

鸟类的二次中毒风险评估 及哺乳动物在饮食中的镍暴露

现有物质镍的环境评估是在 2008 年完成的。对这项活动目标的简要解释就是确定欧盟（EU）境内正在从事的镍的生产和使用是否会给人或环境带来风险。为了遵守欧盟理事会第 793/93 号条例（EEC），欧盟于 2001 年颁布了现有物质条例。“现有”物质是指 1981 年 9 月前欧共体内部使用的、并被列于《欧洲现有商用化学物质目录》中的化学物质。理事会第 793/93 号条例（EEC）为现有物质对人类健康和环境的风险评估设定了系统化的框架。

实施欧盟镍风险评估环境部分评估的概念性方法包括以下步骤（图 1）：



蛎鹬以双贝壳类生物为食。

- 在整个寿命周期（即从生产、使用到处置）内对排放到环境中的镍和镍化合物进行量化；

- 在本地和地区层面（PEC）的相关环境介质（水、沉积物、土壤、生物组织）中测定这类排放造成的镍浓度；

- 确定每一种相关环境介质的临界效应浓度（PNEC）；

- 对每一种相关环境介质的暴露浓度与临界效应浓度进行对比（风险描述）；以及

- 针对暴露浓度高于临界效应浓度的情形确定适当的纠正措施（也称为风险管理）。如果暴露浓度低于临界效应浓度，则无需关注或采取措施。

欧盟镍和镍化合物风险评估是在 2002 年到 2008 年期间实施的。在该过程中，丹麦环境保护局（DEPA）作为报告起草人与国际镍工业界密切合作。欧盟镍物质（金属镍、碳酸镍、氯化镍、硝酸镍和硫酸镍）环境风险评估报告（RAR）经新物质和现有物质技术委员会（简称 TCNES，由欧盟成员国技术代表组成）详尽评审后于 2008 年春季提交。健康与环境风险科学委员会（SCHER）对报告进行了最终同行评议（参见第 9 节）。2009 年 11 月，欧盟委员会健康与消费者保护司发布了镍和镍化合物风险评估的最终报告。

欧盟风险评估报告（EU RAR）获得欧洲内部的认可之后，经济合作和发展组织（OECD）内的国际层面上又对数据集进行了讨论。经济合作与发展组织（OECD）的筛选资料数据集（SIDS）的初期评估会议（IAS，工业及应用数学学 SIAM 28，2008 年 10 月）认可了用于欧盟风险评估报告的镍生态毒性数据集，该数据集使用镍生物有效性模型对镍生态毒性数据进行了标准化。

1 导论

二次中毒是指一种化学物质经由食物给某种生物带来毒性。换言之，一种化学物质在某个生物体内的浓度可能不致于对其自身产生毒性，但可能会给另一种以其为食物的生物带来毒性。根据技术指导文献（TGD）（ECB2003），二次中毒评估的展开主要是强调对“食物链上层生物的毒性作用是因食用体内累积毒素的低营养级生物所引起的”这一现象的可能担忧。对“食物链上层生物”的关注似乎暗示着上层营养等级比下层营养等级更加敏感，或者说，累积物质的组织浓度会随着营养等级的提高而逐渐上升（即，累积的毒素会产生生物放大作用）。

在镍（Ni）的案例中，丹麦环境保护署（2004）早期完成的一项评估认为，藻类、甲壳类、鱼类的镍生物富集（即，生物体内所吸收进的）足以忽略不计，因而无需担心由这些饮食途径所引起的镍的二次中毒的可能性。不过，某些海洋软体动物（包括双壳类，比如蛤蚌）相对较高的镍生物富集潜力引发了对以软体动物为基础的海洋生物链镍的二次中毒风险评估研究。此外，在陆地（即，基于土壤）生物链中，以蚯蚓和其它无脊椎生物为食的生物的镍二次中毒评估已完成。此情况报道简要介绍了这些二次中毒评估的方法和结果。

