

《建设用地土壤苯并[a]芘的生态安全基准》

（征求意见稿）

编制说明

《建设用地土壤苯并[a]芘的生态安全基准》编制组

二〇二四年五月

目 录

1. 编制背景	1
2. 编制必要性	4
3. 国内外标准化情况	7
3.1 国外相关标准情况	7
3.2 国内相关标准情况	11
4. 工作简况	13
4.1 任务来源	13
4.2 起草单位与分工	13
4.3 主要起草人及情况简介	13
4.4 主要工作过程	14
5. 标准的主要技术内容及编制依据	18
5.1 编制原则	18
5.2 编制依据	18
5.3 应用范围	19
5.4 规范性引用文件	19
5.5 术语及定义	19
5.6 制订思路	20
5.7 制订程序	20
5.8 基准的推导结果	29
6. 与现行标准的协调关系	35
7. 重大分歧依据的处理经过和依据	35
8. 标准实施建议	36
附录 A 苯并[a]芘对陆生植物的毒性数据	40
附录 B 苯并[a]芘对陆生无脊椎动物的毒性数据	42
附录 C 苯并[a]芘对土壤微生物和微生物主导的土壤生态过程的毒性数据	43
附录 D 实验室自测毒性数据实验报告	44

1. 编制背景

苯并[a]芘是一种具有强致癌性的多环芳烃类环境污染物，可通过各种人为活动和自然来源排放到环境中，以人为源为主，包括化石燃料燃烧、城市交通排放、香烟烟雾和食材烹饪等（Hou et al., 2023; Li et al., 2023）。排放的苯并[a]芘通过大气干湿沉降和水文径流等途径最终汇集到土壤中。由于具有持久性和高度稳定性等特点，苯并[a]芘易长时间积累在土壤中，影响农产品和地下水的安全，并通过食物链进入人体，危害人群健康（Jin et al., 2021; Zou et al., 2023）。近期的《全国土壤污染状况调查公报》显示，全国土壤污染点位超标率为 16.1%，其中作为主要污染物的多环芳烃的点位超标率为 1.4%，重污染企业用地点位超标率高达 36.3%，而苯并[a]芘就是多环芳烃类污染物的典型代表。鉴于我国建设用地土壤苯并[a]芘污染的严峻形势，亟需加强土壤中苯并[a]芘的生态风险研究、开展土壤污染防治工作，保障居民用地安全和人群健康。

全国生态文明大会指出，要着力提升生态系统多样性、稳定性、持续性，加大生态系统保护力度，构建山清水秀的生态空间。以环境暴露、毒理效应与风险评估为核心研究内容的环境基准，是制修订生态环境标准，进行生态环境风险管理的科学依据，反映了一个国家生态环境保护的公众意识、科学水平和综合实力。近些年来我国环境基准研究工作取得了一些进展，然而，环境基准工作尚处于起步阶段，距离支撑生态环境管理的客观需求还有很大差距。土壤环境基准是指土壤中污染物对特定对象不产生不良或有害影响的最大剂量或浓度，或者超过这个剂量或浓度就对特定对象产生不良或有害的效应，是土壤标准制修订、土壤环境质量评价和控制的重要科学依据。按照保护对象不同可以分为 3 类：保护人类健康土壤环境基准（旨在保护暴露于污染土壤的临界人群不产生显著的健康风险）、保护生态受体土壤环境基准（旨在保护土壤环境中的生态受体，如植物、土壤无脊椎动物、土壤微生物、野生动物等不会因暴露于污染土壤而产生生态风险）以及保护地下水土壤环境基准（旨在保证通过淋溶作用进入地下水的污染物不会对土壤下方饮用水源造成危害）。

目前，我国已建立基于农产品安全 and 保护人体健康的土壤污染风险管控标准体系：《土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准》（GB 15680-2018）

和《土壤环境质量 建设用地土壤污染风险管控标准》（GB 36600-2018）。然而近些年来，人们逐渐认识到：土壤不仅为人类提供了食物和能源，也为人类提供着不可替代的、重要的生态系统服务，是保障地球生态系统结构和功能的核心。我国生态安全土壤环境标准仍未确立，造成当前土壤生态安全风险的评估无据可依的困境，难以支撑我国生态保护工作。由于生态安全土壤环境标准的缺失，以往土壤生态环境安全评估工作难以开展，导致建设用地土壤生物多样性受损、土壤功能不健全等生态安全问题突出。部分污染场地中利用当前污染风险管控标准开展生态环境安全风险评估工作，导致评估结果不可信的问题（滕涌等, 2018; 赵晓丽等, 2015; 郑丽萍等, 2018）。因此，加强生态安全土壤环境基准研究，建立生态安全土壤环境标准对更好地评估生态风险、防控土壤污染、构建生态文明建设的标准体系具有非常重要的意义。

国内外学者们开发了多种方法用以建立生态安全土壤环境基准，其中运用广泛的有物种敏感性分布法（Species sensitive distribution, SSD）、评估因子法（Assessment factor, AF）和相平衡分配法（Equilibrium partitioning approach, EqPA）3 种（Andrea et al., 2018; Van et al., 2019; Xu et al., 2015）。3 种方法各有对应的应用范围，当污染物毒性数据库足够丰富（通常指有 10 - 15 个以上，包含至少 8 个不同生物种类的毒性数据）时，适用于 SSD 法；当毒性数据库的生物种类和营养级别单一，且数据库较小（不超过 10 个）时，可选择 AF 法；当污染物陆生生物的毒性数据库缺失时，可考虑采用 EqPA 法。AF 法和 EqPA 法较为简单，且毒性数据库较小，其推导建立的土壤环境基准误差较大。SSD 方法的优势在于，即使毒性效应数据有限，它也能够能够在生态系统保护水平上得出污染物的环境基准值。基于 SSD 曲线的统计学外推法首先根据剂量 - 效应关系估算污染物毒性效应数据，分别依据生态物种和生态过程的最佳拟合模型曲线计算不同生态保护水平下的危害浓度（x% Hazardous concentration, HCx），并选择不同的外推方法估算预测无效应浓度（Predicted no-effect concentration, PNEC），将获得的 PNEC 值用于生态安全土壤环境基准值的推导和建立。所以近年来 SSD 方法已被应用于生态安全土壤环境基准推导和生态风险评价（Kim et al., 2023; Liu et al., 2022; Yu et al., 2023）。

为填补我国生态安全土壤环境基准体系的空白，南京农业大学联合中国科

学院南京土壤研究所和江苏省环境工程技术有限公司，采用 10 种典型土壤和数十种典型植物、动物和微生物主导的生态功能，开展大量的室内毒性试验，并从中英文文献库和毒性数据库中检索毒性数据，利用 SSD 法推导建立了基于生态安全的建设用地土壤苯并[a]芘环境基准，并向江苏省环境科学学会提出团体标准《建设用地土壤苯并[a]芘的生态安全基准》提出立项申请，经专家论证，江苏省环境科学学会于 2024 年正式立项（苏环学【2024】3 号）

2. 编制必要性

开展土壤环境基准研究是我国生态环境相关法律法规的明确要求。《中华人民共和国环境保护法》第二章第十五条规定：国家鼓励开展环境基准研究。

《国家环境基准管理办法（试行）》要求制定土壤环境基准。《中华人民共和国土壤污染防治法》中明确指出，国家支持对土壤环境背景值和环境基准的研究。开展土壤环境基准研究，对深入落实生态环境法律法规要求，科学制定土壤环境监管标准，强化土壤污染风险管控的具体行动，具有十分重要的意义。为此，生态环境部印发了《环境基准工作方案（2023—2025 年）》，明确提出要推动土壤环境基准研究，着重研究土壤中污染物的生态毒理效应、污染物在土壤中迁移转化规律、土壤污染风险评估模型和关键暴露参数等。

苯并[a]芘的生态安全土壤环境基准是开展土壤生态安全评估的前提。我国建设用地生态安全土壤环境基准长期缺失，致使当前土壤生态安全风险评估仍无据可依。生态环境部于 2018 年 8 月颁布并实施《土壤环境质量 建设用地土壤污染风险管控标准（试行）》（GB 36600-2018），解决了长久以来我国建设用地土壤污染风险评估没有依据的问题。但是该标准在制定过程中仅考虑人体健康的风险，从保障人居环境安全的底线出发，规定了建设用地土壤苯并[a]芘等污染风险筛选值和管制值，未考虑土壤生态安全风险问题。由于生态安全土壤环境基准的缺失，以往土壤生态环境安全评估工作难以开展，导致建设用地土壤生物多样性受损、土壤生态系统紊乱、功能不健全等生态安全问题突出，长此以往可造成不可估量的生态效益损失。开展生态安全土壤环境基准研究，并在此基础上建立生态安全土壤环境标准，对于健全我国土壤生态环境标准体系，保护土壤生态环境安全有重要意义。

《建设用地土壤苯并[a]芘的生态安全基准》与我国现有土壤污染风险管控标准体系（如《土壤环境质量 建设用地土壤污染风险管控标准（试行）》）规定了不同的风险受体和风险过程。首先，建设用地土壤污染风险管控标准中土壤苯并[a]芘等污染物的风险受体是人体，而《建设用地土壤苯并[a]芘的生态安全基准》中风险受体是土壤中动物、植物和微生物主导的生态过程。此外，由于受体差异，风险暴露途径和风险筛选值也有明显区别。建设用地土壤污染

物入侵人体的主要途径主要有：经口摄入土壤、经口摄入地下水、皮肤接触土壤、吸入土壤颗粒物、吸入室外空气等，经口摄入人体途径较少发生；而建设用地土壤污染物入侵土壤动物、植物和微生物途径（包括从口摄入、组织和器官接触、吸入土壤空气）更为直接，这导致受体敏感度更强，风险评估方式也有明显差别，由此得到的评估结果相差明显。最后，《建设用地土壤苯并[a]芘的生态安全基准》与建设用地土壤污染风险管控标准在应用范围和应用场景上有明显区别。根据保护对象（人体）暴露情况的差异，现有建设用地土壤污染风险管控标准中的分类依据主要是污染受体的暴露情况；而《建设用地土壤苯并[a]芘的生态安全基准》中建设用地的分类依据是物种保护水平，主要分为公园与绿地、住宅用地、商服和工业用地，分别对应 80%、60%和 50%的物种保护范围。因此，《建设用地土壤苯并[a]芘的生态安全基准》是对现行以保护人体健康为核心的建设用地土壤污染风险管控标准的重要补充。

综上，《建设用地土壤苯并[a]芘的生态安全基准》是构建我国生态安全土壤环境基准体系的重要组成部分，是建立生态安全土壤标准的科学依据，也是对我国现行土壤环境标准的重要补充，对我国建设用地土壤生态安全保护有重要的推动作用。本标准实施后，可以带来以下收益：

（1）填补我国建设用地生态安全土壤苯并[a]芘环境基准的空白，健全土壤环境保护标准体系。该标准的建立可为构建建设用地生态安全土壤苯并[a]芘环境标准提供科学依据，这对于更好地预防和控制土壤苯并[a]芘污染及其生态风险具有重要意义。

（2）贯彻落实国家土壤污染防治相关法规和政策。本标准的制定有望引领生态安全土壤环境基准研究工作，对《中华人民共和国环境保护法》、《土壤污染防治法》和《土壤污染防治行动计划》等法规、政策的贯彻实施有着积极意义。

（3）助推生态环境保护工作高质量发展，推进科学、精准、依法治污。在土壤污染复杂多样、修复治理难度大的情况下，本标准的制定有利于建设用地土壤污染风险的精细化评估，推进精准治污、科学治污，并带来良好的生态环境效益和经济效益。

