

# 潜在生态风险指数法应用中的一些问题

马建华<sup>1,2</sup>, 韩昌序<sup>3</sup>, 姜玉玲<sup>1,2</sup>

(1. 黄河中下游数字地理技术教育部重点实验室(河南大学), 开封 475004; 2. 河南大学环境与规划国家级实验教学示范中心, 开封 475004; 3. 同济大学环境科学与工程学院, 上海 200092)

**摘要:** 收集2001—2018年有关Håkanson潜在生态风险指数法应用论文2323篇, 重点分析2008年以来发表在国内外著名期刊上的论文203篇, 发现存在以下问题: ① Håkanson潜在生态风险指数是基于水环境沉积学理论建立的一种生态风险评价方法, 不适合土壤潜在生态风险或污染评价, 更不能被应用于水相溶质、大气颗粒物、地表灰尘、植物或作物等介质的生态风险或污染评价, 但现实研究中评价对象错位的论文占2323篇论文的49.29%。② 不能生搬硬套Håkanson潜在生态风险系数( $Er$ )和潜在生态风险指数( $RI$ )分级标准, 必须根据具体参评污染物的种类和数量进行调整。 $Er$ 第一级界限值应为所有参评污染物毒性系数( $St$ )的最大值,  $RI$ 第一级界限值可用 $\sum St \times 1.13$ 并取十位整数得到。但是多数研究罔顾其参评污染物的种类和数量, 照搬Håkanson的 $Er$ 和 $RI$ 分级标准而出现错误的论文分别占203篇论文的45.32%和61.08%; 虽然有些学者对 $RI$ 分级标准进行了调整, 但调整正确的论文只占23.81%。③ 只评价Hg单项生态风险或包括Hg在内的多个重金属综合生态风险时, 不能用 $St^{Hg}$ 代替其毒性响应系数( $Tr^{Hg}$ )。

**关键词:** 潜在生态风险系数; 潜在生态风险指数; 评价对象; 分级标准

DOI: 10.11821/dlyj020190632

## 1 引言

自从1980年Håkanson提出潜在生态风险指数 (potential ecological risk index,  $RI$ ) 法<sup>[1]</sup>以来,  $RI$ 被广泛应用于环境污染和生态风险评价。据“中国知网”2001—2018年收录的论文, 共检索出与潜在生态风险有关的论文 (不包括硕士和博士学位论文、论文集论文、综述文章、中英文重复的论文) 2323篇, 且有逐年增加的趋势。需要注意的是, 该方法是基于水体沉积学理论的一种生态风险评价方法, 并且Håkanson当时提出的潜在生态风险系数 (potential ecological risk factor,  $Er$ ) 和 $RI$ 分级标准是基于其研究的8种污染物 (PCB、Hg、Cd、As、Pb、Cu、Zn、Cr) 得到的。因此, 在具体应用时, 一方面要考虑评价对象, 另一方面必须根据参评污染物的种类和数量对 $Er$ 和 $RI$ 的分级标准进行调整。但是, 绝大多数研究者不了解该方法的适用对象, 用沉积物某种污染物毒性系数 (sedimentological toxic factors,  $St^i$ ) 代替其毒性响应系数 (toxic-response factor,  $Tr^i$ ), 生搬硬套Håkanson的 $Er$ 和 $RI$ 分级标准, 致使评价对象错位、评价结果失真。虽然个别学者对 $Er$ 和 $RI$ 的分级标准进行过调整, 但调整方案具有很大的随意性, 彼此不统一, 也影响了评价结果的可靠性。

收稿日期: 2019-07-28; 修订日期: 2020-04-27

基金项目: 国家自然科学基金项目 (41807358, U1804110); 河南省重大科技专项 (181100310600)

作者简介: 马建华 (1958-), 男, 河南清丰人, 教授, 博士生导师, 研究方向为土壤污染防治研究。

E-mail: vyhorse@163.com

本文在研读Håkanson潜在生态风险指数法<sup>[1]</sup>的基础上,指出其当前应用中存在的一些问题,并提出规范性的 $Er$ 和 $RI$ 分级调整方案,旨在促进更加严谨、客观的潜在生态风险评价研究。

## 2 Håkanson潜在生态风险指数法概要

### 2.1 基本思路

Håkanson认为,水体污染所致的潜在生态风险主要受水下沉积物中污染物种类数、浓度、毒性水平和水体对污染物的敏感性影响<sup>[1]</sup>。显然,Håkanson定义的潜在生态风险是基于水体沉积学理论的一种水体生态风险。

