

我国空气质量健康指数的初步研究

陈仁杰,陈秉衡,阚海东* (复旦大学公共卫生学院环境卫生教研室,公共卫生安全教育部重点实验室,上海200032)

摘要: 收集我国 16 个城市 2001~2010 年每日 PM_{10} 、 SO_2 和 NO_2 浓度和居民日死亡率,采用经典的时间序列研究方法和贝叶斯层次模型,分析在全国水平上各污染物与居民每日总死亡率的暴露反应关系,据此构建我国空气质量健康指数(AQHI).比较 AQHI 与现行空气污染指数(API)和空气质量指数(AQI)预测居民日死亡率的能力.结果显示,AQHI 的构建公式为: $\text{AQHI}=10/16.4 \times 100 \times [\exp(0.00019 \times \text{PM}_{10}) - 1 + \exp(0.00061 \times \text{NO}_2) - 1]$.AQHI 预测居民每日总死亡率、心血管疾病死亡率和呼吸系统疾病死亡率的强度和精确度均优于现行的 API 与 AQI.

关键词: 大气污染;空气质量;指数;健康

中图分类号:X503.1 文献标识码:A 文章编号:1000-6923(2013)11-2081-06

Air quality health index in China: a pilot study. CHEN Ren-jie, CHEN Bing-heng, KAN Hai-dong* (Key Laboratory of Public Health Safety, Ministry of Education, Department of Environmental Health, School of Public Health, Fudan University, Shanghai 200032, China). *China Environmental Science*, 2013,33(11): 2081~2086

Abstract: Daily concentrations of PM_{10} , SO_2 and NO_2 from 2001 to 2010 in 16 Chinese cities were collected to obtain the exposure-response relationships with daily mortality using the standard time series regression and Hierarchical Bayesian models. The coefficients of PM_{10} -mortality association and NO_2 -mortality association were directly used to construct the air quality health index (AQHI). Then, the AQHI was validated by examining its ability to predict daily mortality and comparing this ability with existing air pollution index (API) and air quality index (AQI). The results showed the formula of AQHI was $\text{AQHI}=10/16.4 \times 100 \times [\exp(0.00019 \times \text{PM}_{10}) - 1 + \exp(0.00061 \times \text{NO}_2) - 1]$. The magnitude of AQHI's predictive ability was greater than API and AQI.

Key words: ambient air pollution; air quality; index; health

科学合理地评价空气质量,可以为政府部门防控大气污染,优化空气质量管理提供依据.目前国际上,最常用的空气质量评价方法是空气质量指数(AQI),美国、加拿大、英国、韩国、日本等发达国家都用 AQI 来评价环境空气质量.以现行空气质量标准限值为基础,AQI 采用分段线性函数将每日或某时的空气污染物浓度转换为易于理解的指数形式,并将空气质量分为若干层级,提供相应的健康信息.权威部门以各污染物中 AQI 的最大值作为某时段的 AQI 对外发布,以表征此时段的空气污染状况.根据中国环境监测总站发布的《城市环境空气质量日报技术规定》(总站办字[2000]026 号)^[1]的要求,我国城市自 2000 年开始每日发布空气污染指数(API),该指数的构造原理与 AQI 类似.从 2013 年起,我国在部分环境

保护重点城市开始发布 AQI 指数.

由于 AQI 仅以分指数最高的污染物(即首要污染物)来反映空气质量状况,掩盖了其他共存污染物对空气质量的影响,而且也难以直接反映空气污染与健康效应间广泛存在的线性无阈值关系,加拿大环境保护部和卫生部率先提出了空气质量健康指数(AQHI)的概念^[2],直接将人群流行病学观察到的多个污染物健康效应指数化.已有研究证实加拿大 AQHI 可良好地预测居民的健康水平^[3].近年来,已有数个研究探讨建立类似的指数形式^[4-7].

当前,我国正处于经济社会的转型期,大气污

收稿日期:2013-03-06

基金项目:国家环保公益性行业科研专项(201209008)

* 责任作者,教授,haidongkan@gmail.com

染问题比较突出,亟需以保障人的健康权益为核心,优化现有的空气质量发布体系.此前本课题组在上海地区的初步研究发现,AQHI 预测健康的能力优于现行的 API^[8-9].因此,本文拟在全国水平初步建立 AQHI,并比较其与 AQI/API 预测健康效应的能力.