（4）本标准建立过程中得到江苏省环境科学协会等多个团体和成员的支

持，本标准的制定是对相关团体和成员工作的认可，有望鼓舞其他团体组织参与我国生态环境保护工作的热情。

3. 国内外标准化情况

3.1 国外相关标准情况

表 1 比较了国内外苯并[a]芘的土壤环境基准/标准研究进展情况。欧美发达国家更早开展了土壤环境基准的研究,早在 20 世纪 70 年代荷兰就起草了《土壤保护法》,随后也不断完善相关法律条文 (Brand et al., 2007; Van, 1994)。美国环保署在 2000 年正式发布了《土壤筛选值指南:草案》,对土壤筛选值的制订背景、意义以及制定过程都进行了详细说明,并提出了基于生态风险评估的土壤筛选值 (USEPA, 2000)。加拿大环境部长理事会在 1996 年发布了推导污染场地土壤质量指导值的技术手册,将土地利用方式分为了 4 类 (农业用地、居住/公园用地、商业用地和工业用地),该指导值包括保护人类健康和保护环境两类 (CCME, 2006)。英国环境署于 2004 年正式发布《土壤筛选值在英国生态风险评估中的应用》,后续还发表了一些与土壤风险筛选值相关的研究报告 (Fishwick, 2004)。荷兰住房、空间规划和环境部采用基于生态风险的土壤环境质量标准来评估待规划土壤的苯并[a]芘污染程度以及是否需要采取风险管控和修复措施,包括目标值、行动值和介于两者之间的筛选值 (Lijzen et al., 2001)。法国制定了对污染场地进行简单风险评估的苯并[a]芘的固定效应值 (BRGM, 2003)。丹麦制定了敏感用地方式下苯并[a]芘的土壤质量标准及生态安全的土壤质量标准 (DEPA, 2002)。同时由于土壤环境基准/标准/筛选值使用的推导方法、关键受体、暴露途径以及表现形式的差异,不同国家制定的苯并[a]芘相关的土壤环境基准/标准也存在一定差异 (表 2)。表 3 中列出了各国土壤中苯并[a]芘的各类基准/标准及其功能用途 (王国庆等, 2007)。

表 1. 国内外苯并[a]芘的土壤环境基准/标准研究进展

	发达国家	中国
基准推导方法	主要包括评估因子法、物种敏感度分布法、几何均值法、平衡分配法和排序分布法	对评估因子法、物种敏感度分布法、排序分布法均进行了研究
物种来源	陆生植物、陆生无脊椎动物、微生物主导的生态功能和野生动	陆生植物、陆生无脊椎动物和土壤微生物和微生物主导的土壤生态过程

	物	
物种选择	基于不同国家环境管理的差异，各个国家物种选择要求不同。	陆生植物、陆生无脊椎动物和土壤微生物和微生物主导的土壤生态过程中每种毒性数据量至少 4 个
毒性测试方法	参照采用国际标准化组织、经济合作与发展组织等规定的陆生生物毒性测试方法；部分发达国家采用本国制定的陆生生物毒性测试方法	参照采用国际标准化组织、经济合作与发展组织等规定的陆生生物毒性测试方法；优先采用国家标准方法
相关毒性数据库	生态毒性数据 (ECOTOX) (http://cfpub.epa.gov/ecotox/)	中国知识基础设施工程、万方知识服务平台、维普网等文献数据库。 无生态毒性数据库

表 2. 各国苯并[a]的土壤环境基准/标准的推导方法

国家	毒性数据	外推方法	基准/标准确定
美国	NOEC、EC ₅₀ 和 EC ₁₀	几何均值法	
荷兰	NOEC、EC ₁₀ 和 E(L)C ₅₀	物种敏感性分布法、评估因子法和平衡分布法	HC ₅ 和 HC ₅₀ 的几何均值（约 HC ₂₀ ）、HC ₅₀
加拿大	EC ₂₅ 、LOEC 和 E(L)C ₅₀	证据权重法（EC ₂₅ 分布法）、最低效应浓度法和中位效应法（最小值）	25%百分位值
	EC ₂₅ 、LOEC 和 E(L)C ₅₀	证据权重法（EC ₂₅ 分布法）和最低效应浓度法（几何均值）	50%百分位值
英国	NOEC、EC ₁₀ 和 E(L)C ₅₀	物种敏感性分布法、评估因子法	PNEC（HC ₅ ）
中国	EC ₁₀ 、EC ₂₀ 和 EC ₅₀	物种敏感性分布法、排序分布法和评估因子法	PNEC _{soil} （HC ₅ 、HC ₂₀ 、HC ₄₀ 和 HC ₅₀ ）

注：各国毒性数据按照数据使用优先级排列

表 3. 各国苯并[a]芘的土壤环境基准/标准

国家或地区	土地利用方式	浓度值（mg/kg）	功能与用途
西班牙	住居用地	0.2	需要进行修复的土壤浓度
	工业用地	3	需要进行修复的土壤浓度
波兰	住居用地	7.5	需要进行修复的土壤浓度
	工业用地	22.5	需要进行修复的土壤浓度
意大利	居住用地	0.1	需要进行修复的土壤浓度
	工业用地	10	需要进行修复的土壤浓度
芬兰	居住用地	2	需要进行修复的土壤浓度
	工业用地	15	需要进行修复的土壤浓度
捷克	居住用地	2	需要进行修复的土壤浓度
比利时瓦隆	居住用地	4.4	需要进行修复的土壤浓度

	工业用地	8.8	需要进行修复的土壤浓度
比利时布鲁塞尔	居住用地	1.5	需要进行修复的土壤浓度
	工业用地	3	需要进行修复的土壤浓度
比利时法兰德斯	居住用地	1.5	需要进行修复的土壤浓度
	工业用地	3	需要进行修复的土壤浓度
德国	游乐场	2	超过该值认为有污染风险
	居住用地	4	超过该值认为有污染风险
	公园用地	10	超过该值认为有污染风险
	工业用地	12	超过该值认为有污染风险
瑞士	农用地	2	超过该值需进行风险评估
	工业用地	10	超过该值认为有污染风险
联邦加拿大	居住/公园用地	0.7	污染土壤的修复目标值
	商业/工业用地	0.7	污染土壤的修复目标值
加拿大不列颠哥伦比亚省	农业、居住/公园用地	0.1	低于该值认为未污染，高于该值需进行调研
	农业用地	1	需要进行修复的土壤浓度
	居住/公园用地	1	需要进行修复的土壤浓度
	商业/工业用地	10	需要进行修复的土壤浓度
加拿大安大略省	居住/公园用地	1.2	饮用水源表层土壤清洁标准
	商业/工业用地	1.9	饮用水源表层土壤清洁标准
澳大利亚	标准居住用地	1	污染场地的调研值
	永久覆盖性居住用地	4	污染场地的调研值
	公园和娱乐开发地	2	污染场地的调研值
	商业和工业用地	5	污染场地的调研值
丹麦	土壤质量标准	0.1	敏感性用地方式下土壤质量标准值
	生态毒性土壤质量标准	0.1	超过该值可能产生生态风险
	土壤污染的切断标准	1	需要切断所有的土壤接触暴露的土壤浓度
法国	敏感用地的固定值效应	7	污染场地的初始调研和简单风险评估
	非敏感用地固定效应值	25	污染场地的初始调研和简单风险评估
	土壤为污染源的识别值	3.5	固定影响值的 1/2，判识土壤是否为污染土壤
美国	保护土壤无脊椎动物	18	保护土壤无脊椎动物而设定的土壤生态筛选值
美国康涅狄格州	居住用地	1	修复标准—土壤直接接触标准值
	工业/商业用地	1	修复标准—土壤直接接触标准值
美国佛罗里达	居住用地	0.1	无直接暴露风险的土壤清洁目

州			标值
	商业和工业用地	0.5	无直接暴露风险的土壤清洁目标值
美国堪萨斯州	居住用地	1.2	暴露风险可接受的土壤浓度
	非居住用地	2.6	暴露风险可接受的土壤浓度
美国马里兰州	居住区土壤标准值	0.33	土壤清洁浓度
	非居住区土壤标准值	0.78	土壤清洁浓度
美国密西西比州	限制性用地	0.78	无土壤摄入风险的修复目标值
	非限制用地	0.088	无土壤摄入风险的修复目标值
美国密苏里州	非限制性用地	0.2	无直接暴露风险的土壤清洁目标浓度
	商业用地	0.2	无直接暴露风险的土壤清洁目标浓度
	工业用地	0.6	无直接暴露风险的土壤清洁目标浓度
美国新墨西哥州	居住区土壤筛选值	0.62	污染土壤/土壤识别和筛选的一般性基准值
	工业/职业用地土壤筛选值	2.34	污染土壤/土壤识别和筛选的一般性基准值
	建筑用地土壤筛选值	21.4	污染土壤/土壤识别和筛选的一般性基准值
美国新泽西州	居住区清洁目标值	0.66	无直接接触暴露风险的土壤浓度
	非居住区清洁目标值	0.66	无直接接触暴露风险的土壤浓度
美国纽约州	土壤筛选值	0.061	基于土壤筛选导则保护人体健康的土壤浓度
美国威斯康星州	非工业用地土壤	0.0088	无接触暴露风险的土壤浓度
	工业用地土壤	0.39	无接触暴露风险的土壤浓度
中国	农用地	0.55	保障农产品质量安全、农作物正常生长和土壤生态环境的污染风险筛选值
	建设用地	5.5	保护人体健康的建设用地土壤污染风险管制值

3.2 国内相关标准情况

《中华人民共和国环境保护法》第二章第 15 条明确提出：“国家鼓励开展环境基准研究”。《中华人民共和国土壤污染防治法》中第十二条规定：“国务院生态环境主管部门根据土壤污染状况、公众健康风险、生态风险和科学技术水平，并按照土地用途，制定国家土壤污染风险管控标准，加强土壤污染防治标准体系建设”。《土壤污染防治行动计划》提出“坚持预防为主、保护优先、风险管控，突出重点区域、行业和污染物，实施分类别、分用途、分阶段治理，严控新增污染、逐步减少存量”的土壤治理思路的总体要求。《生态环境标准管理办法》指出“制定生态环境风险管控标准，应当根据环境污染状况、公众健康风险、生态环境风险、环境背景值和生态环境基准研究成果等因素，区分不同保护对象和用途功能，科学合理确定风险管控要求”。作为生态环境标准的重要基础，生态环境基准工作在法律层面得以明确，为建立健全国家生态环境基准体系、推动生态环境基准工作健康发展提供了制度保障。2017 年，生态环境部（原环境保护部）发布了《国家环境基准管理办法（试行）》（公告 2017 年第 14 号）。在借鉴吸收与自主创新相结合的基础上，科学规范、开放共享、持续有序地开展环境基准工作。生态环境部于 2017 年开始陆续发布国家生态环境基准制定技术指南，规范我国生态环境基准制定程序、技术和方法。因此，土壤生态安全是我国土壤污染防治的重要目标，建立基于生态安全的土壤环境质量基准，是我国土壤生态环境法律法规的要求。

我国在环境基准研究和标准制修订方面起步较晚，相关理论也不成熟，虽然围绕国家环境基准体系陆续设立了一系列科研项目，但基础薄弱、任务部署零散、体系不强、研究方法不统一，成果产出距离满足当前生态环境管理工作的现实需要还存在较大差距，开展这方面的系统研究刻不容缓。针对我国区域特点和污染特征，建立土壤相对完整的技术与方法学体系，形成较为完善的基准技术支撑平台，构建系统完整与科学、重点突出、监管有效、经济可行和社会认可的环境标准体系与环境管理体系，可为我国环境保护和污染控制提供全面的科技支撑和理论依据。生态环境部于 2018 年 8 月制定并颁布《土壤环境质量 建设用地土壤污染风险管控标准（试行）》（GB 36600-2018）。与之

相对应,《土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准(试行)》(GB 15618-2018)也同时颁布执行。此外,北京市、深圳市、浙江省、河北省、辽宁省和江西省等省市也在积极制定适用于本地区的建设用地土壤污染风险筛选值或风险管控标准。目前,河北省和深圳市的地方标准已经正式发布。这些标准都列出了苯并[a]芘的土壤环境质量基准值。然而,现行的这些土壤环境质量标准均是从保护人体健康的角度出发,未考虑到污染物的生态风险,没有建立基于生态安全的苯并[a]芘土壤环境质量基准/标准,这给污染土壤的生态安全评估带来严重不便。

4. 工作简况

4.1 任务来源

江苏省环境科学学会于 2024 年 1 月批准立项（苏环学【2024】3 号）。

4.2 起草单位与分工

表 4. 起草单位与分工

序号	单位名称	分工
1	南京农业大学	主编
2	中国科学院南京土壤研究所	参编
3	江苏省环境工程技术有限公司	参编

南京农业大学负责标准制定，主要包括陆生生物毒性实验、检索毒性数据、起草标准草案文本、编制说明和技术报告。中国科学院南京土壤研究所负责提供土壤样本。江苏省环境工程技术有限公司负责实验的陆生生物样本。

