

农药-重金属铅复合污染生态毒理效应研究进展

王晓岚, 钱娟娟, 刘沁雨, 尹晓辉* (浙江农林大学, 浙江杭州 311300)

摘要 阐述了目前国内外农药与重金属的污染现状, 探讨了农药与重金属复合污染对土壤微生物、植物、动物的生态毒理效应, 最后对今后的研究方向进行了展望, 包括加强研究农药-重金属复合污染对环境生物影响的机理, 短期与长期研究并重。

关键词 农药; 重金属; 复合污染; 生态毒理

中图分类号 X71 **文献标识码** A **文章编号** 0517-6611(2018)06-0021-05

Research Progress on Ecotoxicological Effects of Compound Pollution of Pesticides and Heavy Metals

WANG Xiao-lan, QIAN Jiao-juan, LIU Qin-yu et al (Zhejiang A & F University, Hangzhou, Zhejiang 311300)

Abstract The present situation of pollution of pesticides and heavy metals at home and abroad was described, the ecotoxicological effects of compound pollution of pesticides and heavy metals on soil microbes, plants and animals were discussed. Finally, the future research directions were prospected, including strengthening research on the mechanism of pesticide heavy metal compound pollution on the environment, and emphasizing both short-term and long-term research.

Key words Pesticides; Heavy metals; Compound pollution; Ecotoxicology

我国是农药大国, 产量居世界第一。据农药协会统计, 2015年我国农药总产量为132.8万t, 其中除草剂占62.2%, 杀虫剂占22.8%, 杀菌剂占12.7%。但随着农药产业的迅速发展和大面积推广使用, 其污染效应也扩展到整个生态系统。研究表明, 所施除草剂20%~70%会长期残留在土壤中, 杀虫剂也只有10%~20%附着于作物表面, 大部分残留通过降雨、沉降和径流进入河流湖泊。此外, 人类活动产生的工业废水和生活污水不断排放, 使重金属污染成为危害很大的水污染问题之一。随着工农业的逐渐发展, 越来越多的污染物进入环境并共存, 多种污染物共存时, 往往会产生相互作用和影响, 从而改变彼此的环境行为和生态毒性。

关于复合污染, 国内学者周启星等^[1]较为系统地阐述了复合污染的定义, 指存在于同一环境介质或生态系统同一分室的2种或2种以上不同性质的环境污染物之间发生联合作用的现象。近几年, 有学者主要集中于农药与金属复合污染的效应及农药复合污染物对土壤动物(蚯蚓)、微生物和植物的生态毒理影响进行研究, 取得了重要成果^[2-5]。但总体看来, 环境中重金属-农药复合污染的生态毒理研究仍面临许多问题^[6], 其中效应与机理研究是复合污染研究的核心内容, 也是解决复合污染的关键^[7]。因此, 农药-重金属对生态环境的污染已成为生态毒理领域较为关注的热点。笔者对农药-重金属复合污染对土壤、植物以及动物影响方面的研究动态进行综合分析, 对一些研究热点和需要强化的方面进行展望。

1 农药与重金属污染现状

我国农业生产中广泛使用的有机磷类杀虫剂(毒死蜱、马拉硫磷、乙酰甲胺磷、辛硫磷、水胺硫磷等)、氨基甲酸酯类杀虫剂(丁硫克百威、灭多威、仲丁威等)、新烟碱类杀虫剂

(吡虫啉、噻虫嗪、阿维菌素)、除虫菊酯类杀虫剂(溴氰菊酯、高效氯氟菊酯、氯氟氰菊酯、联苯菊酯等)、三氮苯类除草剂(阿特拉津、西玛津等)、杀菌剂[百菌清、多菌灵、三唑类(三唑醇、三唑酮)、戊唑醇等]等农药之间可能存在相互作用, 可能产生相加、协同等复合效应, 对农产品质量安全和消费者健康造成的危害可能超过单一农药残留。研究结果表明, 土壤中毒死蜱和乙草胺残留量为0.05、0.10 mg/L, 而水田中乙草胺最高允许浓度为0.01 mg/L^[8]。在我国松花江的沉积物中检出乙草胺浓度为0.47~11.76 μg/kg^[9], 淮河流域的沉积物中检出浓度为3 900~6 600 μg/kg^[10]。有报道显示, 乙草胺在表面水中的浓度在0.05~2.50 μg/L^[11], 在山东莱州湾和胶州湾的海水中最大浓度达78.5 ng/L, 2003—2004年北京官厅水库检测到的残留浓度最大为1.50 ng/L, 平均浓度为0.55 ng/L^[12]。莠去津在吉林省玉米种植区耕层土壤中平均残留量为0.018~0.116 mg/kg; 乙草胺残留量为0.010~0.235 mg/kg^[13]。有研究表明, 我国有机磷农药在四川茶园土壤中的检出率高, 检出点数为150个, 检出率达35.46%, 其中水胺硫磷的检出率为9.22%, 最大残留量为0.062 mg/kg^[14]; 2009年国际绿色和平组织在我国北京、上海和广州等城市对常见蔬菜和水果农药残留检测结果显示, 选取的45个样品中, 40个样品检测出50种农药残留, 30个样品至少5种以上残留农药。有报道称, 泉州湾中养殖贝类体内有机氯类农药总残留浓度为158~257 ng/g(DW); 汉江黄颡鱼肌肉中六六六(HCHs)含量平均为0.48 ng/g(WW); 滴滴涕(DDTs)含量平均为24 ng/g(WW); 鲫鱼肌肉和肝脏中氯氟菊酯的残留浓度分别为5.4和7.2 ng/g(DW)^[15]。这给我国农产品质量安全和消费带来了风险隐患, 目前已成为社会与公众关注的热点问题。

铅(Pb)是天然存在的重金属, 随着工业的发展, Pb在水环境中含量逐步上升。农业生态环境重金属Pb的污染源极多, 工业污染包括废弃尾矿、蓄电池制造业、金属冶炼业、印刷业、机械制造、造船及拆船业等, 还有汽车尾气、含Pb汽油废弃污染、家庭装修的涂料、油漆等。Pb不是作物生长的必

