

# 土壤污染物临界负荷研究进展<sup>①</sup>

胡宁静<sup>1,2,3</sup>, 骆永明<sup>1,2,3\*</sup>

(1 中国科学院南京土壤研究所土壤与环境生物修复研究中心, 南京 210008; 2 土壤与农业可持续发展国家重点实验室(中国科学院南京土壤研究所), 南京 210008; 3 中国科学院研究生院, 北京 100049)

**摘要:** 随着城市化进程与工农业的快速发展, 土壤污染形势也越来越严峻。土壤污染物临界负荷的研究, 可获取土壤可持续发展质量指标, 是一条实现土壤可持续管理的有效途径。我国土壤污染临界负荷研究不足, 为了推动其发展, 本文讨论了其研究进展、指导原则、应用、存在问题与发展趋势。动态的和基于风险的土壤污染物临界负荷估算已是国际发展趋势。当前, 缺乏完善的动态临界负荷估算模型, 估算过程具有较大不确定性。为了准确地估算土壤污染物的临界负荷, 在未来研究中需要加强对临界浓度制定和动态模型构建的研究, 主要包括土壤中污染物的迁移传输规律、污染物的剂量-效应关系等。

**关键词:** 土壤污染; 临界负荷; 预测模型; 临界浓度; 风险管理

**中图分类号:** X131.3

土壤污染物输入的主要途径是大气沉降和农用化学品的使用。污染物进入土壤后, 经水、气、生物等介质传输, 通过饮水、呼吸、饮食、皮肤吸收等途径引起人体暴露, 带来健康风险。如何才能可持续利用和管理土壤成为当前亟待解决的科学问题。而土壤临界负荷的研究, 可获取土壤可持续发展质量指标, 是实现土壤可持续管理的有效途径<sup>[1-7]</sup>。目前, 我国在这方面的研究相当欠缺, 对比国外研究存在较大差距。因此, 评述土壤临界负荷研究进展与内容、探究当前存在问题、展望其发展趋势, 对促进我国土壤临界负荷的研究具有重要意义。

## 1 国外土壤临界负荷研究概况

### 1.1 研究动态

土壤临界负荷的研究最初始于地表水酸化问题。自 1986 年欧美 11 国专家在奥斯陆召开“临界负荷工作会议”和发表了《硫和氮的临界负荷》报告后, 欧美各国相继针对地表水酸化问题, 开展了土壤氮素和硫素临界负荷区划工作。随着对重金属和持久性有机污染物 (persistent organic pollutants, POPs) 污染研究的深入, 科学家们将临界负荷这个概念用于土壤重金属和 POPs 的预防和控制, 并取得了一

系列重要成果, 以欧洲国家最为显著<sup>[2, 8-13]</sup>。

20 世纪 90 年代初, 一些发达国家开始着手制定陆地生态系统重金属或 POPs 临界负荷计算导则, 例如, 荷兰<sup>[2]</sup>和欧洲其他国家<sup>[5]</sup>相继制定了 POPs 和重金属临界负荷计算方法。欧洲效应研究工作组 (working group on effects, WGE) 及效应研究中心 (coordination center for effects, CCE) 于 1998 年制定了欧洲各国通用的陆地生态系统重金属临界负荷计算导则<sup>[11]</sup>。导则指出, 重金属或 POPs 临界负荷等于环境单元 (土壤、土壤溶液、地下水、植物等) 中重金属或 POPs 浓度不超过其临界浓度值, 并能防止环境中特定敏感受体受到明显有害影响的负荷量。此导则中, 只考虑了污染物的生态毒性效应, 没有考虑人体健康暴露风险。

WGE 每年针对土壤重金属或 POPs 临界负荷的相关问题召开一次国际学术会议。例如, 2001 年在 Bratislava 召开的第 17 届会议指出, 迫切需要更加合适的临界浓度值和迁移转化函数。并于 2002 年制定了欧盟共用的陆地生态系统铅和镉临界负荷计算和绘制试行导则, 2004 年在此基础上, 增添了基于人体健康效应的临界负荷方法学等方面的内容, 并将土壤重金属或 POPs 临界负荷定义为: 从长远

