

DOI: 10.7524/AJE.1673-5897.20120905001

王小庆, 李菊梅, 韦东普, 等. 土壤中铜和镍的不同毒性阈值间量化关系[J]. 生态毒理学报, 2013, 8(6): 890-896

Wang X Q, Li J M, Wei D P, et al. The quantitative relationship of different ecotoxicity thresholds for copper and nickel in soils [J]. Asian Journal of Ecotoxicology, 2013, 8(6): 890-896 (in Chinese)

## 土壤中铜和镍的不同毒性阈值间量化关系

王小庆<sup>1,2</sup>, 李菊梅<sup>2</sup>, 韦东普<sup>2</sup>, 黄占斌<sup>3</sup>, 马义兵<sup>2,\*</sup>

1. 洛阳理工学院 环境工程与化学系 洛阳 471023;
2. 中国农业科学院农业资源与农业区划研究所, 国家土壤肥力与肥料效益监测站网 北京 100081
3. 中国矿业大学(北京) 化学与环境工程学院 北京 100083

**摘要:** 污染物的剂量-效应关系是生态毒理学的重要基础。在剂量-效应关系中,  $EC_{10}$  (10%有效抑制浓度) 是建立基于风险的环境质量基准值的基础, 但有关污染物生态效应的研究报导中多数采用毒性阈值  $EC_{50}$  (半数抑制浓度), 如何将  $EC_{50}$  转化为  $EC_{10}$  是建立污染物环境质量基准急需解决的问题。利用 log-logistic 拟合了中国 17 种代表性土壤中大麦、西红柿、小白菜 3 种植物的铜和镍剂量-效应曲线, 获得了不同土壤中铜、镍剂量-效应曲线中段的斜率 (b 值), 并依据计量-效应曲线获得 3 种植物在不同土壤中的铜、镍  $EC_{10}$  和  $EC_{50}$  值。结果表明: 铜和镍的剂量-效应曲线 b 值受土壤性质显著影响, 但不同物种间的变化较小, 大麦、西红柿及小白菜的铜、镍剂量-效应曲线 b 值绝对值的平均值分别接近于 6.0 和 7.0。利用来自中国土壤的毒理学数据建立的铜和镍  $EC_{50}$  和  $EC_{10}$  单因子量化模型能较为准确地通过铜和镍  $EC_{50}$  值预测其  $EC_{10}$  值, 其量化模型的决定系数分别为 0.704 和 0.799, 当分别考虑土壤 pH 和有机碳 (OC) 的影响时, 铜和镍的  $EC_{10}$  量化模型的决定系数分别提高至 0.730 和 0.885。土壤中铜、镍  $EC_{10}$  与  $EC_{50}$  量化关系的建立可为中国土壤中铜、镍的风险评价及相关标准的制定提供更多的数据基础。

**关键词:** 土壤; 剂量-效应曲线; 铜; 镍; 毒性阈值

文章编号: 1673-5897(2013)6-890-07 中图分类号: X171.5 文献标识码: A

## The Quantative Relationship of Different Ecotoxicity Thresholds for Copper and Nickel in Soils

Wang Xiaoqing<sup>1,2</sup>, Li Jumei<sup>2</sup>, Wei Dongpu<sup>2</sup>, Huang Zhanbin<sup>3</sup>, Ma Yibing<sup>2,\*</sup>

1. Department of Environmental Engineering and Chemistry, Luoyang Institute of Science and Technology, Luoyang 471023, China
2. National Soil Fertility and Fertilizer Effects Long-term Monitoring Network / Institute of Agricultural Resources and Regional Planning, Chinese Academy of Agricultural Sciences, Beijing 100081, China
3. School of Chemical and Environmental Engineering, University of Mining and Technology (Beijing), Beijing 100083, China

**Received** 5 September 2012      **accepted** 26 October 2012

**Abstract:** The dose-response relationship is an important part of ecotoxicology. Different effective concentrations causing inhibition for chemicals could be derived based on the dose-response relationship. The effective concentration causing 10% inhibition ( $EC_{10}$ ) values are the basis for establishing risk-based environmental quality criteria, while most of

收稿日期: 2012-09-05      录用日期: 2012-10-26

基金项目: 国家自然科学基金 (40971262); 公益性行业 (农业) 科研专项 (200903015)