### 2.2 潜在生态风险表征

水体潜在生态风险程度可用沉积物中某一污染物的单项潜在生态风险系数( $Er$ )和多种污染物的综合潜在生态风险指数( $RI$ )来表征。根据 $Er^i$ 值和 $RI$ 值可分别对沉积物某一污染物和多种污染物的潜在生态风险进行评价。计算公式为:

$$C_f^i = \frac{\bar{c}_{0-1}^i}{c_n^i} \quad (1)$$

$$Er^i = Tr^i \times C_f^i \quad (2)$$

$$RI = \sum_{i=1}^n Er^i \quad (3)$$

式中: $C_f^i$ 表示污染物 $i$ 的污染系数; $\bar{c}_{0-1}^i$ 表示沉积物表层(0~1 cm)污染物 $i$ 的平均含量; $c_n^i$ 表示工业革命前沉积物中污染物 $i$ 的含量; $Er^i$ 表示污染物 $i$ 的潜在生态风险系数; $Tr^i$ 表示污染物 $i$ 的毒性响应系数,由污染物 $i$ 的毒性系数( $S^i$ )与水体敏感性参数的乘积得到; $RI$ 表示水体多种污染物的综合潜在生态风险指数。

### 2.3 Håkanson的应用实例

Håkanson以瑞典15个湖泊为例,采集沉积物样品,测定其PCB、Hg、Cd、As、Pb、Cu、Zn、Cr等8种污染物含量;用欧洲和美洲50个湖泊沉积物中各个污染物的平均含量加1个标准差作为工业革命前沉积物参比含量,分别计算各个污染物的 $C_f^i$ 。

污染物的 $S^i$ 与其丰度和释放系数有关,丰度越大毒性越小,释放系数越大毒性越强。Håkanson经过复杂的推导,最终得到8种污染物的 $S^i$ (表1)。

水体对污染物的敏感性参数用 $S^i$ 和生物生产力指数(bioproductio index,  $BPI$ )的关系表征, $BPI$ 由沉积物氮含量-烧失量(ignition loss,  $IG$ )回归曲线上10% $IG$ 处的氮含量得到,轻微生态风险水体的 $BPI$ 参考标准为5.0。由于水体生物对不同污染物的敏感性不同,所以不同污染物的毒性系数与 $BPI$ 的关系也有差别,据此得到针对不同敏感性的 $Tr^i$ (表1)。

根据 $Tr^i$ 和 $C_f^i$ ,按照公式(2)计算得到污染物的 $Er^i$ ,并根据 $Er$ 的分级标准(表2)开展污染物的单项潜

表1 污染物的毒性系数和毒性响应系数

Tab. 1 The values of  $S^i$  and  $Tr^i$  of different pollutants

污染物	毒性系数( $S^i$ )	毒性响应系数( $Tr^i$ )
PCB	40	$40 \times (BPI/5)$
Hg	40	$40 \times (5/BPI)$
Cd	30	$30 \times (\sqrt{5}/\sqrt{BPI})$
As	10	$10 \times 1$
Pb	5	$5 \times (\sqrt{5}/\sqrt{BPI})$
Cu	5	$5 \times (\sqrt{5}/\sqrt{BPI})$
Cr	2	$2 \times (\sqrt{5}/\sqrt{BPI})$
Zn	1	$1 \times (\sqrt{5}/\sqrt{BPI})$
合计	133	-

在生态风险评价。 $Er$ 第一级(轻微生态风险)界限值(40),是假定各个污染物都没有发生污染( $C_j=1$ )时,所有参评污染物中的最大毒性系数,即 $Er^{PCB}=Er^{Hg}=40$ ;其他风险级别的界限值依次加倍得到<sup>[1,2]</sup>。

根据各个污染物的 $Er$ 值,按照公式(3)计算得到各个湖泊的 $RI$ 值,并按表2所列 $RI$ 的分级标准进行各个湖泊的综合潜在生态风险评价。

可以看出,轻微生态风险的 $RI$ 第一级(轻微生态风险)界限值(150),是假定各个污染物都没有发生污染( $C_j=1$ )、轻微生态风险水体的 $BPI$ 为5.0时(即表1中的 $BPI$ 都等于5),将各个污染物的毒性系数( $S^i$ )之和(133)规整化得到;之后依次加倍得到各个生态风险级别的界限值<sup>[1,2]</sup>。

### 3 潜在生态风险评价对象错位严重

#### 3.1 潜在生态风险评价对象统计

根据“中国知网”2001—2018年收录的有关潜在生态风险论文2323篇,对其评价对象进行统计(表3),潜在生态风险评价对象以水体(海洋、湖泊与河流)沉积物和土壤为主,灰尘和其他环境介质(如水相溶质、大气颗粒物、地表灰尘、垃圾灰烬、有机肥、煤矸石、农作物或植物等)较少。截至2018年底,以水体沉积物、土壤、灰尘、其他环境介质为评价对象的论文分别有1178篇、1008篇、83篇和54篇,分别占论文总数的50.71%、43.40%、3.57和2.32%。