1 资料与方法

1.1 资料收集

我国此前大部分城市的空气质量监测体系通常仅常规监测 3 个污染物:二氧化硫(SO₂)、二氧化氮(NO₂)、可吸入颗粒物(PM₁₀).空气污染能够引起生理学指标改变,医院就诊,甚至死亡等一系列健康效应.在大多数情况下,死亡率数据是最易获得,也是最稳定的健康效应终点,因而在空气污染流行病学研究中死亡是最常用的健康指标.因而,本研究考虑以 PM₁₀、SO₂、NO₂ 与居民日死亡率的关系为基础,构建全国 AQHI.

综合考虑污染和健康数据的可及性,本研究以“中国大气污染健康效应研究(CAPES)”数据库为基础^[9],构建全国水平的 AQHI.拟纳入 16 个城市:鞍山、北京、福州、广州、杭州、兰州、南京、上海、沈阳、苏州、太原、唐山、天津、乌鲁木齐、武汉和西安.各城市的研究时期不一致,在 2001~2010 年之间变化^[9].

1.2 方法

1.2.1 时间序列分析 大气中 PM₁₀、SO₂ 和 NO₂ 存在复杂的相关关系.已有人群流行病学研究提示 SO₂ 可能不存在独立的健康危害,即观察到的 SO₂ 健康效应可能在本质上反映了 PM₁₀ 和 NO₂ 的效应^[11].若把其健康效应简单叠加则可能会导致重复计数的问题,因此本研究仅以 PM₁₀ 和 NO₂ 作为空气质量指示污染物.

首先采用经典的时间序列分析方法估算单个城市的 PM₁₀ 和 NO₂ 与我国居民日死亡率的定量关系.时间序列方法的核心统计模型是基于对数线性模型的半参数广义相加模型,并以准泊松回归模型(Quasi-Poisson)控制数据的过分散(Overdispersion)问题.在各个城市,应用时间序列模型估算 PM₁₀ 和

NO₂ 与死亡率的暴露反应关系系数,即浓度每增加 1μg/m³ 所导致的超额死亡率^[8].

然后,应用贝叶斯层次模型合并 16 个城市的污染物-死亡关系系数(β),即在全国平均水平求得 PM₁₀ 和 NO₂ 污染致居民过早死亡的效应.当估算多个城市大气污染的平均效应时,贝叶斯层次模型不仅能充分解释一个城市内部的统计学估计误差,还能解释“真实”的相对危险度在城市间的变异性(异质性),已被广泛应用于大型多中心流行病学研究^[12].由于贝叶斯层次模型估计的是合并后平均效应的后验概率分布,因而本研究所计算的全国平均效应可表达为后验均值及其 95% 后验区间(PI).

1.2.2 构建全国 AQHI 绝大多数的流行病学研究均发现空气污染短期暴露与人群健康效应的暴露反应关系是近似线性且无阈值的^[10-11,13].因而,以时间序列分析中估算的单位污染物浓度增加所导致的超额死亡率为基础,构建全国水平的 AQHI.

以污染物的零浓度为基点,计算各城市在研究期间内每日污染水平造成的超额死亡率^[2].公式为:

$$ER_{it}=100(\exp(\beta \cdot p_i)-1) \quad (1)$$

式中:ER_{it} 是污染物 *i* 在 *t* 天导致的超额死亡率;β 是全国平均水平的污染-死亡率暴露反应关系系数值;*p_i* 是第 *i* 个污染物,乘以 100 表示超额死亡率为百分比的形式.将每日 PM₁₀ 和 NO₂ 导致的每日超额死亡率相加得到各城市逐日的空气质量相关的超额死亡 ER_{*t*}.

为建立全国统一的 AQHI,需要计算各城市最大日 ER_{*t*} 的加权平均值.以各城市的平均日死亡数作为权重,可以弱化污染水平较高的小城市对 AQHI 公式的影响^[2].在每一个城市,将每日总 ER_{*t*} 乘以 10,再除以研究期间的最大 ER_{*t*}(加权平均值),可得到一个 0~10 范围内变化的简单指数,即 AQHI.