作者简介: 王小庆 (1979-), 女, 博士, 主要从事土壤重金属生态阈值方面研究。E-mail: wangxq97@sina.com

\* 通讯作者 (Corresponding author), E-mail: ybma@caas.ac.cn

the thresholds reported in the research about ecotoxicity were the effective concentration causing 50% inhibition ( $EC_{50}$ ) values. To find out the quantitative relationship of different ecotoxicity thresholds is a key issue needed to be addressed for deriving environmental quality criteria. In this paper, the dose-response curves of copper and nickel to barley root elongation, tomato and bok choy growth in 17 Chinese representative soils were fitted with log-logistic functions. The slopes ( $b$ ) of the curves were obtained and the  $EC_{10}$  and  $EC_{50}$  values for the three plants in different soils were derived based on dose-response curves. The results showed that the soil properties affected the  $b$  values significantly. The  $b$  values for copper dose-response curves of barley, tomato and bok choy were in the range of 3.9 ~ 11.5, 2.7 ~ 12.1 and 3.3 ~ 13.5, respectively. The  $b$  values for nickel dose-response curves of the three plants were in the range of 4.1 ~ 10.4, 4.0 ~ 14.8 and 1.8 ~ 14.8, respectively. The  $b$  values for copper and nickel of the three plants were generally similar with an average mean value of 6.0 and 7.0 which implied that the variation of  $b$  value for a given toxicant in different plant species was not significant. The quantitative equations of  $EC_{10}$  and  $EC_{50}$  for copper and nickel were obtained based on ecotoxicity data from Chinese soils. The predictive models with the determination coefficient ( $R^2$ ) of 0.704 and 0.799, respectively, could predict  $EC_{10}$  values for copper and nickel based on  $EC_{50}$  values accurately. When taking into account the effect of pH in copper  $EC_{10}$  predictive model and organic carbon (OC) in nickel  $EC_{10}$  predictive model, the determination coefficient of the models increased up to 0.730 and 0.885, respectively. The quantitative equations of  $EC_{10}$  and  $EC_{50}$  for copper and nickel will provide more data basis for the risk assessment and the establishment of related soil standards.

**Keywords:** soil; dose-response curve; copper; nickel; toxicity threshold

基于有限物种的毒理学数据通过数理统计的方法推导出保护生态系统的浓度阈值,从而制定基于风险的环境质量基准已成为目前制定环境质量基准的主流方法<sup>[1]</sup>。在此过程中常利用不同的分布函数拟合毒理学数据求出概率分布模型<sup>[2-4]</sup>,定义 5% 危害浓度 (HC5, 5% hazardous concentration),从而获得用于土壤环境质量标准制定的预测无效应浓度(predicted no effect concentration, PNEC)。早期用于拟合的毒理学数据常为 NOEC (无观察效应浓度),即生态反应率与对照组无显著差异的最高浓度<sup>[5]</sup>,在 NOEC 浓度下产生的生态反应率通常为 10% ~ 30%<sup>[6-8]</sup>。但 NOEC 容易受实验重复次数、污染物浓度设置等影响<sup>[9-10]</sup>,会增加 PNEC 的不确定性<sup>[11]</sup>,而  $EC_{10}$  (10% 有效抑制浓度)为基于试验数据通过拟合获得的准确数值,其值大小与 NOEC 接近但比 NOEC 准确度更高,已成为风险评价及 PNEC 值推导的主要数据来源<sup>[12-14]</sup>。

污染物毒性阈值  $EC_{10}$ 、 $EC_{50}$  (半数抑制浓度)等常通过 log-normal、log-logistic、Weibull 等函数拟合出的“S”型剂量-效应曲线获得<sup>[15-17]</sup>, $EC_{10}$ 位于较为平缓的曲线上段即斜率较小,生态反应率随物质浓度的增大缓慢降低,而  $EC_{50}$  (半数抑制浓度)位于陡直的曲线中段,物质浓度稍有增减即可引起生态反应率剧烈的变化,故  $EC_{50}$ 较  $EC_{10}$ 具有更好的精确度和

灵敏度<sup>[9]</sup>。虽然  $EC_{10}$ 与环境标准制定关系更为密切,但长期暴露生物学效应研究中常报道  $EC_{50}$ <sup>[18]</sup>,使得多数化合物的  $EC_{10}$ 相对缺失。