#### 3.2 潜在生态风险评价对象适宜性分析

Håkanson潜在生态风险指数法是针对污染物对水域生态系统所致危害设计的,它能否被应用于其他环境介质的生态风险评价,并作为其污染程度的一个综合指标,尚缺乏严格的理论证明和实践验证。

虽说土壤与水体沉积物中都有高级生物生存,但两者的组成、结构、性质、物质形态及其迁移等都有重大差异,按公式(1)~公式(3)计算的土壤潜在生态风险可能与污染评价结果不一致。目前,虽然土壤污染综合评价方法有很多,但最基本的方法都是依据土壤污染物含量与参考标准

表2 Håkanson (1980) 潜在生态风险评价分级标准<sup>[1]</sup>

Tab. 2 The grade criteria of  $Er$  and  $RI$  proposed by Håkanson in 1980

$Er$ 值		$RI$ 值	
分级标准	风险等级	分级标准	风险等级
$Er < 40$	轻微生态风险	$RI < 150$	轻微生态风险
$40 \leq Er < 80$	中等生态风险	$150 \leq RI < 300$	中等生态风险
$80 \leq Er < 160$	较强生态风险	$300 \leq RI < 600$	较强生态风险
$160 \leq Er < 320$	强烈生态风险	$RI \geq 600$	极强生态风险
$Er \geq 320$	极强生态风险	-	-

表3 2001—2018年潜在生态风险论文评价对象统计

Tab. 3 Articles of potential ecological risk assessment with different subjects from 2001 to 2018

年份	不同研究对象论文(篇)				合计 (篇)
	水体沉积物	土壤	灰尘	其他	
2001—2004	9	1	0	0	10
2005	10	5	0	0	15
2006	13	5	1	0	19
2007	30	11	1	0	42
2008	54	27	1	2	84
2009	38	20	1	1	60
2010	73	32	3	2	110
2011	94	43	5	2	144
2012	71	39	6	2	118
2013	119	90	4	3	216
2014	116	102	15	3	236
2015	123	124	10	4	261
2016	136	145	8	9	298
2017	167	144	21	8	340
2018	125	220	7	18	370
总计(篇)	1178	1008	83	54	2323

相比较得到的,其中以内梅罗综合污染指数( $P_N$ )<sup>[3]</sup>应用最为广泛,也是中国土壤环境监测技术规范(HJ/T 166-2004)推荐的评价方法。作者根据河南省某电池厂周边土壤Cd、As、Pb、Cu、Ni、Cr和Zn含量,计算得到各样点重金属的 $P_N$ 和 $RI$ 。由表4可见,虽然两种评价结果有一定联系,但存在很大差别。尚清洁样点与轻度生态风险样点是对应的,但重度污染样点几乎包含了中等风险、较

强风险和很强风险样点。陈怡先等<sup>[4]</sup>对某矿区土壤重金属污染研究也得到了相似的结论,重度污染区中的中等风险、较强风险和很强风险面积占比分别为12.0%、67.1%和19.2%。Cui等对某灌区土壤重金属污染研究则表明,各样点平均 $P_N$ 只有0.4(清洁土壤),而平均 $RI$ 值高达208,达到较强生态风险水平<sup>[5]</sup>。由此可见,将潜在生态风险评价应用于土壤污染评价时要慎重,有时会出现严重偏差。

由于地表灰尘的组成、性质等与土壤存在本质不同,所以将 $Er$ 和 $RI$ 应用于地表灰尘潜在生态风险或污染评价就更加缺乏理论依据。更有甚者,一些学者将 $Er$ 和 $RI$ 应用于水相溶质、大气颗粒物、垃圾灰烬、有机肥、煤矸石、农作物或植物等其他环境介质的潜在生态风险或污染评价,其科学性严重存疑。虽然这类文章的数量不多(表3),但容易以讹传讹,误导学术界。

总之,潜在生态风险评价对象错位严重,涉及土壤、灰尘和其他非水体沉积物为评价对象的论文占所统计的2323篇论文的49.29%。

#### 4 潜在生态风险系数( $Er$ )分级问题

按照Håkanson对 $Er$ 的定义,其第一级(轻微风险)界限值是假定参评污染物都没有发生污染( $C_f=1$ )时,所有污染物中的最大毒性系数( $St_{max}$ )。在Håkanson的研究中,包含了8种污染物,其中以PCB和Hg的 $St$ 最大,均为40(表1),故其 $Er$ 第一级界限值为40(表2)。但是,很多学者并没有按此要求,根据其参评污染物种类设定其 $Er$ 第一级界限值。