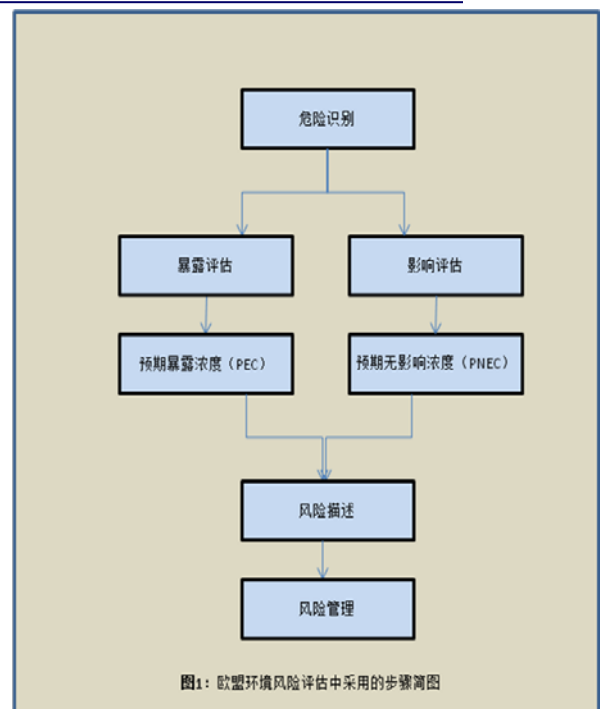


图1：欧盟环境风险评估中采用的步骤流程图

2 风险评估方法的基础

该风险评估的基本框架遵循技术指导文献 (ECB2003)，并包含饮食预期暴露浓度 (PEC_{经口}) 和饮食预期无影响浓度 (PNEC_{经口}) 的生成过程。因为该情况报道只对 PEC_{经口} 和 PNEC_{经口} 进行了讨论，因而为简单起见，此后文中涉及这两个名称时均称为 PECs 和 PNECs。对海洋生境、淡水生境和陆地生境均进行了评估，且对每个生境的哺乳类食物链和鸟类生物链都进行了相应评估。在该评估中，PEC 是指在每个受评估的生物链中，对有代表性的捕食鸟或捕食哺乳动物饮食估算的镍浓度，而 PNEC 是指在没有出现不良反应的情况下，鸟类和哺乳动物饮食中的镍浓度。然后计算出 PEC 和相应 PNEC 的比率，该比率称为风险描述比，或 RCRs。假定用于推导 PEC 和 PNEC 的数据都相当保守，风险

RCR 小于 1 表明是可以忽略的潜在风险，而 RCR 大于 1 表明有潜在风险，且需要进一步的精确评估。

精确评估是基于逐步方法，也就是，第 1 步进行保守假设 (即，对潜在风险估计过高的假设)，然后越来越多的更为合理的假设用于后续步骤 (图 2)。如果前面步骤估算出的二次中毒风险是低潜在风险，则可以肯定地得出，该风险是微不足道的。不过，前面步骤中的假设仍可能倾向于不切实际的保守，因而非常有必要在每个后续步骤中细化方法。

