

DOI: 10.11766/trxb201212310540

土壤中苯并[a]芘对白符跳 (*Folsomia candida*) 的生态毒性研究*

秦佳祎^{1 2} 杨启银¹ 宋静^{2 5} 柯欣^{3 5} 骆永明^{4 5†}

(1 南京师范大学生命科学学院, 南京 210097)

(2 中国科学院土壤环境与污染修复重点实验室(南京土壤研究所), 南京 210008)

(3 中国科学院上海生命科学院植物生理生态研究所, 上海 200032)

(4 中国科学院海岸带环境过程与生态修复重点实验室(烟台海岸带研究所), 山东烟台 264003)

(5 中国科学院大学, 北京 100049)

摘要 苯并(a)芘(B[a]P)是一种典型的多环芳烃(PAHs),在油田周边和污灌区土壤中有较高的检出率。在污染土壤生态风险评估和制定土壤生态基准时,常用土壤跳虫作为敏感生态受体,但已有研究表明,目前常用的成虫生长率、死亡率和繁殖率等指标特征往往仅对土壤中高剂量 B[a]P 产生毒性响应。采用白符跳(*Folsomia candida*)的生态毒理试验筛选可用于较低剂量 B[a]P 下新的敏感指标特征,并比较其在两种典型地带性土壤天津潮土和鹰潭红壤之间的敏感性差异。结果表明,幼虫的生长指标最敏感,能对土壤较低浓度 B[a]P 产生毒性响应,可作为指示土壤 B[a]P 毒性的指标。四个指标的敏感度依次为:幼虫体长 > 成虫体长 > 繁殖数 > 存活数。B[a]P 对白符跳的毒性效应在两种土壤类型间存在显著差异(红壤和潮土中幼虫体长的最低效应浓度(LOEC)值分别为 1 和 500 mg kg⁻¹),可能受土壤理化性质,特别是有机质含量和 pH 的影响,在制定土壤生态基准时需对不同土壤的毒性数据进行归一化校正。

关键词 多环芳烃;土壤跳虫;评估指标;潮土;红壤

中图分类号 X171.5 文献标识码 A

多环芳烃(PAHs)是一类含有两个以上苯环的有毒持久性有机污染物(POPs),在环境中广泛存在,对人类健康和生态环境具有很大的潜在危害,美国环保署(USEPA)已将 16 种 PAHs 列入优先控制有机污染物黑名单中^[1]。苯并[a]芘(B[a]P)是 PAHs 的典型代表之一,容易残留在土壤中^[2]。我国油田和污灌区土壤中,B[a]P 的含量从低到高范围变化较大,在 50~12 000 μg kg⁻¹之间^[3]。

目前,利用土壤无脊椎动物来评估土壤化学物质的生态风险方法已得到广泛运用^[4-5],采用蚯蚓和跳虫等来检测化学物质亚慢性毒性的标准程序已经建立^[6-7]。白符跳(*Folsomia candida*)是目前土壤生态风险评估和土壤生态基准制定时常用的一种生态毒理试验受体。研究表明,白符跳的成虫存

活率和繁殖率等指标仅对高剂量 B[a]P 产生毒性响应^[8-11]。虽然热应激蛋白、抗氧化酶系、基因损伤测试等指标可以对较低剂量的污染物产生响应,然而这些指标往往过于敏感且欠缺稳定性,目前主要用于污染的早期诊断^[12],而在生态风险评估和制定土壤生态基准时仍主要采用个体水平的指标^[13]。

白符跳体长与其体重呈正相关关系,可以反映个体的生长情况^[11,14]。现阶段白符跳生长参数主要采用成虫的体长生长率,但其敏感性不够,高于存活率却低于繁殖率^[15-17],对直链烷基苯碘酸盐的研究表明幼虫体长更为敏感^[18]。另一方面,有基于人工土壤(含有 10% 黑泥炭,20% 高岭土,70% 石英砂)的 B[a]P 对跳虫生态毒性效应的研究^[10],而基于自然土壤的相关报道较少。然而,不同组分及理

* 国家自然科学基金项目(40971157、41271264)、环保公益性行业科研专项经费项目(201009032)、国家自然科学基金重点项目(41230858)资助

† 通讯作者, E-mail: ymluo@yic.ac.cn

作者简介:秦佳祎(1988—),女,江苏常州人,硕士研究生,主要从事污染物的环境生态效应研究。E-mail: jyqin@issas.ac.cn

收稿日期:2012-12-31;收到修改稿日期:2013-04-02

化性质土壤对其中化学物质的环境行为和生态毒性有影响,因此,在进行具体土壤生态风险评估或制定普适性土壤标准时,需要综合考虑土壤理化性质的影响^[19]。

本研究采用白符跳为试验生物,进行土壤中 B[a]P 亚慢性毒性检测,在个体水平上筛选对 B[a]P 更为敏感的指标,并预期幼虫的生长指标(体长生长率)较其他常用指标(成虫体长生长率、死亡率和繁殖率)更为敏感。另一方面,试验在两种典型地带性土壤天津潮土和鹰潭红壤中进行,以观察其在自然土壤中的状况及不同土壤类型间的差异并为制定 B[a]P 土壤生态基准积累原始数据。