由于发表的潜在生态风险文章太多,档次参差不齐,所以本研究重点分析了2008年以来在一些国内外高级别期刊上发表的203篇论文(中文论文136篇,英文论文67篇)的 $Er$ 分级状况。统计结果发现, $Er$ 第一级界限值符合前述要求的论文共111篇,占54.68%,其余45.32%论文均存在问题。问题论文主要是没有考虑其实际参评污染物的种类,生搬硬套Håkanson的 $Er$ 第一级界限值(40)造成的。例如,43.84%的论文(89篇)没有涉及Hg,其 $Er$ 第一级界限值本来应小于40( $St^{Hg}=40$ ),但仍采用了40;还有2篇论文既研究了Hg又研究了Cd,其 $Er$ 第一级界限值本来应该采用40,但却采用了30( $St^{Cd}=30$ );更有1篇论文,研究了包括Hg在内的7种重金属,其 $Er$ 第一级界限值应为40,但不知何故将其调整为25。

表4 某电池厂周边土壤重金属 $P_N$ 和 $RI$ 评价比较

Tab. 4 Comparisons of different pollution/risk levels of soil heavy metals with  $P_N$  and  $RI$  around a battery factory

内梅罗综合指数( $P_N$ )		综合潜在生态风险指数( $RI$ )	
污染级别	不同污染级别样点比例(%)	风险级别	不同污染级别样点比例(%)
清洁	0.00	轻微风险	5.26
尚清洁	5.26	中等风险	47.37
轻污染	0.00	较强风险	15.79
中等污染	5.26	很强风险	31.58
重度污染	89.42	-	-



## 5 潜在生态风险指数(*RI*)分级问题

由公式(2)和公式(3)可知,某样点多种污染物的 $RI$ 值大小与参评污染物的种类(不同污染物的 $St$ 存在差异)和数量(影响 $RI=\sum Et'$ )有关。所以具体研究时,不能生搬硬套表2所列的 $RI$ 分级标准,而必须根据参评污染物的种类和数量对其进行调整。从上述203篇论文来看,61.08%的论文(124篇)没有注意到这一问题,而是生搬硬套Håkanson的 $RI$ 第一级界限值(表5)。

表5 203篇论文中生搬硬套Håkanson  $RI$ 第一级界限值情况

Tab. 5 The first limit values of  $RI$  copied indiscriminately from Håkanson among the 203 papers

$\sum St'$	原文			正确的 $RI$ 一级界限值
	错误的 $RI$ 一级界限值	论文数(篇)	占论文总数比例(%)	
102~106	<150	4	1.97	<120
90~100	<150	34	16.75	<110~<120
80~89	<150	8	3.94	<90~<100
70~79	<150	1	0.49	<80~<90
60~69	<150	9	4.43	<70~<80
50~59	<150	28	13.79	<60~<70
40~49	<150	31	15.27	<50~<60
30~39	<150	3	1.48	<40~<50
20~29	<150	4	1.97	<30~<40
10~19	<150	2	0.99	<20~<30
合计	-	124	61.08	-

实际上,也有一些学者认识到了调整 $RI$ 分级标准的必要性。在203篇论文中,除16篇论文没有涉及 $RI$ 分级问题外,只有63篇论文对其 $RI$ 分级标准进行了调整,占论文数(187篇)的33.69%,而且调整方案千差万别(表6)。

Håkanson的 $RI$ 分级标准(表2)是针对8种污染物(PCB、Hg、Cd、As、Cu、Pb、Cr和Zn)设计的,但并没有给出 $RI$ 第一级界限值(150)的详细说明。Håkanson应该是根据其研究的8种污染物的毒性系数总值133( $\sum St'=St^{PCB}(40)+St^{Hg}(40)+St^{Cd}(30)+St^{As}(10)+St^{Cu}(5)+St^{Pb}(5)+St^{Cr}(2)+St^{Zn}(1)=133$ ),取整数150得到的<sup>[1]</sup>。由于实际研究中的参评污染物种类和数量可能与Håkanson出入很大,很难规范 $\sum St'$ 取整规则,所以为了使不同研究的潜在生态风险评价结果具有可比性,建议采用下述调整方案。

首先根据Håkanson的 $RI$ 第一级界限值(150)除以8种污染物的毒性系数总值(133),得到单位毒性系数 $RI$ 值( $150/133=1.13$ );然后将单位毒性系数 $RI$ 值乘以某一具体研究所有参评污染物毒性系数总值( $\sum St'$ ),并取十位整数得到第一级界限值;最后将 $RI$ 第一级界限值乘2得到第二级界限值,余者类推。表5和表6中“正确的 $RI$ 一级界限值”就是用该方法计算得到。这种 $RI$ 值分级调整方案由马建华等2011年首次提出<sup>[19]</sup>,之后被一些学者所采用<sup>[4,8,12-14,17]</sup>。在表6中,符合上述 $RI$ 值分级调整方案的论文共有15篇,只占调整论文的23.81%。