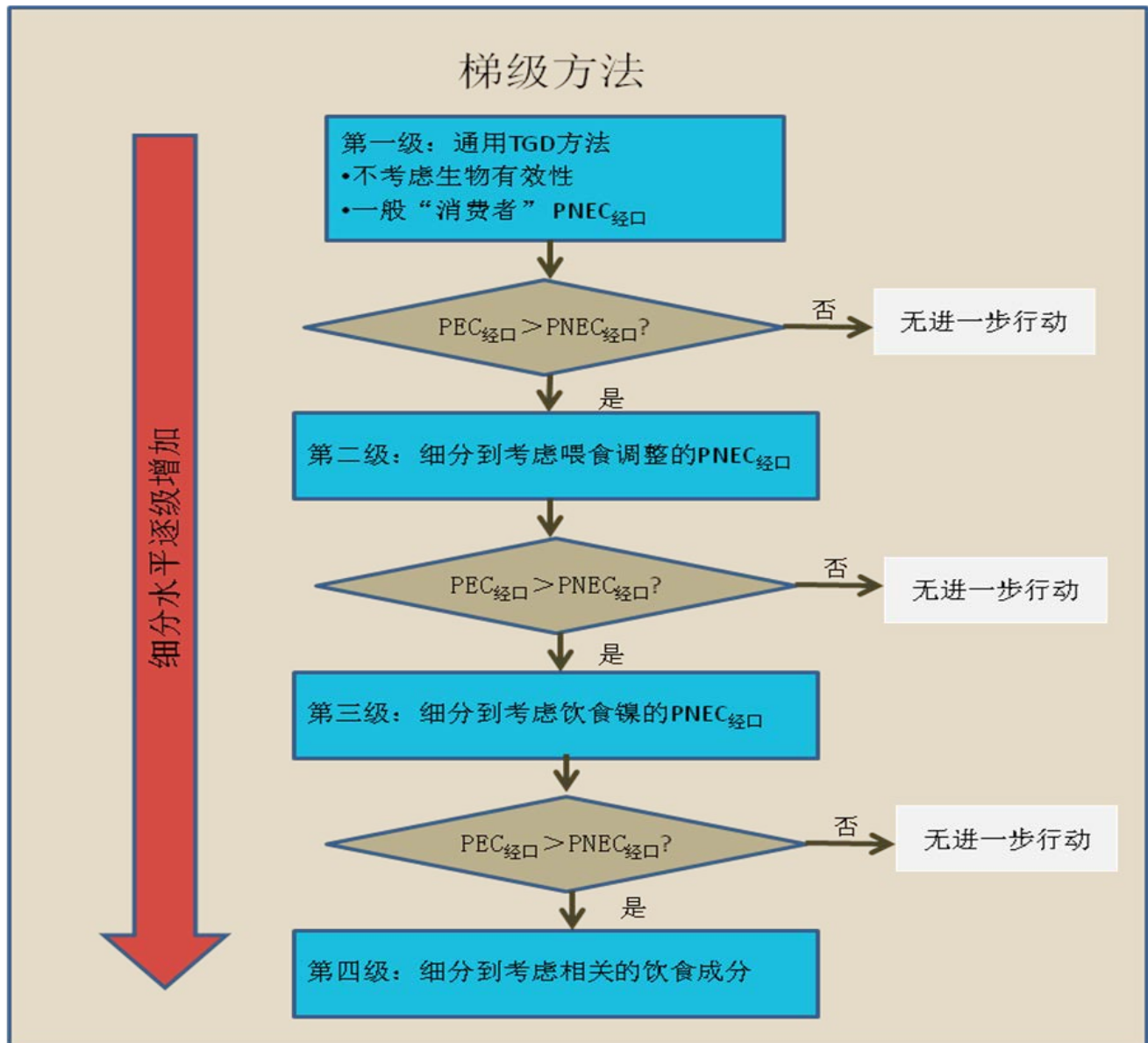


图 2: 逐步风险描述方法流程图

3 食物链评估

在海洋、淡水和陆地食物链中，用以断定最高镍生物富集潜力的食物链已被选定。如，蛎鹬（蛎鸽）主要猎食欧洲鸟尾蛤，欧洲鸟尾蛤比其它海洋生物具有更高的镍生物富集潜力。（[文本框 1](#)）。

因此，蛎鹬食物链可用于评估海洋鸟类。在陆地系统，已选定了蚯蚓为基础的食物链，因为蚯蚓更容易暴露土壤中的化学物质，而且蚯蚓是很多鸟类和哺乳类动物的常见食物。为鸟类和哺乳动物选定的水生和陆生食物链可见[表 1](#)。

文本框 1： 镍的生物富集和生物放大潜力概述

无论从水中进入到水生生物内，还是从土壤进入到陆生生物体内，镍的生物富集潜力均普遍较低。一个值得注意的特例是海洋双壳类欧洲鸟尾蛤，在其软组织中镍浓度是其所依存的海水中的镍浓度的 25000 倍以上。有趣的是，镍在其他双壳类生物中的富集潜力却低得多。因此，在二次中毒评估中，我们特别关注了包括欧洲鸟尾蛤在内的海洋食物链。在陆地系统中，土栖生物体内的镍浓度极少会超过土壤中的镍含量。例如，通常情况下蚯蚓中的镍浓度约为土壤中的三分之一。

没有证据表明镍在水生或陆生食物链中产生生物放大作用（即镍浓度不会随着营养等级的提高而提高）。与此相反，其他化学物质，如甲基汞，往往可以跨越多个营养级产生生物放大作用，从而导致较高营养级生物可能更易汞中毒。对于镍，发生相反情况是常有的事，随着步骤逐渐增加，镍的“生物稀释”可能会在食物链中发生（例如：Campbell 等人在 2005 年发表的文章；Lapointe 和 Couture 在 2006 年发表的文章）。

4 暴露评估

每个食物链中镍的预期暴露浓度 PEC，或者说饮食镍浓度均已在[表 1](#)中标明。正如在[图 2](#)中注明的那样，假设的鸟类和哺乳动物饮食成分有时会从保守假设的饮食细分到更为实际的