1 材料与方法

1.1 供试跳虫与土壤

供试跳虫白符跳(*Folsomia candida*)最初来自丹麦奥胡斯大学(University of Aarhus, Denmark),

在本实验室培养超过 3 年。跳虫在覆有 0.5 cm 厚石膏/活性炭(9:1)培养基质的培养皿(90 mm × 13 mm)中培养。培养皿置于(20 ± 1℃)人工气候箱中,昼夜光控制周期为 12 h:12 h(光照强度 800 Lux),空气湿度为 70% ± 5%。试验前按照经济合作与发展组织(Organisation for Economic Co-operation and Development, OECD)标准方法进行同步化^[6]。

供试的两种土壤分别采自于中国科学院鹰潭红壤生态实验站的林地红壤(湿润富铁土:udic-ferrosols)(N:28°12',E:116°55')和天津市宁河县百利农业示范基地的潮土(潮湿锥形土:aquic-cambosols)(N:39°23',E:117°51'),土壤理化性质如表 1 所示。

供试土壤去除植物残体后,风干,过 2 mm 筛。在实验前 7 d,加最大持水量 50% 的蒸馏水将土壤湿润,置于 20 ± 1℃ 的人工气候箱中预培养。

表 1 供试土壤基本理化性质

Table 1 Basic physical and chemical properties of test soils

土壤类型 Soil type	采样地 Sampling site	pH	有机质 Organic matter (g kg ⁻¹)	全氮 Total nitrogen (g kg ⁻¹)	全磷 Total phosphorus (g kg ⁻¹)	全钾 Total potassium (g kg ⁻¹)	阳离子交换量 Cation exchange capacity (cmol kg ⁻¹)
潮土 Aquic-cambosols	天津 Tianjin	7.71	20.03	1.35	1.51	22.80	20.94
红壤 Udic-ferrosols	鹰潭 Yingtian	4.89	5.77	1.04	0.99	10.91	9.76

1.2 试验设计与分析

将适量的苯并[a]芘(B[a]P)标样(纯度 ≥ 97%, Adamas Reagent Co., Ltd)溶于丙酮溶液后混入土壤中拌匀,配置成浓度系列为 0、1、10、100、500 和 1 000 mg kg⁻¹ 干土的污染土壤。置于通风橱中挥发 48 h 后,加入适量蒸馏水,调节土壤含水量至最大持水量的 50%。分装至培养罐(由高为 55 mm、内径为 55 mm、壁厚为 5 mm 的有机玻璃环加底加盖组成)中,每罐 30 g 土壤,对照组设置 8 个重复,实验组设置 4 个重复。收集同步化 9~12 d 的白符跳加入实验体系中,每罐 10 头,并添加 3 mg 干酵母。放入人工气候箱中(20 ± 1℃)培养 28 d。每隔 1 周加入适量的蒸馏水,以补充蒸发水量,并添加酵母。实验结束后,用自制的自动控温高温高梯度小节肢类土壤动物定量收集设备烘虫 2 d,收集存活的成虫和繁殖的幼虫于收集皿中。

在收集皿中加 10 ml 蒸馏水,利用跳虫体表的蜡质将其悬浮。用土壤动物计数测量装置,对成虫和幼虫分别进行数量统计,并对所有成虫以及半数以上的幼虫进行体长测量。

1.3 统计分析

用 SAS version 9.1.3 统计分析软件对试验数据进行统计分析。使用一般线性模型(General Linear Models, GLM)程序对同一土壤中不同浓度 B[a]P 处理下的各个指标进行 F 检验,用 Dunnet 检验对处理与空白对照组间进行差异显著性分析,获得最大无效应浓度(NOEC)值和最低效应浓度(LOEC)值^[10]。利用 Origin 8.0 绘图软件对成虫体长和幼虫体长绘制箱形图。分别对成虫和幼虫生长率进行频数分析,成虫体长在 1.0~2.4 mm,幼虫体长在 0.2~0.8 mm 之间,每 0.1 mm 设为一个区间,统计每个区间内跳虫数量占总数的比例。

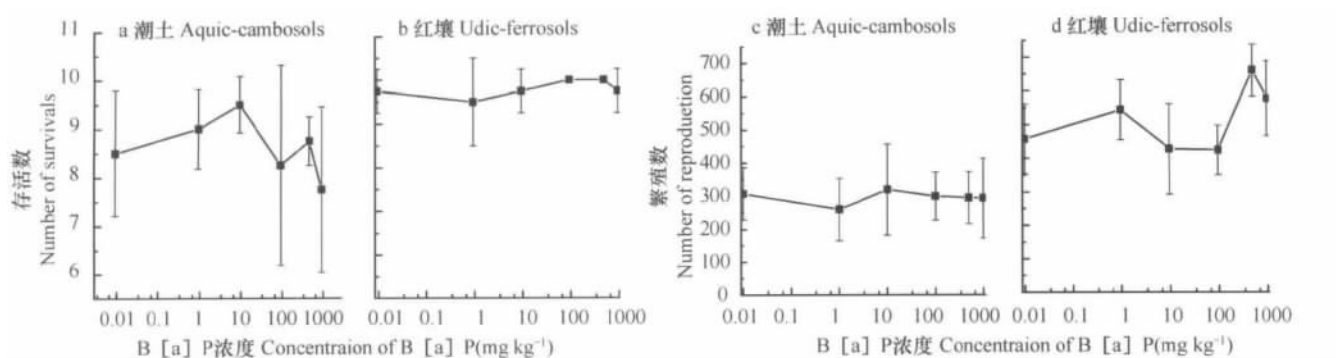


图1 土壤弹尾目白符跳(*Folsomia candida*)在不同 B[a]P 浓度处理潮土和红壤中 4 周后成虫存活数(a、b)和繁殖数(c、d)

