

环境污染物对底栖动物的影响研究概述*

1.厦门大学环境科学研究中心 2.泉州师范学院 李裕红^{1,2} 吴婷² 陈琳²

【摘要】 底栖动物是水生态系统的重要组成类群。本文从底栖动物群落结构与物种多样性、环境污染物的分布特点、个体生活行为、形态解剖结构、致畸性、酶系统代谢等方面概述环境污染物对底栖动物的影响研究。

【关键词】 底栖动物 重金属污染 有机物污染 研究概述

底栖动物是指其生活史的全部或大部分时间生活于水体底部的一类生物,是水生态系统的重要组成类群。底栖动物与人类生活有十分密切的联系,有些大型底栖动物是鸟类和鱼类、虾类等其他动物的直接食物来源,人类也常食用可食性大型底栖动物。由于底栖动物生活相对稳定、地区性强、容易计数,对环境变化反应敏感,可以较好地反映其生活环境的水质和底质的污染状况,被广泛运用于海洋、湿地、湖泊、河流等环境污染的研究。对底栖动物造成严重影响的环境污染物主要有重金属污染和有机物污染等。本文从宏观到微观不同层面简要概述环境污染物对底栖动物的影响。

1 环境污染物对底栖动物群落结构和物种多样性的影响研究

底栖动物对栖息环境变化反应非常敏感,当水体或底泥受到污染时,底栖动物群落结构、多样性及生存范围会发生改变。

张波等(1998)^[1]选取芝罘湾底栖动物中10个代表种与12项环境因子进行典型生物种类与环境因子间的多元回归分析,对重金属和石油在生物体的累积以及一些环境污染的指示生物进行讨论,结果表明,该海域重金属和石油污染的变化导致底栖动物群落组成的变化。水体富营养化导致物种多样性明显降低,对污染敏感的动物绝迹,耐污染物种大增,从而影响底栖动物的群落构成。龚志军等(2001)^[2]在武汉东湖营养水平不同的四个湖区,对大型底栖动物的群落结构和物种多样性进行周年研究。大型底栖动物的物种多样性与营养水平呈相反趋势,富营养化导致多样性明显降低。颤蚓类对水质污染很不敏感,软体动物对水质污染较敏感,最敏感的底栖动物有蜉蝣若虫。研究还表明,霍甫水丝蚓的密度与水体营养水平呈正相关关系,在超富营养水体中密度最高,这主要归因于该种类能耐受由于有机物大量分解而造成的低氧甚至缺氧环境,而其他底栖动物在这种环境下往往受到抑制甚至死亡。熊金林等(2003)^[3]对湖北梁子湖水系污染程度不同的4个湖泊底栖动物群落结构和物种多样性进行周年研究结果表明,底栖动物种类数、物种多样性与湖泊受污染程度呈负相关关系,密度与污染程度大体上呈正相关;讨论了底栖动物环境指示种生态特性,研究表明中国长足摇蚊的密度与水体营养水平呈正相关,软体动物种类数与湖泊污染程度呈负相关。通过对软体动物、寡毛类及摇蚊类密度和生物量在不同湖泊之间的差异的分析,表明湖泊水体污染导致了底栖动物多样性明显

降低。

2 环境污染物在底栖动物体内的分布特征

污染物在底栖动物体内的分布情况,因污染物的类别、生物种类、器官、组织以及季节的不同而异。

2.1 重金属在底栖动物体内的分布特征

孙平跃等(2003)^[4]研究认为长江河口湿地河蚬体内的重金属含量存在其为显著的差异,河蚬对5种重金属元素的积累量从大到小依次为Zn>Cu>Cd>Pb>Cr。李丽娜等(2005)^[5]研究显示长江口沿岸软体动物富集的重金属含量差别较大,Cu、Zn含量高,在各采样点的平均值达到354.6mg/kg和186.3mg/kg,其它重金属含量较低;软体动物富集重金属的能力差别也较大,富集总量的排列顺序是泥螺>河蚬>缢蛭;对河蚬不同部位的重金属含量进行分析,发现大部分重金属都集中在肉质部中,其含量常是钙质外壳的十倍至上百倍。毕春娟等(2006)^[6]对长江口潮滩大型底栖动物对重金属的累积特征进行研究,结果表明,河蚬软体组织对Cu、Mn和Zn有明显富集作用,秋季时BSAFs值分别达2.01、1.41和2.85;河蚬对Cu具有明显的选择性吸收作用;软体动物蜆眼螺和泥螺幼体以及所有甲壳动物对Cu有明显的富集作用,BSAFs值达2.97~7.97,单位面积的泥螺幼体对Cu、Pb、Fe和Cr的吸收量明显高于其它底栖动物。对长江口滨岸带无齿相手蟹体内的重金属元素分析表明^[7],无齿相手蟹体内的Zn、Cr、Ni三种元素季节分布的总体趋势是夏季>春季>秋季;无齿相手蟹对Zn的累积量较高,对重金属Cu有一定的富集能力。