饮食，更像是可变的饮食，而不是对具有最高镍浓度累积倾向性的某种生物喂食单一的食物。此外，用于推导预期暴露浓度的数据的基础因食物链不同而有相应变化。大多数情况下，会采用生物累积因子（BAF；见[文本框 2](#)）根据水和土壤中的镍浓度估算出镍的预期暴露浓度。而在一些情况下，采用已测量出的被捕食动物的镍浓度进行估算。对于海洋食物链来说，假设能比其它海洋生物累积了更多镍的欧洲鸟尾蛤是蛎鹬的潜在食物对象。而对斑海豹和其它地域的蛎鹬来说，假设欧洲鸟尾蛤不是一个相关的食物对象，它们的捕食对象（比如鱼和软体动物类，但不是欧洲鸟尾蛤）没有相同水平的生物累积镍。若根据海水估算被捕食对象体内的镍浓度，1,631 升/千克的 BAF 用于包含欧洲鸟尾蛤在内的情况，270 升/千克的 BAF 用于不包含欧洲鸟尾蛤在内的情况（这是对于鱼和其它双壳类生物而言较为实际的 BAF）。对淡水食物链来说，270 升/千克的 BAF 同样用于估算淡水被捕食动物的镍浓度。对陆地食物链来说，预期暴露浓度 PEC 从蚯蚓饮食中估算，也从蚯蚓和其它等足动物（DeForest, 2012）的混合饮食中估算。0.30 的 BAF 用于估算蚯蚓组织中的镍浓度，而 0.06 的 BAF 用于估算等足动物组织中的镍浓度。此外，使用技术指导文献推荐方法估算蚯蚓消化道中土壤的镍浓度。用以评估海洋食物链、淡水食物链和陆地食物链的镍预期暴露浓度 PEC 在[表 2](#)中进行了综述。

5 效果评估

预期无影响浓度 PNEC 是指低于该浓度时不会对鸟类和哺乳动物产生不良影响的饮食镍浓度。PNEC 在两个梯级内进行确定。在第 1 梯级，根据技术指导文献的标准指导来推导 PNEC，且不考虑任何特定物种在摄食率和体重上的差异。在第 2 梯级，根据在评估中进行考虑的鸟类和哺乳动物在特定物种的摄食率和体重比率基础上推导出 PNEC。

根据最敏感（最低级）饮食的无观察效应浓度（NOECs），得出 PNEC。对鸟类来讲，有 6 篇文献报告过在鸟食中添加镍后进行的亚慢性和慢性喂食研究。在一个对鸡进行的 42 天的研究中，在与生存、生长和身体颤抖相关的端点的最低 NOEC 大于 150 毫克镍/千克；一个对野鸭进行的 90 天的研究中，此类端点的最低 NOEC 大于 200 毫克镍/千克。

系统	消费生物	食物链	保守饮食假设 ¹	更为实际的饮食假设
海洋	鸟（蛎鹬）	海水→双壳软体动物→蛎鹬	100% <i>C. edule</i>	50% 欧洲鸟尾蛤, 50% 其它软体动物
	哺乳动物（斑海豹）	海水→鱼/章鱼/乌贼→斑海豹	100% 软体动物或 100% 鱼	不适用
淡水	鸟（食软体动物）	淡水→软体动物→鸟	100% 软体动物	不适用
	哺乳动物（水獭）	淡水→鱼→水獭	100% 鱼	不适用
陆地	鸟（食虫子）	土→蚯蚓→食虫子的鸟	100% 蚯蚓	50% 蚯蚓, 50% 等足动物
	哺乳动物（鼯）	土→蚯蚓→鼯	100% 蚯蚓	30% 蚯蚓, 70% 等足动物

1. 在较低的等级，假设鸟和哺乳动物只进食某一种被捕食生物
2. 在最高等级，假设了一个合理的更为实际的混合饮食

表 1：在镍二次中毒风险评估中的估计食物链

文本框 2: 生物累积因子

生物累积因子或 BAFs, 是一个生物体内的化学浓度 (Conc_{生物}) 和其在非生物环境体内的化学浓度 (Conc_{环境}) 之比 (地表水之于水生生物和泥土之于陆生生物):

$$BAF = \text{Conc}_{\text{生物}} / \text{Conc}_{\text{环境}}$$

比如, 假定在一个水生生物和其生存的水中测到镍浓度分别为 50 mg kg⁻¹ 和 0.1 mg/L, 得出生物累积因子为 500。水或土的镍生物累积因子分别乘以水和土的镍浓度, 用以评估生物在另一个地点或暴露在另一种环境下时体内的镍浓度。需要注意的是, 镍和其它金属的 BAF, 即使在同一个物种内, 也会由于多种因素的影响而不同, 这包括不同场地间镍生物有效性的差异, 镍暴露浓度的大小不同 (BAF 与暴露浓度成反比关系)。因此, 用 BAF 来估计被捕食生物的镍浓度仅仅提供了一个在给定地点或给定情境下潜在镍浓度的估算值。