在众多拟合剂量-效应曲线的函数中,log-logistic 函数因为其拟合参数均与实际生物效应有关而被广泛应用<sup>[19-20]</sup>,其公式为  $Y = \frac{Y_0}{1 + e^{(b(x-M))}}(1)$ , $Y$ 为评价终点(如生物量、根伸长、生殖率等)相对于控制样的百分比(%), $X$ 为  $\log_{10}$ (测定的污染物浓度)。 $Y_0$ 、 $M$ 、 $b$ 为拟合参数,其中  $Y_0$ 为控制样的生态反应率(%), $M$ 为  $\log_{10}(EC_{50})$ , $EC_{50}$ 为该污染物半数抑制浓度, $b$ 为剂量-效应曲线中段的斜率即曲线的形状参数<sup>[16]</sup>,即曲线上  $EC_{50}$ 点处的斜率,其绝对值越大则表明曲线越陡峭,绝对值越小则剂量-效应曲线越平缓。从公式(1)中可推出  $\frac{EC_{50}}{EC_{10}} = 10^{(\frac{-2.2}{b})}$ 因此  $b$ 值大小亦决定了  $EC_{50}$ 与  $EC_{10}$ 比值大小。

本文通过土壤外源添加铜、镍对大麦根伸长及小白菜、西红柿生长的毒害试验,利用公式(1)拟合获得剂量-效应曲线,确定不同污染物的剂量-效应曲线中段的斜率  $b$ 的取值范围,并量化土壤中铜、镍的  $EC_{10}$ 值与  $EC_{50}$ 值之间的关系,为我国土壤中铜、镍的风险评价及相关标准的制定提供更多的数据基础。

## 1 材料和方法 (Materials and methods)

### 1.1 供试土壤性质及其处理

根据全国土壤 pH 值及有机质分布频率的特点,选取全国范围内 17 个位点的土壤样品,土壤基本理化性质见表 1。每种土样每个处理(共 8 个水平)取风干土 5 公斤,按照土壤 pH 的不同,添加不同浓度的铜或镍 ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  烘干土),保持最大持水量的 100% 进行平衡后并配置人工雨水进行淋洗。淋洗后的土壤风干过 2 mm 尼龙筛后作为生物测试备用土壤,同时采用原子吸收光谱仪测定土壤中铜、镍的准确含量,具体方法见参考文献<sup>[21-22]</sup>。

### 1.2 植物毒害实验

供试植物为大麦(*Hordeum vulgare* cv. Pinggu No. 1)、西红柿(*Lycopersicon esculentum* cv. Meifen No.1)、小白菜(*Brassica rapa* var. *chinensis* cv. Susheng 28)。分别根据 ISO 11269-1(1993)进行大麦根伸长实验和 ISO 11269-2(1995)进行西红柿和小白菜生长实验,具体方法见参考文献<sup>[21-22]</sup>。

### 1.3 数据处理

利用 M. Barnes (CSIRO, Adelaide, Australia,

个人交流)编制的 log-logistic 剂量-效应曲线拟合软件拟合铜、镍在 17 种不同土壤中对大麦根伸长、小白菜及西红柿生长的剂量-效应曲线,获得各曲线中段的斜率  $b$ (曲线形状参数)值及 3 种植物的铜、镍毒性阈值  $EC_{50}$ 、 $EC_{10}$ ,并利用 SPSS19.0 检验剔除  $b$  值的异常值。再基于 SPSS19.0 偏相关分析运算确定  $EC_{10}$  的主要影响因素,通过多元线性回归获得土壤中铜、镍的  $EC_{10}$  与  $EC_{50}$  间量化关系回归方程。

## 2 结果与分析 (Results and discussion)

### 2.1 不同土壤中 3 种植物的铜、镍剂量-效应曲线中段的斜率

基于 log-logistic 拟合大麦根伸长、西红柿及小白菜生长的铜、镍毒害实验的数据获得剂量-效应曲线中段斜率  $b$  值,由于  $b$  值均为负数,其绝对值的大小决定了曲线的陡峭程度,如表 2 所示:大麦、西红柿、小白菜 3 种植物的镍剂量-效应曲线中段的斜率在不同土壤中变化较大,大麦、西红柿、小白菜的铜剂量-效应曲线中段斜率  $b$  值的绝对值在

表 1 17 种土壤的基本理化性质

Table 1 Selected soil properties of the 17 soils used in the nickel and copper phytotoxicity test