Fig. 1 Number of adult survivals (a, b) and number of juveniles reproduced (c, d) for *Folsomia candida* (collembola) exposed to B[a]Ps different in concentration in aquic-cambosols and udic-ferrosols for 4 weeks

2 结果

2.1 存活数与繁殖数

在潮土和红壤中,对照组成虫存活率均高于 80% (图 1a, 图 1b), 繁殖数均高于 100 头 (图 1c, 图 1d), 符合 OECD 关于实验有效性的标准^[6-7]。在不同浓度 B[a]P 处理的潮土和红壤中,成虫存活数均无显著性差异。

不同浓度 B[a]P 处理的潮土中,白符跳繁殖率未出现显著性差异 (图 1c)。但在红壤中,处理间呈现显著性差异 ($F_{5,22} = 3.55, p < 0.05$) (图 1d)。相对于对照组, 500 和 1 000 mg kg⁻¹ 浓度处理繁殖数

分别增加 44% 和 26% ($p < 0.05$)。红壤中, B[a]P 对白符跳繁殖率的 NOEC 值为 100 mg kg⁻¹, LOEC 值为 500 mg kg⁻¹。

2.2 成虫体长

不同浓度 B[a]P 处理的潮土中,成虫体长差异极显著 ($F_{5,22} = 8.17, p < 0.01$)。如图 2a 所示,相对于对照组, 500 mg kg⁻¹ 浓度处理成虫体长增加 12% ($p < 0.05$)。B[a]P 对潮土中白符跳成虫体长 NOEC 值为 100 mg kg⁻¹, LOEC 值为 500 mg kg⁻¹。各浓度梯度 B[a]P 处理的潮土中,成虫体长主要分布在 1.4 ~ 1.9 cm 范围 (68% ~ 97%) (图 2b), 但是不同浓度处理的成虫体长分布没有一致的规律性。

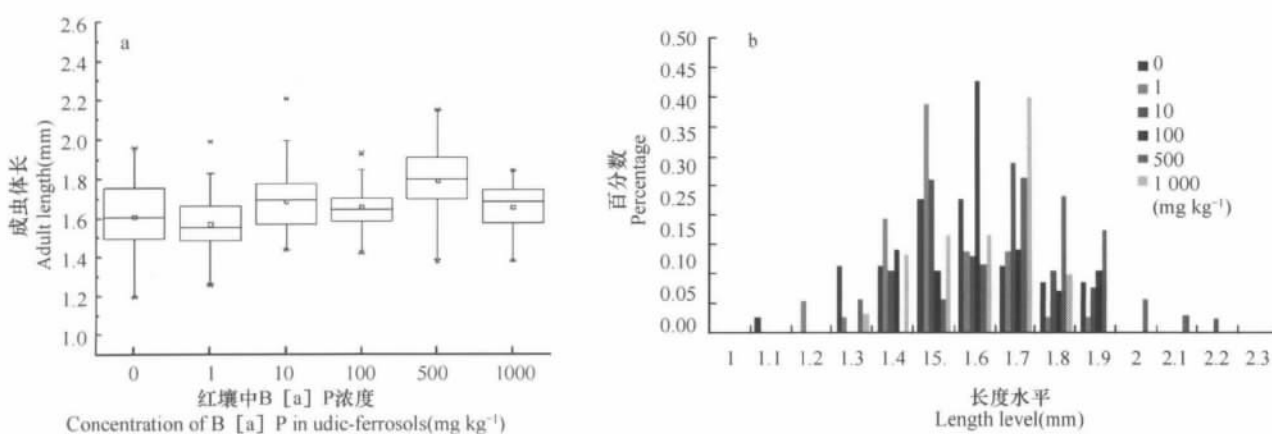


图2 土壤弹尾目白符跳(*Folsomia candida*)在不同 B[a]P 浓度处理潮土中 4 周后成虫体长(a)和成虫体长在 1.0 ~ 2.3 mm 的分布(b)

Fig. 2 Length of *Folsomia candida* adults (a) and distribution of adult lengths from 1.0 mm to 2.3 mm (b) after 4 weeks of exposure of the insects to B[a]Ps different in concentration in aquic-cambosols

在不同浓度 B[a]P 处理的红壤中,成虫体长也存在极显著的差异 ($F_{5,22} = 5.94, p < 0.01$) ,如图 3a 所示,10、500 和 1 000 mg kg^{-1} 浓度 B[a]P 处理的土壤中成虫体长显著高于对照组,分别增加了 10% ($p < 0.05$)、2% ($p < 0.05$) 和 1% ($p < 0.05$)。红壤中 B[a]P 对白符跳成虫生长的 NOEC 值为 1 mg kg^{-1} ,LOEC 值为 10 mg kg^{-1} 。成虫体长主要分布在 1.3 ~ 1.8 cm 范围(80% ~ 97%) (图 3b)。