基金项目 国家自然科学基金项目(21007060); 浙江省自然科学基金项目(LY14B070014)。

作者简介 王晓岚(1993-), 女, 江苏南京人, 硕士研究生, 研究方向: 环境毒理学。*通讯作者, 副教授, 硕士生导师, 从事环境毒理学研究。

收稿日期 2017-11-15

需元素,而是重金属元素中“五毒”之一,随着资源的开发利用日益加剧,污染土壤中 Pb 含量高达 1 000 ~ 5 000 mg/kg,通过土壤迁移到粮食、蔬菜和水果中的 Pb 含量达 0.79 ~ 128.00 mg/kg[《食品中铅限量卫生标准》(GB 14935—94) 0.02 ~ 0.50 mg/kg^[16]],通过土壤-作物系统进入食物链引起的 Pb 中毒比率呈逐年上升趋势^[17]。有资料显示,铅锌矿废弃区周边土壤 Pb 含量高达 2 708 mg/kg,污染稻田和林地土壤综合污染指数均大于 3,属于重度污染;普通稻田也达中度污染;萝卜可食部分 Pb 超标 220 倍^[18]。近年来,我国食品 Pb 污染事件频发,严重威胁着人们的生命安全,已成为食品安全的热点问题。2010 年四川省内江市隆昌县渔箭镇等地经血液化验 49 人血 Pb 含量超标,其中儿童 47 人;2010 年陕西省凤翔县东岭集团冶炼公司环评范围内 2 个村庄的 731 名儿童接受检测中,615 人为高铅血症或铅中毒;2011 年福建省南安市康美镇福铁村水井水质 Pb 含量超标,20 多名儿童被查出血 Pb 超标;2011 年广东省河源市紫金县河源三威电池 Pb 污染,造成 241 名村民及学生血 Pb 超标,其中 96 名重度超标,35 名患者需要排 Pb 治疗^[17]。

2 农药与重金属复合污染的生态毒理效应

2.1 复合污染对土壤微生物的生态毒理效应

2.1.1 对土壤微生物活性的影响。土壤微生物活性是指土壤中所有微生物(包括细菌、真菌、放线菌、原生动物、藻类及微小动物)的总体代谢活性。其中,土壤呼吸强度作为表征土壤生物能量代谢及生命活动的有效指标,一直受到学者的重视^[19]。有研究表明,在十溴二苯醚(BDE209)和 Cd 复合污染下,土壤培养微生物群落和酶活性数据表明,2 种污染物的敏感性从大到小依次为细菌、真菌、放线菌和脲酶、糖酶^[20]。有报道显示,随着 BDE209 和四溴双酚 A(TBBPA)浓度的升高,微生物群体的抑制率存在剂量效应关系^[21]。但关于农药-重金属复合污染对土壤微生物活性的影响研究较少。张清敏等^[22]研究发现,在涕灭威复合污染体系对微生物的影响中,呼吸强度是最为敏感的指标之一。张惠文等^[23]在研究乙草胺-铜离子对黑土农田微生物的联合作用时也发现了土壤呼吸被抑制,并且表现出明显的乙草胺-铜离子协同毒性效应。邹小明等^[24]研究发现,氯氰菊酯与 Cd²⁺ 复合污染、Cd²⁺ 单一污染均可降低土壤微生物量碳(MC)和微生物量氮(MN)的活性,表现为抑制效应;而氯氰菊酯单一污染则表现为先激活效应再恢复,且该效应与氯氰菊酯浓度呈正相关,结果表明,氯氰菊酯与 Cd²⁺ 复合污染对土壤质量的影响表现为加和效应。有研究表明,经过 Cd、Pb 和呋喃丹单一或复合污染的土壤微生物群落 DNA 序列均有不同程度的改变,重金属-呋喃丹复合污染对土壤微生物的影响比单一污染严重^[25]。但周垂帆^[26]研究发现,在草甘膦和重金属共存的环境中,草甘膦能够降低重金属对发光菌的毒性。邓铁柱等^[27]研究表明,乙草胺与重金属对发光菌的联合毒性主要以拮抗为主。此外,在 Cd 和五氯苯酚(PCP)相互作用下,土壤生物量降低了 20% 和 40%,从而导致土壤的修复能力下降,对整个生态环境造成了严重

影响^[28]。

2.1.2 对土壤酶活性的影响。土壤酶是土壤生态系统代谢的主要动力,土壤中所进行的一切生物学和化学过程都要在酶的催化下才能完成,其催化作用对土壤中 C、N、P、S 等元素的循环与迁移有着重要作用。土壤酶主要来源于土壤微生物和植物根系的分泌物及动植物残体分解释放的酶^[29]。有研究表明,纳米级别的重金属颗粒会对脲酶、磷酸酶和 β -葡萄糖苷酶的活性产生影响,最终影响土壤质量及其再生能力^[30],脱氢酶和脲酶活性受 Pb 显著抑制^[31]。

重金属与农药复合污染对土壤酶的影响明显大于单一污染。程凤侠等^[32]研究发现,Cu 和草甘膦复合污染时,对过氧化氢酶的毒性大于单一污染,对淀粉酶、脲酶和磷酸酶的毒性,小于 Cu 单一污染,但大于草甘膦。氯氰菊酯与 Cd²⁺ 联合作用表现为加和效应,低浓度复合污染处理土壤酶活性与对照相比差异较小,而较高浓度复合污染可有效激活蔗糖酶活性^[33]。Hg 和一些多环芳烃(如苊)的混合物会导致土壤酶活性显著增加,并且与浓度相关^[34]。

研究发现,农药-重金属复合污染对不同酶影响是有区别的。莠去津-Cu 的协同作用主要表现为对磷酸酶活性的影响,且磷酸酶最为敏感,而对脲酶活性酶无明显影响^[35]。复合污染的交互作用随着丁草胺和 Cd 浓度比例的不同和处理时间的不同,对脲酶分别会产生拮抗作用和协同作用^[29]。BDE209 和 TBBPA 联合暴露对过氧化氢酶或糖化酶活性均表现出拮抗作用,而对脲酶活性而言,为协同作用^[21]。苗静等^[36]研究发现,DOP 与 Pb 复合污染对过氧化氢酶活性具有协同作用;对转化酶活性以拮抗作用为主;对脲酶低浓度水平时表现为协同作用,中、高浓度水平时表现为拮抗作用;对磷酸酶低浓度水平时表现为拮抗作用,高浓度水平则主要表现为协同作用。有研究表明,全氟辛酸(PFOA)、全氟辛烷磺酸(PFOS)和 Cd 相互作用显著促进了过氧化氢酶活性,而对蔗糖酶活性影响较小^[37]。