代号 No.	地点 Site	土壤 类型 Soil type	pH (1:5CaCl <sub>2</sub> )	电导率	阳离子交换量	有机碳含量/%	粘土含量/%
				$(\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1})$ Electrical conductivity $(\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1})$	$(\text{c mol}\cdot\text{kg}^{-1})$ Cation exchange capacity $(\text{c mol}\cdot\text{kg}^{-1})$	Organic carbon content/%	Content of clay/%
1	海口 Haikou	砖红壤 Latersol	4.41	111	8.8	1.51	66
2	祁阳 Qiyang	红壤 Red earth	4.55	74	7.5	0.87	46
3	海伦 Hailun	黑土 Black soil	5.78	153	33.6	3.03	40
4	嘉兴 Jiaxing	水稻土 Paddy soil	6.01	159	19.3	1.42	39
5	杭州 Hangzhou	水稻土 Paddy soil	6.16	203	12.8	2.46	41
6	重庆 Chongqing	紫色土 Purplish soil	6.31	71	22.3	.99	27
7	广州 Guangzhou	水稻土 Paddy soil	6.47	137	8.3	1.47	25
8	灵山 Lingshan	棕壤 Brown earth	6.32	93	22.7	4.28	20
9	呼伦贝尔 Hulunber	黑钙土 Chernozem	6.50	88.8	22.7	2.66	37
10	公主岭 Gongzhuling	黑土 Black soil	6.87	147	28.8	2.17	45
11	石家庄 Shijiazhuang	褐土 Ginnamon soil	7.23	302	11.7	1.00	10
12	乌鲁木齐 Urumqi	灰漠土 Grey desert soil	7.50	227	10.3	0.87	25
13	杨凌 Yangling	垆土 Loessial soil	7.63	83	8.5	0.62	16
14	廊坊 Langfang	潮土 Fluvo-aquic soil	7.66	5.7	6.4	0.6	21
15	郑州 Zhengzhou	潮土 Fluvo-aquic soil	7.70	109	8.5	1.57	28
16	张掖 Zhangye	灌漠土 Irrigated desert soil	7.60	152	8.1	1.02	20
17	德州 Dezhou	潮土 Fluvo-aquic soil	7.80	112	8.3	0.69	18

不同土壤中的变化范围分别为 3.9 ~ 11.5、2.7 ~ 12.1 和 3.3 ~ 13.5。3 种植物的镍剂量—效应曲线中段斜率  $b$  值的绝对值变化范围分别为 4.1 ~ 10.4、4.0 ~ 14.8 和 1.8 ~ 14.8,但在同一土壤中不同植物的  $b$  值变化范围则小得多,大麦、西红柿、小白菜的铜剂量—效应曲线  $b$  值绝对值平均值均接近于 6.0,分别为 6.2 (变异系数为 35.0%)、6.3 (变异系数为 47.4%)、5.7 (变异系数为 28.3%)。而镍剂量—效应曲线  $b$  值绝对值平均值则分别为 6.8 (变异系数为 37.3%)、8.6 (变异系数为 47.8%)、6.7 (变异系数为 60.9%)。剂量—效应曲线中段的斜率  $b$  值与污染物对生物体毒害过程密切相关, $b$  值绝对值越大说明随着毒害剂量的增加污染物生物反应率迅速增加即该污染物能产生毒性效应的剂量范围越窄<sup>[23]</sup>,有研究表明, $b$  值绝对值的大小与生物体并无生理关联性,但可能与污染物和生物体的作用模式有一定关系<sup>[24-25]</sup>,由此可推测在同一种土壤中由于物种对污染物的敏感性差异,不同植物物种的铜和镍的毒性

阈值( $EC_{10}$ 、 $EC_{50}$ 等)差异较大,但其与同种污染物的作用模式一定,其剂量—效应曲线的形状相似。

## 2.2 $EC_{50}$ 与 $EC_{10}$ 的关系及其量化模型

剂量—效应曲线中段斜率  $b$  值的绝对值大小决定了其曲线的陡峭程度,也决定了  $EC_{50}$ 与  $EC_{10}$ 的比值,由此可推测植物的铜、镍的  $EC_{50}$ 与  $EC_{10}$ 间关系受土壤性质影响,但植物类别对其影响较小,综合 3 种植物在 17 种土壤中的铜、镍毒性阈值,通过 SPSS19.0 软件的偏相关分析运算得知,铜、镍的  $EC_{50}$ 值是决定其  $EC_{10}$ 值的主要因子,其偏相关系数  $r_{EC_{10}}$ 分别为 0.839 和 0.894。通过多元逐步回归分析获得  $EC_{10}$ 与  $EC_{50}$ 的量化关系回归方程(表 3)。