2.3 幼虫体长

在潮土中,不同浓度处理的幼虫体长差异极显

著 ($F_{5,22} = 4.98, p < 0.01$)。如图 4a 所示,500 mg kg^{-1} B[a]P 处理的幼虫体长较对照组显著降低 4% ($p < 0.05$) ,幼虫体长的 NOEC 值为 100 mg kg^{-1} , LOEC 值为 500 mg kg^{-1} 。由图 5a 至图 5f 可知,不同浓度 B[a]P 处理的潮土中,白符跳幼虫体长在 0.2 ~ 0.8 mm 体长范围内。各浓度处理中,体长为 0.3 ~ 0.4 mm 的个体均占相应处理总数的 50% 以上,但从 100 mg kg^{-1} 浓度处理开始,0.6 ~ 0.7 mm 区间的个体所占比例逐渐降低。

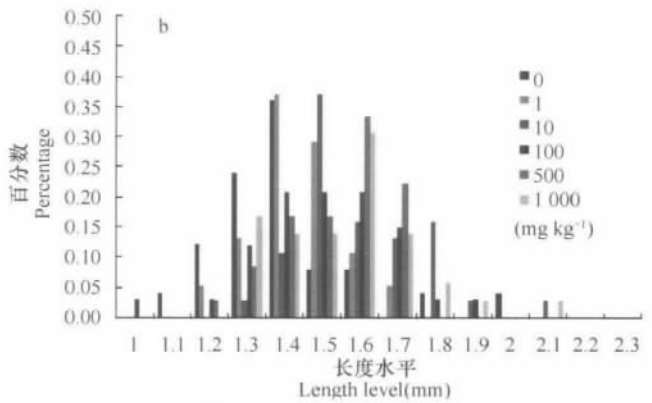
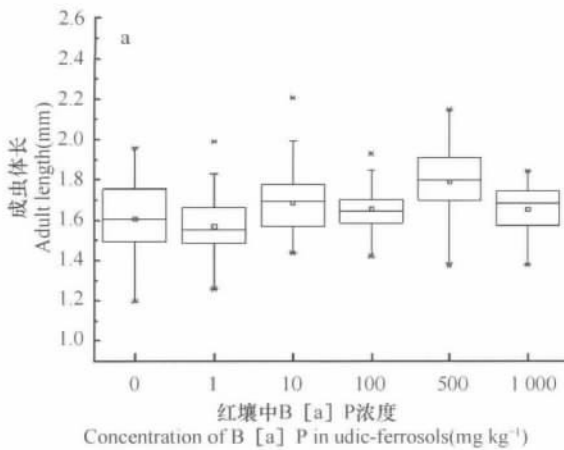


图 3 土壤弹尾目白符跳 *Folsomia candida* 在不同 B[a]P 浓度处理红壤中 4 周后成虫体长 (a) 和成虫体长在 1.0 ~ 2.3mm 的分布 (b)

Fig.3 Length of *Folsomia candida* adults (a) and distribution of adult lengths from 1.0mm to 2.3mm (b) after 4 weeks of exposure of the insects to B[a]Ps different in concentration in udic-ferrosols

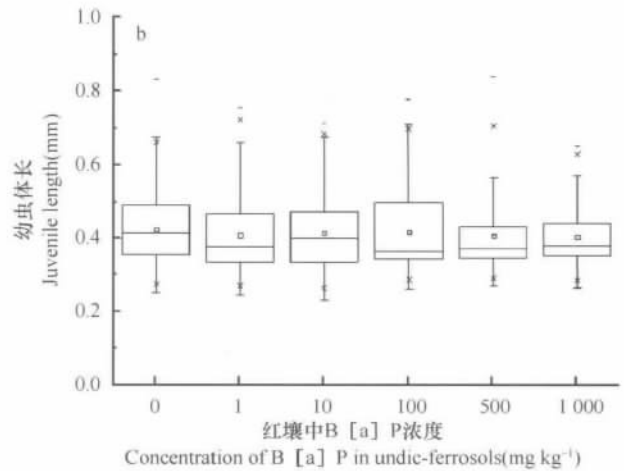
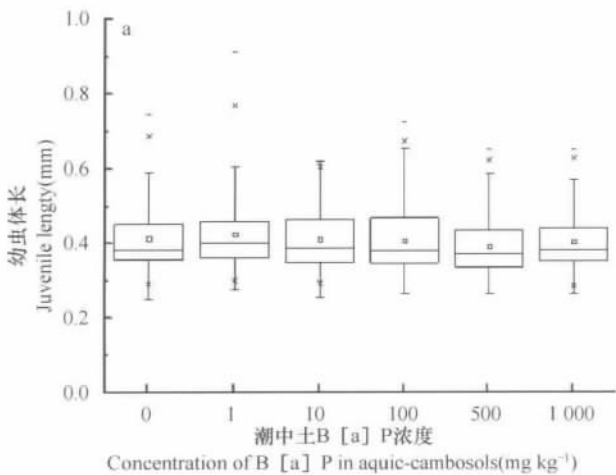


图 4 土壤弹尾目白符跳 (*Folsomia candida*) 在不同 B[a]P 浓度处理潮土和红壤中 4 周后幼虫体长

Fig.4 Length of juveniles of *Folsomia candida* (collembola) exposed to B[a]Pesticide different in concentration for 4 weeks in aquic-cambosols (a) and udic-ferrosols (b)