4.3 主要起草人及情况简介

高彦征，南京农业大学资源与环境科学学院博士生导师，二级教授。国家杰出青年科学基金入选者、江苏特聘教授、南京农业大学“钟山学者”首席教授，入选国家百千万人才工程、被授予全国“有突出贡献中青年专家”荣誉称号，教育部新世纪优秀人才，中国发明创业人物奖，获国务院政府特殊津贴。主要从事土壤环境污染控制、农业固废无害化等领域研究，研究区域环境中污染物运移、风险及对策，关注相关环境政策、基准、标准等建设。发表论文 200 余篇，主编专著 3 部，授权专利 30 余件，获省部级奖励 4 项。任中国土壤学会土壤化学专业委员会主任、中国环境科学学会新污染物专业委员会副主任，为 Environment International、中国环境科学等 16 个期刊编委。

先后主持国家杰出青年科学基金《土壤有机污染过程与控制》、国家重点研发计划项目《污染场地土壤功能重构与持续利用新技术》、国家重点研发计划政府间国际科技合作创新项目《固定化协同菌群用于典型有机污染土壤“固

碳消污”的新技术及原理》、国家重点研发计划子课题《场地土壤有机污染物环境容量与承载力精细化核算方法》等与建设用地土壤环境污染控制相关的项目课题，并取得了一些成果。主要成果：1）研究和比较了不同土壤中多环芳烃的毒性效应与机制，并确定了土壤中苯并[a]芘的生态环境基准值（Appl. Soil Ecol. 2023，土壤学报. 2023）；2）研究了典型污染物与生物大分子互作的效应与机制，开发了污染物分子生态风险的研究方法（Small. 2023, Environ. Sci. Technol. 2018）。此外，在土壤污染防治方向的相关工作在 Environ. Sci. Technol.、Environ. Int.、Soil Biol. Biochem.、科学通报等多个权威期刊发表，引起了相关领域国内外学者的广泛关注。研究成果获江苏省科学技术奖一等奖，江苏省科学技术奖二等奖等，推动了我国有机污染土壤环境标准研究和相关学科领域的发展。

本标准的主要起草人及简介见下表 5。

表 5. 主要起草人简介

序号	姓名	单位	职务/职称	研究方向
1	高彦征	南京农业大学	教授	场地土壤相关政策、基准、标准等建设
2	王贺飞	南京农业大学	讲师	土壤有机污染修复
3	邓继宝	南京农业大学	博士研究生	土壤有机污染风险与机制
4	凌婉婷	南京农业大学	教授	土壤污染控制与修复
5	曲常胜	江苏省环境工程技术有限公司	教授级高级工程师	土壤污染防治标准规范制定
6	王建	南京农业大学	副教授	土壤有机污染修复
7	韩进	江苏省环境工程技术有限公司	高级工程师	土壤有机污染修复
8	王玉军	中国科学院南京土壤研究所	研究员	土壤中污染物微界面化学过程及其阻控原理研究

4.4 主要工作过程

为保证本标准的制定质量，力求标准符合科学发展与实际需求，使《建设

用地土壤苯并[a]芘的生态安全基准》具有可操作性，对苯并[a]芘污染地块生态风险评价的实施和开展具有指导作用，标准编制组在开展大量资料收集、实地调研、数据分析的基础上，综合参考国内、外有关经验，并广泛听取国内建设用地土壤污染修复技术领域的专业人员、相关专家的意见，经过多次讨论研究和反复修改，起草编制完成江苏省环境科学学会团体标准《建设用地土壤苯并[a]芘的生态安全基准》草案。主要开展工作情况如下：

4.4.1 标准制定

2021年12月-2023年11月，结合主编单位前期工作的基础上，开展土壤样品采集、毒性实验工作。2023年12月推导建立了建设用地土壤苯并[a]芘的生态安全基准基准值。

4.4.2 标准编制组成立

2023年12月，本标准项目承担单位和参编单位成立标准编制组。

4.4.3 标准启动会

2023年12月15日，标准编制组组织召开了标准启动会暨第一次讨论会。

4.4.4 标准草案形成

2023年11月-2023年12月，编制组调研并系统分析了欧美等发达国家以及我国已发布的相关技术指南，并通过方法学研究手段，获得了大量实验数据，结合国内外相关研究成果及多个实际调查案例，形成了《建设用地土壤苯并[a]芘的生态安全基准》（草案）及编制说明。

4.4.5 标准草案完善

2023年12月，在主编单位-南京农业大学资源与环境科学学院内征求相关专业教授的意见，再次完善标准草案和编制说明。

4.4.6 标准草案提交

2024 年 1 月，向江苏省环境科学学会正式提交《建设用地土壤苯并[a]芘的生态安全基准》（草案）及编制说明。

4.4.7 标准立项审查

2024 年 1 月 15 日，江苏省环境科学学会在南京组织召开了标准立项审查会，经专家质询和讨论，同意立项。

4.4.8 标准初审会

2024 年 5 月 9 日，江苏省环境科学学会组织召开团体标准初审会。标准编制组针对专家意见进行了认真研讨和修改。

4.4.9 征求意见

2024 年 5 月 15 日，编制组进一步完善了指南及编制说明材料，形成征求意见稿。2024 年 5 月 16 日至 2024 年 6 月 16 日，公开征求意见。

4.4.10 标准修改和送审稿形成

2024 年××月，标准编制组根据征集的意见，对标准进行了认真修改，形成送审稿。

4.4.11 标准送审稿审查

2024 年××月，江苏省环境科学学会在南京组织召开了标准送审稿审查会，经专家质询和讨论，专家组一致同意通过审查，建议起草组根据专家意见修改后提交报批稿，进入发布程序。

4.4.12 标准报批和发布

2024 年××月，起草组根据专家意见修改后向江苏省环境科学学会提交

报批稿。

5. 标准的主要技术内容及编制依据

5.1 编制原则

本标准编制原则如下：

（1）立足现实。立足我国国情和环保行业现实阶段，不得脱离现实制定土壤标准。

（2）符合要求。本标准符合《中华人民共和国环境保护法》、《中华人民共和国土壤污染防治法》等相关法律法规的要求，并且与现行的与国家、地方和行业相关标准不冲突，标准编制过程中，严格遵守相关标准特别是强制性条文的有关规定，本标准是对国家、地方和行业标准的综合应用和补充。

（3）科学合理。借鉴发达国家的先进经验，结合国内最新的研究成果，充分利用实践经验，综合考虑制定本标准。

5.2 编制依据

按照 GB/T1.1—2020《标准化工作导则 第1部分：标准化文件的结构和起草规则》给出的规则编写。主要参考了以下文件：

GB/T 32722-2016 土壤质量 土壤样品长期和短期保存指南

GB/T 36200-2018 土壤质量 城市及工业场地土壤污染调查方法指南

GB/T 21010-2017 土地利用现状分类

GB/T 21759-2008 化学品 慢性毒性试验方法

GB/T 21809-2008 化学品 蚯蚓急性毒性试验

GB/T 27851-2011 化学品 陆生植物 生长活力试验

GB/T 31270.1 化学农药环境安全评价试验准则 第1部分：土壤降解试验

GB/T 31270.15 化学农药环境安全评价试验准则 第15部分：蚯蚓急性毒性试验

GB/T 35514-2017 化学品 线蚓繁殖试验

GB36600-2018 土壤环境质量 建设用地土壤污染风险管控标准（试行）

GB/T 8170-2008 数值修约规则与极限数值的表示和判定

CJJ/T 85 城市绿地分类标准

HJ 25.1 建设用地土壤污染状况调查技术导则
HJ 25.2 建设用地土壤污染风险管控和修复监测技术导则
HJ 20 生态安全土壤环境基准制定技术指南（征求意见稿）
HJ 784 土壤和沉积物 多环芳烃的测定 高效液相色谱法
HJ 805 土壤和沉积物 多环芳烃的测定 气相色谱-质谱法
HJ 834 土壤和沉积物 半挥发性有机物的测定 气相色谱-质谱法

5.3 应用范围

本文件规定了保护生态安全的建设用地土壤苯并[a]芘的环境基准及监测要求。

本文件适用于建设用地土壤苯并[a]芘污染的生态风险评价。

5.4 规范性引用文件

下列文件中的内容通过文中的规范性引用而构成本文件必不可少的条款。其中，注日期的引用文件，仅该日期对应的版本适用于本文件；不注日期的引用文件，其最新版本（包括所有的修改单）适用于本文件。

GB/T 32722 土壤质量 土壤样品长期和短期保存指南
GB/T 36200 土壤质量 城市及工业场地土壤污染调查方法指南
GB/T 21010 土地利用现状分类
CJJ/T 85 城市绿地分类标准
HJ 25.1 建设用地土壤污染状况调查技术导则
HJ 25.2 建设用地土壤污染风险管控和修复监测技术导则
HJ 784 土壤和沉积物 多环芳烃的测定 高效液相色谱法
HJ 805 土壤和沉积物 多环芳烃的测定 气相色谱-质谱法
HJ 834 土壤和沉积物 半挥发性有机物的测定 气相色谱-质谱法

5.5 术语及定义

本文件涉及以下术语：

(1) 建设用地 **development land**: 根据 GB/T 21010—2017, 指建造建筑物、构筑物的土地, 包括城乡住宅和公共设施用地、工矿用地、交通水利设施用地、旅游用地、军事设施用地等。

(2) 生态保护水平 **ecological protection level**: 根据不同土地利用方式下土壤所提供的生态服务功能的重要性所确定的生态物种或生态过程保护的程
度。

(3) 土壤生态安全基准 **soil environmental criteria for ecological safety**: 以保护土壤生态受体或生态功能为目的制定的土壤环境基准。

5.6 制订思路

建设用地生态安全土壤环境基准旨在保护土壤中或与土壤相关的生态受体(如植物/作物、土壤无脊椎动物、土壤微生物活性和代谢过程、野生动物等)不会因暴露于土壤污染物而产生显著的生态风险。采用基于风险方法制订的区域性和场地性土壤污染危害临界基准, 是制订区域/场地生态安全土壤环境基准值的主要依据。推导场地土壤环境生态安全基准值时, 按照不同的土地利用类型, 区分不同的暴露情景, 围绕不同的保护受体推导相应的土壤环境生态安全基准值。场地土壤环境生态安全基准的制定程序主要工作包括场地资料的收集和现场调研、数据的收集与筛选、基准值的推导与确定等。

5.7 制订程序

土壤生态环境基准的制定整体上遵循国家风险管控标准制定的技术方法。制定技术路线见下页(图1):

5.7.1 土壤苯并[a]芘生态毒性实验

(1) 土壤老化动力学实验按照我国发布的相关国家标准方法(GB/T 31270.1)开展。

(2) 室内生态毒性实验或野外的生物测试优先考虑我国的模式生物, 按照我国发布的相关国家标准方法(GB/T 21809、GB/T 31270和GB/T 27851等)开展。

（3）在无相关国家标准方法的情况下，可等效采用经济合作与发展组织（OECD）或国际标准化组织（ISO）的标准方法。

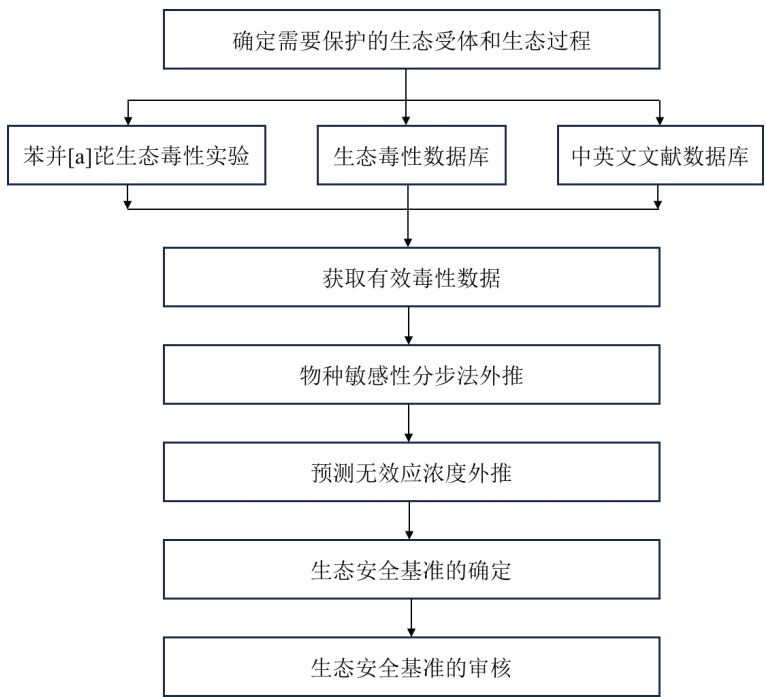


图1. 建设用地土壤苯并[a]芘的生态安全基准推导技术路线

5.7.2 苯并[a]芘的生态毒性数据收集和检索

（1）数据需求

本次基准推导所需的数据类型包括物种类型、毒性数据等，各类型数据的具体指标见表 6。

表 6. 毒性数据检索要求

数据类型	关注指标
化合物	苯并[a]芘
物种类型	陆生植物、陆生无脊椎动物、微生物主导的土壤生态功能
物种名称	中文名称、拉丁文名称
暴露方式	直接接触
暴露时间	以天或小时计