从表 3 的方程 1 和方程 3 得知,铜、镍的  $EC_{50}$ 值可分别控制  $EC_{10}$ 值的变异的 70.4% 和 79.9%,当引入第 2 个因子土壤 pH 和 OC 分别到铜、镍的  $EC_{10}$ 回归模型后,模型预测的准确性略有提高,两因子的变化分别解释了  $EC_{10}$ 回归模型变异的 73.0% (方程 2) 和 88.5% (方程 4)。土壤 pH 仅能控制铜  $EC_{10}$  预测

表 2 铜和镍对不同植物毒害的剂量—效应曲线中段的斜率 ( $b$ ) 值的绝对值

Table 2 The absolute of hill slopes ( $b$ ) in nickel and copper dose-response curves for higher plants

土壤代号 Soil No.	Cu 剂量 - 效应曲线( $b$ 绝对值)			Ni 剂量 - 效应曲线 ( $b$ 绝对值)		
	Cu dose - response curve (absolute value of $b$ )			Ni dose - response curve (absolute value of $b$ )		
	大麦 Barley	西红柿 Tomato	小白菜 Bok choy	大麦 Barley	西红柿 Tomato	小白菜 Bok choy
1	7.6	6.4	8.6	5.1	4.0	8.8
2	6.0	7.7	7.1	4.7	8.6	43.3a
3	9.1	11.1	4.3	5.5	50.4a	13.1
4	5.6	6.8	4.6	6.6	4.6	11.0
5	4.5	5.3	5.5	10.4	13.7	8.0
6	11.5	12.1	6.0	4.1	12.1	40.3a
7	5.8	-	7.6	26.5a	14.8	3.5
8	9.0	5.1	6.5	10.0	20.4a	45.5a
9	8.3	10.4	4.9	9.9	4.3	7.3
10	3.9	2.7	7.7	5.3	9.2	14.8
11	4.5	3.3	3.3	-	-	3.8
12	5.4	8.5	4.2	-	-	1.8
13	4.6	5.0	3.7	-	-	4.4
14	5.5	4.5	7.0	72.9a	6.8	3.7
15	4.0	3.5	13.5a	-	-	7.0
16	4.7	4.9	4.0	-	-	2.5
17	5.0	2.9	5.9	-	-	3.8
$b$ 平均值 <sup>b</sup> Mean of $b$	6.2	6.3	5.7	6.8	8.6	6.7
变异系数 <sup>b</sup> Coefficient of variation	35.0%	47.4%	28.3%	37.3%	47.8%	60.9%

注: a 经 SPSS19.0 检验为大于 75 分位值 + 1.5 倍四分位距的异常值; b 剔除异常值后计算的平均值和变异系数。

Note: a sign that outliers were greater than the sum of the third quartile plus 1.5 times the difference between the quartiles tested by SPSS 19.0;

b are means and coefficients of variation calculated excluding outliers.

值变量的 2.6% ,OC 能控制镍 EC<sub>10</sub> 预测值变量的 8.6% ,但不同土壤的 OC 含量差别不大。来源于回归方程 1 和方程 3 能较为准确地依据铜、镍 EC<sub>50</sub> 预测铜、镍 EC<sub>10</sub> 值(图 1) ,除在新疆的灰漠土和甘肃的

灌漠土中小白菜的镍 EC<sub>10</sub> 实测值远小于预测值外,大部分数据点位于 2 倍变化范围之内。故表 3 中的单因子方程 1、3 可分别用于土壤中铜、镍的 EC<sub>10</sub> 和 EC<sub>50</sub> 的计算转换。

表 3 基于土壤性质的铜、镍毒性阈值的量化关系

Table 3 Quantitative relationship for Cu and Ni toxicity thresholds based on soil properties

编号 No.	回归方程 Regression equation	决定系数 (R <sup>2</sup> ) Coefficient of determination (R <sup>2</sup> )	显著性水平 (P) * Significant level (P) *
铜(Cu n=48)	EC <sub>10</sub> = 0.404EC <sub>50</sub> - 1.837	0.704	< 0.05
	EC <sub>10</sub> = 0.422EC <sub>50</sub> - 24.059pH + 150.454	0.730	< 0.05
镍(Ni n=33)	EC <sub>10</sub> = 0.463EC <sub>50</sub> - 16.151	0.799	< 0.05
	EC <sub>10</sub> = 0.437EC <sub>50</sub> + 95.583OC - 158.920	0.885	< 0.05

注: pH 为土壤 pH (1:5 CaCl<sub>2</sub>) ,OC 为土壤有机碳含量(%); \* 5% 水平显著。

Note: pH = Soil pH (1:5 CaCl<sub>2</sub>), OC = Organic carbon content (%); \* Significant at 5% level.