<sup>①</sup>基金项目: 国家自然科学基金项目(40432005、40301046)、国家重点基础研究发展规划项目(2002CB410810)、中国科学院知识创新项目(CXTD-Z2005-4)、中-荷战略科学联盟项目(2004CB720403)和江苏省自然科学基金(BK2004166)资助。

\* 通讯作者 (ymluo@issas.ac.cn)

作者简介: 胡宁静 (1975—), 女, 湖南道县人, 博士研究生, 主要从事土壤环境质量和修复研究。E-mail: hnj@issas.ac.cn

前景来看,根据目前所掌握的知识,对人体健康或生态系统结构和功能不产生有害效应时,土壤所能承受的最大污染物总输入率(大气沉降、化肥、其他人为输入源)<sup>[13]</sup>。定义至少包括了3层含义,一是基于不同土地利用方式(耕地、牧草地和非农业用地如森林);二是针对不同受体(如土壤动物、土壤植物、土壤微生物和人类等);三是以人体健康和生态系统功能为目标。

从国际上土壤临界负荷研究现状和发展可见,基于效应或暴露风险,划分不同土地利用方式,针对不同受体,结合土壤生态毒理学效应或人体健康风险评估,估算土壤污染物临界负荷,已是国际发展的趋势。

## 1.2 指导原则和方法学

**1.2.1 指导原则** 欧洲各国估算土壤重金属或 POPs 临界负荷导则的指导原则主要有4点:①保护生态受体:确保植物/农作物、土壤微生物(如土壤大型真菌)、土壤无脊椎动物、陆地动物(如鸟)暴露于土壤污染物不至于产生有害影响、使生物多样性遭到破坏;②确保食品质量安全,保护人体健康。如确保农产品质量和牲畜(如牛等)安全;③不产生次生环境污染,如确保地下水安全;④保护土壤的多功能性,同时保护生态环境和人体健康<sup>[13]</sup>。

**1.2.2 方法学** 划分不同的土地利用方式,以保护生态系统功能或人体健康为目的,根据暴露途径,确定土壤、土壤溶液、植物(农作物)或动物等受体的临界浓度,构建临界负荷计算模型(通常为质量平衡方法),估算土壤重金属或 POPs 临界负荷值,是当前欧洲国家普遍采用的模式,相信也是今后发展的趋势。临界浓度和临界负荷模型参数的确定是临界负荷估算的关键核心内容。目前,土壤重金属或 POPs 临界浓度,可通过应用生态毒理学数据和健康风险评估方法或根据作物质量标准,采用统计方法或健康风险评估法以及污染物的分配转化函数来确定。例如土壤溶液重金属活性或自由离子临界浓度,可通过相应的土壤重金属总量与活性重金属浓度的转化函数,或活性重金属含量与自由离子活性间的转化函数(地球化学形态模型)来确定。在临界负荷计算时也可直接采用国家的相关质量标准值。总之,选定受体→确定临界(浓度)限值→构建临界负荷计算模型→收集输入的数据→计算临界负荷,是计算土壤重金属或 POPs 临界负荷的基本思想和操作程序<sup>[10-11,13]</sup>。

## 1.3 临界负荷估算流程

**1.3.1 选定受体** 受体是指环境中受到不利影响的生态单元。可以是生物种类或较大群落(如植物、土壤无脊椎动物、藻类等)中几种代表性生物种类,或者是整个生态系统<sup>[13]</sup>。对土壤而言,受体即为具备土地利用(如森林类型、农作物类型)和土壤类型特征的特殊综合体<sup>[11]</sup>。

(1) 资料收集。土壤临界负荷具有显著的自然环境与社会经济的依存性,保持良好的自然环境和社会经济的持续发展,是土壤临界负荷研究的主要目标之一。不同自然环境与社会经济的发展可能对临界负荷产生重要影响,因而土壤临界负荷具有显著的区域性特征。因此,对研究区进行实地考察,收集相关信息对土壤临界负荷估算非常重要,这包括:①土地利用方式、地质、地形、地貌和气象水文等资料;②污染来源信息;③植被信息。