Zn在软体动物体内含量往往高于其他重金属,研究认为主要原因是:不同的底栖动物对不同的金属元素的吸收能力是不同的,Zn可以借助浓度梯度直接扩散进入细胞,Cu、Pb、Cd需载体方能进入细胞^[8]。还认为是因为增多的重金属没有排出体外,却与动物的某些生物分子相结合而留在动物体内。如底栖甲壳动物从外界吸收Zn之后,通过解毒机制以焦磷酸锌颗粒储存在动物组织内,这些颗粒物不能被排出体外,因此该种动物体内对Zn的累积量达到很高程度^[9]。通过摄食和组织吸收,环境中的重金属元素进入大型底栖动物体内,并通过食物链逐级传递形成富集。有研究发现,由于藤壶体内Zn含量较高,以捕食藤壶为主的腹足类软体动物疣荔枝螺体内Zn含量也较高^[10],Cd和Zn在从贝类到腹足动物的传输中发生了生物放大效应^[11]。

2.2 有机污染物在底栖动物体内的分布特征。有机污染物

*基金项目:福建省青年科技人才创新项目(2004J053)和泉州市科技局项目(2003Z11)

(POPs)具有长期残留性、生物蓄积性、半挥发性和高毒性,陈伟琪等(2001)^[13]用GC法分析测定在厦门岛东部和闽江口沿岸养殖区的7个站点采集的贝类样品HCHs, DDTs和PCBs的含量,结果认为贝类样品的有机氯污染物含量因不同采样地点,不同生物种类及不同采样时间而异,但总体上高于沉积物,牡蛎对DDT的富集尤为显著。方展强等(2001)^[13]对分布于珠江河口区海域的翡翠贻贝有机氯农药和多氯联苯的含量进行测定,结果显示:HCHs为ND-1.1ng·g⁻¹, DDTs为9.5-191ng·g⁻¹, PCBs为82.8-615.1ng·g⁻¹,各采样点贻贝积累的PCBs组成分析表明珠江河口区海域存在两个PCBs污染源。陈荣等(2006)^[14]厦门海域4个地点的僧帽牡蛎全组织中HCHs, DDTs和PCBs的总含量,采自大嶼岛的牡蛎全组织HCHs含量最高,采自集美市的牡蛎全组织DDTs和PCBs含量最高。利用微宇宙模拟水生态系统对多氯联苯在水体环境中的行为,研究结果表明,河蚬对PCBs有明显的吸收积累,并且吸收达到平衡的时间较长。鱼体对PCB的吸收积累在不同组织中有明显的差别,在内脏和肌肉组织中积累较高,鳃组织中积累较低^[15]。

有机物在底栖动物体内的分布有化学性质的差异。McIntosh等^[16]的研究表明,暴露在PAHs污染条件下,贻贝体内检测到的PAHs物质主要是茈萸等分子结构具有5环的PAHs。通常PCB的生物降解能力随其氯原子数的增加而降低,而PCB的脂溶性则正好相反。底栖动物河蚬体内累积的主要是含4-7个氯原子的PCB。含氯原子数少的PCB相对较难累积于生物体中^[17]。

3 环境污染物对底栖动物生活行为的影响

环境污染物使底栖动物生活行为发生异常,甚至死亡。丁基锡(tributyltin, TBT)被认为是迄今为止人为引入海洋环境中毒性最大的有机锡化合物之一。齐亚超(2004)^[17]分别取TBT暴露7d、14d、21d、28d的菲律宾蛤仔活体及对照组的菲律宾蛤仔进行实验,详细观察实验蛤仔的生活行为,对照组蛤仔在全观察过程中行为无明显变化,无死亡个体;而暴露组蛤仔在TBT处理2-3周后,个别个体出现贝壳久闭不开或反应迟钝的现象。曾海洋等(2006)^[18]在重金属镉和锌对可口革囊星虫的毒性试验中发现,可口革囊星虫中毒后,体和活力会发生明显的变化。在不同的金属离子中这些变化既有相同的地方,也有不同点,金属离子的浓度越高这些症状越明显,出现的时间越早在Cd²⁺试验液中,可口革囊星虫的吻逐渐变细、变黑,卷曲在一起,然后触手伸出,身体先是变得很软,然后吸水而膨胀,有的身体透明,活力慢慢下降,最后死亡。有些个体中毒后会吐出体腔液或把肠从口或者肛门翻出。在Zn²⁺试验液中,可口革囊星虫的吻逐渐变细变黑,卷曲在一起,然后触手伸出,身体逐渐收缩,最后变得小而僵硬,大部分个体会吐出体腔液,有些个体把肠从口或者肛门翻出。在Cd²⁺和Zn²⁺的联合毒性试验液中,可口革囊星虫的吻逐渐的变细变黑,卷曲在一起,然后触手伸出。大部分身体变的很软,出现膨胀,一部分身体收缩,有些个体中毒后会吐出体腔液或把肠从口或者肛门翻出。