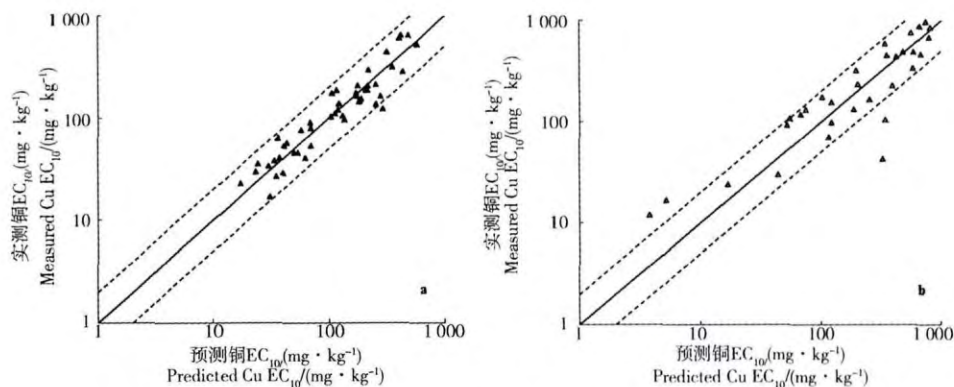


图 1 铜和镍的测定 EC<sub>10</sub> 值和预测值之间的相关性

注:图 1a 与 b 中的预测值分别来自表 3 中的方程 1 和 3,实线代表 1:1 的直线,虚线代表 2 倍的预测区间。

Fig. 1 Relativity between measured and predicted EC<sub>10</sub> values for Cu and Ni (the predicted EC<sub>10</sub> values in a and b were estimated by Eqn. 1 and 3 in Table 3; solid line indicated a perfect match between the predicted and measured values, the dashed lines indicated a 2-fold prediction interval between the predicted and measured values)

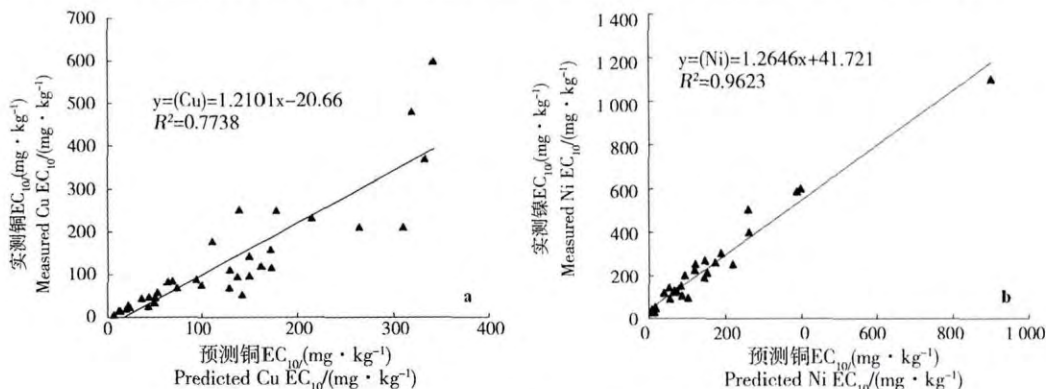


图 2 铜和镍 EC<sub>10</sub> 回归模型的验证

注:图 2a 和 b 中的预测值是分别利用表 3 中的方程 1 和 3 计算。

Fig. 2 Verification regression models for Cu and Ni

Note: the predicted EC<sub>10</sub> in Fig. 2a and 2 b were estimated using Eqn. 1 and 3 in Table 3, respectively.

### 3 $EC_{50}$ 和 $EC_{10}$ 关系量化模型的验证与应用(Verification and application of the quantitative models)

Rooney 等<sup>[26-27]</sup>在 2006 和 2007 年基于欧洲土壤分别进行了铜、镍大麦根伸长和西红柿生长试验, 获得了基于欧洲土壤理化性质参数及铜、镍的毒性阈值( $EC_{10}$ 和 $EC_{50}$ )。为了验证铜、镍 $EC_{10}$ 值回归模型的适用性, 将 Rooney 等文章中的基础数据分别代入回归方程 1 和 3, 结果表明本研究中获得的模型能够较准确地依据欧洲土壤的铜、镍 $EC_{50}$ 值计算出其相应的 $EC_{10}$ 值( $R^2$ 分别为 0.774 和 0.962)。而综合中国土壤和欧洲土壤中铜、镍毒性阈值数据, 获得的回归模型, 如下式(5)和(6)所示:

$$Cu \quad EC_{10} = 0.427EC_{50} - 7.798 \quad (n = 105, R^2 = 0.725) \quad (5)$$

$$Ni \quad EC_{10} = 0.476EC_{50} + 16.700 \quad (n = 64, R^2 = 0.826) \quad (6)$$