可用下面的基本方程式根据 BAF 从水或土壤的镍浓度中推导出 PEC。

$$PEC = \text{Conc}_{\text{环境}} \times \text{BAF}$$

栖息地	假定饮食	镍浓度范围 ¹	PEC _{地区} (毫克/千克)
海洋	100% 欧洲鸟尾蛤	---	5.3
	50% 欧洲鸟尾蛤	---	2.8
	50% 其它双壳类	---	
	100% 双壳类	---	0.25
淡水	100% 鱼	---	0.27
	100% 双壳类或 100% 鱼	0.7-7.9	0.19-2.1
	100% 蚯蚓	1-81	0.15-12
陆地	30% 蚯蚓, 70% 等足动物	---	0.06-4.9

¹ 淡水 (微克镍/升) 和土壤 (毫克镍/千克) 生态区域的浓度。有于淡水和土壤生态区域的更多信息可分别参见情况报道 4 和情况报道 5。

表 2: 在海洋, 淡水和陆地食物链不同暴露场景下的镍 PEC

对哺乳类而言, 由无观察不良效应浓度 NOAEL 推导出最低的无观察效应浓度 (NOEC) 是 22 毫克镍/千克。该无观察不良效应浓度 NOAEL 取自先前完成的人类健康镍风险评估, 当时的认定值为 1.1 mg Ni kg⁻¹bw d⁻¹。参照技术指导文献, 用评估因子 30 (将敏感性和实验室到野外推断的种间差异考虑在内) 除以这些 NOEC, 得出等级 1 鸟类 PNEC 是 5.0-6.7 毫克镍/千克, 哺乳动物 PNEC 是 0.73 毫克镍/千克 (表 3)。对于等级 2 和等级 3, 根据特定物种的喂食率和体重比率对 NOEC 进行调整, 这些评估的特定物种涉及在毒性测试中应用到的物种。用评

估因子 10 除以根据喂食率调整过的 NOEC, 用以导出等级 2 和等级 3 的 PNEC (表 3)。

6 食物中镍生物有效性

用于推导禽类及哺乳类 PNEC 的毒性值, 是基于实验室生物对高度可溶的 (即生物有效性形式) 镍的暴露测出的。因此, 预计禽类及哺乳类 PNEC 高估了天然饮食中生物嵌入镍的生物有效性。另外, 在陆生生物途径中, 蚯蚓肠道中由土壤中吸收的镍预计会降低其生物有效性。一个物种的生物可用性在暴露介质间的区别可以用相对吸收因子 (RAF) 来描述, RAF 是物质在一个暴露介质中的吸收值与在另一个暴露介质中吸收值的比例。可以将 RAF 纳入风险描述, 如第 7 部分所示。哺乳动物食用蚯蚓和其他物种 (如等足动物) 推导出得的 RAF 分别为 3.6% 和 2.5%。对于鸟类, 没有找到有关硫酸镍 (添加到实验室饮食中与生物嵌入的镍进行对比) 的相对生物有效性 (是禽类 NOEC 的基础) 的研究, 同时也没有可用于鸟类的镍的生物有效性数据。因此, 禽类饮食和土壤的 RAFs 并非是为鸟类推导的 (即, 假设了 100% 的吸收, 这是一种保守方法)。

7 风险描述

风险评估将 PEC、PNEC 和相对生物有效性 (即 RAF) 的评估结果结合到一起。如上述讨论部分, 风险描述逐步进行。其中第一步最简化, 后续步骤以复杂性增加的程度为基础。对于每一步而言, 根据下列公式计算 PEC-PNEC 的比值或风险描述比 RCR:

$$RCR = \text{PEC} \times \text{RAF} / \text{PNEC}$$

对于鸟类的每一级, 及哺乳动物第 1 级和第 2 级而言, RAF) 都为 1 (即 100%)。

7.1 海洋生物

鸟类

在第一级中, 基于 100% 的欧洲鸟尾蛤饮食, 将蛎鹬的 PEC 与 5.0 和 6.7 毫克/千克的通用 PNEC 进行比较。风险描述比 RCRs 表明二次中毒风险是基于 5.0 毫克/千克的 PNEC, 而非基于 6.7 毫克/千克的 PNEC。在随后的步骤中, 当 PNEC 适用于蛎鹬物种的摄食率时, 且当 PEC 降低至 0.2, 假设混合双壳类动物的饮食, 即蛎鹬并非只食欧洲鸟尾蛤时, RCR 降至 0.4; 在随后更实际的步骤中, 没有估算出二次镍中毒风险。(表 4)。