综上所述,复合污染对土壤酶的研究大多集中于单一污染,有关复合污染尤其是农药-重金属复合污染报道较少,且缺乏系统性。

2.2 对植物的影响 由于重金属是不可降解的,土壤中重金属的积累可能对土壤中的植物产生长期影响。因此,研究农药-重金属对植物的联合作用是十分必要的。从个体水平上看,种子发芽率和根伸长等指标已被用作短期植物毒性试验的终点^[38]。有研究表明,低浓度的 Cu²⁺ 能促进小白菜的发芽率,而在高浓度则为抑制;但当 Cu²⁺ 和 CPM 复合污染下,其对白菜种子萌发和芽、根伸长的毒性效应程度从大到小依次为根伸长、芽伸长、发芽率^[39]。在 Cd²⁺、Cu²⁺ 与氯噻磺隆复合污染对小麦种子的研究中发现,三者复合污染对小麦发芽率抑制具有显著的协同作用;在高浓度处理时抑制率达 70%^[40]。这表明植物根部对污染较为敏感,复合污染对植物生长发育存在潜在风险。

从分子水平上看,低浓度 Cd²⁺ 与毒死蜱复合污染对白菜的 CAT 活性有明显的抑制作用;而高浓度 Cd²⁺ 与毒死蜱

复合污染时对 CAT 活性有明显抑制效应;同时也会对植株内可溶性糖的积累有所抑制^[41]。在吡喃丹和敌草隆复合污染对微藻的研究中发现,二者混合物显著抑制了细胞生长(叶绿素含量)和细胞形态(复杂性和细胞大小)变化^[42]。而重金属与农药复合胁迫下,可溶性糖含量总体呈下降趋势^[43]。在 Cd 和 PCP 联合作用下,小麦的植物生物量被抑制和降低了 89% 和 92%^[44]。金彩霞等^[45]研究发现,随着 Cd 浓度的升高,小麦生物量呈现下降趋势,Cd 和豆磺隆对小麦生物量的抑制与影响起到协同作用,并且根部 Cd 积累量均大于地上部位。吴庆钰等^[46]研究表明,Cd 与苄嘧磺隆复合污染能破坏根尖细胞结构,使表皮细胞破裂,核仁解体,而且细胞 DNA 的受损程度随 Cd 浓度的升高而增大。超氧化物歧化酶(SOD)、过氧化物酶(POD)均被认为是植物体中抗氧化酶系统的组成部分,其在复合污染条件下活性发生改变,即小麦在氯嘧磺隆分别与 Cd 和 Cu 的共同胁迫下,其 SOD、POD 活性均增大^[40]。PFASs 和 Cd 的联合应激降低了小麦和油菜籽中植物的生物量和叶绿素(Chl)含量,而丙二醛(MDA)含量、SOD 和 POD 活性在小麦中增大^[37]。植物在受到环境胁迫时,短时间会产生大量活性氧(ROS),这会诱导植物产生更多 SOD、过氧化氢酶(CAT),造成 SOD、CAT 活性上升,但当胁迫浓度进一步升高时,则会导致 SOD、CAT 活性下降,进而对植物造成危害,多有“低促高抑”的特点,这在幼苗期尤为明显。

2.3 对动物的影响

2.3.1 对脊椎动物的影响。重金属与农药的单一毒性试验难以客观反映污染物共存时对生物体的危害程度,因此研究毒物的联合毒性效应显得十分重要,如金属与金属之间、农药与农药之间、金属与农药之间的复合污染。宋志慧等^[47]研究金属之间复合污染(如 Cu^{2+} 、 Cd^{2+} 、 Cr^{6+})对斑马鱼联合毒性的作用中发现, Cd^{2+} 分别与 Cu^{2+} 、 Cr^{6+} 共存时,对斑马鱼联合作用表现为增加的协同作用,而 Cu^{2+} 、 Cr^{6+} 共存时,表现出毒性降低的拮抗作用。梁秋燕等^[48]研究发现, Zn^{2+} 与 Cd^{2+} 在不同毒性单位配比下,对斑马鱼的 5 个毒理学终点 48hpf 凝结、48hpf 心律、72hpf 凝结、72hpf 孵化、72hpf 畸形不完全相同。国内也有不少学者研究了毒死蜱与化合物对生物的复合污染,主要是研究复合污染对生物的毒性评估、毒性效应以及对生物标志物的影响等。如同为有机磷农药的毒死蜱与乐果联合染毒可增加大鼠肝脏 SOD、CAT 2 种抗氧化酶的活性以及 MDA 浓度,联合作用表现为相加^[49]。赵于丁^[50]研究发现,毒死蜱与氟虫腈等 4 种农药混合对斑马鱼的乙酰胆碱酶、P450 酶、谷胱甘肽-S-转移酶有不同的指示作用,如诱导谷胱甘肽 S 转移酶(GST)活性等,达到良好的检测效果。文一^[51]研究发现,毒死蜱与阿特拉津联合暴露对鲤鱼的亚慢性效应时的肝组织出现病理变化,肝、鳃的自由基活性与过氧化酶的活性变化影响机体正常的生理机能,具有毒性作用。0.01 mg/L 毒死蜱可引起斑马鱼胚胎畸形与死亡,与 Ni 混合污染出现拮抗效应^[52];毒死蜱-阿特拉津-特丁津三者复合污染对斑马鱼早期胚胎毒性表现为协同效应,

引起胚胎畸形、游泳能力下降等^[53];β-氯氰菊酯和毒死蜱复合污染引起斑马鱼胚胎畸形和死亡,并影响孵化率,降低了 CAT、SOD 和 GST 活性和 MDA 含量,导致氧化损伤^[54];也有研究显示,乙草胺和重金属(Cu、Zn)对斑马鱼胚胎的联合毒性以协同效应为主^[55]。文一^[51]研究了毒死蜱与氧化乐果混合可使 SD 大鼠的精子出现多种畸形现象,导致精子质量降低,对细胞造成损伤,对大鼠的生殖毒性与神经毒性具有协同作用。国内对乙草胺的复合污染对脊椎动物的影响的报道较少,但对蚯蚓有少量报道。梁继东等^[56]研究发现,不同浓度的 Cu 与乙草胺混合对赤子爱蚯蚓的毒性变化不一,高浓度的毒性作用会增加。

