

氰对小麦种子萌发和幼苗生长生态毒理效应的研究

董 涛,王 兰,杨雪娇

(南开大学环境科学与工程学院, 天津 300071)

摘 要:通过水培试验,比较研究了水培液中不同氰浓度对小麦种子萌发及幼苗生长的生态毒理效应。结果表明,低浓度氰($<5.0\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$)对种子萌发过程中萌发率、 α -淀粉酶及幼苗和根生长等指标有促进作用;高剂量氰($>5.0\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$)时,对各指标具有胁迫效应。通过进行氰浓度和小麦种子发芽各项指标抑制率之间的相关和回归分析,表明两者呈现出极其显著正相关关系。氰对种子根生长的抑制作用远远大于芽生长抑制作用,小麦根伸长抑制率可作为化学物质生态风险评价的一项生物标志物。

关键词:小麦;氰;发芽率;幼苗生长;抑制率;生态毒理效应

中图分类号:X503.231 **文献标识码:**A **文章编号:**1672-2043(2008)05-1919-06

Eco-toxic Effect Study of Cyanide on Seed Germination and Seedling Growth Wheat

DONG Tao, WANG Lan, YANG Xue-jiao

(College of Environmental Science and Engineering, Nankai University, Tianjin, 300071, China)

Abstract: With the severe shortage of water resources, sewage irrigation was applied more and more widely as an important mean to alleviate water deficit. Although numerous experiments have shown that the sewage irrigation can increase organic matter content in soils, it may also cause some negative effects as decreasing enzyme activity of soils, accumulating heavy metals in soil and crops, reducing crude protein and amino acids of the crop seeds, and lowering quality of agricultural products. This paper dealt with eco-toxicity study of cyanide on seed germination and seedling growth of wheat (*Triticum aestivum*) crop through hydroponic culture experiments. The results showed that the low concentration of cyanide (under $5.0\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) could promote the seed germination and seedling growth of wheat, whereas the high concentration of cyanide (above $5.0\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) greatly reduced the germination rate, the seedling growth, and α -amylase activity. Through a series of correlation analysis, we found that there was a significantly positive correlation between the inhibition rate of seed germination indices of wheat and the concentration of cyanide in solution. The inhibition of the root elongation rate was stronger than that of seed germination rate. Due to the highest sensitivity of the root elongation to cyanide concentrations, the change in root elongation rate might be the best bio-marker among those of this study for ecological risk assessment on cyanide toxicity to wheat crop.

Keywords: wheat ; cyanide ; seed germination; inhibition rate; seedling growth; eco-toxicity

灌溉水资源短缺是干旱半干旱地区农业持续性发展的一个严重障碍。开发各种水资源,特别是污水用于灌溉越来越受到人们的重视。利用污水灌溉农田在我国已有久远历史,目前,我国农田污灌面积已达 $1.33\times10^6\text{ hm}^{2[1]}$ 。国内外许多研究资料表明,污水灌溉可以增加土壤有机质含量,但其内的有害物质也可能引起土壤酶活性降低和土壤、作物中重金属积累,使农产品产量下降、品质变差并产生一定的遗传毒理学效应^[2]。

收稿日期:2007-09-15

作者简介:董 涛(1982—),男,天津人,硕士在读,研究方向为污染土壤修复和微生物。E-mail:dongtao@mail.nankai.edu.cn

作为有用水资源,合成氨企业废水由于其内含大量营养成分而受到人们的日益关注,但其废水中经常含有氰、酚等剧毒性的有害成分,特别是小型的合成氨企业,其排放的废水中每升含有氰化物浓度甚至可达几个至十几个毫克,如果直接灌溉到农田中,势必会对生态环境造成潜在的危害,也会影响到整个的农田生态环境^[3]。

应用种子发芽和根伸长抑制进行重金属(Cu、Zn、Pb、Cd、Hg、As、Ni)生态毒性试验研究较多^[4-9],近年来,此方法作为评价化学品生态风险的一项指标已扩展到对废物倾倒点、土壤污染现场以及土壤生物修复过程的生态风险评价^[10]。而氰对农作物种

子发芽影响的研究较少,特别是缺乏氰对种子发芽伤害阈值及毒害机理的研究,以及不同浓度氰对小麦种子萌发及幼苗生长的生态毒理效应的比较研究尚未见报道。因此,为了进一步研究含氰废水灌溉后对农作物种子萌发、生长的影响,本文通过萌发试验,比较研究了氰在不同浓度下对小麦种子发芽率、幼根和芽生长、 α -淀粉酶各项指标的影响,氰的浓度与种子发芽各指标抑制率的相互关系,为土壤中氰的临界含量制定和化学物质生态风险评价提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 试验材料

试验种子为天津市农科院提供小麦(*Triticum aestrum*);氰化钾(KCN)为分析纯试剂,用时按纯度配制成相应浓度。

1.2 水培萌发试验

选取饱满、均匀的小麦种子用 0.1% HgCl_2 消毒 6 min,去离子水反复冲洗后,排列在铺有纱布的培养皿中,每平皿 100 粒,分别加入 80 mL 浓度为 0.1、0.5、1、5、10、30、50、100、150、200 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的氰化钾(以 CN^- 浓度计)溶液来浸润种子,对照种子用去离子水培养。在光照培养箱中进行发芽试验,温度为 $(25\pm 1)^\circ\text{C}$,光照强度为 4 000 lx,种子活力测定采用暗培养,不同处理设置 3 个重复。

