

DOI: 10.7524/AJE.1673-5897.20130930001

李娟英, 苏磊, 崔昱, 等. 上海市典型污水处理厂污泥浸出液的化学和毒性评价[J]. 生态毒理学报, 2014, 9(3): 467-474

Li J Y, Su L, Cui Y, et al. Chemical and toxic evaluation of sewage sludge leachate from representative STPs in Shanghai [J]. Asian Journal of Ecotoxicology, 2014, 9(3): 467-474 (in Chinese)

## 上海市典型污水处理厂污泥浸出液的化学和毒性评价

李娟英\*, 苏磊, 崔昱, 陈洁芸, 李振华

上海海洋大学农业部淡水水产种质资源重点实验室, 上海 201306

收稿日期: 2013-09-30 录用日期: 2014-01-14

**摘要:** 为了研究污水污泥在海洋环境中释放带来的生态风险,在分析上海7处典型污水处理厂污水污泥浸出液中重金属与溶解性有机碳的基础上,使用黑鲷,卤虫,三角褐指藻,纤角毛藻和小球藻研究污水污泥浸出液对海洋生物的急性毒性作用和生长抑制作用。化学分析结果表明,所有样点的污水污泥浸出液中重金属总量均低于中国(GB5085.3-2007)与欧盟(EN12457.2-2002)关于危险废弃物的鉴别标准,但溶解性有机碳(DOC)含量超过欧盟标准1个数量级。毒性实验结果表明,黑鲷幼鱼对污水污泥浸出液的敏感性最强,其次是海洋微藻,卤虫无节幼体的敏感性较低;毒性综合分析结果表明,S2和S3点的污水污泥浸出液对海洋生物的综合生物毒性相对最高,而S4,S5的综合生物毒性最低,其中接纳污水为工业污水,且有机质与硫化物含量较低的污水污泥浸出液对海洋生物的综合生物毒性较低。

**关键词:** 污水污泥; 浸出液; 重金属; 急性毒性; 生长抑制

文章编号: 1673-5897(2014)3-467-08 中图分类号: X171.5 文献标识码: A

## Chemical and Toxic Evaluation of Sewage Sludge Leachate from Representative STPs in Shanghai

Li Juanying\*, Su Lei, Cui Yu, Chen Jieyun, Li Zhenhua

Key Laboratory of Freshwater Aquatic Genetic Resources, Shanghai Ocean University, Ministry of Agriculture, Shanghai 201306, China

Received 8 September 2013 accepted 14 January 2014

**Abstract:** Acute toxicity and growth inhibition of sewage sludge leachate to *Sparus macrocephalus*, *Artemia salina*, *Phaeodactylum tricornutum* Bohlin, *Chaetoceros gracilis* and *Chlorella* sp. were conducted to assess ecological risk arising from the contaminants releasing from sewage sludge in marine environment. Heavy metal and dissolved organic carbon (DOC) were also analyzed in sewage sludge leachate from 7 representative STPs in Shanghai before toxicity test. Chemical analysis results showed that concentrations of all heavy metals were lower than guidelines of both EU (EN12457.2-2002) and China (GB5085.3-2007). However, concentrations of DOC in all samples were one order of magnitude higher than the EU guidelines. Toxicity test results indicated that *Sparus macrocephalus* was the most sensitive organism to leachate followed by microalgae and *Artemia salina*, respectively. Clusters analysis on toxicity data showed that S2 and S3 were the most toxic samples to marine organisms, while S4 and S5 were the lowest. Generally, industrial sewage sludge with lower content of sulfide and organic matter shows less tox-

基金项目: 国家海洋局公益项目子课题(201105010-10)

作者简介: 李娟英(1978-),女,博士,副教授,主要从事海洋化学方面的研究,E-mail: jyli@shou.edu.cn

icity than other samples.

**Keywords:** sewage sludge; leachate; heavy metal; acute toxicity; growth inhibition

我国城镇污水处理厂污水处理规模不断增加,干污泥排放量已经达到  $1.3 \times 10^6$  t,并且正在以每年10%的速度增长<sup>[1]</sup>。由于污水污泥富集了污水中大量污染物,如重金属、有机污染物,环境激素等<sup>[2-3]</sup>,尤其是某些有毒物质,不恰当的处置或排放势必带来一定的环境生态风险。国内外许多学者针对污水污泥及其毒理性质做过一定研究,如 Fuentes 等利用发光细菌研究污水污泥中重金属的综合生物毒性<sup>[4]</sup>。申荣艳等也使用发光细菌,调查了长三角地区 54 处污水处理厂污水污泥的综合生物毒性,并对污水污泥中重金属总量进行了分析<sup>[5]</sup>。崔玉霞等使用大型蚤调查了我国城市污水污泥在不同放置时间下的综合生物毒性<sup>[6]</sup>。上述研究都表明,污水污泥具有较强的综合生物毒性,且不同污水来源,处理工艺获得的污水污泥在污染物含量及毒性上都具有较大差异。