近几年,关于 Pb 污染在水体中的环境效应对水生生物的影响的研究越来越多。有报道表明,Pb 暴露导致 *Bufo arenarum* 胚胎畸形的增加^[57],会导致 *Rana sphenoccephala* 的幼体发育迟缓甚至胚胎死亡^[58]。暴露于水中的 Pb^{2+} 被发现会与许多酶上的巯基结合导致脑和肌肉中的硫酸活性降低以及动物心脏中的巯基丙酮硫转移酶(MPST)和儿茶酚抑素(CST)活性的降低^[59]。有研究表明,Pb 与 1-H-苯并三唑联合污染会导致肝特异性脂肪酸结合蛋白的表达增加,最终导致肝萎缩^[60]。有报道显示,不同种类的两栖动物均可以富集 Pb^{61} ,重金属 Pb 可缩短胚胎出膜时间或影响出膜率,抑制蝌蚪生长发育及变态进程减缓,变态成功率低^[62];影响细胞、组织和器官分化发生,增加畸形率^[63];有研究表明,重金属会改变两栖动物激素水平,并影响其生长发育和生殖发育^[64]。有报道表明,Pb 暴露导致 *Bufo arenarum* 胚胎畸形的增加^[57],会导致 *Rana sphenoccephala* 的幼体发育迟缓甚至胚胎死亡^[65]。暴露于水中的 Pb^{2+} 被发现会与许多酶上的巯基结合导致脑和肌肉中的硫酸活性降低以及动物心脏中的 MPST 和 CST 活性降低^[59]。Pb 对两栖类毒性的研究主要集中在高剂量暴露,与环境中的低剂量暴露情况区别很大。因此,需要研究低剂量暴露 Pb 可能产生的影响^[66]。Pb 诱导褐牙鲂抗氧化酶(GST、SOD、CAT)活性,增加 MDA 含量^[67]。匡少平等^[68]通过 Pb 对泥鳅的毒性试验,发现 Pb 能降低泥鳅的存活率,影响其生殖、生理的变化,诱发泥鳅血红细胞与卵细胞畸变,破坏细胞正常生长,并且 Pb 能使泥鳅具有较强的雌激素活性。汪斌等^[69]研究发现,Pb 在鲫鱼组织中的分布规律为鱼肝 > 鱼鳃 > 鱼鳞、鱼皮 > 鱼肉。刘艳平等^[70]研究了底泥中 Pb^{2+} 含量 196.23 ~ 2 519.60 mg/kg 对鲤鱼红细胞的微核细胞率的影响,结果发现,微核细胞率与 Pb^{2+} 浓度、暴露时间均呈一定的剂量效应关系,证明了河流底泥中的 Pb^{2+} 具有细胞遗传毒性^[70]。另有研究表明,Pb 对鲫鱼肝脏内的酶(CAT、SOD)活性具有诱导作用;低浓度时抑制 GST、谷胱甘肽过氧化物酶(GSH-Px)活性,表明 Pb 对鲫鱼有发育毒性^[71]。黄伟^[67]在研究褐牙鲂早期生活阶段抗氧化系统防御系统对 Pb 胁迫试验中发现,幼鱼在高浓度暴露组时生长受到抑制,体长、体重显著低于对照组,Pb 暴露引起变态期幼鱼的 GSH 含量增加。

2.3.2 对无脊椎动物的影响。目前,有关农药-重金属对

无脊椎动物的研究较少,研究对象主要为蚯蚓,蚯蚓是土壤系统中重要的组成部分,占土壤总动物生物量的60%~80%,长期暴露在土壤中,被认为是最适合对土壤中化学物质进行毒性测试的物种之一,是农田生态系统中土壤物质生物小循环中重要的环节^[72]。有研究表明,草甘膦能够降低Cu对蚯蚓的急性毒性;Cu浓度一定时,草甘膦的存在可使蚯蚓体重损失显著降低,产茧量增加,对Cu的富集减少。除此之外,Cu所引起的蚯蚓SOD、CAT、MDA的异常都一定程度上得到缓解。两者复合后毒性降低表现为拮抗作用^[26]。另有相似研究Cu、Cd单一及复合污染对蚯蚓血细胞核的影响,结果表明,复合效应小于单一效应之和,说明复合污染对其毒性具有明显的拮抗作用^[73]。这与陈晨^[74]的研究结果相似,二元、三元农药混合污染虽不会产生显著的协同或拮抗毒性效应,整体仍呈现出浓度相加的特点,且混合污染物仍有可能产生危害效应。有报道表明,Cd²⁺和Pb²⁺复合污染对长牡蛎胚胎和幼虫的毒性效应分别为简单相加和协同作用,此外,复合暴露会导致长牡蛎胚胎细胞DNA损伤程度增大^[75]。重金属Cd、Cu与石油烃对沙蚕的联合毒性效应,与其不同的浓度组合有关,随着石油烃浓度的变化,联合效应分别表现为联合及拮抗作用,且乙酰胆碱酯酶的活性被显著抑制,最大抑制率可达90%以上^[76]。但也有其他研究表明,当蚯蚓暴露在常用杀虫剂毒死蜱-噻虫胺-乙草胺的3级混合物中时,表现出明显的协同作用^[77]。

此外,复合污染对无脊椎动物的影响研究对象还有大型溞。有研究表明,草甘膦和As(Ⅲ)对大型溞的联合毒性表现为拮抗作用^[78]。有相似研究结果的还有Cu²⁺与DBP或DEHP对大型溞的联合毒性也表现为拮抗作用^[79]。有报道表明,Cd-Zn混合物形态学改变的胚胎发现严重的发育缺陷^[80],而作为水生生物联合毒性作用的敏感指标金属硫蛋白(MT),有研究表明,Cd与Zn复合污染对大型溞体内的金属硫蛋白(MT)存在着低浓度协同、中浓度加和、高浓度拮抗作用^[81]。超氧化物歧化酶(SOD)同样再被用于研究重金属联合毒性效应的生物标志物,当大型溞暴露于Cd、和Zn时,SOD活性明显表现为先增加后减少,说明Cd和Zn联合暴露对大型溞的SOD活性有抑制作用^[82]。农药之间联合毒性对大型溞的研究表明,3种酰胺类除草剂甲草胺、乙草胺和丁草胺符合污染对大型溞毒性显著,处理组大型溞体长明显短于对照组^[83]。

有研究表明,Pb会在生物体内富集,但摇蚊相比其他底栖无脊椎生物而表现出了更耐受性,将Pb污染条件下的摇蚊给鱼类投喂,结果显示,Pb在鱼类体内也有不同程度的富集^[84]。有研究表明,摇蚊幼虫对Pb的敏感性较差,2,4-DCP对摇蚊幼虫表现为高等毒性^[85]。有报道称,氯菊酯和Cd对摇蚊的联合毒性表现为拮抗作用^[86]。而在农药毒死蜱-吡虫啉-乐果三元污染对摇蚊的毒性表现为协同作用,推测可能是有相同的MOA造成的^[87]。