## 6 用污染物毒性系数代替其毒性响应系数问题

由于很多研究缺少水体沉积物全氮和烧失量数据,无法计算 $BPI$ ,所以除极个别研

表6 203篇论文中对RI第一级界限值的调整情况

Tab. 6 The first limit values of RI adjusted among the 203 articles

原文		正确的RI 一级界限值	原文		正确的RI 一级界限值
$\Sigma St$	调整后的RI一级界限值		$\Sigma St$	调整后的RI一级界限值	
138	<135(1)	<160	53	<105(1), <90(1), <50(1)	<60
125	<140(1)	<150	52	<110(1), <90(1)	<60
105	<180(1)	<120	51	<60(1) <sup>[13]*</sup>	<60
98	<135(1), <110(3) <sup>[5-7]*</sup> , <60(1), <55(1)	<110	50	<60(1) <sup>[14]*</sup>	<60
93	<135(1), <13(1), <108(1), <95(1), <110(3) <sup>[8-10]*</sup>	<110	48	<110(1), <95(1), <90(1), <55(1), <50(1)	<60
91	<110(1) <sup>[11]*</sup> , <100(1), <95(1)	<110	46	<110(1)	<60
88	<95(1)	<100	45	<110(1), <90(1)	<50
87	<135(1)	<100	43	<50(1) <sup>[15]*</sup> , <40(1)	<50
83	<94(1)	<100	41	<50(1) <sup>[16]*</sup>	<50
81	<95(1)	<100	35	<110(1), <50(1), <40(1), <35(1)	<40
73	<100(1)	<90	28	<45(1), <30(1)	<40
61	<70(1) <sup>[12]*</sup> , <65(2), <50(1)	<70	26	<95(1)	<30
58	<70(1) <sup>[4]*</sup> , <65(1), <30(1)	<70	24	<20(1)	<30
55	<90(1), <62(1)	<70	23	<50(1), <20(1)	<30
			18	<20(1) <sup>[17]*</sup>	<20
			11	<20(1) <sup>[18]*</sup>	<20
合计(篇): 63					

注：括弧内数字表示论文篇数；\*表示正确调整RI第一级界限值的论文。

究<sup>[20,21]</sup>外，几乎全部都用污染物的 $St$ 代替其 $Tr$ ，从而忽略了水体生物对污染物的敏感性。从表1可见，不同污染物的 $St$ 与 $Tr$ 的关系不完全相同：对于PCB，随着 $BPI$ 增大 $Tr$ 也增大( $BPI/5$ )， $St$ 和 $Tr$ 之间的差距也增大；对于As，二者是相等的；对于Hg、Cd、Pb、Cu、Cr和Zn，随着 $BPI$ 增大 $Tr$ 却减小。但在 $BPI$ 相同的情况下， $Tr^{Hg}$ 的减小幅度( $5/BPI$ )远大于 $Tr^{Cd}$ 、 $Tr^{Pb}$ 、 $Tr^{Cu}$ 、 $Tr^{Cr}$ 和 $Tr^{Zn}$ ( $\sqrt{5}/\sqrt{BPI}$ ) (图1)。所以，不同沉积物中PCB和Hg的含量差异，对其 $St$ 和 $Tr$ 之间差别的影响远大于其他重金属。

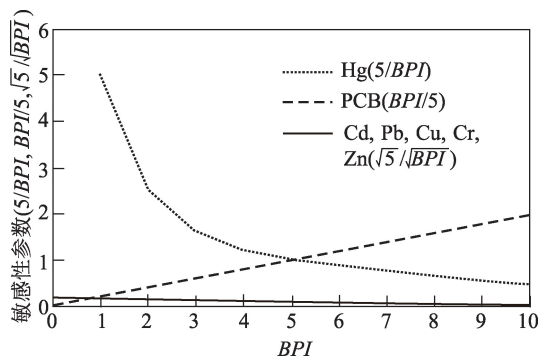


图1 不同污染物的生物敏感性参数随BPI变化  
Fig. 1 Variation of the sensitive parameters of different pollutants along with BPI changes