因此,本文按照生态毒理学研究思路,并结合上海地区沿海地理环境及处置特点,如污水污泥在船运、倾倒,及在滩涂填埋场(如老港垃圾填埋场)填埋和外泄等,有可能对海洋环境及其生物带来一定风险,且针对我国污水污泥对海洋生物毒性研究尚属空白。笔者在同一食物链上,选取一种海洋鱼类(黑鲷 *Sparus macrocephalus*)和一种海洋浮游动物(卤虫 *Artemia salina*); 两种海洋硅藻(三角褐指藻 *Phaeodactylum tricornutum* Bohlin、纤细角毛藻 *Chaetoceros gracilis*)和一种海洋绿藻(小球藻 *Chlorella sp.*),研究污水

污泥对它们的综合毒性效应。其中,三角褐指藻与卤虫已经成为水生生物毒理学检测的模式生物<sup>[7-8]</sup>。小球藻在世界范围内咸、淡水均有分布,具有一定生态意义。而纤细角毛藻<sup>[9]</sup>与黑鲷则是我国东南沿海地区重要的新型贝类饵料与经济鱼类,具有一定的区域代表性。本文在分析浸出液污染物浓度的基础上,进行系列海洋生物的生态毒理学研究,从而探究污水污泥浸出液对不同营养级海洋生物的毒理特性及其作用规律,为污水污泥进一步合理处置与控制排放提供理论依据。

## 1 材料与方法 (Material and methods)

### 1.1 实验材料

#### 1.1.1 污水污泥

本实验研究污水污泥采自上海市浦东新区、嘉定区、宝山区、南汇区以及金山区等五个区的七处污水处理厂,以编号 S1-S7 表示,不同污水处理厂运行参数与污水污泥的基本化学指标如表 1 所示。其中污水处理规模既包括 S1 和 S4 两座大型污水处理厂,也包括日处理规模在  $10 \times 10^4$  t·d<sup>-1</sup> 以内的区域小型污水处理厂,工艺涵盖国内主流污水处理技术,进水中,工业污水比率从 15% 至 70% 不等。各参数总体上基本代表了上海地区典型污水处理厂的主要情况。

表 1 污水处理厂基本运行参数与污水污泥性质

Table 1 Parameters of wastewater treatment plants and characteristic of sewage sludge

样品 Samples	污水处理规模/( $10^4$ t·d <sup>-1</sup> ) Capacity of sewage treatment/( $10^4$ t·d <sup>-1</sup> )	污水处理工艺 Treatment process	工业污水比例/% The content of industrial wastewater /%	有机质/(g·kg <sup>-1</sup> ) Organic matter /(g·kg <sup>-1</sup> )	硫化物/(g·kg <sup>-1</sup> ) Sulfide/(g·kg <sup>-1</sup> )
S1	50	AO Anaerobic-oxic process	15	206	0.0320
S2	13	倒置 A2O Reversed anaerobic-anoxic-oxic process	10	218	0.234
S3	10	倒置 A2O Reversed anaerobic-anoxic-oxic process	50	159	1.07
S4	40	传统活性污泥 Traditional activated sludge process	60	189	0.0420
S5	5	倒置 A2O Reversed anaerobic-anoxic-oxic process	70	122	0.0579
S6	10	A2O Anaerobic-anoxic-oxic process	50	182	2.50
S7	10	AO Anaerobic-oxic process	50	209	3.76

### 1.1.2 实验生物

实验用黑鲷鱼苗购自宁波象山港湾水产育苗有限公司,养殖用水符合渔业用水标准(GB3097-1997),期间喂食轮虫-卤虫混合饵料,鱼苗在实验室环境驯养至鱼龄(15±3) d,挑选活泼健壮个体进行实验,卤虫虫卵与藻种来自上海海洋大学国际认证船舶压载水实验室(ILAC-MRA/CNAS),卤虫选用出膜24 h的I-II龄无节幼体进行实验,微藻在实验室进行多代人工扩培与纯化,并使其达到稳定对数增长后期后进行实验。

## 1.2 实验方法

### 1.2.1 浸出液制备及化学指标测定

参照国内外相关学者对污水污泥和沉积物的研究<sup>[10-11]</sup>,并结合本研究实际情况采用如下方法获得浸出液:将预先计算含水率的污水污泥与人工海水(盐度30±3,pH 7.8±0.3)按泥水比1:10(m/v,干重/体积)混合搅拌,置于玻璃瓶中振荡24 h后(200 r·min<sup>-1</sup>),离心上清液,过0.8 μm玻璃纤维膜,得到100%浸出原液,取样测定化学指标并进行生物毒性测试。重金属和溶解性总有机碳(DOC)根据GB17378.4-2007海洋监测规范进行检测,污水污泥中的有机质(以总有机碳计)及硫化物委托上海市环境监测中心测定。

### 1.2.2 生物毒性测试

黑鲷幼鱼与卤虫无节幼体的96 h急性毒性实验及卤虫无节幼体的72 h生长抑制实验参照GB/T-18420.2-2009生物监测规范进行,基本操作如下:

(1)急性毒性实验:根据预实验结果,用人工海水将浸出原液稀释为5至6个浓度梯度,定容于烧杯中(黑鲷幼鱼实验体积为400 mL,卤虫无节幼体实验体积为50 mL),置入实验生物(为减少组间误差,适当增加实验生物个数,黑鲷幼鱼为15条,卤虫无节幼体为12只)。实验期间定时观察生物个体状况,移去死亡个体,监测并控制环境参数(溶氧5.5 mg·L<sup>-1</sup>以上,水温20±2℃,自然光照,适当曝气),实验设置3组平行。