(2) 根据土地利用方式,建立污染物传输、暴露概念模型,确定受体。基于重金属或 POPs 不同效应选定受体的关键问题在于我们想要保护什么?对陆地生态风险而言,主要区别在于以地下水为饮用水或消耗生长在土壤上的农作物的人体毒性风险和生态毒性风险。确定特定土地利用方式下临界风险受体、暴露途径、暴露模式和暴露参数,建立重金属或 POPs 风险传输概念模型,确定保护受体<sup>[2,11,14-15]</sup>。图1就是一个典型的简化了的重金属在陆地生态系统不同受体和环境单元中的传输途径<sup>[11]</sup>。

(3) 制定实施采样计划,分析土、水、气、生(植物和动物)样品。在实地考察、信息收集和受体选定的基础上,考虑土地利用状况、污染物来源、位置和持续时间以及污染物传输途径,制定与实施采样计划。样品包括土、水(如果条件允许还包括土壤溶液)、大气和生物样品等。测定内容包括土壤基本物理化学性质、各样品中污染物浓度和形态,建立污染物的土壤-植物传输模型、土壤-土壤溶液传输模型(固液分配模型)或适当的模拟实验,获取土壤中污染物的固液分配模型。

**1.3.2 确定临界浓度** 土壤临界负荷等于环境单元(土壤、土壤溶液、地下水、植物等)重金属或 POPs 浓度不超过它们的临界浓度,并能防止环境中特定敏感受体受到明显有害影响的最大承载量<sup>[11,13]</sup>。因此,临界浓度的选定是临界负荷计算的基础,决定了临界负荷的大小。

重金属的生物有效性和生物毒性与它们的赋存

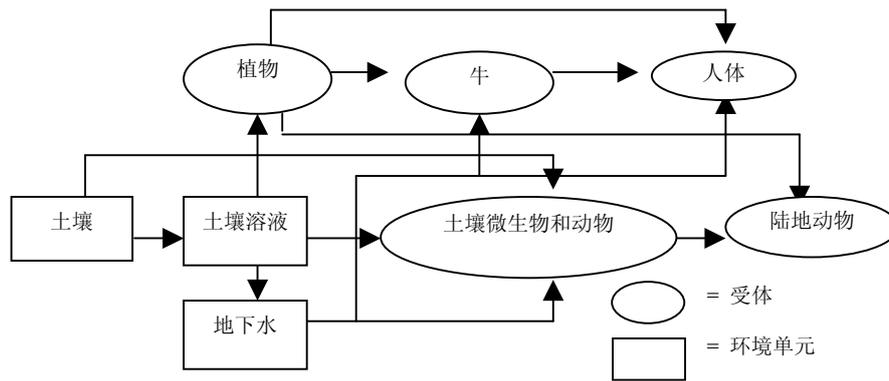


图 1 简化的重金属在陆地生态系统中不同受体和环境单元的风险传输概念模型<sup>[11]</sup>

Fig. 1 Simplified overview of pathways of heavy metals in various receptors and compartments within terrestrial ecosystems

形态有关<sup>[16]</sup>，临界负荷模型通常假设可溶性的重金属浓度（甚至自由重金属离子活性）控制土壤重金属对微生物/土壤动物、导管植物、地下水和陆地动物的影响<sup>[11,13,17]</sup>。而各国官方临界浓度都以重金属总量表示。因而，在选定用于计算临界负荷的临界浓度时，会遇到以土壤溶液浓度作为临界浓度，还是以土壤重金属总量作为临界浓度的难题。如果采用土壤溶液重金属浓度作为临界浓度，而目前绝大多数对土壤生物（土壤微生物和土壤节肢动物）临界浓度研究得出的临界浓度通常是土壤重金属总量，而不是重金属生物有效态含量<sup>[18-20]</sup>，陆地动物毒性效应的临界浓度也是相同情况<sup>[21-22]</sup>，因而，缺少对土壤微生物和土壤动物直接毒性效应对陆地动物间接效应的相关数据，也就很难推导和计算出可靠的保护土壤微生物、土壤动物和陆地动物的有效重金属临界浓度；如果以临界总重金属浓度作为临界负荷计算的临界浓度，其缺陷是重金属对土壤生物的毒性效应主要取决于它们的生物有效性，而不是总量<sup>[16]</sup>。