4 环境污染物对底栖动物形态解剖结构的影响

环境污染物会损伤和破坏底栖动物的组织结构,从而影响到其正常生理功能。齐亚超(2004)^[17]研究TBT对菲律宾蛤仔消化盲囊组织结构的影响,TBT对其损伤主要表现为细胞器的变化,而且随着接触时间延长,对细胞器的损伤呈加重趋势。从细胞核膜轻度水肿,内质网水肿膨胀的轻微变化到内质网大量溶解,细

胞基底层出现局部空缺等细胞整体的损伤。暴露四周后的结果表明,TBT对消化盲囊已造成了较大的损伤和破坏,长期暴露于低浓度TBT的蛤仔消化盲囊细胞中最敏感的细胞器是内质网,其次为线粒体。内质网的损伤必将会造成生物体解毒功能的下降以及分泌合成蛋白质功能的下降。线粒体的损伤将使机体供能减少,破坏正常的代谢水平,甚至造成DNA损伤。王兰等(2003)^[19]观察39 μmol/L低浓度镉对长江华溪蟹肝胰腺细胞内的主要细胞器影响表现为:核膜从弥散状到最后解体;线粒体膜通透性改变,肿胀变形,嵴减少或消失,最后完全空泡化;粗面内质网先裂解为大小不同的小泡,尔后小泡上的核糖体开始脱落,直至变成同心圆状板层结构;出现大量滑面内质网;溶酶体数量随镉处理时间的延长而增多,形成空泡,自噬体或髓样体;微绒毛出现脱落和部分空泡化。镉影响了肝胰腺细胞的正常生理机能。

5 环境污染物对底栖动物的致畸影响

环境污染物不仅使许多底栖动物胚胎在发育过程中受到影响,生成畸形幼体,还能使成体出现性畸变,严重影响底栖动物的生存与繁殖。

近年来的调查研究和实验都发现了有机锡污染导致螺类生长缓慢、畸形以及性畸变的现象。于秀娟等(2004)^[20]以解剖学和组织学的方法研究了有机锡污染生物指示种——疣荔枝螺的正常雄、雌和性畸变个体的生殖系统。结果表明,性畸变个体除具有正常的雌性器官外,还有输精管或阴茎。当性畸变程度严重时,性畸变不育个体的卵囊腺组织出现破损,并具有不规则块状的不育卵囊和未排出的正常卵囊。虽然性畸变个体的雄性器官具有表现出雄性功能的潜能,但由于缺少精巢或完整的前列腺,不可能发展成为具有雄性功能的个体,这与性逆转有着本质上的区别,并认为有机锡污染引起的性畸变已对疣荔枝螺种群生存构成了潜在的威胁。吴鼎勋等(1999)^[21]研究汞、铜、锌和铬四种重金属离子对近海底层肉食性鱼类,鮟蛸黄姑鱼仔鱼存活的影响,结果表明在试验浓度范围内试验组鱼的初孵仔鱼出现不同程度的畸形,这些重金属对黄姑鱼仔鱼的毒性强弱依次为Hg²⁺>Cu²⁺>Zn²⁺>Cr⁶⁺。大量的研究发现性畸变现象普遍存在于TBT污染水域的其它软体动物中^[22],到1991年已经记录了63属118种前鳃亚纲动物有性畸变现象^[23],研究证实性畸变是造成多种螺类种群数量明显减少的元凶^[24]。