毒性终点	EC ₅₀ 、EC ₂₀ 、EC ₁₀ 、NOEC
毒性效应	生殖毒性效应、生物生命活动抑制效应

(2) 数据检索

本次基准制定使用的数据来自毒性数据库和中英文文献数据库。毒性数据库和中英文文献数据库纳入和剔除原则见表 7；在数据库筛选的基础上进行苯并[a]芘毒性数据检索，检索方案见表 8，检索结果见表 9。

表 7. 数据库纳入和剔除原则

数据库类型	纳入条件	剔除原则	符合条件的数据库名称
毒性数据库	1) 包含表 6 列出的数据类型和关注指标； 2) 数据条目可溯源，且包括题目、作者、期刊名、期刊号等信息	1) 剔除不包含毒性测试方法的数据库； 2) 剔除不包含实验条件的数据库	ECOTOX
文献数据库	1) 包含表 6 列出的数据类型和关注指标； 2) 包含中文核心期刊或科学引文索引核心期刊； 3) 包含属于原创性的研究报告	1) 剔除综述性论文数据库； 2) 剔除理论方法学论文数据库	1) 中国知识基础设施工程； 2) 万方知识服务平台； 3) 维普网； 4) Web of Science

表 8. 毒性数据和文献检索方案

数据类别	数据库名称	检索时间	检索式
毒性数据	ECOTOX	截至 2023 年 12 月 31 日之前数据库覆盖年限	化合物名称: benzo(a)pyrene; 暴露介质: soil; 毒性效应测试终点: EC ₅₀ 或 EC ₂₀ 或 EC ₁₀ 或 NOEC
文献检索	中国知识基础设施工程; 万方知识服务平台; 维普网	截至 2023 年 12 月 31 日之前数据库覆盖年限	题名: 苯并[a]芘; 主题: 毒性; 期刊来源类别: 核心期刊
	Web of Science	截至 2023 年 12 月 31 日之前数据库覆盖年限	题名: benzo(a)pyrene; 主题: toxicity 或 ecotoxicity 或 EC ₅₀ 或 EC ₂₀ 或 EC ₁₀ 或 NOEC

表 9. 毒性数据和文献检索结果

数据库类型	数据量
毒性数据库	629 条
文献数据库	2806 篇

5.7.3 数据筛选原则

在筛选数据时，采用两组研究人员独立完成上文毒性数据库的数据筛选及中英文文献数据的提取和筛选，若两组研究人员对数据存在歧义，则提交编制组统一讨论或组织专家咨询后决策。数据筛选应遵循以下原则：

（1）生态毒性数据应遵照 GB/T 21809、GB/T 31270 等或 OECD、ISO 规定的生态毒性实验标准方法获得；

（2）应能根据文献资料确定测试生物暴露于土壤污染物的时间和毒性终点，并可根据剂量—效应关系估算毒性效应数据 EC_x ，如 EC_{10} ；

（3）文献应记录开展毒性实验的条件，如土壤 pH、有机质、粘粒含量、温度和老化时间等；

（4）毒性效应数据 EC_x 应通过适宜的统计分析方法获得；

（5）用于研究环境条件（如土壤温度变化）对土壤污染物生态毒性影响的实验数据可以采用；

（6）实验观察到的污染物的毒性效应归因于关注污染物，避免存在非关注污染物的显著干扰；

（7）实验研究中必须采用标准化的分析测试方法；

（8）田间实验数据用于基准的制定时，除满足以上条件外，还应当同时满足如下条件：①效应数据必须来自同一地区同一研究实验周期，并有供试土壤理化性质数据；②样品采集、处理和存储应遵照标准方法或可接受的操作程序；③其他田间实验相关条件如采样设计的科学性等需要根据具体实验进行评估。

5.7.4 毒性终点的选择

制定生态安全土壤环境基准时，优先选择可能影响关注生态受体个体或种群特性的慢性毒性指标或亚致死毒性指标。

- (1) 对于陆生植物，选择生物量、根伸长等；
- (2) 对于土壤无脊椎动物，选择繁殖率、种群数量和生长率等；
- (3) 对于土壤微生物和微生物主导的土壤生态过程，选择土壤硝化作用、微生物酶活、土壤呼吸作用等。

5.7.5 毒性效应数据的选择

制定生态安全土壤环境基准时，毒性效应数据的选择应遵循以下原则：

- (1) 同一物种有不同毒性终点的，选择最敏感的毒性终点的毒性参数；
- (2) 同一毒性终点有多个效应浓度（如 EC_{10} 、 EC_{20} 、 EC_{50} 等）时，优先采用 EC_{10} 或通过建立 EC_{10} 与 EC_{20} 或 EC_{50} 之间的回归模型将其转换为 EC_{10} ；
- (3) 同一物种的不同品种有多个 EC_{10} 时，取其几何平均值；
- (4) 仅在生物种类和营养级别单一且生态毒性数据量不足 10 个时可选用 NOEC。

表 10. 毒性数据筛选结果

数据库	总数据 (条)	剔除数据 (条)			剩余数据 (条)
		重复	无关	物种不符	
毒性数据库	629	0	0	629	0
英文文献数据库	3126	13	1507	1450	156
中文文献数据库	990	336	308	211	135
合计	4745	349	1815	2290	291

5.7.6 获取有效毒性数据

依据毒性数据筛选原则对检索所得的毒性数据进行筛选，共获得毒性数据291条，筛选结果见表10。经可靠性评价，共有44条数据可用于基准推导（表11），用于基准推导的44条数据共涉及32个物种类型（表12），其中：陆生植物20种，陆生无脊椎动物8种，土壤微生物和微生物主导的土壤生态过程4种。获得的所有毒性数据放在附录A（陆生植物），附录B（陆生无脊椎动物）和附录C（土壤微生物和微生物主导的土壤生态过程）。

表 11. 毒性数据可靠性评价及分布

数据可靠性	评价原则	毒性数据（条）
无限制可靠	数据来自良好实验室规范（GLP）体系，或数据产生过程符合实验准则	6
限制可靠	数据产生过程不完全符合实验准则，但发表于核心期刊或有充足的证据证明数据可用	38
不可靠	数据产生过程与实验准则有冲突或矛盾，没有充足的证据证明数据可用，实验过程不能令人信服或不被同行评议专家接受，以及合并后的非优先数据	199
不确定	没有提供足够的实验细节，无法判断数据可靠性	48
合计		291

表 12. 可靠性数据涉及的物种分布

物种类型	物种名称	物种数量（种）
陆生植物	1.大白菜；2.黑麦草；3.红车轴草；4.白芥；5.油菜；6.菜心；7.小麦；8.麦冬；9.生菜；10.番茄；11.白车轴草；12.细芒羊茅；13.甜菜；14.苏丹草；15.香根草；16.紫花苜蓿；17.孔雀草；18.大麦；19.玉米；20.秋茄	20
陆生无脊椎动物	1.安德爱胜蚓；2.赤子爱胜蚓；3.线蚓；4.白符跳；5.跳虫；6.螨虫；7.木虱；8.鼠妇	8
土壤微生物和微生物主导的土壤生态过程	1.硝化作用；2.脱氢酶；3.呼吸作用；4.脲酶	4

由于文献中筛选获得的苯并[a]芘毒性数据较少，本基准参考国家标准测

试方法，利用常见的陆生敏感物种开展了苯并[a]芘毒性测试。测试土壤采集自我国 8 个省份的 10 个建设用地地块，采样点覆盖了中国的高、中、低纬度地区，包括黑龙江，吉林，北京，陕西，江西，浙江，云南和海南。测试物种选择了 7 种陆生植物（水稻、小麦、生菜、油菜、番茄、黄瓜和益母草）和 1 种陆生无脊椎动物（赤子爱胜蚓）。实验室自测部分的毒性数据要根据毒性试验结果，结合老化实验数据得到建设用地土壤中苯并[a]芘的剂量效应-关系，再推导出效应浓度（EC₁₀），一共获得 80 条毒性数据。测试实验报告见附录 D。

5.7.7 基准推导涉及的物种及毒性数据分布

基准推导涉及的物种及毒性数据分布情况见表 13。

表 13. 基准推导涉及的物种及毒性数据分布

	物种类型	物种名称	毒性数据（条）
1	陆生植物	大白菜	1
2		黑麦草	3
3		红车轴草	1
4		白芥	1
5		油菜	11
6		菜心	1
7		小麦	11
8		麦冬	1
9		生菜	11
10		番茄	11
11		水稻	10
12		黄瓜	10
13		益母草	10
14		白车轴草	1
15		细芒羊茅	1
16		甜菜	1
17		苏丹草	1
18		香根草	1
19		紫花苜蓿	1
20		孔雀草	1
21		大麦	1
22		玉米	1
23		秋茄	1

24		安德爱胜蚓	1
25		赤子爱胜蚓	13
26		线蚓	2
27	陆生无脊椎动物	白符跳	5
28		跳虫	1
29		螨虫	1
30		木虱	1
31		鼠妇	1
32		硝化作用	1
33	土壤微生物和微生物主导 的土壤生态过程	脱氢酶	2
34		呼吸作用	2
35		脲酶	2

5.7.8 物种敏感性分布法外推

(1) 毒性数据归一化

在采用物种敏感性分布法拟合不同生态受体或生态过程的毒性效应数据（优先选用 EC_{10} ）分布曲线前，需将同一物种或同一品种在不同土壤条件下的生态毒性效应参数归一化到标准土壤条件下。标准土壤的设置和归一化方法参考《生态安全土壤环境基准制定技术指南（征求意见稿）》。该指南对不同理化性质土壤的数据归一化过程作出了详细说明，并列出了标准土壤条件（ $pH = 6.5$ 、有机质（Soil organic matter, SOM）= 20 g/kg等）。毒性数据按公式（1）进行归一化：

$$EC_x^{std} = EC_x^1 \times 10^{a(pH^{std}-pH^1) + b \log_{10} \left(\frac{SOM^{std}}{SOM^1} \right)} \quad (1)$$

式中： EC_x^{std} —标准土壤条件下的 $x\%$ 效应浓度； pH^{std} —标准土壤条件下的土壤 pH ； SOM^{std} —标准土壤条件下的土壤有机质； EC_x^1 —实验土壤条件下的 $x\%$ 效应浓度； pH^1 —实验土壤条件下的土壤 pH ； SOM^1 —实验土壤条件下的土壤有机质； a 和 b 为 pH 和 SOM 的权重，都赋值为 0.5。

(2) 毒性数据分布检验

对归一化的毒性数据进行正态分布检验（K-S 检验），若不符合正态分布，则对数据进行转换后重新检验。对符合正态分布的数据按照“（4）模型拟合与评价”要求进行 SSD 模型拟合。

（3）累积概率计算

将所有毒性数据或其对数值分别从小到大进行排序，得到毒性数据序列。
按照公式（2）计算毒性数据在序列中的累计概率：

$$j = \frac{i}{(n+1)} \quad (2)$$

式中： j —毒性数据序列中某一数据的累计概率； i —毒性数据序列中某一数据的顺序数； n —毒性数据总数。

（4）模型拟合与评价

将通过正态分布检验的毒性数据或其转换数据作为模型拟合时的自变量 X ，以对应的累积概率 j 为因变量 Y ，进行 SSD 模型拟合（包括：Burr III、Log-normal、Logistic、Log-logistic、Weibull 及 Gamma），依据模型拟合的决定系数（ R^2 ）、残差平方和（SSE）和 Reduced Chi-Sqr，结合专业判断，确定毒性数据或其转换数据的最优拟合模型。

（5）预测无效应浓度外推

分别依据生态物种和生态过程的最佳拟合模型曲线计算不同生态保护水平下的危害浓度 HC_x ，不同用地分类下的生态物种及生态过程保护水平和危害浓度见表 14。

制定不同用地分类下土壤环境生态安全基准值时，若需要将短期效应毒性数据外推到慢性毒性数据、将实验室数据外推到野外并考虑测试生物种内和种间的差异，可根据实际情况将危害浓度除以 1—5 的安全系数得到预测无效应浓度值。安全系数与曲线拟合时采用的毒性效应水平、污染物的活性以及用地分类有关。