(2)卤虫无节幼体72 h生长抑制实验:根据预实验结果将浸出液稀释为原液25%的亚致死剂量,对照组为不加浸出液的人工海水,实验体积为300 mL,其中置入卤虫无节幼体100±20只,每日投喂混合微藻(三角褐指藻与小球藻),密度控制在6×10<sup>4</sup> ind·mL<sup>-1</sup>至9×10<sup>4</sup> ind·mL<sup>-1</sup>,其余环境参数同急性毒性实验。定时从实验组及对照组取3

至5只卤虫固定在显微镜目镜尺下测量体长。实验设置3组平行。

海洋微藻的72 h生长抑制实验参照ISO 10253-2006进行,部分修改后如下:根据预实验结果,将浸出原液稀释为6个浓度梯度,营养盐含量按f2配方设置,实验于150 mL锥形瓶内进行,溶液体积为50 mL。为使微藻在实验期间保持对数增长,设定如下环境参数:光照3 000 lux,温度22±2℃,光暗比16:8,初始接种量2×10<sup>4</sup> ind·mL<sup>-1</sup>至5×10<sup>4</sup> ind·mL<sup>-1</sup>。定时取样在血球计数板下进行藻细胞密度计数,如密度过低,则扩大视野在浮游生物计数框下计数。实验设置3组平行。

## 1.3 数据处理

### 1.3.1 剂量-反应非线性拟合

黑鲷幼鱼与卤虫无节幼体的96 h急性毒性实验,以及微藻72 h生长抑制实验结果与浸出液浓度具有明显的剂量-反应关系,因此将其数据按照ISO/TS 20281-2006推荐的S型对数剂量-反应曲线进行拟合并获得半数最大效应浓度/半数致死剂量(EC<sub>50</sub>/LD<sub>50</sub>),具体方程如式(1)所示。

$$y = b_0 + \frac{b - b_0}{1 + 10^{(\log LD_{50}/EC_{50} - x) \cdot k}} \quad (1)$$

其中,y表示实验生物对毒物的平均反应频率(死亡率或生长抑制率);x表示浸出液浓度,用相对于浸出原液的稀释体积百分比浓度(V·V<sup>-1</sup>,%)表示;k为斜率参数,在本实验条件下,b<sub>0</sub>=0%,b=100%。将上述计算结果按式(2)进行处理<sup>[12]</sup>,统一为综合毒性单位TU,且TU在数值上正比于浸出液毒性。

$$TU = \frac{100\%}{LD_{50}}, \quad TU = \frac{100\%}{EC_{50}} \quad (2)$$

### 1.3.2 生长潜力参数及其非线性拟合

在卤虫无节幼体的72 h生长抑制实验中,为了研究污水污泥浸出液对卤虫生长潜力的影响,需要求出其期望体长,由于卤虫无节幼体的早期生长符合一般的限制生长模型,首先将对照组卤虫体长按照Von Bertalanffy方程进行拟合<sup>[13]</sup>,如式(3)所示。

$$L = L_0 + (L_{\infty} - L_0) \cdot (1 - e^{(-rx)}) \quad (3)$$

其中L表示平均体长;L<sub>0</sub>表示初始平均体长(μm);x表示生长时间(d),将对照组数据代入上式,可以获得参数L<sub>∞</sub>和r;其中L<sub>∞</sub>表示期望体长(μm);r表示生长速率(d<sup>-1</sup>)。将实验组数据及L<sub>∞</sub>和r代入式(4)即可获得毒性系数T,该值表现了在实验周期内,污水污泥浸出液对卤虫无节幼体生长潜力的影

响,对照组  $T$  值为 1,当实验组  $T > 1$  时,说明生长抑制, $T < 1$  说明生长刺激,且绝对值越大作用越明显。

$$L = L_0 + \left(\frac{L_\infty}{T - L_0}\right) \cdot (1 - e^{(-r \cdot x)}) \quad (4)$$

本文所有实验数据拟合与作图使用 GraphPad Prism 5 完成,应用 SPSS19.0 进行统计检验及相关性分析,其中,运用单因素方差分析检验各实验组卤虫体长数据之间的差异。

## 2 结果与讨论(Results and discussion)

### 2.1 浸出液化学分析

目前,关于污水污泥重金属总量的相关报道较多<sup>[14]</sup>,但由于污水污泥中有较高比例重金属以不易释放的稳定形态存在<sup>[15]</sup>,在水环境中的迁移能力较弱,而浸出过程中释放的可溶态重金属,具有较高生物可利用性及生物毒性,可能对水生生态系统产生直接不利影响。表 2 列出了污水污泥浸出液中 7 种重金属浸出总量,基本可以反映在模拟海水环境下污水污泥中重金属的释放潜能。不同样点间 Hg、Pb 和 Cd 的浸出量显著相关( $p < 0.05$ ),Zn 和 Pb 的浸出量显著相关( $p < 0.05$ ),说明上述元素可能来自于相似污染源排放。此外,所有点位浸出液重金属含量均远低于欧盟 EN12457.2-2002 与我国 GB5085.3-2007 标准有关危险废弃物浸出的参考限值。但值得一提的是,所有点位浸出液中 DOC 含量均超过上述欧盟标准,其中 S1 和 S3 甚至超过 1 个数量级,据此可以判定为具有环境风险的有毒废弃物。因为有机物输入水体除了会消耗水体中的溶解氧而威胁水生生物生存外,其存在也可能直接改变其他物质的赋存形态,如使重金属转变为螯合态或者有机结合态从而