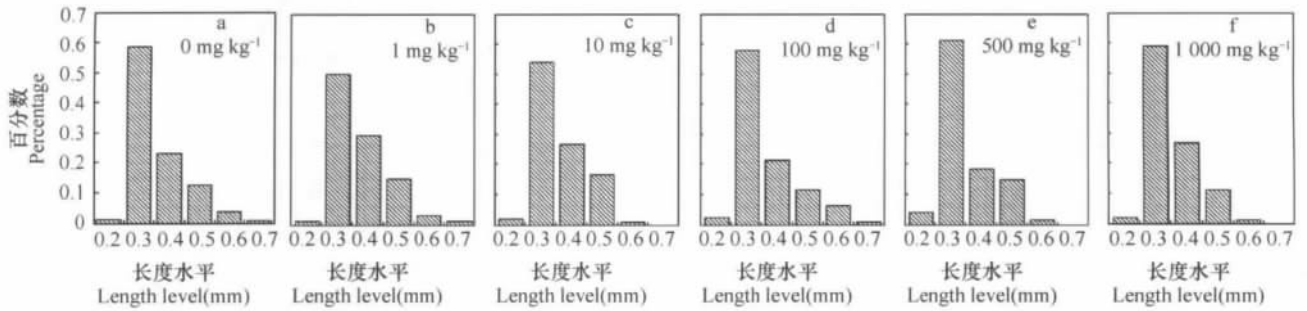


图5 土壤弹尾目白符跳(*Folsomia candida*)在不同B[a]P浓度处理潮土中4周后不同浓度处理中幼虫体长在0.2~0.8mm的分布(a~f)

Fig. 5 Distribution of juvenile lengths of *Folsomia candida* from 0.2 mm to 0.8 mm (a~f) after 4 weeks of exposure of the insects to B[a]Ps different in concentration in aquatic-cambosols

与潮土相似,红壤中幼虫体长在不同处理间也存在极显著差异($F_{5,22} = 3.51$, $p < 0.01$)。1 mg kg⁻¹ ($p < 0.05$)和500 mg kg⁻¹ ($p < 0.05$) B[a]P处理较对照组存在显著差异,均降低了4%(图4b)。B[a]P对于白符跳幼虫体长的LOEC值为1 mg kg⁻¹。由

图6a至图6f可知,幼虫体长在0.2~0.8mm范围内,其中,体长为0.3~0.4mm的幼虫分别占50%以上。0.6~0.7mm区间的从10 mg kg⁻¹开始逐渐降低,而0.7~0.8mm区间的则从1 mg kg⁻¹便开始逐渐降低,直至1000 mg kg⁻¹消失。

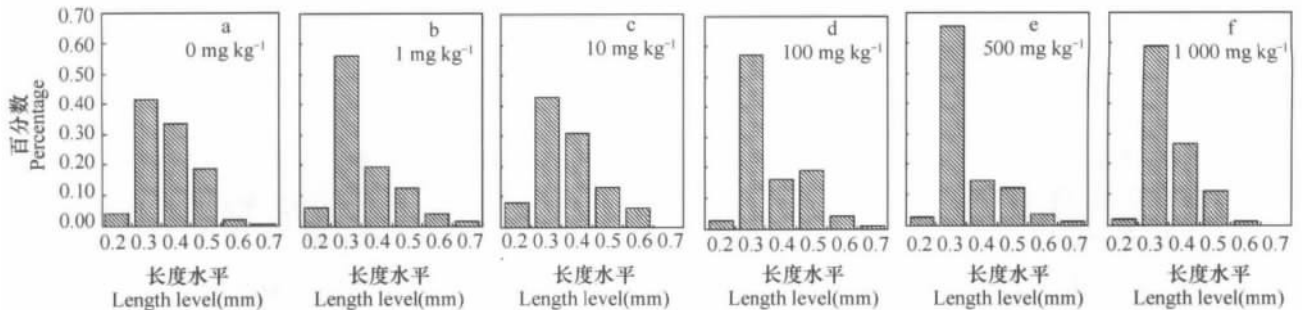


图6 土壤弹尾目白符跳(*Folsomia candida*)在不同B[a]P浓度处理红壤中4周后不同浓度处理中幼虫体长在0.2~0.8mm的分布(a~f)

Fig. 6 Distribution of juvenile lengths of *Folsomia candida* from 0.2 mm to 0.8 mm (a~f) after 4 weeks of exposure to B[a]Ps different in concentration in udic-ferrosols

3 讨论

3.1 白符跳不同指标间的敏感性差异

B[a]P属高分子量多环芳烃,其毒性多表现为慢性毒性,筛选急性敏感指标具有较大难度,而慢性毒性需进行长期实验,一般需1~2年或更长时间,这对以后检测应用而言,实用性不强。亚慢性毒性,通常为1~6个月接触外源化学物质所产生的中毒效应。因此,本研究采用亚慢性毒性,实验动物暴露时间为28d,从幼虫体长等种群特征开始选择敏感的亚慢性毒性指标特征。