因此，欧洲国家假设（生态毒性和人体健康）效应是由于土壤重金属的积累引起，可以直接以土壤重金属临界总浓度用作临界重金属浓度，然后采用重金属在土壤的固液分配函数，推导土壤溶液的临界重金属浓度。但也有个别学者对这个方法提出了评判，因为采用此方法会出现吸附降低造成临界重金属负荷升高的情况<sup>[13]</sup>。另一种推导临界可溶性重金属浓度的方法是通过农作物临界重金属浓度（如食品质量标准）和重金属在土壤-植物体系的传输函数<sup>[11,13,23-25]</sup>来计算。

### 1.3.3 构建临界负荷估算模型 构建临界负荷

估算模型是临界负荷估算的第三步。模型的构建不仅取决于想要保护受体的临界浓度和“时间周期”（稳态或动态），还依赖于对模型详细/复杂程度的要求。

(1) 基于效应的质量平衡模型。包括稳态质量平衡模型（steady-state mass balance equation）和简单动态模型（simple dynamic approach）。

稳态质量平衡模型是建立在生态系统处于稳定状态的假设基础之上，也就是污染物（重金属或 POPs）输入通量与输出通量处于平衡。系统达到平衡状态的时间周期取决于当前状态离平衡状态有多远及变化速率的大小，此变化速率由重金属或 POPs 输入和输出通量的差异决定。如果土壤对重金属的吸附力非常强，那么将需较长时间（达几百年）才达到平衡。

稳态质量平衡模型又分建立在土壤过程机理描述之上的机理模型和大量数据统计得出的经验模型。机理模型需要大量数据，通常用于田间尺度，不适合用于区域尺度<sup>[8-9]</sup>。用于区域尺度时，即使模型结构作过修正（或最大程度地代表了当前对陆地生态系统的了解），其输出结果的不确定性可能很大程度是因为输入数据的不确定性引起<sup>[11]</sup>。经验模型普遍适用于农场尺度<sup>[4]</sup>或区域尺度<sup>[7,26]</sup>。区域尺度适合农业生态体系中重金属或 POPs 通量的跟踪与控制，因而，此类模型常用于评价土壤重金属或 POPs 循环的可持续管理。如荷兰农业、自然和粮食部以及住宅、空间计划和环境部制订的稳态质量平衡模型，为欧洲各国所采用<sup>[10-11,13,17,27]</sup>。PROTERRA 模型可用于评价 100 km<sup>2</sup> 左右的区域农用土地磷、镉、锌和铜的平衡<sup>[7]</sup>。经验模型具有输入数据少，适用

于区域尺度的优势，但相对较弱的理论基础也限制了模型在不同条件下的应用。

简单动态模型考虑随时间推移，土壤重金属或 POPs 的累积和损失过程，弥补了稳态质量平衡模型的不足，如：可溶性重金属浓度（重金属淋溶）与植物吸收重金属间明确的关系，以及对酸沉降和重金属沉降变化及时的响应变化；因响应酸沉降（氮和硫沉降）和土地利用变化引起 pH 和可溶性有机碳（DOC）变化的相互反应等。详细复杂的模型甚至包括了因土壤参数季节性变化引起的污染物浓度的季节性变化。目前已有的一些动态平衡模型用于预测土壤重金属的长期行为<sup>[5,7-9,11,27-28]</sup>。

(2) 恒静态方法 (stand-still approach)。除基于效应临界负荷计算方法外，也可采用恒静态方法计算临界负荷<sup>[29]</sup>。恒静态方法的目的是避免重金属或 POPs 在土壤中的任何（进一步）积累。然而，值得注意的是，当前重金属或 POPs 淋滤可能已经具有很大的负面影响，而且长期下去将导致不可接受的影响。

恒静态方法的局限性在于当前土壤淋溶水中重金属或 POPs 浓度数据的缺乏，这势必妨碍大空间尺度临界负荷的计算。因此，应用迁移转化函数将表层土壤重金属或 POPs 含量转化为当前淋滤土壤溶液浓度非常实用。恒静态临界负荷的计算意味着有必要调查各地当前土壤重金属或 POPs 浓度。

从上面的分析可知，各种平衡模型的主要不同点在于空间规模（田块、农场、区域和国家）、时间规模（静态或动态）以及相关有效的模型数据库。因此，模型的选择与构建务必依实际情况、具体要求和研究目标来确定。