极大增强其生物毒性<sup>[16]</sup>。

### 2.2 污水污泥浸出液对海洋生物的急性毒性

浸出液中污染物的化学分析仅能监测超过仪器检出限有限种类的物质,某些对综合毒性具有较高贡献的微量有机有毒物质可能会被忽略,而以实验生物的致死率作为终点的生态毒理学研究能够直观准确地表达污水污泥浸出液对生物综合毒性大小及差异。污水污泥浸出液对黑鲷幼鱼及卤虫无节幼体 96 h 急性毒性的实验结果如表 3 所示。其中,污水污泥浸出液对黑鲷幼鱼具有明显的急性毒性作用,所有点位的 TU 平均值为 78.12,这一数值基本与上世纪七八十年代西方国家污水污泥投海高峰时,外国学者利用银汉鱼(*M. Menidia*)和北海鲱鱼(*Clupea harengus*)对污水污泥的毒性实验结果接近(TU, 38.46 ~ 1 000)<sup>[17]</sup>。但污水污泥浸出液对卤虫无节幼体的急性毒性作用不明显, TU 平均值为 1.68,与黑鲷幼鱼相差 1 个数量级,与李纯厚等使用卤虫无节幼体对港口疏浚淤泥的毒理性研究结果基本相符<sup>[18]</sup>(TU, 2.47 ~ 4.20),表明以卤虫为代表的海洋浮游动物对污水污泥浸出液中有毒物质的敏感性较黑鲷幼鱼低,但也不能排除卤虫对恶劣环境在短期内具有一定忍耐能力。

不同点位之间,尽管污水污泥对两种海洋生物的毒性顺序与大小差异不完全一致,但 S2 和 S3 对卤虫与黑鲷的急性毒性明显高于其他点位,而 S4 和 S5 反应的综合生物毒性则较低。结合表 2 发现,S2 和 S3 浸出液中的重金属含量并未明显低于 S4 和 S5,甚至 S5 中含有较高浓度的 Hg,说明浸出液重金属化学分析对其综合毒性判断仅能提供部分信息。

表 2 污水污泥浸出液中的重金属和 DOC 的含量

Table 2 The concentrations of heavy metals and DOC in sludge leachates

( $\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ )

样品 Samples	DOC( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )	Cu	Cr	Zn	Hg	As	Pb	Cd
S1	1 635	184	458	159	0.456	28.5	196	8.94
S2	489	1 468	1 195	6 508	1.32	5.27	N.D.	N.D.
S3	1 254	974	1 713	5 714	1.01	29.2	N.D.	N.D.
S4	435	369	1 835	3 492	0.990	7.31	68.6	N.D.
S5	313	344	2 340	8 254	1.40	76.4	N.D.	N.D.
S6	711	1 036	581	6 984	0.559	4.50	N.D.	18.6
S7	149	1 493	1 781	3 016	N.D.	34.5	206	29.7
GB 5085.3-2007	/	100 000	15 000	100 000	100	5 000	5 000	1 000
EN12457.2-2002	100	10 000	7 000	20 000	200	2 500	5 000	500

注: N.D. 表示未检出

Note: N.D. Denotes non-detected.

表 3 黑鲟幼鱼及卤虫无节幼体 96 h 毒性实验结果

Table 3 Results of the 96 h acute toxicity test on the larva of Sparus macrocephalus and Artemia saline

样品 Samples	TU 及 95% 置信区间 Toxic units and 95% confidence intervals		回归方程 Regression equations		R <sup>2</sup>	
	黑鲟 Sparus macrocephalus	卤虫 Artemia saline	黑鲟 Sparus macrocephalus	卤虫 Artemia saline	黑鲟 Sparus macrocephalus	卤虫 Artemia saline
S1	108.70(46.51 ~ 256.41)	1.59(1.00 ~ 3.06)	$y = (1 + 10^{(-0.036 - x)1.48})^{-1}$	$y = (1 + 10^{(1.80 - x)0.84})^{-1}$	0.82	0.93
S2	476.19(303.03 ~ 769.23)	2.65(31.12 ~ 45.87)	$y = (1 + 10^{(-0.68 - x)1.58})^{-1}$	$y = (1 + 10^{(1.58 - x)2.02})^{-1}$	0.94	0.98
S3	256.41(131.58 ~ 500.00)	3.65(2.18 ~ 7.86)	$y = (1 + 10^{(-0.41 - x)1.12})^{-1}$	$y = (1 + 10^{(1.44 - x)1.62})^{-1}$	0.88	0.80
S4	26.52(18.94 ~ 37.17)	/	$y = (1 + 10^{(0.58 - x)1.30})^{-1}$	/	0.93	/
S5	94.34(70.92 ~ 125.00)	1.63(1.05 ~ 2.53)	$y = (1 + 10^{(0.03 - x)2.30})^{-1}$	$y = (1 + 10^{(1.79 - x)1.07})^{-1}$	0.97	0.96
S6	102.94(80.64 ~ 129.87)	1.92(1.00 ~ 7.00)	$y = (1 + 10^{(-0.001 - x)1.81})^{-1}$	$y = (1 + 10^{(1.72 - x)0.48})^{-1}$	0.99	0.78
S7	60.97(51.02 ~ 714.28)	1.36(1.00 ~ 2.85)	$y = (1 + 10^{(0.21 - x)1.56})^{-1}$	$y = (1 + 10^{(1.87 - x)1.20})^{-1}$	0.95	0.86