虽然复合污染对无脊椎动物的研究颇多,但是低剂量农药-Pb复合污染对无脊椎动物的研究较为缺乏,在今后的

研究中应进一步探索。

3 展望

随着环境问题日益受到重视,农药-重金属复合污染的研究正处于不断深入和完善之中,但仍存在需要加强的研究方向,尤其是农药-重金属复合污染机理的研究,是研究农业环境污染现状及制定污染治理的根本依据。

首先,农药-重金属复合污染对环境生物影响的机理应加强研究。目前大多数研究仍处在对单一农药或农药与农药污染的机理研究,而对复合污染,尤其是农药-重金属复合污染机理研究较为缺乏,且缺乏系统性。要借助更先进的技术手段,进一步拓宽复合污染的研究领域,深化复合污染机理研究,进一步揭示复合污染的致毒途径及其机理,加强复合污染成果的应用。

其次,短期与长期研究并重。由于环境中大多数有害物质残留时间较长,尤其是农药和重金属,这些物质进入食物链在生物体内富集,影响人类健康安全。因此,深入研究低剂量农药-重金属复合污染物对环境生物长期的影响显得尤为重要,可为农药-重金属复合污染物的生态风险评价提供重要的基础数据和理论依据。

参考文献

- [1] 周启星,程云,张倩茹,等.复合污染生态毒理效应的定量关系分析[J].中国科学(C辑),2003,33(6):566-573.
- [2] 刘维屏,张颖.手性农药毒性评价进展[J].浙江大学学报(农业与生命科学版),2012,38(1):63-70.
- [3] YANG X E, LI T Q, YANG J C, et al. Zinc compartmentation in root, transport into xylem, and absorption into leaf cells in the hyperaccumulating species of *Sedum alfredii* Hance[J]. *Planta*, 2006, 224(1): 185-195.
- [4] 李廷强,舒钦红,杨肖娥.不同程度重金属污染土壤对东南景天根际土壤微生物特征的影响[J].浙江大学学报(农业与生命科学版),2008,34(6):692-698.
- [5] 单敏.毒死蜱、百菌清、丁草胺对土壤微生物和土壤酶的影响[D].杭州:浙江大学,2006.
- [6] 李昕馨,宋玉芳,张薇,等.低剂量混合污染生态毒理与风险评价研究进展[J].应用生态学报,2006,17(7):1326-1330.
- [7] LIU Y, DING J, REYNOLDS L M, et al. Methyloomics of gene expression in human monocytes [J]. *Human molecular genetics*, 2013, 22(24): 5065-5074.
- [8] 蔡思义,米长虹,郑振华.水田环境中乙草胺允许浓度研究[J].农业环境科学学报,1996(3):128-129.
- [9] SUN L W, SHAO X L, WU Y D, et al. Ontogenetic expression and 17 β -estradiol regulation of immune-related genes in early life stages of Japanese medaka (*Oryzias latipes*) [J]. *Fish & shellfish immunol*, 2011, 30(4/5): 1131-1137.
- [10] WANG Z J, LV Y B, WANG Y, et al. Assessing the ecological risk of substituted benzenes in Huaihe River, China [J]. *Acta scientiae circumstantiae*, 2002, 22(3): 300-304.
- [11] HLADIK M L, BOUWER E J, ROBERTS A L. Neutral chloroacetamide herbicide degradates and related compounds in Midwestern United States drinking water sources [J]. *Science of the total environment*, 2008, 390(1): 155-165.
- [12] 于志勇,金芬,李红岩,等.我国重点城市水源及水厂出水中乙草胺的残留水平[J].环境科学,2014,35(5):1694-1697.
- [13] 于晓斌.吉林省玉米种植区耕层土壤中莠去津和乙草胺残留分布特征及风险评价[D].长春:东北师范大学,2015.
- [14] 张蓉.茶中有机磷农药残留 HPTLC 检测及茶多酚对毒死蜱光解影响研究[D].合肥:安徽农业大学,2013.
- [15] 和庆,彭自然,张晨,等.长三角地区池塘养殖水产品重金属含量及其健康风险评价[J].农业环境科学学报,2017,36(6):1070-1077.
- [16] 王庆海,却晓娥.治理环境污染的绿色植物修复技术[J].中国生态农业学报,2013,21(2):261-266.
- [17] 郭婧娟,张利,贾艳艳.张家口地区 2010-2012 年间儿童铅中毒情况