回归模型(式(5)和(6))更具普遍适用性, 其决定系数分别为 0.725 和 0.826。但由于本研究中用于建立铜、镍不同毒性阈值间量化关系模型的毒理学数据均基于植物的相应评价终点, 将此模型应用于其它土壤生物(如无脊椎动物、微生物等)的毒性阈值转换时需经实际毒理学数据验证。

综上所述可知: 铜、镍的剂量-效应曲线中段的斜率  $b$  受土壤性质影响显著, 但不同物种间的变化较小。利用基于中国土壤的 3 个植物物种的铜、镍毒性阈值建立的单因子预测方程能较为准确地通过 $EC_{50}$ 计算其 $EC_{10}$ 值, 其决定系数 $R^2$ 分别为 0.704 和 0.799; 当分别考虑 pH 和 OC 对铜、镍 $EC_{10}$ 预测模型的影响时, 获得的双因子预测模型的准确性略有提高。土壤中铜、镍的不同毒性阈值间量化关系的建立可为我国土壤中铜、镍的风险评价及相关标准的制定提供更多的数据基础。

通讯作者简介: 马义兵(1957—), 男, 博士, 研究员, 主要研究方向为土壤重金属环境化学、风险评价与治理, 发表学术论文 120 余篇。

#### 参考文献:

- [1] Suter G W, Cormier S M. What is meant by risk-based environmental quality criteria? [J]. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 2008, 4(4): 486 - 489
- [2] Posthuma L, Traas T P, Suter G W. General introduction to species sensitivity distributions [M] // Posthuma L, Traas T P, Suter G W. *Species Sensitivity Distributions in Ecotoxicology*. Boca Raton FL, USA: Lewis, 2002: 3 - 9
- [3] Van Straalen N M. Theory of ecological risk assessment based on species sensitivity distributions [M] // Posthuma L, Traas T P, Suter G W. *Species Sensitivity Distributions in Ecotoxicology*. Boca Raton, FL, USA: Lewis, 2002: 371 - 487
- [4] Shao Q. Estimation for hazardous concentrations based on NOEC toxicity data: An alternative approach [J]. *Environmental Metrics*, 2000, 11(5): 583 - 595
- [5] Fox D R. NECS, NOECS and the  $EC_x$  [J]. *Australasian Journal of Ecotoxicology*, 2008, 14: 7 - 9
- [6] USEPA (United States Environmental Protection Agency). Technical Support Document for Water Quality-Based Toxics Control. [R]. No. EPA 505/2-90-001 Washington, D C, 1991, USA
- [7] Hoekstra J A, Van Ewijk P H. Alternatives for the no-observed effect level [J]. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 1993, 12: 187 - 194
- [8] Moore D R J, Caux P Y. Estimating low toxic effects [J]. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 1997, 16: 794 - 801
- [9] Radix P, Leonard M, Papantoniou C, et al. Comparison of four chronic toxicity tests using algae, bacteria, and invertebrates assessed with sixteen chemicals [J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2000, 47(2): 186 - 194
- [10] Newman M C. "What exactly are you inferring?" A closer look at hypothesis testing [J]. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 2008, 27(5): 1013 - 1019
- [11] Halleux I, Bornatowicz N, Grillitsch B, et al. Report of the OECD Workshop on Statistical Analysis of Aquatic Toxicity Data [R]. ENV/MC/CHEM (98) 18, Paris: Organisation for Economic Cooperation and Development, 1998: 125 - 129
- [12] EU (European Union). Draft Risk Assessment Report for Nickel and Nickel Compounds. Section 3.1: Terrestrial Effects Assessment [R]. EU, Brussels: Draft of May 11, 2006: 487 - 512
- [13] Bos R, Huijbregts M, Peijnenburg W. Soil type-specific environmental quality standards for zinc in Dutch soil [J]. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 2005, 1(3): 252 - 258
- [14] Warne M S J, van Dam R. NOEC and LOEC DATA should no longer be generated or used [J]. *Australasian Journal of Ecotoxicology*, 2008, 14: 1 - 5
- [15] Christensen E R, Nybolm N. Ecotoxicological assays with algae: Weibull dose-response curves [J]. *Environmental Science and Technology*, 1985, 18: 713 - 718
- [16] Haanstra L, Doelman P, Voshaar J H O. The use of sigmoid-