注: / 该浸出液对卤虫毒性作用较低,无法求得 TU 及拟合方程。

Note: / The toxicity of leachate to Artemia saline is too low to fit equations.

### 2.3 污水污泥浸出液对海洋生物的生长抑制

有毒物质对实验生物的影响除最终会引发个体死亡外,对于某些基础生物,如细菌与微藻,将直接影响其种群健康发育,如种群凋亡或爆发性增长。由于它们往往处于食物链底层,将显著影响整个食物链上的能量传递,对生态系统的健康具有重大意义。此外,一些生物个体在早期发育期间对环境中有毒物质或某些激素物质较成体更为敏感,且能够通过诸如个体长度发育,体重变化等直观表现。结合上述两点,本文进一步研究了污水污泥浸出液对 3 种海洋微藻与卤虫在 72 h 内生长抑制的影响。

由图 1 可见,S3 和 S7 对 3 种微藻的平均 TU 值高于 10,毒性较高,而 S4,S5 和 S6 对 3 种微藻的平均 TU 值在 1.67 ~ 2.5 之间,毒性较低,且 3 种微藻对不同点位的毒性响应程度也较一致。即使考虑到不同藻种的敏感性与实验环境的差异,这一结果也高于上海地区受污染沉积物对藻类的生长抑制(TU < 2)<sup>[19]</sup>。此外,这一结果高于卤虫急性毒性实验结果,说明以藻类生长抑制作为实验终点能够敏感地反应出污水污泥浸出液毒性大小及其差异。同时,实验过程中也发现,低稀释浓度组(2 ~ 10%)几乎所有点位都出现了对藻类生长不同程度的刺激。有研究表明,某些重金属在低浓度时对海洋微藻的生长具有刺激作用<sup>[20]</sup>;此外,污水污泥浸出液中包括氮磷以及有机质在内的大量营养物质,也会刺激藻类生长。不同藻种之间,三角褐指藻与纤细角毛藻的 TU 值显著相关(p < 0.05),且污水污泥浸出液对这两种硅藻的生长抑制略高于实验用绿藻(小球藻),这可能与不同藻种间藻细胞壁对诸如重金属等有毒物质的阻挡能力或

者细胞外分泌物和酶的作用有关<sup>[21]</sup>。

对于海洋浮游动物卤虫,尽管较低浓度浸出液不足以引发卤虫死亡,但仍会对其短期内的生长发育产生影响(表 4)。其中 S1,S3 和 S7 组第 72 h 体长显著低于对照组,而 S2 显著高于对照组。结合比较生长潜力拟合获得的毒性系数 T 值发现,S1 对卤虫的生长抑制最高,其次为 S3 和 S7,顺序与微藻生长抑制结果一致。S2 的刺激现象可能与浸出液中低浓度重金属或有机污染物的胁迫有关<sup>[22-23]</sup>。如果长期低剂量接触,有毒物质的慢性毒性作用可能会最终导致卤虫个体的畸形发育乃至个体死亡,从而影响整个种群健康。此外,一些高生物累积物质也会在其体内累积并通过食物链进行传递,最终威胁人类健康。