1.2.3 比较 AQHI、API 和 AQI 预测健康的能力 为检验 AQHI 预测健康的能力,运用时间序列模型在每个城市估计 AQHI 与日死亡率的关系,然后运用贝叶斯层次模型合并多个城市的

AQHI-死亡率关系(具体方法同 1.2.1 节).本文进一步比较了 AQHI 和 API/AQI 预测居民日死亡率的能力.根据《环境空气质量日报技术规定》(总站办字[2000]026 号)^[1],计算各城市在研究期间的逐日 API.根据《环境空气质量指数(AQI)技术规定(试行)》(HJ 633-2012)^[14]计算各城市在研究期间的逐日 AQI 数值.在计算 API/AQI 时,仅考

虑 PM₁₀、SO₂ 和 NO₂ 3 种常规污染物.采用时间序列分析方法(如 1.2.1 节所述)计算 API、AQI 与日死亡率的定量关系.

为检验易受空气质量影响的敏感人群,将各城市的总死亡人数按照性别、年龄和教育程度分层.然后,在各层分别估算 AQHI 与日死亡率的定量关系.

表 1 各城市 AQHI、API、和 AQI 的统计学分布
Table 1 The statistical distribution of AQHI, API, and AQI

城市	AQHI				API				AQI			
	均值	IQR	最小值	最大值	均值	IQR	最小值	最大值	均值	IQR	最小值	最大值
鞍山	2.3	1.3	0.6	8.3	83	36	9	361	83	36	9	361
北京	3.8	2.1	0.9	11.2	93	48	19	500	95	43	19	463
福州	2.5	0.9	1.1	6.3	60	23	24	142	64	20	24	142
广州	3.4	1.9	1.1	11.1	64	24	19	158	77	43	19	167
杭州	3.5	1.6	1.0	9.7	85	32	25	370	87	30	25	370
兰州	3.5	2.1	0.6	12.0	107	75	13	300	100	46	13	487
南京	3.2	1.6	0.8	9.3	77	30	18	410	78	31	18	410
上海	3.7	1.9	0.9	11.9	75	35	20	467	85	37	25	467
沈阳	2.7	1.1	0.7	8.4	82	25	23	368	82	25	23	368
苏州	2.9	1.3	0.9	10.0	70	27	22	310	74	29	22	310
太原	2.4	1.1	0.5	7.9	92	32	15	408	92	32	15	408
唐山	2.7	1.4	0.5	8.9	78	31	19	199	78	31	19	199
天津	3.0	1.4	0.9	9.4	78	31	19	374	79	31	19	374
乌鲁木齐	4.0	2.5	1.3	11.4	98	55	28	500	104	50	28	500
武汉	3.5	1.9	1.1	9.0	90	38	25	228	90	38	25	228
西安	3.0	1.2	0.8	7.4	90	28	33	345	91	28	33	345

2 结果

2.1 构建 AQHI

各个城市的研究期间在 2001~2010 年之间,但限于数据收集的可及性,时间跨度亦不同.由于各城市的人口数不等,各城市间日平均总死亡数的变化范围为 11~119、心血管系统疾病死亡为 6~54、呼吸系统疾病死亡为 1~15.PM₁₀、SO₂、NO₂ 年平均浓度分别为 72~156、16~100,23~67μg/m³.这 3 个污染物之间存在着明显的相关关系,相关系数在 0.51~0.87 不等.各城市详细研究时期、日死亡数、污染水平、气象条件等数据信息详见 CAPES 文献^[10,13].

运用时间序列分析方法和贝叶斯层次模型,算得在全国平均水平 PM₁₀ 和 NO₂ 浓度每升高

1μg/m³ 可引起当日居民总死亡率分别升高 0.019%(95%PI:0.005%,0.034%)和 0.061%(95%PI:0.019%,0.103%).以 PM₁₀ 和 NO₂ 为指示污染物,大气污染每日最多能使各城市的总死亡率升高 10.3%(福州)~21.1%(北京).以各 CPAES 城市的平均日死亡数对各城市的总超额死亡率进行加权,平均得到在研究期间,每日大气污染最多能使某城市的总死亡率增加 16.4%.