**1.3.4 输入数据** 确定临界负荷计算模型之后，根据模型需求，收集相关输入数据。数据主要为污染物的含量、土壤物理化学性质、污染物与有机无机胶体的络合常数、气象水文资料、风化速率、固液分配系数、土壤年蒸发量、植物年蒸腾量及研究区自然条件等。

## 2 我国土壤临界负荷研究概况

在我国，土壤临界负荷通常称为土壤环境容量，主要指农田土壤重金属环境容量，始于 20 世纪 70 年代早期夏增禄<sup>[30]</sup>提出土壤环境容量这一概念。当时，其方法学主要基于污染生态学原则，包括污染生态效应和污染环境效应<sup>[30-34]</sup>，并将土壤环境容量

分为土壤静容量和土壤动容量<sup>[30-31,35]</sup>。

国家“七五”计划期间对土壤环境容量有一些研究<sup>[30-31]</sup>，此后研究很少，只见些零星报道<sup>[30,32]</sup>。我国土壤环境容量的研究主要集中在两个方面<sup>[30-31]</sup>，一是污染物对土壤生态系统中的生态效应，包括污染物与土壤之间的交互作用、污染物在土壤-植物体系的迁移和污染物在土壤中的淋失规律。例如，根据土壤化学性质和重金属与土壤之间的相互作用，计算土壤重金属的化学容量和淋失容量<sup>[30-32]</sup>。二是土壤环境容量的应用研究。例如，在国家“七五”科技攻关课题“土壤环境容量研究”基础上，制订了土壤镉、汞、砷、铅、铬和铜标准。

通过对农业土壤重金属环境容量的初步研究，为我国土壤重金属环境质量标准、区域性农田灌溉水质标准、农业污泥施用标准的制定、土壤污染的预测和污染物排放总量的控制提供了依据，促进了我国土壤资源的保护、管理与监督。

## 3 临界负荷的应用

临界负荷不仅能敏感地指示生态系统污染物的含量，预防污染物的人为输入，同时也具有指示生态系统潜在风险的作用。可用于指示和评价土壤污染风险以及指导场地管理。荷兰根据临界浓度、临界负荷、当前浓度和当前负荷划分为 4 种情况：①既不超过临界浓度也不超过临界负荷；②超过临界浓度但不超过临界负荷；③不超过临界浓度但超过临界负荷；④既超过临界浓度也超过临界负荷<sup>[13]</sup>。另外，临界负荷还可为制定区域性污灌水质标准、污泥农田施用标准和区域大气排放标准提供依据<sup>[31-32,35]</sup>。

## 4 存在问题与研究展望

### 4.1 临界负荷估算模型

目前，虽然也有一些动态临界负荷估算模型<sup>[6-9,27]</sup>，但处于刚刚开始初步阶段<sup>[13]</sup>，仍以稳态质量平衡临界负荷估算模型为主。

### 4.2 估算过程中的不确定性

土壤临界负荷估算研究涉及众多学科，需要多方面的信息和数据，如污染物的临界浓度、污染物的传输和转化规律、污染物暴露途径、污染物生态环境效应和污染物的健康效应等。这些输入数据本身存在较大的不确定性<sup>[11,13]</sup>，而且，输入数据的不确定性将通过随后的模型估算过程加以传递，对最

终的估算结果产生深刻影响。目前,已经有很多评估不确定性及其影响因素的方法<sup>[35,37]</sup>,但很少的临界负荷估算模型根据参数的不确定性对模拟结果的敏感度作出解释并计算不确定性的贡献<sup>[37-38]</sup>。量化和减少不确定性是当前所面临的一个重要问题。

### 4.3 临界浓度

临界负荷估算模型通常假设生物体仅受土壤溶液金属的影响,但是某些生物体特别是森林有机层的生物体可能要直接消耗土壤<sup>[11,13,17]</sup>,因此,可能对土壤溶液临界浓度的确定带来不确定性因子。临界浓度推导用的转化函数是从包含了不同土壤金属浓度范围推导得出的,但此浓度范围并没包括毒性终点数据。因而,临界浓度的推导是将来临界负荷研究领域的重点和热点。