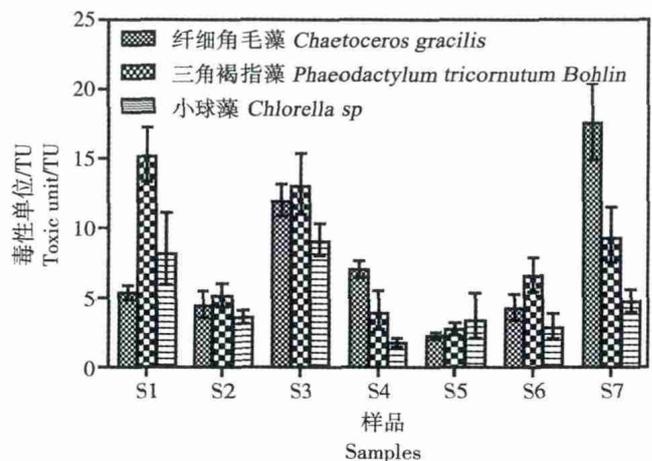


图 1 污水污泥对微藻的生长抑制

Fig. 1 Growth inhibition of sludge leachates to microalgae

表4 污水污泥对卤虫的生长抑制

Table 4 Growth inhibition of sludge leachates on the larva of *Artemia salina*

样品 Samples	0 h	24 h	48 h	72 h	T
S1		776.8 ± 35.3	840.5 ± 33.5	917.1 ± 51.2	1.39
S2		814.1 ± 25.3	996.8 ± 24.3	1 231.375 ± 41.5	0.94
S3		843.9 ± 7.6	929.3 ± 61.0	1 027.3 ± 69.3	1.14
S4		855.7 ± 25.6	961.7 ± 54.2	1 174.9 ± 107.0	0.99
S5	5 72.8 ± 56.0	819.7 ± 38.0	922.1 ± 87.5	1 003.8 ± 37.0	1.18
S6		855.1 ± 124.7	954.7 ± 106.1	1 123.0 ± 104.3	1.03
S7		786.5 ± 7.5	876.7 ± 47.6	966.9 ± 8.7	1.28
对照组 Control		823.8 ± 22.0	963.9 ± 32.4	1 168.0 ± 22.6	1

#### 2.4 污水污泥浸出液对海洋生物毒性的综合比较

由于污水污泥浸出液对不同实验生物的毒性大小及差异具有一定共性,上文中可以直观的看到,黑鲷和卤虫急性毒性以及一部分藻类生长抑制结果表明 S2 和 S3 的急性毒性相对于其余点位都较高,而 S4 和 S5 则普遍较低。

为了综合比较 3 类实验生物(鱼类、微藻和浮游动物)在两种实验终点(死亡率和生长抑制)下获得的不同毒性结果,利用系统聚类对其进行分类与简化,将上述获得的同方向数据 TU 值与 T 值标准化后进入系统聚类分析,聚类结果如图 2 所示。其中 S2 和 S3 处于与其他样点距离不同的位置。结合上文讨论,可以认为 S2 和 S3 反应的综合生物毒性较高。

以工业废水为主要接纳污水的 S4 和 S5 毒性并不高于 S2 与 S3,说明尽管其中可能包含许多工业有毒物质,但由于其有机物和硫化物含量都较低,在一定条件下其相应的综合生物毒性相比生活污水可能更低,这与国内外一些学者利用发光细菌研究污水污泥毒性获得的结论基本一致<sup>[5,24]</sup>。造成这一结果可能与污水处理厂处理污水过程中污染物的转化有关,即工业废水和生活污水中污染物转化产物是影响其生物毒性的的重要因素。但本文所有的生物毒性实验周期均控制在 72 h 以内,污水污泥对生物低剂量长期暴露生物效应仍需进一步研究。此外,统计检验表明,污水污泥浸出液中测得的数种重金属与其总有机碳含量在数值上与实验生物的生物毒性指标不具有显著相关关系( $p > 0.05$ )。由于污水污泥对于海洋生物的综合毒性来自于复杂的混合效应,这可能是由于污染物联合作用的掩盖与干扰以及污染物在不同条件下对于毒性的贡献大小不同等原因造成的。这也说明对于环境样品的风险评价,生态毒理学研究结果对化学分析具有重要的补充价值。

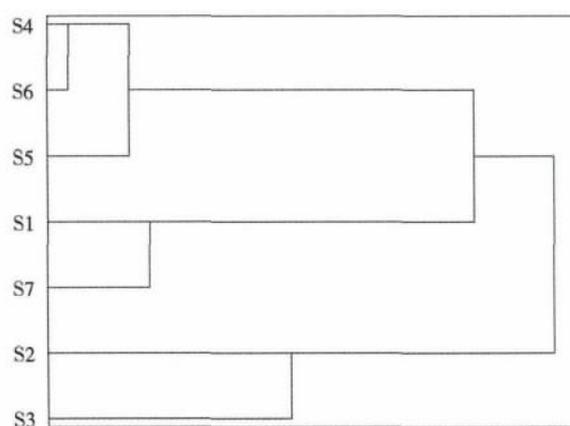


图2 不同类型生物毒性数据的系统聚类结果

Fig. 2 Cluster results from different kinds of toxicity data

#### 参考文献:

- [1] 张义安, 高定, 陈同斌, 等. 城市污泥不同处理处置方式的成本和效益分析—以北京为例[J]. 生态环境, 2006, 15(2): 234 - 238  
Zhang Y A, Gao D, Chen T B, et al. Economical evaluation of different techniques to treatment and dispose sewage sludge in Beijing [J]. Ecology and Environment, 2006, 15 (2): 234 - 238 (in Chinese)
- [2] 申荣艳, 骆永明, 章钢娅, 等. 长江三角洲地区城市污泥中多氯联苯和有机氯农药含量与组分研究[J]. 土壤, 2006, 38(5): 539 - 546  
Shen R Y, Luo Y M, Zhang G Y, et al. PCBs and OCPs in municipal sludges from Yangtze River delta area [J]. Soils, 2006, 38(5): 539 - 546 (in Chinese)
- [3] Nicholson F A, Smith S R, Alloway B J, et al. An inventory of heavy metals inputs to agricultural soils in England and Wales [J]. Science of the Total Environment, 2003, 311(1-3): 205 - 219
- [4] Fuentes A, Lloréns M, Sáez J. et al. Ecotoxicity, phytotox-