因此,可得到全国水平的 AQHI 构建公式为:
AQHI=10/16.4×100×[exp(0.00019×PM₁₀)-1+exp(0.00061×NO₂)-1] (2)

表 1 列出了研究期间构建的 AQHI、API 和 AQI 的统计学分布状况.可见,各城市每日 AQHI 数值的频数分布呈“右偏态”,2~5 区间的天数最多,其次为 0~2 和 6~10.API 和 AQI 也有类似“右

偏态”的分布特征. AQHI 与 API 的平均 spearman 相关系数为 0.89,AQHI 与 AQI 的平均 spearman 相关系数为 0.92.

2.2 比较 AQHI、API 和 AQI 预测健康的能力
将各城市的 AQHI、API 和 AQI 数值分别纳入时间序列分析模型,结果如表 2 所示.在全国平均水平,AQHI 数值每增加 1,则会引起当日总死亡率分别增加 0.97%(95%PI:0.36%,1.57%)、1.08% (95%PI:0.31%, 1.85%)和 1.96% (95%PI:0.86%, 3.07%).相应地,API 和 AQI 每增加一个

绝对单位导致的超额死亡率则低得多.考虑到这 3 种指数的每日相对变异程度不同,以四分位数间距(IQR)为相对计量尺度,AQHI 预测居民每日死亡率的能力仍然强于 API 和 AQI. 分层分析发现,不同年龄、性别和教育程度的人群,AQHI 与死亡率的关联度不同.由表 3 可知,AQHI 在女性、老年人和受教育程度较低的人群中与每日死亡率的关联最强,是易受空气污染健康危害的敏感人群;而在年轻人和受教育程度较高的人群中,AQHI 与日死亡率的关系不具有统计学显著性.

表 2 AQHI、API、AQI 每增加 1 个单位和 1 个 IQR 引起我国居民当日总死亡、心血管疾病死亡和呼吸系统疾病死亡增加的百分比(均值和 95%后验置信区间)

Table 2 Percentage increase (mean and 95% posterior intervals) of the current-day total, cardiovascular and respiratory mortality associated with a unit and interquartile range increase of AQHI, API, and AQI				
效应尺度	指数	总死亡	心血管疾病死亡	呼吸系统疾病死亡
单位增量	AQHI	0.97(0.36, 1.57)	1.08(0.31, 1.85)	1.96(0.86, 3.07)
	AQI	0.03(0.01, 0.06)	0.03(0.00,0.06)	0.05(0.01, 0.10)
	API	0.03(0.00, 0.06)	0.03(0.00, 0.07)	0.05(0.00, 0.09)
IQR 增量	AQHI	1.38(0.39, 2.36)	1.51(0.42,2.60)	2.75(1.17, 4.32)
	AQI	0.95(0.03,1.88)	1.13(0.09,2.18)	1.76(0.20, 3.32)
	API	1.04(0.26, 1.83)	1.13(0.17, 2.09)	1.54(0.29, 2.79)

表 3 在不同年龄、性别和教育程度人群中,空气质量健康指数每增加 1 个单位引起当日总死亡率增加的百分比

Table 3 Gender-, age- and education-specified percentage increase (mean and 95% posterior intervals) of current-day total mortality associated with a unit increase of air quality health index

项目		均值	95%后验置信区间
性别	男	0.82	0.27, 1.38
	女	1.00	0.46, 1.55
年龄	5~64	0.54	-0.22, 1.30
	≥65	1.02	0.46, 1.57
教育程度	低	2.12	1.15, 3.09
	高	1.39	-0.46, 3.25

3 讨论

3.1 AQHI 解释

基于我国迄今为止我国最大的一项大气污染流行病学研究成果,本文在全国水平初步建立

了 AQHI.时间序列分析显示 PM₁₀ 和 NO₂ 可能具有独立的健康危害,因此作为空气质量的指示物.在我国,PM₁₀ 主要来源于地面扬尘、工业排放和机动车尾气,能综合反映煤烟型和机动车尾气型的空气污染特征.NO₂ 除主要来自交通污染外,工业排放亦是其重要来源之一.因而,PM₁₀ 和 NO₂ 能在相当程度上反映我国大气污染的特征.在本研究中,为了使 AQHI 更贴近生活,以当日的空气污染作为居民的暴露水平,而没有考虑其滞后多日的健康效应.实际上,由于我国现行的空气质量日报体系是以前一天 12:00 至当日 12:00 的 24h 浓度的均值作为当日的污染水平,这也自然地体现了污染水平的滞后效应(相当于滞后半天).同时,敏感性分析也发现,与滞后 1,2,3d 相比,当日的污染水平一般能导致最大的死亡效应^[10,13].近来几项流行病学研究也进一步证实暴露于空气污染仅几小时后便可引起健康危害,且在滞后十几