- 综合分析[J]. 国际检验医学杂志, 2013, 34(17): 2279-2280.
- [18] 毕德, 吴龙华, 骆永明, 等. 浙江典型铅锌矿废弃地优势植物调查及其重金属含量研究[J]. 土壤, 2006, 38(5): 591-597.
- [19] 黄化刚. 镉-锌/滴滴涕复合污染土壤植物修复的农艺强化过程及机理[D]. 杭州: 浙江大学, 2012.
- [20] ZHANG W, ZHANG M, AN S, et al. Ecotoxicological effects of decabromodiphenyl ether and cadmium contamination on soil microbes and enzymes [J]. Ecotoxicology & environmental safety, 2012, 82(3): 71-79.
- [21] ZHANG W, CHEN L, AN S, et al. Toxic effects of the joint exposure of decabromodiphenyl ether (BDE209) and tetrabromobisphenol A (TBBPA) on soil microorganism and enzyme activity [J]. Environmental toxicology & pharmacology, 2014, 38(2): 586-594.
- [22] 张清敏, 李得翔, 熊瑛, 等. 涕灭威复合污染体系对土壤微生物的生态毒理效应[J]. 农业环境科学学报, 2001, 20(5): 302-304.
- [23] 张惠文, 张倩茹, 周启星, 等. 乙草胺及铜离子复合施用对黑土农田生态系统土著微生物的急性毒性效应[J]. 农业环境科学学报, 2003, 22(2): 129-133.
- [24] 邹小明, 林志芬, 尹大强, 等. 氯氧菊酯与 Cd^{2+} 对土壤微生物量及酶活性的联合效应[J]. 生态与农村环境学报, 2010, 26(4): 361-366.
- [25] 肖根林. 光合细菌修复铅镉及吡喃丹复合污染土壤的研究[D]. 太原: 中北大学, 2011.
- [26] 周垂帆. 重金属和草甘膦复合污染生态毒理研究[D]. 南京: 南京林业大学, 2013.
- [27] 邓铁柱, 苏丽敏, 袁星, 等. 乙草胺与 Cu, Zn 对发光菌和斑马鱼胚胎的联合毒性效应[J]. 环境化学, 2008, 26(6): 741-744.
- [28] HECHMI N, AISSA N B, ABDENACEUR H, et al. Evaluating the phytoremediation potential of *Phragmites australis* grown in pentachlorophenol and cadmium co-contaminated soils [J]. Environmental science & pollution research, 2014, 21(2): 1304-1313.
- [29] 王金花. 丁草胺-镉复合污染对土壤微生物的分子生态毒理效应与生物修复研究[D]. 上海: 上海交通大学, 2007.
- [30] LI B T, CHEN Y R, LIANG W Z, et al. Influence of cerium oxide nanoparticles on the soil enzyme activities in a soil-grass microcosm system [J]. Geoderma, 2017, 299: 54-62.
- [31] ZHANG R, ZHANG W, LIU G, et al. Changes of lead speciation and microbial toxicity in soil treated with repeated Pb exposure in the presence of BDE209 [J]. Environmental science & pollution research, 2016, 23(5): 4621-4628.
- [32] 程凤侠, 司友斌, 刘小红. 铜与草甘膦单一污染和复合污染对水稻土酶活性的影响[J]. 农业环境科学学报, 2009, 28(1): 84-88.
- [33] 邹小明, 林志芬, 尹大强, 等. 氯氧菊酯与 Cd^{2+} 对土壤微生物量及酶活性的联合效应[J]. 生态与农村环境学报, 2010, 26(4): 361-366.
- [34] DÍAZ-JARAMILLO M, MIGLIORANZQ K S B, CARRIQUIRBORDE P, et al. Sublethal effects in *Perinereis gualpensis* (Polychaeta; Nereididae) exposed to mercury-pyrene sediment mixture observed in a multipolluted estuary [J]. Ecotoxicology, 2017, 26(6): 792-801.
- [35] 刘广深, 徐冬梅, 李克斌, 等. 酸雨、铜和莠去津对土壤水解酶活性的影响[J]. 应用生态学报, 2004, 15(1): 127-130.
- [36] 苗静, 祝惠, 王鑫宏, 等. DOP 与 Pb 单一及复合污染对土壤酶活性的影响[J]. 环境科学研究, 2009, 22(7): 856-861.
- [37] ZHAO S Y, FAN Z Y, SUN L H, et al. Interaction effects on uptake and toxicity of perfluoroalkyl substances and cadmium in wheat (*Triticum aestivum* L.) and rapeseed (*Brassica campestris* L.) from co-contaminated soil [J]. Ecotoxicology & environmental safety, 2017, 137: 194-201.
- [38] 王米道, 程凤侠, 司友斌. 铜与草甘膦复合污染对小麦种子发芽与根伸长的抑制作用[J]. 生态毒理学报, 2009, 4(4): 591-596.
- [39] LIU T F, WANG T, SUN C, et al. Single and joint toxicity of cypermethrin and copper on Chinese cabbage (*Pakchoi*) seeds [J]. Journal of hazardous materials, 2009, 163(1): 344-348.
- [40] WANG M E, ZHOU Q X. Single and joint toxicity of chlorimuron-ethyl, cadmium, and copper acting on wheat *Triticum aestivum* [J]. Ecotoxicology & environmental safety, 2005, 60(2): 169-175.
- [41] 何任红, 蒋新宇, 马爱军. 镉与毒死蜱单一和复合污染对白菜生长及抗氧化酶的影响[J]. 江苏农业科学, 2013, 41(2): 276-278.
- [42] MANSANO A S, MOREIRA R A, DORNFELD H C, et al. Effects of diuron and carbofuran and their mixtures on the microalgae *Raphidocelis subcapitata* [J]. Ecotoxicology & environmental safety, 2017, 142: 312-321.
- [43] 王雪琪, 李凡修, 黄河. 不同富营养化程度下 Cd 和百草枯对浮萍部分生理指标的影响[J]. 亚热带农业研究, 2009, 5(3): 184-187.
- [44] HECHMI N, AISSA N B, ABDENACEUR H, et al. Evaluating the phytoremediation potential of *Phragmites australis* grown in pentachlorophenol and cadmium co-contaminated soils [J]. Environmental science & pollution research, 2014, 21(2): 1304-1313.
- [45] 金彩霞, 周启星, 王新. 镉-豆磺隆复合污染对小麦生物学性状与品质的胁迫[J]. 农业环境科学学报, 2004, 23(6): 1160-1163.
- [46] 吴庆钰, 杨俊诚, 张建峰, 等. 镉与苄嘧磺隆复合污染对水稻细胞、DNA 的毒害作用[J]. 农业环境科学学报, 2007, 26(6): 2216-2220.
- [47] 宋志慧, 王庆伟. Cu^{2+} 、 Cd^{2+} 和 Cr^{6+} 对斑马鱼联合毒性作用和生物预警的研究[J]. 生态毒理学报, 2011, 6(4): 361-366.
- [48] 梁秋燕, 谢勇平, 方展星. Zn^{2+} 和 Cd^{2+} 对斑马鱼早期胚胎发育阶段的单一与联合毒性[J]. 中国水产科学, 2012, 19(2): 283-293.
- [49] 乙楠楠, 吴惠, 李亭亭, 等. 毒死蜱和乐果联合染毒对大鼠肝脏抗氧化酶活性的影响[J/O]. (2014-03-24) [2017-10-11]. <http://www.doc88.com/p-0911981913742.html>.
- [50] 赵于丁. 5 种稻田常用杀虫剂对斑马鱼的毒性及亚致死效应[D]. 福州: 福建农林大学, 2007.
- [51] 文一. 有机磷农药的联合毒性及其毒理学机理研究[D]. 北京: 中国农业科学院, 2008.
- [52] KIENLE C, KÖHLER H R, GERHARDT A. Behavioural and developmental toxicity of chlorpyrifos and nickel chloride to zebrafish (*Danio rerio*) embryos and larvae [J]. Ecotoxicology & environmental safety, 2009, 72(6): 1740-1747.
- [53] PÉREZ J, DOMINGUES I, MONTEIRO M, et al. Synergistic effects caused by atrazine and terbuthylazine on chlorpyrifos toxicity to early-life stages of the zebrafish *Danio rerio* [J]. Environmental science & pollution research, 2013, 20(7): 4671-4680.
- [54] ZHANG J Y, LIU L L, REN L, et al. The single and joint toxicity effects of chlorpyrifos and beta-cypermethrin in zebrafish (*Danio rerio*) early life stages [J]. Journal of hazardous materials, 2017, 334: 121-131.
- [55] DENG T Z, LIM S U, YUAN X, et al. Joint toxicity of acetochlor and Cu, Zn to photobacterium phosphoreum and zebrafish (*B. Rerio*) embryos [J]. Environmental chemistry, 2007, 26(6): 741-744.
- [56] 梁继东, 周启星. 甲胺磷、乙草胺和铜单一与复合污染对蚯蚓的毒性效应研究[J]. 应用生态学报, 2003, 14(4): 593-596.
- [57] PÉREZCOLL C S, HERKOVITS J. Stage dependent susceptibility to lead in *Bufo arenarum* embryos [J]. Environmental Pollution, 1990, 63(3): 239-245.
- [58] SPARLING D W, KREST S, ORTI-ZSANTALIESTRA M. Effects of lead-contaminated sediment on *Rana sphenoccephala* tadpoles [J]. Archives of environmental contamination & toxicology, 2006, 51(3): 458-466.
- [59] KACZOR M, SURA P, BRONOWICKA-ADAMSKA P, et al. Exposure to lead in water and cysteine non-oxidative metabolism in *Pelophylax ridibundus* tissues [J]. Aquatic toxicology, 2013, 127(2): 72.
- [60] NUSAIR S D, ZAROUR Y S A, ALTARIFI A A. Effects of dibenzo-p-dioxins/dibenzofurans on acetylcholinesterase activity and histopathology of the body wall of earthworm *Eisenia andrei*: A potential biomarker for ecotoxicity monitoring [J]. Water air & soil pollution, 2017, 228(7): 266.
- [61] JOFRÉ M B, ANTÓN R I, CAVIEDES-VIDAL E. Lead and cadmium accumulation in anuran amphibians of a permanent water body in arid Midwestern Argentina [J]. Environmental science & pollution research, 2012, 19(7): 2889-2897.
- [62] TOMASZEWSKI J E, SMITHENRY D W, CHO Y M, et al. Effects of lead-contaminated sediment on *Rana sphenoccephala* tadpoles [J]. Archives of environmental contamination & toxicology, 2006, 51(3): 458-466.
- [63] EZEMONYE L, ENUNEKU A A. Hepatic bioaccumulation of cadmium in the crowned bullfrog, *Hoplobatrachus occipitalis* and flat backed toad, *Bufo maculatus* [J]. Int Jaqu sci, 2012.
- [64] CHEN T H, GROSS J A, KARASOV W H. Adverse effects of chronic copper exposure in larval northern leopard frogs (*Rana pipiens*) [J]. Environmental toxicology & chemistry, 2007, 26(7): 1470-1475.
- [65] SPARLING D W, KREST S, ORTI-ZSANTALIESTRA M. Effects of lead-contaminated sediment on *Rana sphenoccephala* tadpoles. [J]. Archives of environmental contamination & toxicology, 2006, 51(3): 458-466.
- [66] VANDENBERG L N, COLBORN T, HAYES T B, et al. Regulatory decisions on endocrine disrupting chemicals should be based on the principles of endocrinology [J]. Reproductive toxicology, 2013, 38(4): 1-15.
- [67] 黄伟. 汞、铅、锌对褐牙鲈 (*Paralichthys olivaceus*) 早期发育过程毒理作用的研究[D]. 青岛: 中国科学院研究生院 (海洋研究所), 2010.
- [68] 匡少平, 徐倩. 铅对泥鳅的致毒效应[J]. 环境科学与技术, 2003, 26(6): 11-12.