本研究推算出的B[a]P对白符跳不同指标在

不同土壤中的生态阈值如表2所示,研究表明,白符跳(*Folsomia candida*)成虫存活数、繁殖数和体长三个指标仅对高剂量B[a]P产生毒性响应。其中,白符跳成虫存活数是对B[a]P毒性最不敏感的指标。在本研究设定的浓度范围内(0~1000 mg kg⁻¹),该指标在两种土壤中均无显著性差异。Sverdrup等^[20]采用B[a]P污染的OECD标准土壤进行试验也发现了类似的结论,1000 mg kg⁻¹的B[a]P浓度对跳虫(*Folsomia fimetaria*)存活数仍无显著性影响。相对于白符跳成虫存活数,白符跳繁殖数对供试土壤中B[a]P相对敏感。红壤中B[a]P对白符跳存活数的LOEC为500 mg kg⁻¹,远低于1000 mg kg⁻¹。Sorensen和Holmstrup^[21]、Eom等^[22]以及

Domene 等^[23] 研究均表明,多环芳烃、直链烷基苯磺酸和壬基酚等有机污染物对白符跳繁殖数影响均要显著高于存活数。这可能与白符跳遇到胁迫时往往会通过放弃生殖繁衍来优先适应环境维持自身存活的生活史特征有关^[24]。成虫体长在三个指标中最为敏感,红壤中 B[a]P 的 LOEC 仅为 10 mg kg⁻¹。已有研究结果也发现,成虫体长往往先于繁殖数对外界污染物产生响应,这可能是由于污染物通过限制成虫体长增长进而影响其繁殖率^[25]。然而,Domene 的研究却表明,白符跳成虫体长对污泥

中复杂污染物(多环芳烃等有机污染物和重金属等)的敏感程度远低于繁殖数和存活数,并且体长会随着繁殖率下降而增长^[23]。这表明白符跳生长繁殖等指标对环境中复杂污染物响应机理相对于单个污染物更为复杂。此外,本研究发现在 500 mg kg⁻¹浓度的处理中,成虫繁殖和体长相对于对照均呈现出了显著增高的趋势。Sverdrup 等^[20] 也报道了类似现象,导致这一现象的具体原因还有待进一步研究。

表 2 B[a]P 对白符跳不同指标在不同土壤中的生态阈值¹⁾

Table 2 Ecological thresholds for indices with *Folsomia candida* exposed to B[a]P in different soils(mg kg⁻¹)

指标 Index	天津潮土 Aquic-cambosols in Tianjin		鹰潭红壤 Udic-ferrosols in Yingtan	
	NOEC	LOEC	NOEC	LOEC
	存活数 Number of survivals	>1 000	—	>1 000
繁殖数 Number of reproduction	>1 000	—	100	500
成虫体长 Adult length	100	500	1	10
幼虫体长 Juvenile length	100	500	—	1

1) NOEC: 最大无效应浓度值; LOEC: 最低效应浓度值 NOEC, No observed effect concentration; LOEC, Lowest observed effect concentration

以往生态毒理试验很少关注幼虫生长指标特征。本研究发现,相对于成虫存活、繁殖和体长三项生理指标,幼虫生长对土壤中 B[a]P 更敏感。红壤中 NOEC 值小于最低处理浓度 1 mg kg⁻¹。Folker-Hansen 等^[18] 试验结果也表明幼虫体长对有机去污剂敏感程度显著高于成虫体长。这可能是由于污染物主要通过土壤溶液作为介质和弹尾目昆虫体表接触进而产生毒害作用^[26],而幼虫的“表面积/体积”比值高于成虫,同样体积将接触到更多污染物;此外,幼虫新生成的体表蜡质较成虫更薄,更易受污染物侵袭^[27]。

3.2 B[a]P 对白符跳毒性阈值在土壤类型间的差异

研究结果表明,同一 B[a]P 添加浓度下,天津潮土和鹰潭红壤中白符跳的毒性阈值存在显著差异。红壤中白符跳各项生理指标对 B[a]P 最低响应浓度远远低于潮土。大量研究表明,对有机污染物而言,土壤有机质含量(SOM)是影响有机污染物环境化学行为及其毒性的重要因素^[28]。弹尾目昆虫主要通过接触土壤孔隙水中的污染物而产生暴露,土壤中 PAHs 和多氯联苯(PCBs)等疏水化合物极易与土壤有机质结合而降低污染物在孔隙水

中的浓度,从而减少对弹尾目昆虫的毒害^[29-30]。因此,高 SOM 土壤中弹尾目昆虫对有机污染物的敏感度显著降低^[31]。对于土壤 pH,一方面,低 pH 有助于疏水性有机污染物吸附在腐植酸等复合体上,降低 PAHs 在土壤水溶液中分配比,从而减少其对弹尾目昆虫的毒性^[32];但另一方面,低 pH 对弹尾目昆虫生长有较强限制作用^[33-34]。由于本研究红壤的 pH 低于 4.89 已处于弹尾目适应范围边缘,因而,可能对弹尾目昆虫生长产生影响。因此,SOM 和 pH 可能共同导致了潮土中弹尾目昆虫指标的敏感性明显低于红壤中的。

鉴于 B[a]P 对白符跳毒性效应在不同土壤类型间由于土壤性质不同,可能存在显著差异。在制定土壤生态基准时,需要利用土壤有机质等理化性质对不同土壤类型的毒性数据进行归一化。

4 结 论

本文研究了外源苯并[a]芘(B[a]P)对白符跳(*Folsomia candida*)的存活数、繁殖数、成虫体长和幼虫体长在天津潮土和鹰潭红壤中的生态毒性效应。研究表明,四个指标的敏感度依次为:幼虫体

长 > 成虫体长 > 繁殖数 > 存活数。幼虫体长指标最敏感,能对较低浓度 B[a]P 产生毒性响应。白符跳在 B[a]P 污染土壤中毒性效应受到机质含量和 pH 的影响,在制定土壤生态基准时,需对不同土壤的 B[a]P 毒性数据进行归一化。

致谢 感谢中国科学院南京土壤研究所包梅芬和余海波老师在土壤样品采集和理化性质测定等方面提供的帮助!