个小时以内的效应最强^[15-16]。

3.2 AQHI 与 API/AQI 的比较

与 API/AQI 相比, AQHI 具有以下优点^[8]: AQHI 直接利用了采纳了我国大气污染与居民健康的暴露反应关系曲线, 因此更符合我国的大气污染和人群健康特征。API/AQI 计算时所依赖的分段线性函数节点多参考国家规定的标准限值, 但这一限值却多根源于国外的流行病学研究成果。由于 AQHI 直接采用了时间序列研究结果, 能敏感地反映每日空气质量短期波动所导致的急性健康效应。与此相反, 计算 API/AQI 时所参考的日均值标准限值, 多依赖于年均值和日均值统计学对应关系, 而年均值标准的制定则主要来源于美国长达数十年的队列研究成果^[17]。AQHI 能较全面地反映空气质量及其对健康的影响。API/AQI 仅以几个污染物中分指数最大者反映当天的空气质量, 难以反映空气质量的整体状况及其对健康影响的全貌。AQHI 能反映空气污染和健康效应之间近乎公认的线性无阈值关系, 即理论上任何浓度的空气污染均能导致健康威胁。从本质上讲, API/AQI 由于采纳了分段线性函数, 认为当低于某一数值时(如 50), 不存在空气污染, 亦无健康危害。实际上, 已有为数不少的流行病学研究仍然在非常低的浓度水平下发现了空气污染的健康危害^[17]。为进一步检验和比较 AQHI 预测居民健康效应的能力, 将 AQHI、API、AQI 分别纳入时间序列模型。结果发现, AQHI 预测居民总死亡率、心血管疾病死亡率和呼吸系统疾病死亡率的能力均强于 API 和 AQI。因此, AQHI 可能是一种优质的健康风险交流工具。

3.3 局限性探讨和前景展望

AQHI 目前仅在加拿大得到了正式推广。本文构建的 AQHI 可能存在以下 5 点局限性。时间序列分析在本质上属于生态学研究, 因此其结果受到潜在的“生态学谬误”的影响。本研究仅以 16 个城市为基础试图构建全国水平的 AQHI, 尚不能完全反映我国大气污染与居民健康效应的特征。虽然死亡是最稳定、最可靠的健康结局, AQHI 仍未能全部反映大气污染的健康危害。近年来研究提示 PM_{2.5} 和 O₃ 可能具有独立的健康危害, 但

在研究期间我国尚未开展系统性的监测, 因而本文构建的 AQHI 仅是一种初步的尝试。大气中各个污染物之间存在着复杂的相关关系, 尽管有流行病学研究发现 PM₁₀ 和 NO₂ 的健康效应估计相对稳健, 但它们的健康效应是否存在部分重叠尚未可知。

尽管如此, 本文建立的 AQHI 仍拥有较好的应用前景。由于 AQHI 与健康的关系为线性无阈值的, 可将 AQHI 的数值区间平均分为 4 个级别: 0~3 为“低健康风险”; 4~6 为“中健康风险”; 7~10 为“高健康风险”; 10 以上为“极高健康风险”。AQHI 在 10 以上表示该天的空气污染相关健康风险超过了本研究期间最大日风险的加权平均值(即使日死亡率升高 16.4%)。一般人群和敏感人群可根据自身状况, 采取必要的措施, 防范大气污染的健康威胁。为建立在全国水平上有充分代表性的 AQHI, 未来可在更多的代表性城市开展大气污染流行病学研究, 强化数据质控, 通过严格设计的流行病学方法, 以期获得更准确、更具代表性的大气污染与我国居民的暴露反应关系。考虑到发病是更常见的健康结局, 将来可基于大气污染与医院每日急诊量的定量关系来建立 AQHI。自《环境空气质量标准》(GB3095-2012)^[18]公布后, 我国有越来越多的城市开始常规监测 PM_{2.5}、O₃ 和 CO 等数据累积到一定的年限后, 可考虑基于这些污染物来完善 AQHI。