浓度的原球茎数量与质量增长弱于 1.0 mg/L KT, 可能出现了类似于固体培养时发生的玻璃体现象, 抑制了原球茎生长。原球茎播种试验显示, 增强通透性(添加木屑)和浇灌有机质有利于播种成苗, 这可能是因为较好的通透性与香蕉汁均有利于生根, 这与袁宁^[14]的研究结果一致。

4 结论

该研究通过液体培养方式对白芨原球茎增殖培养的 3 个影响因素进行了研究, 结果表明 MS + NAA 0.1 mg/L + KT 1.0 mg/L + 马铃薯汁 120 g/L + AC 0.5/L + 蔗糖 30 g/L, pH 5.8 ~ 6.0, 121 °C 下灭菌 20 min, 光照度为 2 500 lx, 光照时间 12 h/d, 100 r/min 条件下进行原球茎液体培养可较好的实现增殖。单因素原球茎直播育苗试验结果显示, 基质 C, 即腐殖土 50% + 碎木屑 50% + NAA 0.5 mg/L 浇灌 + 10% 浓度香蕉汁浇灌育苗效果较好。

白芨原球茎增殖液体培养及原球茎播种育苗的技术路线生产上具有可行性, 培养程序及操作较传统组培育苗相对简化, 降低了育苗成本。但影响白芨原球茎诱导、增殖及进一步分化成苗的因素较多^[15], 如培养基配方、激素配比、碳氮比例调节、pH 调节、污染控制、玻璃化、褐化控制以及培养温度、光照、培养方式(固体或液体)等都会影响育苗, 仅几次简单试验无法探讨清楚, 因此原球茎播种育苗技术仍需进一步研究。

(上接第 25 页)