表 14. 不同用地分类下的生态物种及生态过程保护水平和危害浓度

用地分类	保护水平	危害浓度
公园与绿地	80%的生态物种和生态过程	HC_{20}
住宅用地	60%的生态物种和生态过程	HC_{40}
商服/工业用地	50%的生态物种和生态过程	HC_{50}

（6）SSD模型拟合软件

本次基准推导采用的 SSD 模型拟合软件为 Origin Pro 2018（OriginLab）。

（7）土壤环境生态安全基准的确定

数据修约按照《数值修约规则与极限数值的表示和判定》（GB/T 8170—2008）进行。以SSD法外推获得的预测无效应浓度值作为土壤环境生态安全基准。基准取值一般保留3位有效数字，单位用mg/kg表示。

（8）生态环境基准的审核

生态环境基准的最终确定需要仔细审核标准推导所用数据以及推导步骤，以确保标准合理可靠。包括自审核和专家审核。

5.8 基准的推导结果

5.8.1 毒性数据分布检验

将获得的毒性数据及其转换数据（lgEC₁₀）进行正态分布检验，结果见表 15。发现，EC₁₀ 数据不符合正态分布，lgEC₁₀ 符合正态分布，满足 SSD 模型拟合要求。

表 15. 毒性数据的正态性检验结果

数据类别	百分位数			平均值	标准差	峰度	偏度	<i>p</i> 值 (K-S 检验)
	P25	P50	P75					
EC ₁₀	1.51	5.72	40.84	105.16	313.26	18.30	4.17	0.000
lgEC ₁₀	0.18	0.76	1.61	0.86	1.07	0.31	0.16	0.946

5.8.2 累计概率

利用公式（2），计算毒性数据的物种累积概率*j*，结果见表 16。

表 16. 苯并[a]芘的毒性数据和累计概率

物种	EC ₁₀ (mg/kg)	LgEC ₁₀	<i>i</i>	<i>j</i>
大麦	0.02	-1.63	1	0.01
番茄	0.07	-1.18	2	0.02
白车轴草	0.11	-0.97	3	0.02
呼吸作用	0.11	-0.97	4	0.03
番茄	0.12	-0.93	5	0.04
黑麦草	0.13	-0.90	6	0.05
白符跳	0.13	-0.88	7	0.06
脲酶	0.14	-0.87	8	0.06
秋茄	0.15	-0.82	9	0.07
白菜	0.15	-0.82	10	0.08
赤子爱胜蚓	0.15	-0.81	11	0.09
小麦	0.18	-0.75	12	0.10
油菜	0.22	-0.66	13	0.10
生菜	0.26	-0.58	14	0.11
生菜	0.37	-0.43	15	0.12
黄瓜	0.37	-0.43	16	0.13
水稻	0.48	-0.32	17	0.14
玉米	0.51	-0.29	18	0.14
脱氢酶	0.54	-0.27	19	0.15
小麦	0.56	-0.25	20	0.16
生菜	0.74	-0.13	21	0.17
油菜	0.79	-0.10	22	0.18
番茄	0.80	-0.10	23	0.18
益母草	0.91	-0.04	24	0.19
油菜	1.09	0.04	25	0.20
小麦	1.10	0.04	26	0.21
黄瓜	1.18	0.07	27	0.22
番茄	1.18	0.07	28	0.22
益母草	1.18	0.07	29	0.23
小麦	1.27	0.10	30	0.24
脲酶	1.48	0.17	31	0.25
益母草	1.60	0.20	32	0.26
生菜	1.67	0.22	33	0.26
水稻	1.67	0.22	34	0.27
番茄	1.76	0.25	35	0.28
益母草	1.89	0.28	36	0.29
番茄	1.93	0.29	37	0.30
赤子爱胜蚓	2.02	0.30	38	0.30

油菜	2.08	0.32	39	0.31
鼠妇	2.09	0.32	40	0.32
水稻	2.22	0.35	41	0.33
黄瓜	2.29	0.36	42	0.34
水稻	2.48	0.39	43	0.34
番茄	2.83	0.45	44	0.35
小麦	3.32	0.52	45	0.36
黄瓜	3.46	0.54	46	0.37
油菜	3.53	0.55	47	0.38
苏丹草	3.68	0.57	48	0.38
益母草	3.93	0.59	49	0.39
生菜	3.94	0.60	50	0.40
黄瓜	3.95	0.60	51	0.41
生菜	4.18	0.62	52	0.42
番茄	4.22	0.63	53	0.42
紫花苜蓿	4.28	0.63	54	0.43
水稻	4.36	0.64	55	0.44
木虱	4.71	0.67	56	0.45
生菜	4.76	0.68	57	0.46
赤子爱胜蚓	4.83	0.68	58	0.46
赤子爱胜蚓	4.86	0.69	59	0.47
小麦	5.22	0.72	60	0.48
油菜	5.41	0.73	61	0.49
赤子爱胜蚓	5.46	0.74	62	0.50
麦冬	5.98	0.78	63	0.50
赤子爱胜蚓	6.19	0.79	64	0.51
甜菜	6.83	0.83	65	0.52
小麦	8.20	0.91	66	0.53
黄瓜	9.11	0.96	67	0.54
益母草	9.13	0.96	68	0.54
香根草	9.91	1.00	69	0.55
黑麦草	10.84	1.03	70	0.56
油菜	10.84	1.03	71	0.57
呼吸作用	11.95	1.08	72	0.58
脱氢酶	11.95	1.08	73	0.58
菜心	12.09	1.08	74	0.59
水稻	12.64	1.10	75	0.60
孔雀草	13.34	1.13	76	0.61
生菜	13.41	1.13	77	0.62
水稻	15.96	1.20	78	0.62

油菜	16.22	1.21	79	0.63
油菜	16.54	1.22	80	0.64
番茄	16.73	1.22	81	0.65
益母草	17.05	1.23	82	0.66
赤子爱胜蚓	17.12	1.23	83	0.66
小麦	18.82	1.27	84	0.67
油菜	21.66	1.34	85	0.68
黄瓜	23.28	1.37	86	0.69
水稻	24.54	1.39	87	0.70
白符跳	24.83	1.40	88	0.70
益母草	24.89	1.40	89	0.71
赤子爱胜蚓	30.35	1.48	90	0.72
赤子爱胜蚓	36.68	1.56	91	0.73
黄瓜	38.06	1.58	92	0.74
黄瓜	39.17	1.59	93	0.74
生菜	41.40	1.62	94	0.75
生菜	41.98	1.62	95	0.76
赤子爱胜蚓	43.28	1.64	96	0.77
油菜	45.65	1.66	97	0.78
水稻	49.10	1.69	98	0.78
小麦	52.56	1.72	99	0.79
黄瓜	53.30	1.73	100	0.80
水稻	53.83	1.73	101	0.81
细芒羊茅	62.42	1.80	102	0.82
生菜	64.21	1.81	103	0.82
益母草	67.91	1.83	104	0.83
番茄	73.40	1.87	105	0.84
小麦	82.52	1.92	106	0.85
益母草	84.11	1.92	107	0.86
小麦	85.35	1.93	108	0.86
黑麦草	102.67	2.01	109	0.87
番茄	128.73	2.11	110	0.88
安德爱胜蚓	141.37	2.15	111	0.89
赤子爱胜蚓	272.83	2.44	112	0.90
赤子爱胜蚓	291.19	2.46	113	0.90
硝化作用	349.79	2.54	114	0.91
白符跳	420.68	2.62	115	0.92
赤子爱胜蚓	431.81	2.64	116	0.93
白芥	561.09	2.75	117	0.94
红车轴草	561.09	2.75	118	0.94

跳虫	1021.20	3.01	119	0.95
线蚓	1130.54	3.05	120	0.96
螨虫	1130.54	3.05	121	0.97
白符跳	1185.23	3.07	122	0.98
线蚓	1877.01	3.27	123	0.98
白符跳	1877.01	3.27	124	0.99

5.8.3 模型拟合和评价

采取常见的几种概率分布模型对土壤中苯并[a]芘的毒性效应数据进行拟合，发现仅模型 Burr III、Logistic 和 Log-logistic 拟合收敛，模型拟合结果见表 17。通过 R^2 、SSE 和 Reduced Chi-Sqr 的比较，Log-logistic 分布模型 SSD 曲线拟合最优，拟合结果见图 2。

表 17. 累计概率分布模型对苯并[a]芘毒性数据的拟合优度检验

SSD 分布模型	Reduced Chi-Sqr	R^2	SSE
Burr III	0.003	0.960	0.400
Logistic	0.000	0.996	0.022
Log-logistic	0.000	0.998	0.022

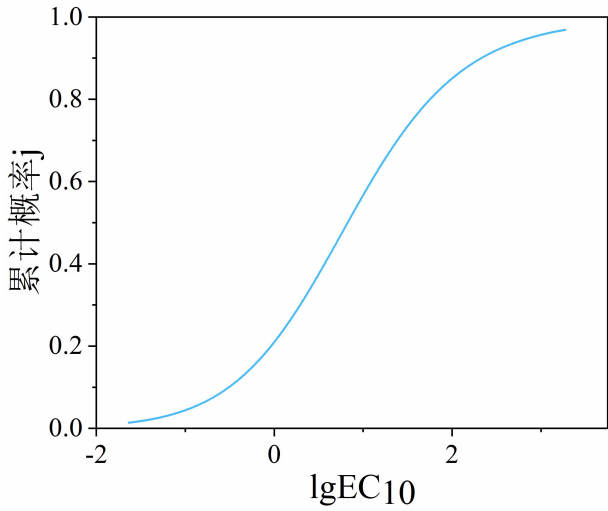


图 2. 对数毒性数据—累积概率的模型拟合曲线

5.8.4 物种危害浓度 HC_x

采用Log-logistic分布模型推导的HC₂₀，HC₄₀和HC₅₀见表18。

表 18. 保护生态受体和生态过程的土壤中苯并[a]芘危害浓度（mg/kg）

HC ₂₀	HC ₄₀	HC ₅₀
0.92	3.69	6.70

5.8.5 土壤苯并[a]芘的生态安全基准

计算土壤苯并[a]芘的生态安全基准时安全系数取 1。表 18 中的 HC₂₀ 表示建设用地中公园与绿地土壤苯并[a]芘生态安全基准，为 0.92 mg/kg；HC₄₀ 表示建设用地中住宅用地土壤苯并[a]芘生态安全基准，为 3.69 mg/kg；HC₅₀ 表示建设用地中商服/工业用地土壤苯并[a]芘生态安全基准，为 6.70 mg/kg。

6. 与现行标准的协调关系

我国建设用地土壤苯并[a]芘的生态安全环境标准长期缺失，拟建立的《建设用地土壤苯并[a]芘的生态安全基准》可为建设用地土壤苯并[a]芘的生态安全标准提供科学依据，并助推我国建设用地土壤生态安全标准体系的建立，具有重要的意义。《建设用地土壤苯并[a]芘的生态安全基准》与现行《土壤环境质量 建设用地土壤污染风险管控标准（试行）》（GB 36600-2018）等国家和地方标准各有侧重。拟建立的团体标准规定了建设用地土壤苯并[a]芘的生态安全阈值，污染受体是土壤动物、植物和微生物有关的生态过程，可用于建立建设用地土壤生态安全标准并开展评估工作；国家、行业和地方现行的建设用地土壤污染风险管控标准提出了基于人体健康的建设用地土壤苯并[a]芘环境标准，污染受体是人体。此外，两类标准中污染物的暴露途径和应用场景也有很大区别。因此，两类标准所提出的建设用地土壤苯并[a]芘的标准值不可相互替代使用。

然而，本标准的建立是对我们现行土壤污染风险管控标准体系的有效补充，两类标准分别基于人体健康和生态安全诉求提出建设用地土壤苯并[a]芘的标准值，在应用中应相互协调、相互补充。《土壤环境质量 建设用地土壤污染风险管控标准（试行）》中苯并[a]芘的污染风险筛选值是 0.55 mg/kg（第一类用地）、1.5 mg/kg（第二类用地），旨在保护人体健康。本标准中建设用地土壤苯并[a]芘的生态安全基准值分别为：0.92 mg/kg（公园与绿地用地）、3.69 mg/kg（住宅用地）、6.70 mg/kg（商服/工业用地），则为保护建设用地生态过程。须明确，本标准仅从科学研究角度依据苯并[a]芘与受试物种的剂量效应关系提出苯并[a]芘的生态安全基准，不考虑社会、经济、技术等人为因素，不具有法律效力，未来应在此基础上建立建设用地生态安全土壤环境标准，并应用在建设用地土壤污染生态风险评价工作中。