## 5 对国内临界负荷研究的考虑

### 5.1 临界负荷方法学

我国对土壤临界负荷的研究,采用生态环境效应原则<sup>[30-34]</sup>。建议可吸收欧美等发达国家的经验,划分典型的土地利用方式,考虑人体健康效应和生态效应,根据实际情况,以保护人体健康或生态系统功能为目的,估算土壤污染物的临界负荷:①基于人体健康效应的土壤污染物临界负荷,以保护暴露于土壤污染物的人群不产生显著的健康风险为宗旨,基于不同土地利用方式下的暴露途径,以人体健康暴露风险评估法和统计外推法制定相关临界浓度。以保护与人体食物链相关的受体(如农作物、动物产品、饲料作物、地下水等)质量安全,从而达到保护人体健康的目的;②土壤生态系统功能的土壤污染物临界负荷:以保护土壤微生物、植物和无脊椎动物为宗旨,基于不同土地利用方式下的暴露途径,以生态毒理学与生态风险评估制订的土壤临界浓度为临界负荷估算的临界浓度。

### 5.2 土地利用方式和污染物种类

虽然我国对土壤临界负荷的研究起步较早,但只针对农田土壤的重金属。结合国际趋势和国内土壤污染现状,增加对牧草地、居住地、森林用地等土地利用方式的临界负荷研究十分必要。特别是牧草地的土壤质量与奶制品和动物产品安全息息相关,因此,牧草地土壤重金属和 POPs 的可持续管理应得到重视。土壤污染物种类方面,结合国内土壤污染现状和土壤环境研究,考虑对部分持久性有机污染物临界负荷的研究。

### 5.3 土壤污染物迁移转化模型

污染物在土壤-植物、土壤-水、大气-土壤迁移转化模型以及活性重金属含量与自由离子活性间的转化函数是土壤临界负荷模型的重要组成部分。我国已经开展了近 30 年的土壤污染研究工作,在污染物的环境行为过程方面研究取得了一些成果<sup>[39-40]</sup>,也建立了一些分配模型<sup>[41]</sup>,但对低浓度和多种污染物的转化和分配研究较少。随着新的监测技术和手段的发展,建议加强对土壤污染物的生物有效性、土壤污染物的迁移转化行为的系统深入研究,为建立污染物多途径、多介质迁移模型奠定理论基础。

### 5.4 土壤调查和数据库建立

土壤临界负荷估算需要收集和应用大量的数据,包括土壤的基本物理化学性质数据、当前土壤污染物的含量、地质水文资料、植被资料、植被蒸发数据和气象资料。土壤基本性质和环境质量的数据目前采用的是第二次土壤普查的资料,比较陈旧,已不能代表当前的土壤环境质量,因此有必要开展中国土壤环境质量调查,并运用 GIS、RS 和 GPS 技术,建立集成数据库。

### 参考文献:

- [1] Bakker DJ, van den Hout, Reinds GJ, de Vries W. Critical loads and present loads of lindane and benza ( $\alpha$ ) Pyrene for European forest soils, Report R94/329. Delft, The Netherlands: TNO Institute of Environmental Sciences, 1994
- [2] Schulin R. Contaminant mass balances in soil monitoring // Schulin R, Desaulles A, Webster R, Von Steiger B. Soil Monitoring—Early Detection and Surveying of Soil Contamination and Degradation. Basel, Switzerland: Birkhäuser Verlag, 1993: 55-71
- [3] Gilbert AR, Harger, Meyer FM. Criteria for sustainability in the development of indicators for sustainable development. Chemosphere, 1996, 33: 1739-1748
- [4] Moolenaar SW, Lexmond Th M. Heavy metal balances of agro-ecosystems in the Netherlands. Neth. J. Agric. Sci., 1998, 46: 171-192
- [5] Moolenaar SW. Sustainable management of heavy metals in agro-ecosystems (Ph. D. thesis). Wageningen, the Netherlands: Agric. Univ. of Wageningen, 1998
- [6] Van der Zee SEATM, Ferdinandus HNM, Boekhold AE. Long-term effects of fertilization and diffuse deposition