根据Håkanson所提供的瑞典15个湖泊8种污染物的 $C_i$ 和 $BPI$ 等数据<sup>[1]</sup>，分别计算考虑 $BPI$ 和不考虑 $BPI$ 的 $RI$ 值。由图2可见，只有Vänern、Värmlandssjön和Väsman湖在不考虑 $BPI$ 时的 $RI$ 值明显小于考虑 $BPI$ 的 $RI$ 值，其中Värmlandssjön湖的风险等级由极强风险降为较强风险；其他湖泊二者的差别都

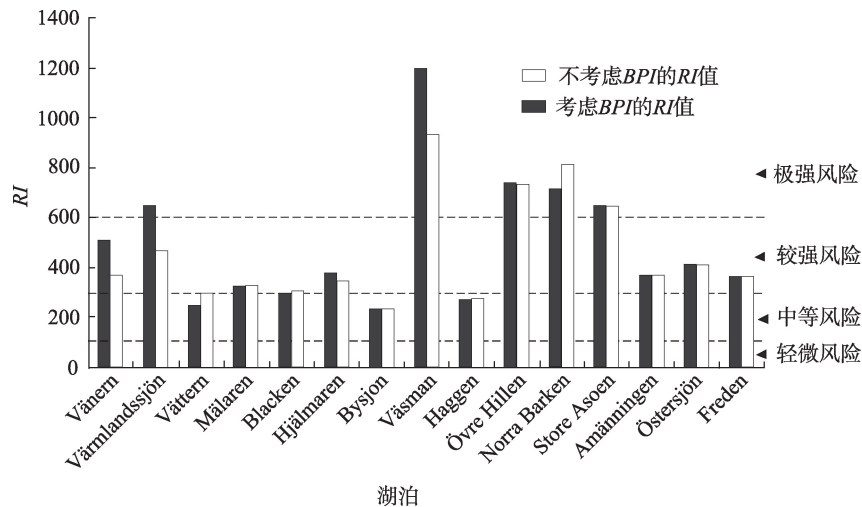


图2 瑞典15个湖泊在考虑与不考虑BPI时的RI值比较

Fig. 2 RI values calculated with BPI and without BPI of the fifteen lakes in Sweden

很小,甚至相同,风险等级也没有变化。究其原因,主要是上述3个湖泊沉积物Hg含量较高的缘故。

综上所述,若只评价水体沉积物As的单项生态风险时,完全可以用 $S_i'$ 代替 $T_i'$ ;若评价不包括Hg在内的其他重金属的综合生态风险时,用 $S_i'$ 代替其 $T_i'$ 是基本可以接受的;若评价包括Hg在内的多个重金属的综合生态风险或只评价Hg的单项生态风险时,不能用 $S_i'$ 代替其 $T_i'$ 。但在现实研究中,几乎全部都用污染物的 $S_i'$ 代替其 $T_i'$ 计算RI值,其中包括Hg的论文占203篇论文的44.06%。

## 7 结论与讨论

Håkanson于1980年提出的潜在生态风险指数法是基于水环境沉积学理论建立的一种生态风险评价方法,其应用对象具有条件约束。将该方法应用于土壤污染评价有时可能会出现偏差,更不能将其应用于水相溶质、大气颗粒物、地表灰尘、垃圾灰烬、有机肥、植物或农作物等环境介质的潜在生态风险或污染评价。而在现实研究中,潜在生态风险评价对象错位现象严重,以非水体沉积物为对象的论文占总数的49.29%。

Håkanson潜在生态风险系数和潜在生态风险指数的分级标准是针对其研究的8种污染物设计的。在具体应用该方法时,不能生搬硬套Håkanson分级标准,必须根据具体研究的参评污染物种类和数量进行调整。 $Er$ 第一级界限值是假定所有参评污染物都没有发生污染时,所有参评污染物中的最大毒性系数( $S_{t_{max}}$ ),其他 $Er$ 风险级别的界限值依次乘2。 $RI$ 第一级界限值是根据所有参评污染物的毒性系数总和( $\sum S_i'$ )取整数得到的,其他 $RI$ 风险级别的界限值依次乘2。针对某一具体研究, $RI$ 第一级界限值可用 $\sum S_i' \times 1.13$ ,并取十位整数得到。而在现实研究中,罔顾具体研究的污染物种类和数量,生搬硬套Håkanson的 $Er$ 和 $RI$ 分级标准而出现错误的论文分别占45.32%和61.08%;虽然有些学者对 $RI$ 分级标准进行了调整,但调整正确的论文只占调整论文的23.81%。

在只评价As的单项生态风险,或评价不包括Hg在内的多个重金属的综合生态风险时,可用污染物的毒性系数代替其毒性响应系数;若评价包括Hg在内的多个重金属的综

合生态风险, 或只评价 Hg 单项生态风险时, 用毒性系数代替其毒性响应系数会出现偏差。而在现实研究中, 几乎全部用污染物毒性系数代替其毒性响应系数计算 *RI* 值, 其中参评污染物中包括 Hg 的论文占总数的 44.06%。

