在现有基础上迈向新的水平, 进一步发挥环境质量指数的作用.