7. 重大分歧依据的处理经过和依据

无。

8. 标准实施建议

由江苏省环境科学学会组织，编制单位向各相关单位和相关部门开展规范宣传活动，并积极配合江苏省环境科学学会，做好相关条款的执行与实施准备；组织关于本标准的宣传贯彻培训，以帮助相关单位及技术人员正确理解和应用本标准；选择典型的建设用地土壤样品开展苯并[a]芘生态安全基准研究示范，并组织相关人员进行实地调研和学习，深化对标准条文的理解。

参考文献

- Aina, R., Palin, L., Citterio, S. Molecular evidence for benzo[a]pyrene and naphthalene genotoxicity in *Trifolium repens* L. *Chemosphere*. 65(4): 666–673.
- Andrea, G., Alberto, B., Laura, G., Palmeri, L. Deriving predicted no-effect concentrations (PNECs) for emerging contaminants in the River Po, Italy, using three approaches: Assessment factor, species sensitivity distribution and AQUATOX ecosystem modelling. *Environment International*. 2018, 119: 66–78.
- Bleeker, E.A.J., Wiegman, S., Droge, S.T.J., et al. Towards an improvement of the risk assessment of polycyclic (hetero)aromatic hydrocarbons. Amsterdam: Aquatic Ecology and Ecotoxicology, Faculty of Science, University of Amsterdam and Animal Ecology, Institute of Ecological Science, Faculty of Earth and Life Sciences, Vrije Universiteit Amsterdam. Report 2003-01 (UvA)/Report 2003-04 (VU), 2003.
- Brand, E., Otte, P., Lijzen, J.P.A. CSOIL 2000 an exposure model for human risk assessment of soil contamination: a model description. Bilthoven: RIVM, 2007.
- Brummelen, T., Stuijzand, S.C. Effects of benzo[a]pyrene on survival, growth and energy reserves in the terrestrial isopods *Oniscus asellus* and *Porcellio scaber*. *Science of the Total Environment*, 1993, 134: 921–930.
- Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME). A protocol for the derivation of environmental and human health soil quality guidelines. Winnipeg: CCME, 2006.
- Chigbo, C., Batty, L. Phytoremediation for co-contaminated soils of chromium and benzo[a]pyrene using *Zea mays* L.. *Environmental Science and Pollution Research*, 2014, 21: 3051–3059.
- Danish Environmental Protection Agency (DEPA). Environmental guidelines No.7: guidelines on remediation of contaminated sites. Odense: DEPA, 2002.
- Eason, C.T., Svendsen, C., O'Halloran, K., et al. An assessment of the lysosomal neutral red retention test and immune function assay in earthworms (*Eisenia andrei*) following exposure to chlorpyrifos, benzo-a-pyrene (BaP), and contaminated soil. *Pedobiologia*, 1999, 43: 641–645.
- Eom, I.C., Rast, C., Veber, A.M., et al. Ecotoxicity of a polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH)-contaminated soil. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2007, 67: 190–205.
- Eschenbach, A., Gehlen, P., Bierl, R. Untersuchungen zum einfluß von fluoranthen und Benzo(a)pyren auf bodenmikroorganismen und zum mikrobiellen abbau dieser dubstanzen. *Mitt Dtsch Bodenkundl Ges*, 1991, 63: 91–94
- Fishwick, S. Soil screening values for use in UK ecological risk assessment. Bristol: U.K. EA, 2004.
- French Geological Survey (BRGM). French approach to contaminated-land management: revision 1. Orleans: BRGM, 2003.
- Hamdi, H., Benzarti, S., Aoyama, I., et al. Rehabilitation of degraded soils containing aged PAHs based on phytoremediation with alfalfa (*Medicago sativa* L.). *International Biodeterioration & Biodegradation*, 2012, 67: 40–47.
- Hou, G.Q., Zhao, X.L., Zhao, T.H., Wu, X.W., Pu, S.Y., Tang, Z., Wu, F.C. The adsorption of PAHs on microplastics and desorption in the simulated human digestive system. *Chemical Engineering Journal*. 2023, 473, 145157.

- Jin, X., Hua, Q.Y., Liu, Y.N., Wu, Z.J., Xu, D.S., Ren, Q.R., Zhao, W.J., Guo, X.J. Organ and tissue-specific distribution of selected polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in ApoE-KO mouse. *Environmental Pollution*. 2021, 286, 117219.
- Kim, D., Kim, H., An, Y.J. Species sensitivity distributions of micro- and nanoplastics in soil based on particle characteristics. *Journal of Hazardous Materials*. 2023, 452, 131229.
- Li, L.M., Liu, R., Chen, J.J., Tai, P.D., Bi, X.Y., Zou, P., Wang, Y.J., Xiao, Y. Biotrophic interactions between plant and endophytic bacteria in removal of PAHs and Cd from contaminated soils enhanced by graphene oxide. *Journal of Cleaner Production*. 2023, 417, 137996.
- Lijzen, J.P.A., Baars, A.J., Otte, P.F., Rikken, M., Swartjes, F.A., Verbruggen, E.M.J., Wezel, A.P.V. Technical evaluation of the intervention values for soil/sediment and groundwater. human and ecotoxicological risk assessment and derivation of risk limits for soil, aquatic sediment and groundwater. Bilthoven: RIVM, 2001.
- Liu, Y.J., Bahar, M.M., Chamila, S.V.A.C., Qi, F.J., Carles, S., Richmond, W.R., Dong, Z.M., Naidu, R. Ecological risk assessment for perfluorohexanesulfonic acid (PFHxS) in soil using species sensitivity distribution (SSD) approach. *Journal of Hazardous Materials*. 2022, 439, 129667.
- Schaub, K., Achazi, R.K. Die akute und subakute toxischkeit von rieselfeldböden und polyzyklischen aromatischen kohlenwasserstoffen (PAK) im regenwurmtest. Berlin: Technische Universität Berlin. 1996.
- Sun, Y.B., Zhou, Q.X., Xu, Y.M., et al. Phytoremediation for co-contaminated soils of benzo[a]pyrene (B[a]P) and heavy metals using ornamental plant *Tagetes patula*. *Journal of Hazardous Materials*, 2011, 186(2–3): 2075–2082.
- Sushkova, S., Minkina, T., Deryabkina, I., et al. Phytoaccumulation of benzo[a]pyrene by the barley in artificially contaminated soil. *Polycyclic Aromatic Compounds*, 2019, 39(5): 395–403.
- Sverdrup, L.E., Hagen, S.B., Krogh, P.H., et al. Benzo(a)pyrene shows low toxicity to three species of terrestrial plants, two soil invertebrates, and soil-nitrifying bacteria. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2007, 66: 362–368.
- Sverdrup, L.E., Nielsen, T., Krogh, P.H. Soil ecotoxicity of polycyclic aromatic hydrocarbons in relation to soil sorption, lipophilicity, and water solubility. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 2002, 36: 2429–2435.
- US Environmental Protection Agency (USEPA). Office of emergency and remedial response. ecological soil screening level guidance (Draft). Washington: EPA, 2000.
- Van, B.P.J., Gelderb, D.M.B., Brock, T.C.M., Roessink, I., Focks, A. Exposure pattern-specific species sensitivity distributions for the ecological risk assessments of insecticides. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 2019, 180: 252–258.
- Van, D.H.K.W. National institute of public health and environmental protection. Bilthoven: RIVM (personal communication), 1994.
- Voloshina, M., Rajput, V.D., Chernikova, N., et al., Physiological and Biochemical Responses of *Solanum lycopersicum* L. to Benzo[a]pyrene Contaminated Soils. *International Journal of Molecular Sciences*. 2023, 24(4): 3741.
- Xu, F.L., Li, Y.L., Wang, Y., He, W., Kong, X.Z., Qin, N., Liu, W.X., Wu, W.J., Jorgensen, S.E. Key issues for the development and application of the species sensitivity distribution (SSD)

- model for ecological risk assessment. *Ecological Indicators*. 2015, 54: 227–237.
- Yu, X.Z., Li, H.L., Yang, Q., Sun, Z.Q., Ma, Y.B. Accumulation of Cr in different vegetables and derivation of soil Cr threshold using the species sensitivity distribution method. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 2023, 258, 114993.
- Zou, X.S., Su, Q., Yi, Q.W, Guo, L., Chen, D.Y., Wang, B., Li, Y.C., Li, J. Determining the degradation mechanism and application potential of benzopyrene-degrading bacterium *Acinetobacter* XS-4 by screening. *Journal of Hazardous Materials*. 2023, 456, 131666.
- 梁勇生, 黄杏, 龙明华, 等. 多环芳烃胁迫对菜心生长及生理特性的影响. *华南农业大学学报*, 2018, 39(6): 54–60.
- 刘垚, 张薇, 刘鸣达. 镉-苯并(a)芘单一及复合污染对小麦种子萌发的影响. *农业环境科学学报*, 2012, 31(2): 265–269.
- 宁婉彤. Pb 和 B[a]P 对黑麦草耐性及矿质营养吸收特征的研究. 辽宁大学, 2021.
- 潘声旺, 袁馨, 刘灿, 等. 苯并[a]芘对不同修复潜力羊茅属植物的根系分泌物中几种低分子量有机物的影响. *植物生态学报*, 2016, 40(6): 604–614.
- 秦佳伟, 杨启银, 宋静, 等. 土壤中苯并[a]芘对白符跳(*Folsomia candida*)的生态毒性研究. *土壤学报*, 2013, 50(5): 983–990.
- 滕涌, 周启星. 土壤环境质量基准与水/大气环境质量基准的转换研究. *中国科学: 地球科学*, 2018, 48(11): 1466–1477.
- 王国庆, 骆永明, 宋静, 赵其国, 夏家洪. 土壤环境质量指导值与标准研究IV.保护人体健康的土壤苯并[a]芘的临界浓度. *土壤学报*, 2007, 4: 603–611.
- 王海翠, 胡林林, 李敏, 等. 多环芳烃(PAHs)对油菜生长的影响及其积累效应. *植物生态学报*, 2013, 37(12): 1123–1131.
- 王娇娇, 呼世斌, 魏丽琼, 等. 甜菜与牧草间作对多环芳烃污染土壤的修复作用. *农业环境科学学报*, 2016, 35(6): 1090–1096.
- 王铮敏. Bap 和 Cr (VI) 对红树植物秋茄幼苗生长及生理生态效应研究. 厦门大学, 2009.
- 易美玲. 三种多环芳烃对土壤微生物群落结构和功能的影响特征. 重庆大学, 2022.
- 张家乐, 赵龙, 郭军康, 等. 不同环数多环芳烃对土壤白符跳(*Folsomia candida*)的毒性差异. *农业环境科学学报*, 2021, 40(12): 2638–2646.
- 张灵巧, 朱梦婷, 彭颖, 等. 麦冬和青绿藁草对土壤苯并[a]芘的去除率及叶片生理响应特征. *西北植物学报*, 2022, 42(7): 1198–1207.
- 赵晓丽, 赵天慧, 李会仙, 霍守亮, 徐建, 冯承莲, 许宜平, 段小丽, 王铁宇, 侯红, 孟伟, 吴丰昌. 中国环境基准研究重点方向探讨. *生态毒理学报*, 2015, 10(1): 18–30.
- 郑彬, 马静静, 葛高飞, 等. B[a]P 累积污染对土壤呼吸强度的影响. *农业环境科学学报*, 2013, 32(2): 259–266.
- 郑丽萍, 龙涛, 冯艳红, 张亚, 林玉锁, 王国庆. 基于生态风险的铅(Pb)土壤环境基准研究. *生态与农村环境学报*, 2016, 32(6): 1030–1035.