4 结论

4.1 基于我国 16 个城市的大气污染和居民总死亡率的流行病学研究成果, 本研究在全国水平初步建立了 AQHI。

4.2 AQHI 预测居民每日总死亡率、心血管疾病死亡率和呼吸系统疾病死亡率的强度和精确度优于现行的 API 和 AQI。未来纳入各城市 PM_{2.5} 和 O₃ 信息后, 具有良好的应用前景。

参考文献：

- [1] 中国环境监测总站. 城市环境空气质量日报技术规定 [Z]. 2000.
- [2] Stieb D M, Burnett R T, Smith-Doiron M, et al. A new

- multipollutant, no-threshold air quality health index based on short-term associations observed in daily time-series analyses [J]. Journal of the Air and Waste Management Association, 2008, 58:435-450.
- [3] To T, Shen S, Atenafu E G, et al. The air quality health index and asthma morbidity: A population-based study [J]. Environmental Health Perspectives, 2013,121:46-52.
- [4] Cairncross E K, John J, Zunckel M. A novel air pollution index based on the relative risk of daily mortality associated with short-term exposure to common air pollutants [J]. Atmospheric Environment, 2007,41:8442-8454.
- [5] Kyrkilis G, Chaloulakou A, Kassomenos P A. Development of an aggregate air quality index for an urban mediterranean agglomeration: Relation to potential health effects [J]. Environment International, 2007,33:670-676.
- [6] Sicard P, Talbot C, Lesne O, et al. The aggregate risk index: An intuitive tool providing the health risks of air pollution to health care community and public [J]. Atmospheric Environment, 2012, 44:11-16.
- [7] Wai Wong T, Sun Tam W W, et al. Developing a risk-based air quality health index [J]. Atmospheric Environment, 2013,76:52-58
- [8] 陈仁杰, 陈秉衡, 阚海东. 上海市空气质量健康指数的构建及其应用 [J]. 中华预防医学杂志, 2012,46:443-446.
- [9] Chen R, Wang X, Meng X, et al. Communicating air pollution-related health risks to the public: An application of the air quality health index in shanghai, china [J]. Environment International, 2013,51:168-173.
- [10] Chen R, Kan H, Chen B, et al. Association of particulate air pollution with daily mortality: The china air pollution and health effects study [J]. American Journal of Epidemiology, 2012,175: 1173-1181.
- [11] Chen R, Huang W, Wong C M, et al. Short-term exposure to sulfur dioxide and daily mortality in 17 chinese cities: The china air pollution and health effects study (capes) [J]. Environmental Research, 2012,118:101-106.
- [12] Dominici F, Peng R D, Bell M L, et al. Fine particulate air pollution and hospital admission for cardiovascular and respiratory diseases [J]. JAMA: the journal of the American Medical Association, 2006,295:1127-1134.
- [13] Chen R, Samoli E, Wong C M, et al. Associations between short-term exposure to nitrogen dioxide and mortality in 17 chinese cities: The china air pollution and health effects study (capes) [J]. Environment International, 2012,45:32-38.
- [14] 环境保护部. 环境空气质量指数(AQI)技术规定(试行) [S]. 2012.
- [15] Ensor K B, Raun L H, Persse D. A case-crossover analysis of out-of-hospital cardiac arrest and air pollution [J]. Circulation, 2013,127:1192-1199.
- [16] Wellenius G A, Burger M R, Coull B A, et al. Ambient air pollution and the risk of acute ischemic stroke [J]. Archives of Internal Medicine, 2012,172:229-234.
- [17] World Health Organization. Who air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide [R]. Genva, 2005.
- [18] GB3095-2012 环境空气质量标准 [S].

作者简介:陈仁杰(1986-),男,四川达州人,博士后,研究方向为大气污染与健康.发表论文 20 余篇.

《中国环境科学》2011 年度引证指标

根据《2012 年版中国科技期刊引证报告(核心版)》,《中国环境科学》2011 年度引证指标继续位居环境科学技术、安全科学技术类科技期刊前列,核心影响因子 1.523,学科排名第 1,综合评价总分 79.2,学科排名第 2;在被统计的 1998 种核心期刊中影响因子列第 18 位,综合评价总分列第 52 位.《中国科技期刊引证报告》每年由中国科学技术信息研究所编制,统计结果被科技管理部门和学术界广泛采用.

《中国环境科学》编辑部