潜在生态风险指数法应用中出现的严重问题是, 今后必须纠正这些问题, 规范潜在生态风险指数法在环境科学中的应用。

**致谢:** 真诚感谢匿名评审专家在论文评审中所付出的时间和精力, 评审专家对本文研究思路 and 结果分析方面的修改意见, 使本文获益匪浅。

### 参考文献(References)

- [1] Håkanson L. An ecological risk index for aquatic pollution control: A sedimentological approach. *Water Research*, 1980, 14(8): 975-1001.
- [2] Fernández J A, Carballeira A. Evaluation of contamination, by different elements, in Terrestrial Mosses. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 2001, 40(4): 461-468.
- [3] Nemerow N L. *Scientific stream pollution analysis*. Washington: Scripta Book Co. 1974. 210-231.
- [4] 陈怡先, 姜小三, 王勇, 等. 基于 GIS 矿区土壤重金属生态环境及人体健康评价. *环境科学学报*, 2018, 38(4): 1642-1652. [Chen Yixian, Jiang Xiaosan, Wang Yong, et al. Assessment of ecological environment and human health of heavy metals in mining area based on GIS. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2018, 38(4): 1642-1652.]
- [5] Cui Z W, Wang Y, Zhao N, et al. Spatial distribution and risk assessment of heavy metals in paddy soils of Yongshuyu Irrigation Area from Songhua River Basin, Northeast China. *Chinese Geographical Science*, 2018, 28 (5): 797-809.
- [6] Vu C T, Lin C, Shern C C, et al. Contamination, ecological risk and source apportionment of heavy metals in sediments and water of a contaminated river in Taiwan. *Ecological Indicators*, 2017, 82: 32-42.
- [7] 李少华, 王学全, 高琪, 等. 青海湖流域河流生态系统重金属污染特征与风险评价. *环境科学研究*, 2016, 29(9): 1288-1296. [Li Shaohua, Wang Xuequan, Gao Qi, et al. Distribution characteristics and pollution evaluation of heavy metals in river ecosystems of Qinghai Lake Basin. *Research of Environmental Sciences*, 2016, 29(9): 1288-1296.]
- [8] 范明毅, 杨皓, 黄先飞, 等. 典型山区燃煤型电厂周边土壤重金属形态特征及污染评价. *中国环境科学*, 2016, 36(8): 2425-2436. [Fan Mingyi, Yang Hao, Huang Xianfei, et al. Chemical forms and risk assessment of heavy metals in soils around a typical coal-fired power plant located in the mountainous area. *China Environmental Science*, 2016, 36(8): 2425-2436.]
- [9] Liu J L, Yang T, Chen Q Y, et al. Distribution and potential ecological risk of heavy metals in the typical eco-units of Haihe River Basin. *Frontiers of Environmental Science and Engineering*, 2016, 10(1): 103-113.
- [10] Liu J L, Li Y L, Zhang B, et al. Ecological risk of heavy metals in sediments of the Luan River source water. *Ecotoxicology*, 2009, 18(6): 748-758.
- [11] 方明, 吴友军, 刘红, 等. 长江口沉积物重金属的分布、来源及潜在生态风险评价. *环境科学学报*, 2013, 33(2): 563-569. [Fang Ming, Wu Youjun, Liu Hong, et al. Distribution, sources and ecological risk assessment of heavy metals in sediments of the Yangtze River estuary. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2013, 33(2): 563-569.]
- [12] 李一蒙, 马建华, 刘德新, 等. 开封城市土壤重金属污染及潜在生态风险评价. *环境科学*, 2015, 36(3): 1037-1044. [Li Yimeng, Ma Jianhua, Liu Dexin, et al. Assessment of heavy metal pollution and potential ecological risks of urban soils in Kaifeng City, China. *Environmental Science*, 2015, 36(3): 1037-1044.]
- [13] 李春芳, 曹见飞, 吕建树, 等. 不同土地利用类型土壤重金属生态风险与人体健康风险. *环境科学*, 2018, 39(12): 5628-5638. [Li Chunfang, Cao Jianfei, Lv Jiانشu, et al. Ecological risk assessment of soil heavy metals in different land use types and evaluation human health. *Environmental Science*, 2018, 39(12): 5628-5638.]
- [14] 郭彦海, 孙许超, 张士兵, 等. 上海某生活垃圾焚烧厂周边土壤重金属污染特征、来源分析及潜在生态风险评价. *环境科学*, 2017, 38(12): 5262-5271. [Guo Yanhai, Sun Xuchao, Zhang Shibing, et al. Pollution characteristics, source analysis and potential ecological risk assessment of heavy metals in soils surrounding a municipal solid waste incineration plant in Shanghai. *Environmental Science*, 2017, 38(12): 5262-5271.]
- [15] 刘婉清, 倪奎奎, 吴志强, 等. 江湖关系变化对鄱阳湖沉积物重金属分布及生态风险影响. *环境科学*, 2014, 35(5): 1750-1758. [Liu Wanqing, Ni Zhaokui, Wu Zhiqiang, et al. Influence of the river-lake relation change on the distribution of heavy metal and ecological risk assessment in the surface sediment of Poyang Lake. *Environmental Science*, 2014, 35