附录 A 苯并[a]芘对陆生植物的毒性数据

序号	物种	EC ₁₀ /NOEC (mg/kg)	数量	测试终点(时间)	pH	SOM (g/kg)	参考文献
1	大白菜 <i>Brassica rapa</i>	5	1	生物量(14 d)	9.6	17.3	Eom et al., 2007
2	黑麦草 <i>Lolium perenne</i>	0.25-86	3	生长(19 d)	6.2-7.12	7.24-38.75	Sverdrup et al., 2007; 宁婉彤, 2021; 王娇娇等; 2016
3	红车轴草 <i>Trifolium pratense</i>	470	1	生长(19 d)	6.2	28	Sverdrup et al., 2007
4	白芥 <i>Sinapsis alba</i>	470	1	生长(19 d)	6.2	28	Sverdrup et al., 2007
5	油菜 <i>Brassica napus</i>	0.55–11.92	11	生长(14 d)	4.46–8.09	15.48–79.4	王海翠等, 2013; 自测
6	菜心 <i>Brassica campestris</i>	6.14	1	生物量(31 d)	6.2	10.3	梁勇生等, 2018
7	小麦 <i>Triticum aestivum</i>	0.17–13.05	11	生长(14 d)	4.46–8.09	15.48–79.4	刘垚等, 2012; 自测
8	麦冬 <i>Ophiopogon japonicus</i>	5.88	1	生物量(31 d)	6.5	19.3	张灵巧等, 2022
9	生菜 <i>Lactuca sativa</i>	1.55–8.7	11	生长(19 d)	4.46–9.6	15.48–79.4	Eom et al., 2007; 自测
10	番茄 <i>Solanum lycopersicum</i>	0.29–15.24	11	生长(14 d)	4.46–8.09	15.48–79.4	Voloshina et al., 2023; 自测
11	水稻 <i>Oryza sativa</i>	1.64–37.32	10	生物量(14 d)	4.46–8.09	15.48–79.4	自测
12	黄瓜 <i>Cucumis sativus</i>	1.59–18.75	10	生物量(14 d)	4.46–8.09	15.48–79.4	自测

13	益母草 <i>Leonurus artemisia</i>	1.11–12.26	10	生物量(14 d)	4.46–8.09	15.48–79.4	自测
14	白车轴草	0.13	1	生物量(14 d)	6.5	30	Aina et al., 2006
15	细芒羊茅	142.89	1	生物量(14 d)	7.19	21.4	潘声旺等, 2016
16	甜菜	8.39	1	生物量(14 d)	7.12	7.24	王娇娇等, 2016
17	苏丹草	4.52	1	生物量(14 d)	7.12	7.24	王娇娇等, 2016
18	香根草	12.18	1	生物量(14 d)	7.12	7.24	王娇娇等, 2016
19	紫花苜蓿	23.05	1	生物量(14 d)	7.8	29	Hamdi et al., 2012
20	孔雀草	11.93	1	生物量(14 d)	6.5	16	Sun et al., 2011
21	大麦	0.08	1	生物量(14 d)	7.3	34	Sushkova et al., 2019
22	玉米	0.36	1	生物量(14 d)	6.2	20	Chigbo et al., 2014
23	秋茄	0.15	1	生物量(14 d)	6.5	20	王铮敏等, 2009

附录 B 苯并[a]芘对陆生无脊椎动物的毒性数据

序号	物种	EC ₁₀ /NOEC(mg/kg)	数量	测试终点(时间)	pH	SOM(g/kg)	参考文献 Reference
1	安德爱胜蚓 <i>Eisenia andrei</i>	126	1	生长(28 d)	6.4	20	Eason et al., 1999
2	赤子爱胜蚓 <i>Eisenia fetida</i>	1–100	13	繁殖(14–28 d)	4.46–9.6	15.48–79.4	Eom et al., 2007; Schaub & Achazi, 1996; 自测
3	线蚓 <i>Enchytraeus crypticus</i>	930–947	2	繁殖(21–28 d)	5.6–6.2	27–39	Bleeker et al., 2003; Sverdrup et al., 2007
4	白符跳 <i>Folsomia candida</i>	4.35–930	5	繁殖(21–28 d)	4.4–9.6	5.8–39	Bleeker et al., 2003; Eom et al., 2007; 秦佳 祎等, 2013; 张家乐 等, 2021
5	跳虫 <i>Folsomia fimetaria</i>	840	1	繁殖(28 d)	6.2	27	Sverdrup et al., 2002
6	螨虫 <i>Hypoaspis aculeifer</i>	947	1	繁殖(21 d)	6.2	28	Sverdrup et al., 2007
7	木虱 <i>Oniscus asellus</i>	31.6	1	繁殖(21 d)	6.5	90	Brummelen & Stuijtzand et al., 1993
8	鼠妇 <i>Porcellio scaber</i>	31.6	1	繁殖(21 d)	6.5	90	Brummelen & Stuijtzand et al., 1993

附录 C 苯并[a]芘对土壤微生物和微生物主导的土壤生态过程的毒性数据

序号	物种	EC ₁₀ /NOEC (mg/kg)	数量	测试终点(时间)	pH	SOM (g/kg)	参考文献 Reference
1	硝化作用 nitrification	293	1	硝化作用(28 d)	6.2	28	Sverdrup et al., 2007
2	脱氢酶 dehydrogenase	3.25-10	2	脱氢酶(10 d)	6.5-8.03	14-21.4	Eschenbach et al., 1991; 易美 玲, 2022
3	呼吸作用 respiration (CO ₂)	0.11–10	2	呼吸作用(20–24 h)	6.5–6.76	11.78–14	Eschenbach et al., 1991; 郑彬 等, 2013
4	脲酶 urease	0.14-8.91	2	脲酶(24 h)	6.76-8.03	11.78-21.4	郑彬等, 2013; 易美玲, 2022

附录 D 实验室自测毒性数据实验报告

D.1 土壤样品

近些年人们对生命共同体理念的认识逐渐提高，建设用地土壤中苯并[a]芘污染问题近期受到越来越多的关注。自测毒性实验使用了采集自我国 8 个省份的 10 个建设用地土壤样品（表 D-1）。这些采样点覆盖了中国的高、中、低纬度地区，包括黑龙江、吉林、北京、陕西、江西、浙江、云南和海南。采集表层土（0–20 cm），去除树根、砾石等杂物以免影响有机物测定的影响。采集到的土壤样品防止在牛皮纸上，摊成一薄层放置在通风处自然风干，严禁暴晒同时再次剔除土壤中植物根系、石块等未在野外剔除干净的杂质。待所有的土壤样品风干后过 2 mm 的筛网用于后续的研究。10 种土壤中苯并[a]芘的初始浓度在 0.04–0.17 mg/kg 之间，远低于我国建设用地土壤污染风险管控标准中的筛选值（一类用地为 0.55 mg/kg，二类用地为 1.5 mg/kg）。土壤 pH 值为 4.46–8.09，EC 值为 40.41–155.50 $\mu\text{s}/\text{cm}$ ，有机质为 15.48–79.40 g/kg，全氮为 1.02–5.47 g/kg，总无机碳为 0.5–7.49 g/kg，阳离子交换量为 10.95–34.14 g/kg。

表 D-1. 中国 10 种土壤的部分理化性质

样品编号	采样点	pH	EC ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	SOM (g/kg)	TN (g/kg)	SIC (g/kg)	沙粒/粉粒/粘粒 (%)	CEC (g/kg)	苯并[a]芘 (mg/kg)
1	Hailun, Heilongjiang	5.80	108.70	48.17	2.31	0.50	40.90/25.80/33.30	34.14	0.09
2	Gongzhuling, Jilin	7.62	91.90	30.33	1.66	1.01	41.40/26.30/32.30	29.01	0.06
3	Lingshan, Beijing	7.22	103.90	68.40	3.62	1.12	59.00/22.90/18.10	25.05	0.09
4	Changwu, Shaanxi	8.09	140.60	17.00	1.12	7.49	43.20/32.40/24.40	12.01	0.17
5	Jindunxiang, Yunnan	5.93	119.20	34.22	2.14	0.50	15.00/25.30/59.70	30.25	0.08
6	Chengmai, Hainan	5.78	43.77	25.77	1.38	0.66	23.90/13.20/62.90	12.11	0.10
7	Shangzhangcun, Jiangxi	4.74	77.37	19.59	1.13	0.65	35.60/27.30/37.10	12.81	0.04
8	Shangzhangcun, Jiangxi	4.55	43.72	15.48	1.02	0.53	25.20/25.20/49.60	11.73	0.07
9	Mengjiadai, Zhejiang	5.40	155.50	79.40	5.47	0.71	37.20/43.50/19.30	19.12	0.06
10	Meixi, Zhejiang	4.46	40.41	31.09	1.51	0.80	43.10/26.30/30.60	10.95	0.08

D.2 老化实验

将采集的 10 种建设用地土壤开展苯并[a]芘老化试验。将 20 g 灭菌土壤置于 150 mL 锥形瓶中，加入一系列苯并[a]芘的丙酮溶液，使土壤苯并[a]芘的最终浓度为 10 和 100 mg/kg，土壤含水量控制在饱和持水量的 60%，塞上棉塞，置于 25 ± 1 °C 黑暗的恒温恒湿箱中培养，定期取样（0、15、30、60、90、120、150、180 d），分别测定土壤中苯并[a]芘残留量，包括化学提取态（二氯甲烷/正己烷，1:1）及生物有效态含量（Tenax-TA）。培养过程中及时调节锥形瓶内水分含量，以保持原有持水状态。

随着老化时间的延长，苯并[a]芘在土壤中的化学提取态和生物有效态含量都逐渐降低（图 D-1）。本实验假定土壤中添加含有苯并[a]芘的丙酮溶液挥发完全后，进行苯并[a]芘提取的时间为开始时间。由于极强的疏水性，苯并[a]芘一旦进入土壤中，便快速地在各个组分中完成相间分配，即在很短的时间内迅速完成快速吸附过程，其后进入慢速过程。随着老化时间的延长，苯并[a]芘逐渐从无定形碳部分迁移至致密的有机质部分，因而观察到化学提取态和生物有效态的浓度逐渐降低。在大部分的试验土壤中，苯并[a]芘的含量在最初的 30 天内迅速降低，而在随后的时间里降低速度逐渐缓慢。并且不同土壤中苯并[a]芘的老化速率也有所差异，例如在 SOM 含量高的 1 号土壤中，苯并[a]芘生物有效态浓度远低于 SOM 含量低的 2 号土壤，可能是 1 号土壤中苯并[a]芘被更多的 SOM 吸附或与土壤腐殖质形成更强的共价键或氢键，使结合态残留苯并[a]芘含量提高，导致苯并[a]芘的提取率下降。