6 环境污染物对底栖动物酶系统的影响

污染物在底栖动物体内的存留与代谢都对酶系统有很密切的关系,环境污染物对底栖动物对酶系统产生的影响是目前底栖动物污染生态学领域研究较多的一个方面。汤鸿等(2000)^[25]测定锯缘青蟹仔蟹暴露在次致死浓度的铜、锌、镉离子溶液下24h后肝胰腺、鳃、肌肉碱性磷酸酶、谷丙转氨酶、谷草转氨酶的酶活性。结果表明低浓度重金属使仔蟹酶活力提高,高浓度时对酶活力有明显的抑制作用。王维娜等(2001)^[26]在水环境中的铜、锌、铁离子对日本沼虾消化酶和碱性磷酸酶的影响研究中发现,在一定的离子浓度范围内,低浓度或适宜浓度的Cu²⁺、Zn²⁺、Fe³⁺、Co²⁺可激活日本沼虾消化道中胃蛋白酶、胰蛋白酶及碱性磷酸酶的活性,高浓度时有抑制作用。

处于污染环境中的底栖动物通过混合功能氧化酶系统和抗氧化酶系统来降解体内的污染物,以保护自己。徐镜波等(1998)^[27]研究表明,间二硝基苯和对二硝基苯对鲤鱼肝脏过氧化氢酶均有明显的抑制作用,EC50值分别为1.382 mg/L和0.0807 mg/L

L. 冯涛等(2001)^[7]研究了不同浓度苯并(a)芘暴露对大弹涂鱼肝脏内抗氧化酶的影响。结果表明不同浓度的 BaP 暴露对抗氧化酶活性产生不同程度的影响。低浓度组(3 $\mu\text{g/L}$) BaP 暴露,抗氧化酶活性未发生显著变化。高浓度组(30 $\mu\text{g/L}$) BaP 暴露,随着污染时间的延长,SOD 活性在第 3 天显著升高,随后逐渐降至对照组水平;GPx 活性则在第 7 天显著升高。Gowlanda 等(2002)^[8]研究发现,5~6 环的 PAHs 对贻贝肝胰腺谷胱甘肽 S 转移酶(GST)的活性有影响。许多低等底栖动物没有专门的免疫器官,酶系统发挥的作用是其主要的防御机制之一,酶活性的降低势必减弱机体的防御机能。

污染物对生物体的作用归根结底是在分子水平上进行的,因此在底栖动物这些基础研究之上将分子生物学的方法与污染生态学原理相结合,对污染物在生物体内代谢过程中与生物大分子的相互作用机制做更进一步的研究将有助于对所观察到的毒理变化有更深刻的了解。

参考文献

- [1] 张波,高兴梅. 芝罘湾底质环境因子对底栖动物群落结构的影响[J]. 海洋与湖泊,1998,29(1):53-60
- [2] 费志军,谢平,唐汇涓,王士达. 水体富营养化对大型底栖动物群落结构和多样性的影响[J]. 水生生物学报,2001,25(3):209-216
- [3] 熊金林,梅兴国,胡传林. 不同污染程度湖泊底栖动物群落结构及多样性比较[J]. 湖泊科学,2003,15(2):161-168
- [4] 孙平跃,王斌. 长江口区河蚬体内的重金属含量及其污染评价[J]. 应用与环境生物学报,2003,10(1):79-83
- [5] 李丽娜,陈振楼,许世远,毕春娟. 铜锌铅镉镍重金属在长江口沿岸带软体动物体内的富集[J]. 华东师范大学学报(自然科学版),2005,3:65-70
- [6] 毕春娟,陈振楼,许世远. 长江口潮流大型底栖动物对重金属的累积特征[J]. 应用生态学报,2006,17(2):309-314
- [7] 李丽娜,陈振楼,许世远,等. 长江口沿岸潮流无齿相手蟹体内重金属元素的时空分布及其在环境监测中的指示作用[J]. 海洋环境科学,2006,25(1):10-13
- [8] 王菊英,张曼平. 重金属的存在形态与生态毒性[J]. 海洋湖沼通报,1992,(2):83-93.
- [9] Rainbow P S. Phylogeny of trace metal accumulation in crustaceans[A]. In: Langston, W J, Bebianno M. (Eds.), Metal Metabolism in Aquatic Environments [M]. Chapman and Hall London,1998.285-319
- [10] Blackmore G. Field evidence of metal transfer from invertebrate prey to an intertidal predator, *Thais clavigera* (Gastropoda; Muricidae) [J]. Estuar Coast Shelf Sci, 2000.51:127-39
- [11] Wang W X, Ke C. Dominance of dietary intake of cadmium and zinc