- (5): 1750-1758.]
- [16] 陈凤, 董泽琴, 王程程, 等. 锌冶炼区耕地土壤和农作物重金属污染状况及风险评价. 环境科学, 2017, 38(10): 4360-4369. [Chen Feng, Dong Zeqin, Wang Chengcheng, et al. Heavy metal contamination of soils and crops near a zinc smelter. Environmental Science, 2017, 38(10): 4360-4369.]
- [17] 侯千, 马建华, 王晓云, 等. 开封市幼儿园土壤重金属生物活性及潜在生态风险. 环境科学, 2011, 32(6): 1764-1771. [Hou Qian, Ma Jianhua, Wang Xiaoyun, et al. Bioavailability and potential ecological risk of soil heavy metals in kindergartens, Kaifeng City. Environmental Science, 2011, 32(6): 1764-1771.]
- [18] He M C, Wang Z J, Tang H X. The chemical toxicological and ecological studies in assessing the heavy metal pollution in Lean River, China. Water Research, 1998, 32(2): 510-518.
- [19] 马建华, 王晓云, 侯千, 等. 某城市幼儿园地表灰尘重金属污染及潜在生态风险. 地理研究, 2011, 30(3): 486-495. [Ma Jianhua, Wang Xiaoyun, Hou Qian, et al. Pollution and potential ecological risk of heavy metals in surface dust on urban kindergartens. Geographical Research, 2011, 30(3): 486-495.]
- [20] Dauvalter V. Heavy metals in the lake sediments of the Kola Peninsula, Russia. The Science of the Total Environment, 1994, 158(53): 51-61.
- [21] Fernandes H M. Heavy metal distribution in sediments and ecological risk assessment: The role of diagenetic processes in reducing metal toxicity in bottom sediments. Environmental Pollution, 1997, 97(3): 317-325.

## Some problems in the application of potential ecological risk index

MA Jianhua<sup>1,2</sup>, HAN Changxu<sup>3</sup>, JIANG Yuling<sup>1,2</sup>

(1. Key Laboratory of Geospatial Technology for the Middle and Lower Yellow River Regions (Henan University), Ministry of Education, Kaifeng 475004, China; 2. National Demonstration Center for Environmental and Planning, Henan University, Kaifeng 475004, China; 3. College of Environmental Science and Engineering, Tongji University, Shanghai 200092, China)

**Abstract:** Through reviewing 2323 papers on the potential ecological risk index (*RI*) proposed by Håkanson during 2001-2018, especially focusing on 203 papers published in some famous journals at home and abroad since 2008, the following problems were found: (1) Håkanson's *RI* is an ecological risk assessment method based on the theory of water environment sedimentology. Therefore it is not suitable to be applied to soil, especially not to water solute, atmospheric particulate matter, surface dust, plant or crop, etc. However, 49.29% of the 2323 papers have misplaced evaluation objects. (2) The grading criteria of potential ecological risk factor (*Er*) and *RI* proposed by Håkanson can not be mechanically copied. So, it should be adjusted according to the specific types and quantities of pollutants studied. The limit value of the first level of *Er* should be the maximum value of toxic coefficient ( $St_{\max}$ ) of all the evaluated pollutants, and the limit value of the first level of *RI* can be obtained by  $\sum St^i \times 1.13$  with ten integers. However, most of the studies ignored the types and quantities of the pollutants, and copied indiscriminately the *Er* and *RI* classification criteria of Håkanson, which led to incorrect conclusions. The papers used the incorrect criteria of *Er* and *RI*, taking up 49.01% and 61.40% of the 203 papers, respectively. Although some researchers had adjusted the *RI* classification criteria according to the types and quantities of pollutants, only 23.81% of the papers are correct. (3) When only single ecological risk of Hg or comprehensive ecological risk of multiple heavy metals including Hg are evaluated, the  $St^{\text{Hg}}$  can not be replaced by  $Tr^{\text{Hg}}$ .

**Keywords:** potential ecological risk factor; potential ecological risk index; evaluated subject; grade criterion