参考文献

- [1] Keith L, Telliard W. Priority pollutants: I. A perspective view. *Environ Sci Technol*, 1979, 13(4): 416—423
- [2] The Environment Agency, Department of Environment, Food and Rural Affairs. The contaminated land exposure assessment (CLEA) model: Technical basis and algorithms (CLR10). London: the Environment Agency, 2002
- [3] 段小丽,魏复盛. 苯并(a)芘的环境污染、健康危害及研究热点问题. *世界科技研究与发展*, 2002, 24(1): 11—17. Duan X L, Wei F S. The environmental pollution caused by benzo (a) pyrene, its harm to health and the research focuses on it. *World Sci-tech R & D*, 2002, 24(1): 11—17
- [4] 柯欣, 骆永明. 土壤动物在污染评价中的作用、现行指标及胁迫环境下的耐受性. *生态毒理学报*, 2009, 4(4): 457—466. Ke X, Luo Y M. Role and existing indicators of soil animals in assessment of soil pollution and indication characteristics from their tolerance developed under stress. *Asian Journal of Ecotoxicology*, 2009, 4(4): 457—466
- [5] 许杰, 柯欣, 宋静, 等. 弹尾目昆虫在土壤重金属污染生态风险评估中的应用. *土壤学报*, 2007, 44(3): 544. Xu J, Ke X, Song J, et al. Role of collembola in assessment of ecological risk of heavy metal contamination of soils. *Acta Pedologica Sinica*, 2007, 44(3): 544—549
- [6] OECD. Test No. 232: Collembolan reproduction test in soil. OECD (Organisation for Economic Co-operation Development), 2009
- [7] ISO. 11267: Soil Quality. Inhibition of reproduction of collembola (*Folsomia candida*) by soil pollutants. International Organization for Standardization, Geneva, Switzerland, 1999
- [8] Hund-Rinke K, Simon M. Terrestrial ecotoxicity of eight chemicals in a systematic approach. *J Soil Sediment*, 2005, 5(1): 59—65
- [9] Zheng S L, Song Y F, Qiu X Y, et al. Annetocin and TCTP expressions in the earthworm *Eisenia fetida* exposed to PAHs in artificial soil. *Ecotoxicol Environ Saf*, 2008, 71(2): 566—573
- [10] 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. *Ecotoxicol Environ Saf*, 2007, 66(3): 362—368
- [11] Kampichler C, Rolschewski J, Donnelly D P, et al. Collembolan grazing affects the growth strategy of the cord-forming fungus *Hypholoma fasciculare*. *Soil Biol Biochem*, 2004, 36(4): 591—599
- [12] Crane M, Byrns G. Review of ecotoxicological and biological test methods for the assessment of contaminated land. Bristol, UK: Environment Agency, 2002.
- [13] 章海波, 骆永明, 李志博, 等. 土壤环境质量指导值与标准研究 III. 污染土壤的生态风险评估. *土壤学报*, 2007, 44(2): 338—349. Zhang H B, Luo Y M, Li Z B, et al. Study on soil environmental quality guidelines and standards III. Ecological risk assessment of polluted soils. *Acta Pedologica Sinica*, 2007, 44(2): 338—349
- [14] Snider R. Laboratory observations on the biology of *Folsomia candida* (Willem) (Collembola: Isotomidae). *Revue d'Ecologie et de Biologie du Sol*, 1973, 10(1): 103—124
- [15] Smit C E. Field relevance of the *Folsomia candida* soil toxicity test. PhD Thesis, Vrije Universiteit, Utrecht, 1997
- [16] van Gestel C A M, Hensbergen P J. Interaction of Cd and Zn toxicity for *Folsomia candida* Willem (Collembola: Isotomidae) in relation to bioavailability in soil. *Environ Sci Technol*, 1997, 16(6): 1177—1186
- [17] van Straalen N M, Schobben J H M, de Goede R G M. Population consequences of cadmium toxicity in soil microarthropods. *Ecotoxicol Environ Saf*, 1989, 17(2): 190—204
- [18] Folker-Hansen P, Krogh P H, Holmstrup M. Effect of dime-thoate on body growth of representatives of the soil living mesofauna. *Ecotoxicol Environ Saf*, 1996, 33(3): 207—216
- [19] 刘玉荣, 贺纪正, 郑袁明. 跳虫在土壤污染生态风险评估中的应用. *生态毒理学报*, 2008, 3(4): 323—330. Liu Y R, He J Z, Zheng Y M. A review of application of springtails in ecological risk assessment of contaminated soils. *Asian Journal of Ecotoxicology*, 2008, 3(4): 323—330
- [20] Sverdrup L E, Nielsen T, Krogh P H. Soil ecotoxicity of polycyclic aromatic hydrocarbons in relation to soil sorption, lipophilicity, and water solubility. *Environmental Science & Technology*, 2002, 36(11): 2429—2435
- [21] Sørensen T S, Holmstrup M. A comparative analysis of the toxicity of eight common soil contaminants and their effects on drought tolerance in the collembolan (*Folsomia candida*). *Ecotoxicol Environ Saf*, 2005, 60(2): 132—139
- [22] Eom I, Rast C, Veber A, et al. Ecotoxicity of a polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH)-contaminated soil. *Ecotoxicol Environ Saf*, 2007, 67(2): 190—205
- [23] Domene X, Alcaniz J M, Andres P. Ecotoxicological assessment of organic wastes using the soil collembolan *Folsomia candida*. *Appl Soil Ecol*, 2007, 35(3): 461—472
- [24] Choi W I, Neher D A, Ryoo I M. Life-history trade-offs of *Paronychiurus kimi* (Lee) (Collembola: Onychiuridae) populations exposed to paraquat. *Ecotoxicol Environ Saf*, 2008, 69(2): 227—232
- [25] Bur T, Probst A, Bianco A, et al. Determining cadmium critical concentrations in natural soils by assessing Collembola mortality, reproduction and growth. *Ecotoxicol Environ Saf*, 2010, 73(3): 415—422