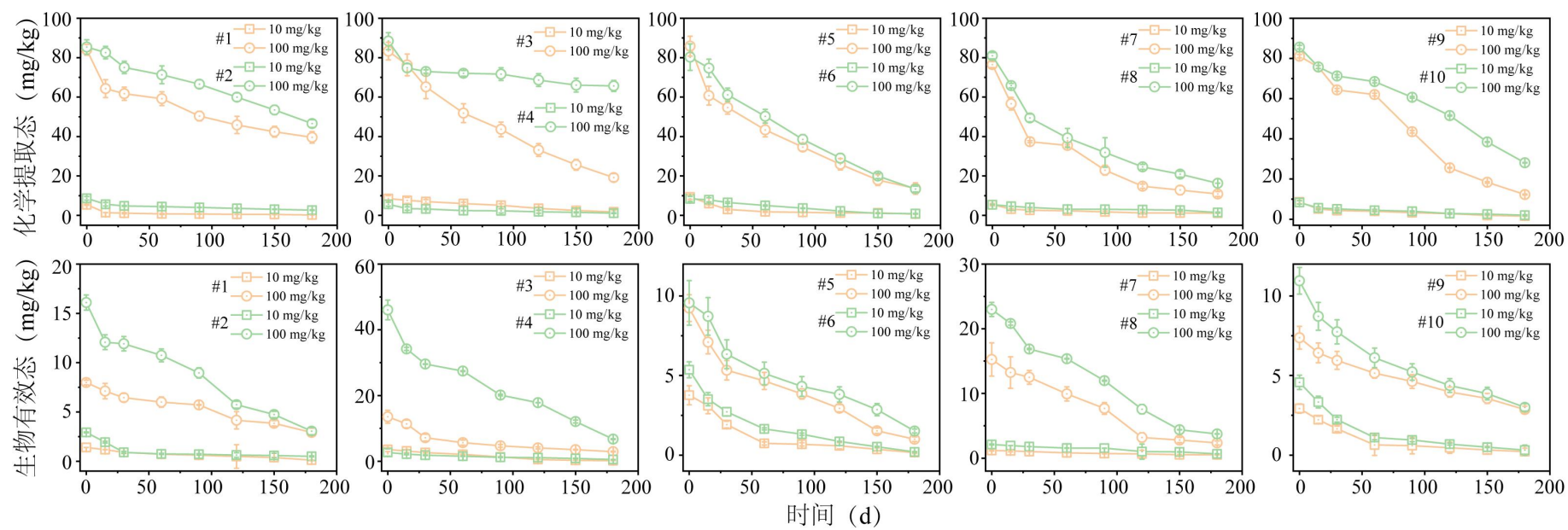


图 D-1. 苯并[a]芘在不同土壤中的老化行为

D.3 苯并[a]芘对陆生植物毒性实验

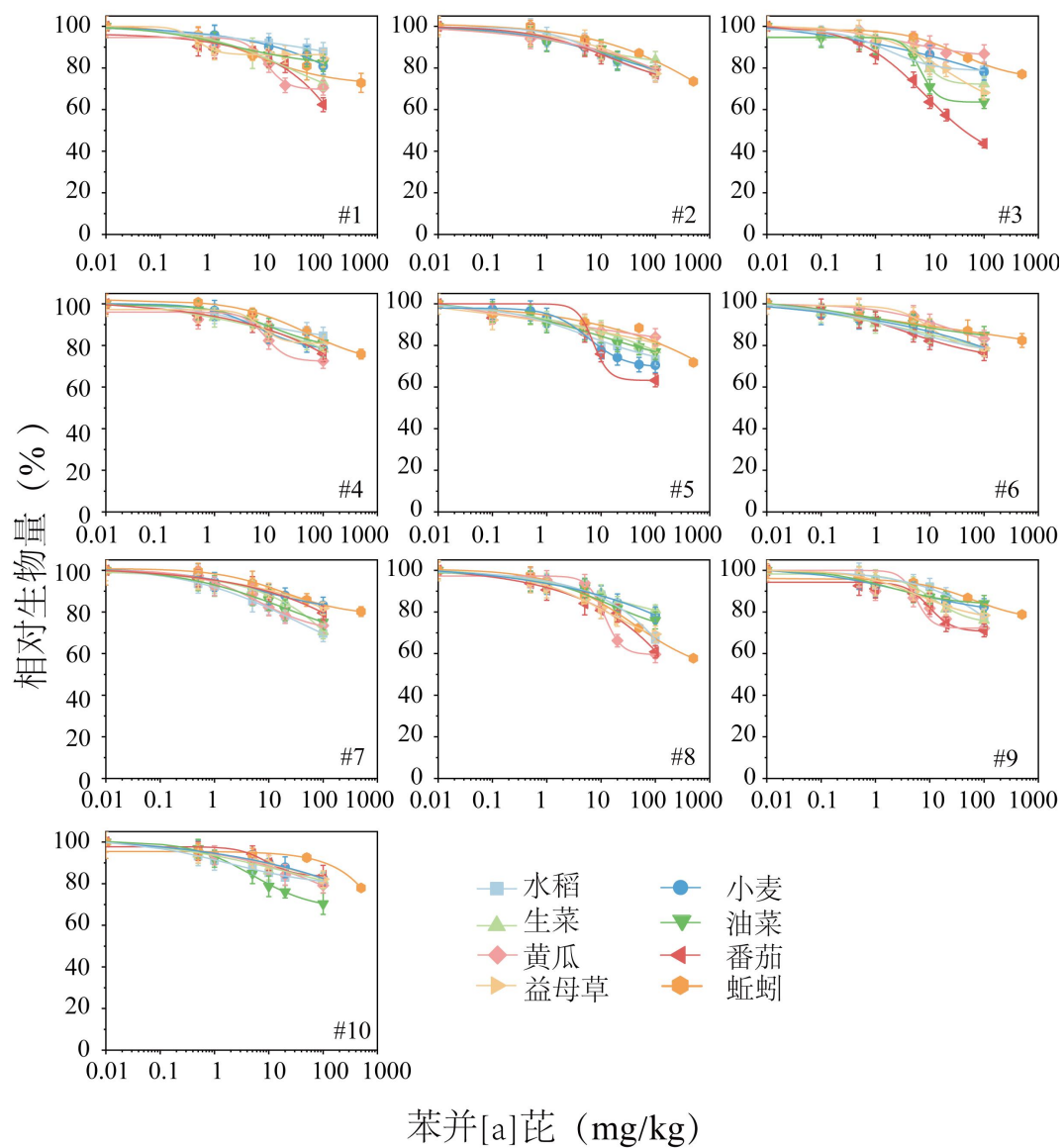
在选择受试陆生植物时，去掉了对苯并[a]芘较不敏感的萝卜、胡萝卜、甜菜等块根类作物，以及对污染耐受性强的向日葵、亚麻，选择了敏感性的 7 种植物作为受试物种，包括水稻、小麦、生菜、油菜、黄瓜和番茄 6 种作物和 1 种景观植物益母草。将 150 g 灭菌土壤装入盆栽小盒（规格 7×7 cm）内，加入一系列苯并[a]芘的丙酮溶液，使土壤中苯并[a]芘的最终浓度为 0、0.5、1、5、10、20、50、100 mg/kg。将植物种子用 3% H₂O₂ 浸泡消毒 0.5 h，再用去离子水清洗三次，然后将种子播种在制备的污染土壤中。土壤含水量控制在饱和持水量的 60%。试验在光照培养箱中进行，温度设置为 25 ± 2 °C，湿度设置为 70% ± 25%，光暗时间比为 16:8 h，光照强度为 17500 ± 2500 lx。连续培养 14 天后，采收植物样品，用去离子水洗涤干净后记录植物生物量（毒性终点），计算出苯并[a]芘对 10% 的植物产生毒性效应的浓度（EC₁₀）。每个浓度下的植物毒性试验均重复三次。

图 D-2 表明暴露培养 14 d 后，试验植物的生物量均随着苯并[a]芘浓度的升高而逐渐降低。然而总体下降幅度较小，并且因植物种类和土壤类型而有所差异。暴露在相同浓度苯并[a]芘中的同一植物品种的相对生物量在不同土壤类型上存在差异，苯并[a]芘暴露浓度为 100 mg/kg 时，黄瓜的相对生物量为 63.65%–84.92%，油菜的相对生物量为 59.62%–86.83%。在同一土壤中的相同暴露浓度下，不同植物品种的相对生物量也表现出不同的水平。以 3 号土壤为例，在苯并[a]芘浓度为 100 mg/kg 的条件下，暴露培养 14 d 后，水稻、小麦、生菜、油菜、黄瓜、番茄、益母草的相对生物量分别为 27.91%，22.86%，34.78%，79.09%，78.08%，72.31%，63.65%，86.83%，43.68% 和 68.11%。表 D-2 中列出了不同土壤中苯并[a]芘的毒性效应浓度 EC₁₀，发现种植在 10 种不同类型土壤中同一植物的 EC₁₀ 值是不同的。以水稻和番茄为例，EC₁₀ 的浓度范围分别为 1.64–37.62 mg/kg 和 0.5–15.24 mg/kg，最高和最低值分别相差 23 倍和 30 倍。说明土壤性质对苯并[a]芘的生物毒性有显著影响。同一土壤中不同植物的 EC₁₀ 值也存在显著差异。例如，黑龙江土壤中不同植物的 EC₁₀ 值分别为：1.11（益母草）、1.34（番茄）、1.59（黄瓜）、2.73（生菜）、3.75（油菜）、13.05 mg/kg（小麦）和 37.32 mg/kg（水稻）。

表 D-2. 10 种土壤不同植物的苯并[a]芘毒性数据 (EC₁₀, mg/kg) 及其 95%置信区间

土壤样品 编号	水稻	小麦	生菜	油菜	黄瓜	番茄	益母草	赤子爱胜蚓
1	37.32 (20.63–75.35)	13.05 (2.75–7.54)	2.73 (0.44–6.68)	3.75 (0.02–13.96)	1.59 (0.40–3.41)	1.34 (0.29–3.03)	1.11 (0.56–6.37)	3.37 (0.26–11.62)
2	7.46 (3.17–13.70)	4.92 (1.24–11.15)	7.45 (0.43–32.32)	4.86 (1.07–11.68)	5.26 (0.54–15.49)	5.27 (1.04–12.57)	8.46 (2.28–19.30)	21.61 (2.48–56.05)
3	2.02 (0.38–5.89)	2.36 (0.40–7.53)	1.55 (0.41–3.57)	0.92 (0.31–1.90)	16.65 (4.81–91.16)	0.450 (0.18–0.97)	3.84 (1.63–6.73)	26.09 (6.70–63.37)
4	12.69 (0.67–36.09)	7.26 (1.07–17.11)	4.23 (0.26–12.24)	11.92 (3.31–30.27)	2.14 (0.23–5.76)	4.59 (0.75–11.45)	6.77 (0.94–19.69)	31.20 (4.85–75.73)
5	1.67 (0.45–3.65)	2.24 (0.90–4.03)	3.21 (0.89–7.08)	2.38 (0.65–5.19)	6.15 (0.15–28.41)	1.19 (0.21–2.93)	2.65 (0.01–11.10)	11.55 (1.99–31.64)
6	2.15 (0.45–5.78)	2.57 (0.45–7.99)	2.06 (0.37–5.90)	8.15 (2.01–40.89)	18.75 (5.90–56.56)	2.08 (0.57–4.87)	12.26 (4.32–5.75)	14.95 (0.40–88.52)
7	1.64 (0.38–3.59)	11.07 (3.83–27.90)	5.37 (2.15–9.84)	2.81 (0.66–6.14)	3.02 (0.97–5.93)	9.52 (2.33–23.95)	10.91 (1.98–36.99)	37.77 (10.33–94.12)

8	4.55	4.87	5.95	4.23	3.63	1.55	1.58	4.01
	(1.93–8.00)	(1.14–11.37)	(1.39–14.75)	(1.27–8.70)	(0.39–8.95)	(0.48–3.12)	(0.38–3.44)	(0.90–9.87)
9	13.70	4.58	7.49	6.05	1.93	1.58	5.10	20.48
	(6.76–24.91)	(0.62–12.93)	(3.31–13.40)	(0.94–18.50)	(0.49–4.13)	(0.34–3.57)	(1.63–10.43)	(3.24–63.99)
10	1.89	9.77	4.9	1.92	6.31	15.24	8.04	32.30
	(0.05–6.17)	(2.64–29.24)	(0.23–17.40)	(0.57–3.89)	(1.86–14.07)	(3.01–72.23)	(0.75–30.79)	(5.99–107.08)
均值	8.52	6.28	4.50	4.70	6.54	4.29	6.07	20.33
变异系数	130.44%	61.30%	47.00%	70.20%	93.82%	110.18%	63.60%	55.22%



图D-2. 苯并[a]芘对不同土壤中陆生生物生物量的影响

D.4 苯并[a]芘对陆生无脊椎动物毒性实验

陆生无脊椎动物毒性试验选择模式动物赤子爱胜蚓作为受试物种。将 500 g 灭菌土壤装入 1000 ml 玻璃烧杯中，加入一系列苯并[a]芘的丙酮溶液，使土壤苯并[a]芘的最终浓度为 0、0.5、5、50 和 500 mg/kg。每个浓度梯度设置 3 个重复。使用灭菌的去离子水调节土壤含水率为 30%-35%，随后在每个烧杯中放入 10 条体重约 500 mg 的赤子爱胜蚓。将烧杯置于 20 ± 2 °C、湿度 $80\% \pm 10\%$ 、光暗比 12:12 h、光照强度 400–800 lx 的培养箱中。试验进行 2 周，于第 7 d 和 14 d 倒出烧杯中的土壤，观察记录赤子爱胜蚓的中毒症状和死亡数（用针轻触赤子爱胜蚓尾部，赤子爱胜蚓无反应则为死亡），及时清理死亡赤子爱胜蚓。当试验结束后，从烧杯中取出赤子爱胜蚓，并用 0.9% 生理盐水洗涤，吸水后用滤纸称重，计算出赤子爱胜蚓对苯并[a]芘毒性响应的 EC_{10} 值。

经赤子爱胜蚓毒性试验发现，苯并[a]芘对赤子爱胜蚓的相对生物量有明显的抑制作用。图 D-2 显示了暴露培养 14 天后赤子爱胜蚓相对生物量的降低情况。苯并[a]芘对培养在江西旱地土壤中的赤子爱胜蚓的抑制作用显著高于其它土壤。在 8 号土壤中 0.5 mg/kg 苯并[a]芘处理组中，赤子爱胜蚓相对生物量降低较小，但在 0.5–500 mg/kg 浓度范围内，赤子爱胜蚓相对生物量显著降低。在浓度为 0.5 mg/kg 的 2 号和 4 号土壤中培养 14 d 后，赤子爱胜蚓的相对生物量略有增加，这可能是因为苯并[a]芘的低剂量刺激效应。10 种土壤中赤子爱胜蚓的 EC_{10} 值分别为 3.37（1 号）、4.01（8 号）、11.55（5 号）、14.95（6 号）、20.48（9 号）、21.61（2 号）、26.09（3 号）、31.2（4 号）、32.3（10 号）和 37.77 mg/kg（7 号）（表 D-2）。