哺乳动物

在第一级中, 基于 100% 的双壳类饮食或是 100% 的鱼类饮食, 将海豹的 PEC 与 0.73 毫克/千克的通用 PNEC 进行比较 (假设 RAF 为 1)。双壳类和鱼类的饮食风险描述比 RCR 分别为 0.3 和 0.4, 由此说明不存在二次中毒的风险。随后的步骤中, 当其 PNEC 适用于海豹的摄食率和体重时, RCR 进一步下降, 而且当与 2.5% 的 RAF 合并时, 其数值会进一步降至小于 1 (表 5)。

捕食类	系统	物种	据喂食率调整的 NOEC (mg Ni kg ⁻¹)		采用的评估因子	PNEC (mg Ni kg ⁻¹)
			NOEC (mg Ni kg ⁻¹)	的 NOEC (mg Ni kg ⁻¹)		
鸟类	全部	通用	150	---	30	5.0
			200		30	6.7

	海洋	蛎鹬	200	123	10	12.3
	淡水	食鸟类软体动物	200	123	10	12.3
	陆生	食鸟虫	200	85	10	8.5
哺乳动物	全部	通用	22	---	30	0.73
	海洋	海狗	22	46	10	4.6
	淡水	水獭	22	23	10	2.3
	陆生	鼯	22	1.2	10	0.12

表 3: 在野生动物饮食中镍的预期无影响浓度

等级	物种	PNEC (mg kg ⁻¹) ¹⁾	RAF	假设食谱	PEC (mg kg ⁻¹)	RCR
1	通用	5.0/6.7	1	100% 欧洲鸟尾蛤	5.3	0.8-1.1
2	蛎鹬 ¹	12.3	1	100% 欧洲鸟尾蛤	5.3	0.4
3	蛎鹬 ¹	12.3	1	50% 欧洲鸟尾蛤, 50% 其他	2.8	0.2

1 据蛎鹬的摄食率与体重比率调整后的 PNEC

表 4: 食软体动物（海扇类）的鸟类（如蛎鹬）的 RCR

等级	物种	PNEC (mg kg ⁻¹)	RAF	假设食谱	PEC (mg kg ⁻¹) ¹⁾	RCR
1	通用	0.73	1	100% 软体动物	0.25	0.3
				100% 鱼	0.27	0.4
2	斑海豹 ¹	4.6	1	100% 软体动物	0.25	0.05
				100% 鱼	0.27	0.06
3	斑海豹 ¹	4.6	0.025	100% 软体动物	0.25	0.001
				100% 鱼	0.27	0.001

1 据斑海豹的摄食率与体重比率调整后的 PNEC

表 5: 食鱼/章鱼/乌贼的哺乳动物类（如斑海豹）的 RCR

7.2 淡水

鸟类

在第一级中，将代表不同淡水生态区域的、食软体动物的鸟类 PEC 与 5.0 和 6.7 毫克/千克的通用 PNEC 进行比较。忽略所采用 PNEC，RCR 均小于 0.5（表 6），说明在地区淡水暴露场景中不存在二次中毒的风险。第二级中，12.3 毫克/千克的 PNEC 适用于食软体动物的鸟类摄食率与体重，导致其 RCR 低于 0.2。这一结果说明淡水生态区域鸟类淡水食物链中无二次中毒的风险。

等级	物种	PNEC (mg kg ⁻¹)	RAF	假设食谱	PEC (mg kg ⁻¹)	RCR
1	通用	5.0/6.7	1	淡水生态区域 ¹	0.19-2.1	0.02-0.43
2	食鸟类软体动物 ²	12.3	1	淡水生态区域 ¹	0.19-2.1	0.02-0.17

1 有关淡水生态区域的描述请见情况报道 4。

2 据食软体动物的鸟类摄食率与体重的比例调整后的 PNEC

表 6: 食软体动物的鸟类的 RCR

哺乳动物

在第一级中，假设 RAF 为 1，将代表不同淡水生态区域的、欧洲水獭的 PEC 与 0.73 毫克/千克的通用 PNEC 进行比较。三个淡水生态区域的 RCR 范围为 1.4-2.9，且其在剩下的三个生态区域中也均小于 1（表 7）。第二级中，当使用适用于欧洲水獭摄食率的 PNEC 时，所有 RCR 均小于 1，且当与 2.5% 的 RAF 合并时，RCR 值将小于等于 0.02（表 7）。