- [69] 汪斌, 庄严, 谭建新, 等. 低浓度富里酸对底泥中重金属铅的生物有效性影响[J]. 农业环境科学学报, 2006, 25(5): 1182 - 1187.
- [70] 刘艳平, 李炼, 李忠魁, 等. 底泥重金属铅对鲤鱼红细胞遗传物质的损伤[J]. 实用预防医学, 2003, 10(3): 333 - 335.
- [71] 陈亮, 郭红岩, 沈红, 等. 低浓度铅暴露对鲫鱼肝脏抗氧化系统的影响[J]. 环境化学, 2002, 21(5): 485 - 489.
- [72] 李培军, 熊先哲, 杨桂芬, 等. 动物生物标志物在土壤污染生态学中的应用[J]. 应用生态学报, 2003, 14(12): 2347 - 2350.
- [73] 陈志伟, 李兴华. 铜镉单一及复合污染对蚯蚓血细胞微核的诱导[J]. 农业环境科学学报, 2006, 25(5): 1193 - 1197.
- [74] 陈晨. 农药残留混合污染联合毒性效应研究[D]. 北京: 中国农业科学院, 2014.
- [75] 谢嘉. 典型重金属(Cd²⁺、Pb²⁺)和有机污染物(BaP、BDE-47)对长牡蛎的复合毒性效应研究[D]. 烟台: 中国科学院烟台海岸带研究所, 2017.
- [76] 王晶. 沙蚕暴露于镉、铜和石油烃单一与复合污染的生态毒理学研究[D]. 哈尔滨: 东北农业大学, 2007.
- [77] YANG G L, CHEN C, WANG Y H, et al. Mixture toxicity of four commonly used pesticides at different effect levels to the epigeic earthworm, *Eisenia fetida*[J]. Ecotoxicol Environ Saf, 2017, 142: 29 - 39.
- [78] XU Y G, LI J, QIN J H, et al. Joint toxicity of glyphosate and As(III) to *daphnia magna* in aquatic environment[J]. Journal of aro-environment science, 2015, 34(11): 2076 - 2082.
- [79] HUANG B Y, LI D L, YANG Y. Joint toxicity of two phthalates with waterborne copper to *Daphnia magna* and *Photobacterium phosphoreum*

参考文献

- [1] 王晓敏, 吴明开, 罗晓青. 珍稀药用兰科植物白芨的研究现状与展望[J]. 贵州农业科学, 2011, 39(3): 42 - 45.
- [2] 李青凤, 桂阳, 陈娅妮, 等. 不同碳源对白芨种子萌发和幼苗生长的影响[J]. 北方园艺, 2014(16): 150 - 154.
- [3] 国家药典委员会. 中华人民共和国药典: 1 部[S]. 北京: 人民卫生出版社, 2005.
- [4] 石云平, 赵志国, 唐凤鸾, 等. 白芨愈伤组织诱导、增殖与分化研究[J]. 中草药, 2013, 44(3): 349 - 353.
- [5] 宋晓丹, 陈晓玲, 尚丽, 等. 白芨种子试管高频萌发的应用研究[J]. 中国现代中药, 2014, 16(9): 751 - 754.
- [6] 席刚俊, 李警保, 韩正敏, 等. 白芨种子萌发形态学观察及组培快繁体系的建立[J]. 浙江农业科学, 2017, 58(8): 1383 - 1387.
- [7] 李雨晴, 杨嘉伟, 王康才, 等. 白芨种子无菌萌发特性[J]. 江苏农业科学, 2015, 43(4): 253 - 255.
- [8] 王楷, 李玥, 张云峰, 等. 白芨种子的高效萌发及其无性繁殖体系的构建[J]. 云南师范大学学报(自然科学版), 2014, 34(4): 71 - 78.
- [9] 张燕, 黎斌, 李汝娟, 等. 白芨种子的无菌萌发过程观察和组培快繁研究[J]. 北方园艺, 2013(3): 158 - 160.
- [10] 鲁光耀, 杨仙, 蒋瑞彬, 等. 白芨组培快速繁殖体系研究[J]. 浙江中医药大学学报, 2015, 39(5): 383 - 390.
- [11] 张宇思, 姚正颖, 刘金香, 等. 基于原球茎液体培养的白芨快速繁殖研究[J]. 江苏农业科学, 2015, 43(10): 59 - 62, 331.
- [12] 吴华芬, 姚宏, 刘南洋, 等. 离体培养丽水野生白芨快速繁殖[J]. 北方园艺, 2008(6): 180 - 182.
- [13] 邹娜, 李意, 连芳青. 优良观赏药用地被植物——白芨组织培养及快速繁殖研究[J]. 江西农业大学学报, 2013, 35(5): 950 - 955.
- [14] 袁宁. 白芨组织培养技术体系研究[D]. 成都: 西南交通大学, 2008.
- [15] 黄颖融, 黄玲, 徐永贞, 等. 白芨组织培养及增殖技术研究[C]//张启翔. 中国观赏园艺研究进展 2017. 北京: 中国林业出版社, 2017: 7.

[J]. Bulletin of environmental contamination & toxicology, 2016, 97(3): 380 - 386.

- [80] PÉREZ E, HOANG T C. Chronic toxicity of binary-metal mixtures of cadmium and zinc to *Daphnia magna*[J]. Environmental toxicology & chemistry, 2017, 36(10): 2739 - 2749.
- [81] 张融, 范文宏, 唐戈, 等. 水体中重金属镉和锌对大型蚤联合毒性效应的初步研究[J]. 生态毒理学报, 2008, 3(3): 286 - 290.
- [82] ZHANG R, FAN W H, TANG G, et al. A preliminary study on joint toxicity of Cd and Zn on fresh water Zooplankton *Daphnia magna*[J]. Journal of Inner Mongolia University, 2008, 39(6): 704 - 709.
- [83] HE H Z, CHEN G K, YU J, et al. Individual and joint toxicity of three chloroacetanilide herbicides to freshwater cladoceran *Daphnia carinata*[J]. Bulletin of environmental contamination & toxicology, 2013, 90(3): 344 - 350.
- [84] 梁霞, 张秀云, 何池全, 等. 摇蚊幼虫对城市污染河流中金属铅的生物富集与响应作用[J]. 上海大学学报(自然科学版), 2013, 19(4): 345 - 353.
- [85] 姜东生. 典型污染物对淡水生物急性毒性及我国林丹水质基准研究[D]. 南京: 南京大学, 2014.
- [86] CHEN X, LI H Z, YOU J. Joint toxicity of sediment-associated permethrin and cadmium to *Chironomus dilutus*: The role of bioavailability and enzymatic activities[J]. Environmental pollution, 2015, 207: 138 - 144.
- [87] LEBLANC H M K, CULP J M, BAIRD D J, et al. Single versus combined lethal effects of three agricultural insecticides on larvae of the freshwater insect *chironomus dilutus*[J]. Archives of environmental contamination & toxicology, 2012, 63(3): 378 - 390.

科技论文写作规范——引言

扼要地概述研究工作的目的、范围、相关领域的前人工作和知识空白、理论基础和分析、研究设想、研究方法和实验设计、预期结果和意义等。一般文字不宜太长, 不需做详尽的文献综述。在最后引出文章的目的及试验设计等。“引言”两字省略。