- icity and extractability of heavy metals from different stabilised sewage sludges [J]. *Environmental Pollution*, 2006, 143(2): 355 - 360
- [5] 申荣艳, 骆永明, 孙玉焕, 等. 长江三角洲地区城市污泥的综合生物毒性研究[J]. *生态与农村环境学报*, 2006, 22(2): 54 - 58
- Shen R Y, Luo Y M, Sun Y H, et al. Synthetic biological toxicity of municipal sludges from the Yangtze River delta region, *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2006, 22(2): 54 - 58, 70 (in Chinese)
- [6] 崔玉霞, 金洪钧, 尚惠华, 等. 城市综合污水处理厂污泥对 *Daphnia magna* 的急性毒性与毒物特征[J]. *环境污染与防治*, 2002, 24(6): 342 - 346
- Cui Y S, Jin H J, Shang H H, et al. The acute toxicity of municipal sewage sludge to *Daphnia magna* and toxicant characteristics [J]. *Environmental Pollution & Control*, 2002, 24(6): 342 - 346 (in Chinese)
- [7] Moreno-Garrido I, Lubián L M, Blasco J. Sediment toxicity tests involving immobilized microalgae (*Phaeodactylum tricorutum* Bohlin) [J]. *Environment International*, 2007, 33(4): 481 - 485
- [8] 王丽平, 郑丙辉, 孟伟. 多环芳烃对卤虫无节幼体的光诱导毒性[J]. *环境科学学报*, 2008, 28(4): 748 - 754
- Wang L P, Zheng B H, Meng W. Photo-induced toxicity of polycyclic aromatic hydrocarbons to the Brine Shrimp *Artemia Salina nauplii* [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2008, 28(4): 748 - 754 (in Chinese)
- [9] 闫爱菊, 吴惠仙, 薛俊增. 纤细角毛藻种群增长最适培养因子研究[J]. *水产养殖*, 2009, 30(4): 38 - 40
- Yan A J, Wu H X, Xue J Z. The Research of optimal factors on the growth of *Chaetoceros gracilis* population [J]. *Journal of Aquaculture*, 2009, 30(4): 38 - 40 (in Chinese)
- [10] Saçan M T, Balçoğlu I A. A case study on algal response to raw and treated effluents from an aluminum plating plant and a pharmaceutical plant [J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2006, 64(2): 234 - 243
- [11] Lors C, Ponge J F, Aldaya M M, et al. Comparison of solid and liquid-phase bioassays using ecoscores to assess contaminated soils [J]. *Environmental Pollution*, 2011, 159(10): 2974 - 2981
- [12] 高磊, 李兆利, 陈辉辉, 等. 染织排水对日本青鳉幼鱼和胚胎的毒性效应[J]. *生态毒理学报*, 2011, 6(3): 303 - 309
- Gao L, Li Z L, Chen H H, et al. Toxicity of dye effluent on Japanese Medaka (*Oryzias latipes*) embryo and larva [J]. *Asian Journal of Ecotoxicology*, 2011, 6(3): 303 - 407 (in Chinese)
- [13] 晁敏, 伦凤霞, 王云龙, 等. 长江口南支沉积物对卤虫的毒性效应研究[J]. *生态环境学报*, 2010, 19(5): 1020 - 1024
- Chao M, Lun F X, Wang Y L, et al. Study on the sediments toxicity of south branch of Yangtze River estuary to *Artemia salina* [J]. *Ecology and Environment*, 2010, 19(5): 1020 - 1024 (in Chinese)
- [14] 杨军, 郭广慧, 陈同斌, 等. 中国城市污泥的重金属含量及其变化趋势[J]. *中国给水排水*, 2009, 25(13): 122 - 124
- Yang J, Guo G H, Chen T B, et al. Concentrations and variation of heavy metals in municipal sludge of China [J]. *China Water & Wastewater*, 2009, 25(13): 122 - 124 (in Chinese)
- [15] 傅金祥, 沙明卓, 于鹏飞, 等. 污水污泥中重金属形态分析研究[J]. *给水排水*, 2010, 36(增刊): 119-121
- Fu J X, Sha M Z, Yu P F, et al. The analysis of heavy metal in sewage sludge [J]. *Water & Wastewater Engineering*, 2010, 36(supplement): 119 - 121 (in Chinese)
- [16] 戴树桂. *环境化学*[M]. 北京: 高等教育出版社, 2006: 226 - 227
- [17] Costello M J, Read P. Toxicity of sewage sludge to marine organisms: A review [J]. *Marine Environmental Research*, 1994, 37(1): 23 - 46
- [18] 李纯厚, 林燕棠, 杨美兰, 等. 南方某港疏浚淤泥溶出液对海洋浮游动物的毒性实验[J]. *热带海洋*, 1998, 17(1): 71 - 75
- Li C H, Lin H T, Yang M L, et al. Study on the dredged sludge toxicity of a south harbor to marine zooplankton [J]. *Journal of Tropical Oceanography*, 1998, 17(1): 71 - 75 (in Chinese)
- [19] 伦凤霞, 晁敏. 长江口南支沉积物浸出液对三角褐指藻的毒性效应研究[J]. *上海环境科学*, 2011, 30(4): 147 - 149
- Lun F X, Chao M. A study on the toxicity of elutriate of sediment from south branch of Yangtze river estuary to microalgae *Phaeodactylum tricorutum* [J]. *Shanghai Environmental Science*, 2011, 30(4): 147 - 149 (in Chinese)
- [20] 战玉杰, 杨茹君, 王修林, 等. Hg(II)和 Pb(II)对海洋单细胞藻的急性毒性效应[J]. *生态毒理学报*, 2011, 6(5): 523 - 531
- Zhan Y J, Yang R J, Wang X L, et al. Acute toxic effect of Hg(II) and Pb(II) on marine unicellular algae [J]. *Asian Journal of Ecotoxicology*, 2011, 6(5): 523 - 531 (in Chinese)
- [21] 陈海柳, 潘纲, 闫海, 等. 六价铬抑制淡水蓝绿藻生长的毒性效应[J]. *环境科学*, 2003, 24(2): 13 - 18
- Chen H L, Pan G, Yan H, et al. Toxic effects of hexavalent chromium on the growth of blue green microalgae [J]. *Chi-*