by two marine predatory gastropods [J]. Aquatic Toxicol, 2002.56:153-165

- [12] 陈伟琪,张珺平,王新红,等. 厦门岛东部和闽江口沿岸经济贝类中持久性有机氯农药和多氯联苯的残留水平[J]. 台湾海峡,2001,20(8):329-334.
- [13] 方展强,张润兴,黄铭洪. 珠江河口区翡翠贻贝中有机氯农药和多氯联苯含量及分布[J]. 环境科学学报,2001,21(1):113-116.
- [14] 陈荣,潘文扬. 厦门海域帽蚶牡蛎生化指标与有机污染物的相关性[J]. 中国环境科学,2006,26(4):418-421
- [15] 聂湘平. 多氯联苯在模拟水生生态系统中的分布、积累与迁移动态研究[J]. 水生生物学报,2004,28(5):478-482.
- [16] McIntosh A D, Moffat C F, Packer G, et al. Polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) concentration and composition determined in farmed blue mussels (*Mytilus edulis*) in a sea loch pre- and post-closure of an aluminium smelter [J]. Journal of Environmental Monitor, 2004,6:209-218.
- [17] 齐亚超. 三丁基锡对菲律宾蛤仔的毒性效应研究[D]. 中国海洋大学,2004
- [18] 曾海洋,竺俊全,丁理法. 重金属镉和锌对可口革囊星虫的毒性试验[J]. 水利渔业,2006,26(2):96-98.
- [19] 王兰,王定星,王茜,杨秀清. 镉对长江华溪蟹肝胰腺细胞超微结构的影响[J]. 解剖学报,2003,34(5):522-526
- [20] 于秀娟,黄长江,朱四喜,等. 疣荔枝螺(*Thais clavigera*)性畸变现象的解剖学和组织学研究[J]. 海洋与湖泊,2004,35(2):149-155
- [21] 吴鼎勋,洪万树. 四种重金属对鮟蛸状黄姑鱼胚胎和仔鱼的毒性[J]. 台湾海峡,1999.18(2):186-191
- [22] Oehlmann J, Bettin C. TBT-induced imposex and the role of steroids in marine snails [J]. Malacol Rev Suppl, 1996, 6 (Molluscan reproduction):157-161
- [23] Fioroni P, Oehlmann J. The pseudohermaphroditism of prosobra morphological aspects[J]. Zool Anz, 1991, 226:1-6
- [24] 汤鸿,李少菁,王桂忠,等. 铜、锌、镉对福寿螺仔螺代谢酶活力影响的实验研究[J]. 厦门大学学报(自然科学版),2000.39(4):521-525
- [25] 王雄娜,王安利,孙儒泳. 水环境中的铜锌铁钴离子对日本沼虾消化酶和碱性磷酸酶的影响[J]. 动物学报,2001,47(专刊):72-77
- [26] 徐毓波,景体淦. M-DNB 和 P-DNB 对鲤鱼肝脏过氧化氢酶的影响[J]. 中国环境科学,1998,18(1):57-59
- [27] 冯涛,郑敦云,洪万树,彭耿. 苯并(a)芘对大弹涂鱼肝脏抗氧化酶活性影响的初步研究[J]. 应用生态学报,2001,12(3):422-424
- [28] Gowlanda B T G, McIntosh A D, Davies I M, et al. Implications from a field study regarding the relationship between polycyclic aromatic hydrocarbons and glutathione S-transferase activity in mussels [J]. Marine Environmental Research, 2002, 54: 231-235

(上接第 27 页) 法律调控机制,保护本国的生物多样性,维护国家的生态安全。

参考文献

- [1] Ludain S A, Wolfe A D. Biological invasion theory: Darwin's contribution from the origin of species [J]. Bio-Science, 2001,51:789-789
- [2] 陆庆光. 生物入侵的危害[J]. 世界农业,1999(4):38-39
- [3] MEETING THE INVISIBLE SPECIES Management Plan [EB/OL]. <http://www.invasivespecies.gov/council/nmp.shtml>
- [4] 张金兰. 严防有害杂草的侵入[J]. 植物检疫,2001,15(6):351-354.
- [5] 苏少泉. 杂草学[M]. 北京:农业出版社,1993

- [6] 包黎明,赵培智. 警惕生物入侵者——生态环境中的“非法移民”[J]. 中国检验检疫,2006(6)
- [7] 刘全儒,余明,周云龙. 北京地区外来入侵植物的初步研究[J]. 北京师范大学学报(自然科学版),2002,38(3)
- [9] 参见美国外来物种入侵委员会官方网站 <http://www.invasivespecies.gov/council/main.shtml>
- [8] 陈庚. 外来物种入侵及其环境法律调控准则 [J]. 新疆环境保护,2002,(4)
- [10] 参见美国外来物种入侵法
- [11] 范红霞.《新西兰生物安全保障实践对我国生物入侵立法之启示》, <http://www.riel.whu.edu.cn>