- dal dose response curves in soil ecotoxicological research [J]. *Plant Soil*, 1985, 84(2): 293 – 297
- [17] Doelman P, Haanstra L. Short-and long-term effects of heavy metals on phosphatase activity in soils: An ecological dose response model approach [J]. *Biology and Fertility of Soils*, 1989, 8(3): 235 – 241
- [18] Christensen E R, Kusk K O, Nyholm N. Dose-response regression for algal growth and similar continuous endpoints: Calculation of effective concentrations [J]. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 2009, 28(4): 826 – 835
- [19] Michel A, Johnson R D, Duke S O, et al. Dose-response relationships between herbicides with different modes of action and growth of *Lemna paucicostata*—An improved ecotoxicological method [J]. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 2004, 2(4): 1074 – 1079
- [20] Ritz C. Toward a unified approach to dose-response modeling in ecotoxicology [J]. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 2010, 29(1): 220 – 229
- [21] 李波, 马义兵, 刘继芳, 等. 西红柿铜毒害的土壤主控因子和预测模型研究[J]. *土壤学报*, 2010, 47(4): 665 – 673
- Li B, Ma Y B, Liu J F, et al. Major soil factors controlling copper toxicity to tomato in a wide range of Chinese soils and the predictable models [J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2010, 47(4): 665 – 673 (in Chinese)
- [22] 李波. 外源重金属铜、镍的植物毒害及预测模型研究 [D]. 北京: 中国农业科学院, 2010
- Li B. The phytotoxicity of added copper and nickel to soils and predictive models [D]. Beijing: Chinese Academy of Agricultural Sciences, 2010 (in Chinese)
- [23] 葛会林, 刘树深, 刘芳. 多组分苯胺类混合物对发光菌的抑制毒性[J]. *生态毒理学报*, 2006, 1(4): 295 – 302
- Ge H L, Liu S S, Liu F. Inhibition toxicity of mixtures of substituted anilines to photobacteria. [J]. *Asian Journal of Ecotoxicology*, 2006, 1(4): 295 – 302 (in Chinese)
- [24] Chaperon S, Sauve S. Toxicity interaction of metals (Ag, Cu, Hg, Zn) to urease and dehydrogenase activities in soils [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2007, 39(9): 2329 – 2338
- [25] Brown P L, Markich S J. Evaluation of the free ion activity model of metal-organism interaction: Extension of the conceptual model [J]. *Aquatic Toxicology*, 2000, 51(2): 177 – 194
- [26] Rooney C P, Zhao F J, McGrath S P. *Chemistry*, 2006, 25(3): 726 – 732
- [27] Rooney C P, Zhao F J, McGrath S P. Phytotoxicity of nickel in a range of European soils: Influence of soil properties, Ni solubility and speciation [J]. *Environmental Pollution*, 2007, 145(2): 596 – 605

## 加拿大发布对于 33 种单偶氮颜料的评估

2013 年 11 月 4 日 来源: Chemical Watch 网站

加拿大环境部长和卫生部长发布了对于该国《国内物质清单》上所列 33 种单偶氮颜料的筛查评估, 并进行为期 60 天的评议征求。

他们得出结论, 这 33 种颜料中有 31 种不满足该法案第 64 节中所列的任何标准, 因此, 这次不提议对它们采取任何进一步行动。不过, 他们已经发现, 1-[(4-甲基-2-硝基苯基)偶氮]-萘酚, 也叫颜料红 3 和 1-[(2-氯-4-硝基苯基)偶氮]-萘酚, 也叫颜料红 4, 满足该法案第 64 节中列出的一项或多项标准。

未提议对将颜料红 3 列入清单的决定做任何修改, 不过, 这两位部长建议增加颜料红 4。他们还发布了一份针对颜料红 4 的风险管理范围文件, 以就建立一项风险管理方法与利益相关者进行讨论。

两位部长还分别提议, 建议在认定它们满足一项或多项标准后, 将偶氮分散颜料增加到该法案的附表 1 中。

引自《化学品安全信息周报》2013 年第 46 期总第 258 期(中国检验检疫科学研究院化学品安全研究所编译)  
[http://www.chinachemicals.org.cn/reported\\_detail.aspx?contentid=273&ClassID=229](http://www.chinachemicals.org.cn/reported_detail.aspx?contentid=273&ClassID=229) (2013-11-18)