- nese Journal of Environmental Science, 2003, 24(2): 13 - 18 (in Chinese)
- [22] 张计涛. 油污染对发光细菌和卤虫的急性毒性效应研究[D]. 辽宁: 大连海事大学, 2007: 50 - 51.
- Zhang J T. Research on acute toxicity of spilling oils to Photobacterium phosphoreum T spp and Artemia [D]. Liao Ning, Dalian Maritime University, 2007: 50 - 51
- [23] Dong S J, Zhou W L. Response of growth and development of Artemia saline to four kinds of heavy metals stress [J]. Procedia Environmental Sciences, 2012, 12 (B): 1164 - 1171
- [24] Mantis I, Voutsas D, Samara C. Assessment of the environmental hazard from municipal and industrial wastewater treatment sludge by employing chemical and biological methods [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2005, 62(3): 397 - 407

## 欧盟打算在 2018 年前执行统一毒物中心法规

2014 年 5 月 29 日 来源: 欧盟委员会

欧盟委员会预计,将要求对毒物中心进行统一信息通报的立法将在 2017 或 2018 年前执行。

欧盟委员会企业总司的 Roberto Scazzola 在一次关于欧盟毒物中心的化学观察网网络研讨会上发言时表示,欧盟委员会打算在 REACH 法规和 CLP 法规主管部门(Caracal)将于 11 月举行的会议上提交草案提议。它希望,将 CLP 法规的一份新附录的形式提出的这些提议将在 2015 年下半年获得通过。它预计,这些要求将在 2 - 3 年后执行 - - 使得毒物中心和产业界有时间为这些新规定做准备。这些提议是在意见征询后拟定的,它们是 CLP 法规第 45 条的成果。

Scazzola 先生表示,依据通报要求,所有进口商和下游用户必须向毒物中心提供关于所有投放市场并被列为有害混合物的统一物理和健康信息。他指出,在目前的草案中,将为研究和开发混合物和 REACH 法规定义的产品和过程导向型研究和开发(PPORD)混合物提供豁免,因为它们不可能是紧急要求的对象。不过,此类混合物不豁免 REACH 安全数据表要求。

这些草案提议为工业混合物设定了有限的通报要求,即,一个基于安全数据表中的信息的数据集。同时,必须在要求时提供其他关于成分的信息。基于报告收到大量关于这些产品的请求的毒物中心提供的输入,Scazzola 表示,工业化学品已被包括在内。欧盟委员会将进一步评估这些豁免,并评估在紧急情况下,是否可能快速获取详细产品信息。它将基于该研究的结果考虑修订这些豁免和有限的通报要求。

Scazzola 先生表示,可以报告浓度范围以为保密商业信息提供一些保护,并避免在对混合物成分做出微小修改的情况下,需要进行重新通报。他表示,欧洲毒物中心和临床毒理学协会(EAPCCT)在 2013 年发布的指引将被用作这些范围的依据。此外,将要求关于有害混合物的有害和无害成分的信息,因为毒物中心已经表示,它们需要了解在这些混合物干扰治疗的案例中存在的所有物质。针对这些混合物的命名法应遵循 CLP 法规第 18 条。不过,可能使用特定描述,比如,香水或着色剂,来识别成分。

欧盟委员会还开发了一个唯一配方识别符(UFI)系统作为一种将产品和混合物与企业提交的数据联系起来的手段。Scazzola 先生表示,UFI 系统将有助于在不要求披露保密产品信息的情况下识别混合物内的混合物。他指出,毒物中心报告,在 30% ~ 40% 的案例中,在将需进行紧急要求的产品与它们系统中的数据进行匹配方面存在困难。欧盟委员会仍在评估这一试图解决该问题的 UFI 系统。

引自《化学品安全信息周报》2014 年第 23 期总第 287 期(中国检验检疫科学研究院化学品安全研究所编译)

[http://www.chinachemicals.org.cn/reported\\_detail.aspx?contentid=299&ClassID=230](http://www.chinachemicals.org.cn/reported_detail.aspx?contentid=299&ClassID=230)