等级	物种	PNEC (mg kg ⁻¹)	RAF	假设食谱	PEC (mg kg ⁻¹)	RCR
1	通用	0.73	1	淡水生态区域 ¹	0.19–2.1	0.26–2.9
2	欧洲水獭 ²	2.3	1	淡水生态区域 ¹	0.19–2.1	0.08–0.93
3	欧洲水獭 ²	2.3	0.025	淡水生态区域 ¹	0.19–2.1	0.001–0.02

1 有关淡水生态区域的描述请见情况报道 4。

2 据欧洲水獭摄食率与体重的比例调整后的 PNEC

表 7: 食鱼类的哺乳动物 (如欧洲水獭) 的 RCR

7.3 土壤

鸟类

在第一级中, 将主要食虫的鸟类的区域 PEC 与 5.0 和 6.7 毫克/千克的通用 PNEC 进行比较。基于 5.0 毫克/千克的 PNEC, 除粘质土中 RCR 为 2.4 外, 所有区域 RCR 均小于 1, (有关具代表性生态土壤的更多信息请见情况报道 5) (表 8)。第二级中, 使用适用于食虫鸟类的 PNEC 时, 若 100% 的蚯蚓饮食, 则区域 RCR ≤ 1.4; 若 50% 的蚯蚓饮食和 50% 等足动物饮食, 则 RCR ≤ 0.8。

哺乳动物

在第一级中, 假设 RAF 为 1, 将鼩的区域 PEC 与 0.73 毫克/千克的通用 PNEC 进行比较。部分土壤生态区域的 RCR 大于 1 (表 9)。第二级中, 0.12 毫克/千克的 PNEC 适用于鼩的摄食率, 由于鼩的摄食率低于通用 PNEC, 导致了更高的 RCR (表 9)。第三级中包括 RAF 的合并, 用以说明镍的生物有效性在 PEC 和 PNEC 之间的区别。对于第三级而言, 假设是 100% 的蚯蚓饮食, 则其中两个土壤生态区域的 RCR 大于 1。这些土壤中的镍浓度为 26 毫克/千克 (泥炭土) 和毫克/千克 (粘质土)。第四级中, 假设鼩的饮食含 30% 的蚯蚓和 70% 的等足动物。当蚯蚓和等足动物的 RAF 分别为 0.036 和 0.025 时, RCR 将 ≤ 1.4 (表 9)。在一个单独的区域中, 镍浓度为 81 毫克/千克的粘质土导致 RCR 大于 1。

等级	物种	PNEC (mg kg ⁻¹) ¹⁾	RAF	土壤类型	假设食谱	PEC (mg kg ⁻¹)	RCR
1	通用	5.0/6.7	1	生态区域土壤 ¹	100% 蚯蚓	0.30–12.0	0.02–2.4
2	食鸟虫 ²	8.5	1	生态区域土壤 ¹	100% 蚯蚓	0.30–12.0	0.02–1.4
3	食鸟虫 ²	8.5	1	生态区域土壤 ¹	50% 蚯蚓, 50% 等足动物	0.087–7.0	0.01–0.8

1 有关生态区域土壤的描述请见情况报道 5。生态区域土壤的镍背景浓度范围为 1-81 毫克/千克 (干燥重量)。

2 据食虫类鸟类摄食率与体重的比例调整后的 PNEC

表 8: 捕食虫类的鸟类 (如欧洲椋鸟) 的 RCR

等级	物种	PNEC (mg kg ⁻¹) ¹⁾	RAF	土壤类型	假设食谱	PEC (mg kg ⁻¹)	RCR
1	通用	0.73	1	生态区域土壤 ¹	100% 蚯蚓	0.15–12.0	0.2–16.0
2	鼩 ²	0.12	1	生态区域土壤 ¹	100% 蚯蚓	0.15–12.0	1.3–100.0
3	鼩 ²	0.12	0.036 ³	生态区域土壤 ¹	100% 蚯蚓	0.15–12.0	0.09–3.6
4	鼩 ²	0.12	0.036 ³ , 0.025 ⁴	生态区域土壤 ¹	30% 蚯蚓, 70% 等足动物	0.061–4.9	0.02–1.4

1 有关生态区域土壤的描述请见情况报道 5。生态区域土壤的镍背景浓度范围为 1-81 毫克/千克 (干燥重量)