- of heavy metals on soil and crop quality // Van Beusichem. *Plant Nutrition: Physiology and Applications: Proc. of the 11th Int. Plant Nutrition Colloquium*. Wageningen, the Netherlands. August 1989. Dordrecht, the Netherlands: Kluwer Academic Publ., 1990: 323-326
- [7] Tiktak AR, Alkemade H, van Grinsven. Modelling cadmium accumulation on a regional scale in the Netherlands. *J. Environ. Qual.*, 1998, 28: 461-470
- [8] Boekhold AE, Van der Zee SEATM. Long-term effects of soil heterogeneity on cadmium behavior in soil. *J. Contam. Hydrol.*, 1991, 7: 371-390
- [9] Palm V. A model for sorption, flux and plant uptake of cadmium in a soil profile: model structure and sensitivity analysis. *Water Air and Soil Pollution.*, 1994, 77: 169-170
- [10] de Vries W, Bakker DJ. Manual for calculating critical loads of heavy metals for soils and surface waters. Report 114. Wageningen: DLO Winand Staring Centre, 1996
- [11] de Vries W, Bakker DJ. Manual for calculating critical loads of heavy metals for terrestrial ecosystems: Guidelines for critical, calculation methods and input data. Report 166. Wageningen, The Netherlands: DLO Winand Staring Centre, 1998
- [12] Hetteling JP, Slootweg J, Oosch M, Dutchak S, Ilyin I. Preliminary modelling and mapping of critical loads for cadmium and lead in Europe. RIVM report 259101011/2002. ICP M&M Coordination Center for Effect, 2002
- [13] de Vries W, Schütze, Lofts S, Tipping E, Meili M, Römkens PFAM, Groenenberg JE. Calculation of critical loads for cadmium, lead and mercury. Alterra Report 1104, 2004
- [14] Posch M, de Smedt, PAM, Hetteling JP, Downing RJ. Calculation and mapping of critical thresholds in Europe: CCE status report 1995. Report 259101004. Bilthoven, the Netherlands: Coordination Center for Effects, National Institute of Public Health and the Environment, 1995
- [15] de Vries W, Bakker DJ, Groenenberg JE, Reinds GJ, Bril J, van Jaarsveld JA. Calculation and mapping of critical loads for heavy metals and persistent organic pollutants for Dutch forest soils. *Journal of Hazardous Materials*, 1998, 61: 99-106
- [16] Ernst WHO. Bioavailability of heavy metals and decontamination soil by plant. *Applied Geochemistry*, 1996, 11(1/2), 163-167
- [17] de Vries W, Schütze G, Römkens PFAM, Hetteling JP. Guidance for the calculation of critical loads for cadmium and lead in terrestrial and aquatic ecosystems// Hetteling JP, Slootweg J, Oosch M, *et al.* Preliminary Modelling and Mapping of Critical Loads for Cadmium and Lead in Europe. RIVM Report 259101011/2002, 2002: 17-35
- [18] Bååth E. Effects of heavy metals in soil on microbial processes and populations: A literature review. *Water, Air, and Soil Pollution*, 1989, 47: 335-379
- [19] Witter E. Heavy metal concentrations in agricultural soil critical to microorganisms. Report 4079. Solna, Sweden: Swedish Environmental Protection Agency, 1992
- [20] Tyler G. Critical concentrations of heavy metals in the morhorizon of Swedish forests. Report 4078. Solna, Sweden: Swedish Environmental Protection Agency, 1992
- [21] Ma W, Van der Voet H. A risk-assessment model for toxic exposure of small mammalian carnivores to cadmium in contaminated natural environments. *The Science of the Total Environment, Supplement*, 1993: 1701-1714
- [22] Jongbloed RH, Pijnenburg J, Mensink BJWG. A model for environmental risk assessment and standard setting based on Biomagnification. Report 719101012. Bilthoven, the Netherlands National Institute of Public Health and the Environment, 1994
- [23] Kabata-pendias A, Pendias H. Trace elements in soils and plants. 2nd ed., Boca Raton: CRC press, 1992
- [24] Brus DJ, de Gruijter JJ, Dalvoort DJJ, de Vries F, Bronswijk JJB, Römkens PFAM, de Vries W. Mapping the probability of exceeding critical thresholds for cadmium concentrations in soils in the Netherlands. *J. Environ. Qual.*, 2002, 31 (6): 1875-1884
- [25] Adams ML, Zhao FJ, McGrath SP, Nicholson FA, Chambers B J. Predicting cadmium concentrations in wheat and barley grain using soil properties. *J. Environ. Qual.*, 2003, 33: 532-541
- [26] von Steiger B, Obrist J. Available databases for regional mass balances in agricultural land // Schulin R, Desaulles A, Webster R, von Steiger B. *Soil Monitoring-Early Detection and Surveying of Soil Contamination and Degradation*. Basel, Switzerland: Birkhäuser Verlag, 1993:

- 35-46
- [27] PAČES T. Critical loads of trace metals in soils: A method of calculation. *Water, Air and Soil Pollution*, 1998, 105: 451-258
- [28] Harmsen K. Long-term behaviour of heavy metals in agricultural soils-A simple analytical model // Adriano DC. *Biochemistry of Trace Metals*. London: Lewis Publ., 1992: 217-247
- [29] Gregor HD, Spranger T, Hönerbach F. Effects-based approaches for heavy metals // *Proceedings of the UN/ECE Workshop, Schwerin, Germany, 12-15 Oct., 1999*
- [30] 夏增禄. 土壤环境容量及其应用. 北京: 气象出版社. 1988
- [31] 夏增禄. 土壤环境容量研究. 北京: 气象出版社. 1986
- [32] 夏增禄. 中国土壤环境容量. 北京: 地震出版社. 1992
- [33] 陈怀满, 郑春荣. 关于土壤环境容量研究的商榷. *土壤学报*, 1992, 29 (2): 219-225
- [34] Chen HM, Zhen CR, Tu C, Zhou DM. Studies on loading capacity of agricultural soils for heavy metals and its application in China. *Applied Geochemistry*, 2001, 16: 1397-1403
- [35] 郑春荣, 陈怀满. 重金属的土壤负载容量. *土壤学进展*, 1995, 23 (6): 21-28
- [36] Kros J, De Vries W, Janssen P, Bak C. The uncertainty in forecasting regional trends of forest soil acidification. *Water Air and Soil Pollution*, 1993, 66: 29-58
- [37] Keller A, Abbaspour KC, Schulín R. Assessment of uncertainty and risk in modeling regional heavy-metal accumulation in agricultural soils. *J. Environ. Qual.*, 2002, 31: 175-187
- [38] Keller A, von Steiger B, van der Zee SEATM, Schulín R. A stochastic empirical model for regional heavy-metal balances in agroecosystems. *J. Environ. Qual.*, 2001, 30: 1976-1989
- [39] 陈怀满, 郑春荣, 周东美, 王慎强. 关于我国土壤环境保护研究中一些值得关注的问题. *农业环境科学学报*, 2004, 23 (6): 1244-1245
- [40] Chen HM, Zhou DM, Luo YM, Wang SQ. The progresses and problems in soil environmental protection in China // Luo YM, et al. *Proceedings of Soil Rem.: the 2<sup>nd</sup> International Conference on Soil Pollution and Remediation*. 2004, 129-131
- [41] 潘根兴, Andrew CC, Albert LP. 土壤-作物污染物迁移分配与食品安全的评价模型及其应用. *应用生态学报*, 2002, 13 (7): 854-858

## Review on Critical Loads of Pollutants for Soils

HU Ning-jing<sup>1,2,3</sup>, LUO Yong-ming<sup>1,2,3</sup>

(1 *Soil and Environment Bioremediation Research Centre, Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China;*

2 *State Key Laboratory of Soil and Sustainable Agriculture(Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences), Nanjing 210008, China;*

3 *Graduate School of the Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China*)

**Abstract:** Soil pollution is deteriorating due to rapid urbanization, industrial and agriculture development. As a new soil sustainable management tool, the research of critical loads of pollutants in soils can develop soil environmental quality index. So far, limited research work has been done in China in relation to it. In order to promote its development in China, a general introduction is given to trend of the research in the world on soil critical loads of pollutants, and the principle as well as application function, and existing problems. Calculation of dynamic approach and risk-based critical loads has been an international trend. Currently, many uncertainties still remain in modeling and critical limits. To consider the processes of pollutants accumulation or loss from soils over time and make it reliable, future research should focus on developing critical limits based on health or ecotoxicological effects and dynamic approaches, including pollutant transfer model in environment and dose-effect relationship of pollutants.

**Key words:** Soil pollution, Critical loads, Prediction model, Critical limit, Soil risk management