- [26] Pedersen M B , van Gestel C A M , Elmegaard N. Effects of copper on reproduction of two Collembolan species exposed through soil , food , and water. *Environmental Toxicology and Chemistry* , 2000 , 19 (10) :2579—2588
- [27] Noble-Nesbitt J. Transpiration in *Podura aquatica* L. (Collembola , Isotomiidae) and the wetting properties of its cuticle. *J Exp Biol* , 1963 , 40 (4) :681—700
- [28] USEPA. Guidance for developing ecological soil screening levels. Office of Solid Waste and Emergency Response OSWER Directive , 2003 9285:7—55
- [29] van Gestel C A M , Ma W C. Toxicity and bioaccumulation of chlorophenols in earthworms , in relation to bioavailability in soil. *Ecotoxicol Environ Saf* , 1988 , 15 (3) :289—297
- [30] van Gestel C A M , Ma W C. An approach to quantitative structure-activity-relationships (Qsars) in earthworm toxicity studies. *Chemosphere* , 1990 , 21 (8) :1023—1033
- [31] Martikainen E A T , Krogh P H. Effects of soil organic matter content and temperature on toxicity of dimethoate to *Folsomia fimetaria* (Collembola: Isotomiidae). *Environmental Toxicology and Chemistry* , 1999 , 18 (5) :865—872
- [32] Raber B , Kogel-Knabner I , Stein C , et al. Partitioning of polycyclic aromatic hydrocarbons to dissolved organic matter from different soils. *Chemosphere* , 1998 , 36 (1) :79—97
- [33] Greenslade P , Vaughan G T. A comparison of Collembola species for toxicity testing of Australian soils. *Pedobiologia* , 2003 , 47 (2) :171—179
- [34] Ke X , Yang Y M , Yin W Y , et al. Effects of low pH environment on the collembolan *Onychiurus yaodai*. *Pedobiologia* 2004 , 48 (5/6) :545—550

ECOTOXICITY OF BENZO(A)PYRENE TO *FOLSOMIA CANDIDA* IN SOIL

Qin Jiayi^{1,2} Yang Qiyin¹ Song Jing^{2,5} Ke Xin^{3,5} Luo Yongming^{4,5†}

(1 College of Life Science , Nanjing Normal University , Nanjing 210097)

(2 Key Laboratory of Soil Environment and Pollution Remediation , Institute of Soil Science , Chinese Academy of Sciences , Nanjing 210008)

(3 Institute of Plant Physiology and Ecology , Shanghai Institutes for Biological Sciences , Chinese Academy of Sciences , Shanghai 200032)

(4 Key Laboratory of Coastal Zone Environmental Processes and Ecological Remediation , Yantai Institute of Coastal Zone Research , Chinese Academy of Sciences , Yantai , Shandong 264003)

(5 University of Chinese Academy of Sciences , Beijing 100049)

Abstract Benzo(a)pyrene (B[a]P) is a typical kind of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) often found in soils adjacent to the oil field or in soils irrigated with sewage. Collembolans are often used as sensitive receptors in ecological risk assessment of contaminated soils and in development of soil ecological benchmarks. However , the characteristic indices , such as growth rate , fatality and reproduction rate of their adults , were only responsive to high concentrations of B[a]P in the soil. In the present study , *Folsomia candida* was used as subject for ecotoxicity test to screen out new characteristic indices sensitive to low concentrations of the substances. Besides , comparison was made between two typical zonal soils , i. e. udic-ferrosols and aquic-cambosols in sensitivity of the subject insects. Results show that the index of growth rate of their larva was the most sensitive and even responsive to a low concentration of B[a]P. It is , therefore , suggested that the index be cited as an indicator of the soil B[a]P toxicity. The four indices followed an order of juvenile length > adult length > reproduction rate > survival rate in sensitivity. Significant difference in ecotoxicity of B[a]P to *F. candida* existed between the two soils with LOEC value being 1 mg kg⁻¹ in udic-ferrosols and 100 mg kg⁻¹ in aquic-cambosols , which is likely attributed to the difference in soil physico-chemical property , especially content of organic matter and pH. It is , therefore , necessary to normalize ecotoxicity data of various soils in developing soil ecological benchmarks.

Key words PAHs; Collembola; Assessment criteria; Udic-ferrosols; Aquic-cambosols

(责任编辑:檀满枝)