2 据鼩摄食率与体重的比例的调整后的 PNEC

3 蚯蚓的 RAF

4 等足动物的 RAF

表 9: 食虫的哺乳动物 (如常见的鼩) 的 RCR

8 结论

以镍的二次中毒风险评估结果为基础，可以看出没有水生（海洋或淡水）食物链的 RCR 大于 1。而陆生生物部分，以上层等级的改良评估方法为基础，除了一种 RCR 为 1.4 的土壤生态区域外，所有 RCR 都小于 1。这种 RCR 为 1.4 的土壤为天然具有较高镍浓度的粘质土，由此说明即便进行更高等级评估，用于评估二次镍中毒的方法是错误的保守。此情况报道中描述的二次中毒的评估集中在区域层面的分析，但是在本地更高镍环境浓度的状况下，分级方法的应用成功减少了具有二次中毒风险的地点的数量。这种二次中毒评估强调关键风险评估部分，在未来本地化或特定地点中应当考虑这些关键部分。镍和其他金属二次中毒的评估，包括：

- 对测试生物摄食率—体重比例来推导临界效应浓度与评估野生动植物物种的考虑；
- 用高评估因子推导天然存在的基本元素的 PNECD 的恰当性；
- 相关饮食假设的使用；
- 对饮食毒性研究和自然饮食之间相关金属生物有效性的评估；
- 验证风险预测与背景浓度。

9 欧洲镍风险评估文件链接

可通过以下网址检索到《镍和镍化合物环境风险评估》的最终报告：

<http://echa.europa.eu/documents/10162/cefda8bc-2952-4c11-885f-342aac769b3>

（上次访问时间为 2015 年 7 月）

健康与环境风险科学委员会的意见见以下网址：

http://ec.europa.eu/health/ph_risk/committees/04_scher/docs/scher_o_112.pdf

（上次访问时间为 2015 年 7 月）

10 参考资料

Campbell, L.M.、Norstrom, R.J.、Hobson, K.A.、Muir, D.C.G.、Backus, S.、Fisk, A.T.2005 年。Mercury and other trace elements in a pelagic Arctic marine food web (Northwater Polynya, Baffin Bay). Science of the Total Environment 第 351-352 期, 247-263 页。

DeForest, D.K.、Schlekat, C.E.、Brix, K.V. 和 Fairbrother, A. 2012 年。《Secondary poisoning risk assessment of terrestrial birds and mammals exposed to nickel. Integrated Environmental Assessment and Management, 第 8 期, 第 1 卷, 107-119 页。

丹麦环境保护署。2004 年。《Aquatic effect assessment for nickel. Background report on the nickel ion。草稿。2004 年 3 月。

欧洲化学品局。2003 年。Technical guidance document in support of Commission Directive 93/67/EEC on risk assessment for new notified substances, Commission Regulation (EC) 1488/94 on risk assessment for existing substances and Directive 98/8/EC of the European Parliament and of the Council concerning the placing of biocidal products on the market. Ispra, 意大利: 欧盟委员, 联合研究中心, 欧洲化学品局。

Lapointe, D. 和 Couture, P. 2006 年。Importance of the Route of Exposure in Accumulation and Subcellular Partitioning of Nickel in Fathead Minnows (Pimephales Promelas) 《第 27 届社会环境毒理学和化学年会墙报 484 页》魁北克, 蒙特利尔, 2006 年 11 月。

关于欧盟镍环境风险评估的情况报道

这是关于《欧盟镍现有物质风险评估》（EU RA）环境部分有关问题的一系列情况报道中的第六份。这些情况报道摘录了关键技术资料并提供了实施指导，旨在协助读者理解 EU RA 中阐述的复杂的环境问题和概念。

镍生产商环境研究协会欢迎读者提出与 EU RA 中采用的概念和方法有关的问题。咨询联系方式为：

镍生产商环境研究协会

2525 Meridian Parkway, Suite 240

Durham, NC 27713, USA

电话：1-919-595-1950

Chris Schlekat, 博士、美国认证毒理学专家

cschlekat@nipera.org

Emily Garman, 博士

egarman@nipera.org

本情况报道由 Windward Environmental 公司的 David K. DeForest 和 Patrick Van Sprang 编写：

200 West Mercer Street, Suite 401

Seattle, Washington 98119, USA

DavidD@windwardenv.com

Patrick Van Sprang

ARCHE, Stapelplein 70, b 104, B-9000 Gent, Belgium

patrick.vansprang@arche-consulting.be