1.3 测定方法

小麦种子在光照和 $(25\pm 1)^\circ\text{C}$ 下萌发 48 h,以长出胚芽为萌发的标准,计算萌发率;种子萌发 5 d 后分别测定每株幼苗的芽长及最长根的长度;种子活力用 TTC 法测定^[1], α -淀粉酶活力以单位时间内产生的麦芽糖量计算,公式为:

$$\alpha\text{-淀粉酶活力}[\text{麦芽糖}(\text{mg})/\text{样品鲜重}(\text{g})\cdot 5\text{ min}^{-1}] = \frac{\text{麦芽糖含量}(\text{mg})\times\text{淀粉酶原液总体积}(\text{mL})}{\text{样品鲜重}(\text{g})}$$

用 3-5 二硝基水杨酸法测定还原糖的含量^[12]。

1.4 数据分析

利用 SPSS-13.0 系统分析软件对测定的各个指标进行统计分析。

2 结果与分析

2.1 氰对小麦种子萌发的影响

用不同浓度的含氰溶液浸种,进行种子萌发试验,在 $(25\pm 1)^\circ\text{C}$ 的光照培养箱中萌发 48 h,测定种子

萌发率,见图 1。由图 1 可以看出:低浓度氰($<1.0\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$)对小麦种子发芽有一定的促进作用。当氰的浓度 $>5.0\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,发芽率开始下降并显著低于对照组($P=0.000<0.01, r=-0.991$)表明差异极其显著,氰浓度与小麦种子萌发率之间存在着极显著的负相关关系,即小麦种子的萌发率随着氰浓度的增加而降低。当氰的浓度达到 $150\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,种子发芽率为对照组的 57.4%;当氰的浓度达到 $200\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,种子发芽率为对照组的 46.2%。表明从氰对小麦种子萌发影响上看,氰抑制小麦种子发芽率 25% 的浓度(EC_{25}) 在 CN^- 浓度为 50~100 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 范围之间;氰抑制小麦种子发芽率 50% 的浓度(EC_{50}) 在 CN^- 浓度为 150~200 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 范围之间。

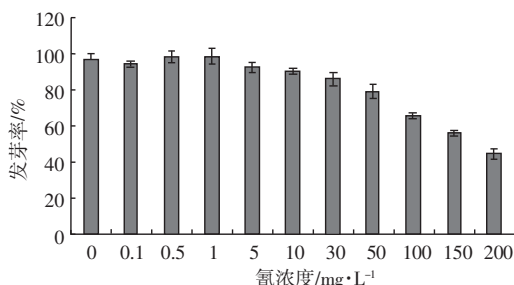


图 1 氰对小麦发芽率影响

Figure 1 Effect of cyanide on the seed germination of wheat

尽管试验设计的浓度没有达到对小麦种子萌发的完全抑制,但是在 CN^- 浓度为 $200\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,从小麦种子萌发后的幼根和芽生长与对照相比较来看,确实呈现出明显的抑制,并且有的种子虽然已经发芽,但没有萌发出幼根,失去了生长成成株的可能性。也就是说,随着氰的浓度的增加,氰对小麦种子胚的胁迫伤害较大,对其萌发的影响也呈现出一定抑制作用。

2.2 氰对小麦种子幼根和芽生长的影响

种子萌发后,胚根的生长发育状况对种子发芽后的生长极为重要。从萌发 5 d 小麦种子根的生长状况(图 2)可知,低浓度氰($<1.0\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$)对小麦根的生长有一定的刺激作用,特别是在 $0.5\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的浓度条件下,幼根的生长长度达到最大。当氰的浓度达到 $5.0\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,对小麦根生长产生明显的抑制作用,与对照相比有极显著差异($P=0.002<0.01, r=-0.816$)表明氰浓度与小麦种子幼根生长之间存在着极显著的负相关关系,即小麦种子的幼根生长长度随着氰浓度的增加而减小。当氰的浓度达到 $30\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,根长度为对照的 48.3%,可以认为,此浓度为氰抑制小麦种子幼根生长 50% 的浓度(EC_{50})。当氰的浓度为 $100\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$

L⁻¹ 时,小麦种子的幼根生长完全被抑制。

从萌发 5 d 后所测小麦幼苗第一片真叶长度(图 2) 可知,氰的浓度(<1.0 mg·L⁻¹)有助于芽的生长,尤其是在 0.5 mg·L⁻¹ 的浓度条件下,芽的伸长长度达到最大。但随着氰的浓度增加,逐渐产生毒害。当氰的浓度达到 10 mg·L⁻¹ 时,生长受到明显影响,与对照相比芽长度为对照的 82.2%,达到显著水平($P=0.000<0.01$, $r=-0.880$),差异极其显著,表明氰浓度与小麦种子幼根生长之间存在着极显著的负相关关系,即小麦种子的芽生长长度随着氰浓度的增加而减小。当氰的浓度达到 50 mg·L⁻¹ 时,芽的生长受到抑制,芽长度为对照的 53.4%,可以认为,此浓度接近氰抑制小麦种子芽生长 50%的浓度 (EC₅₀)。当氰浓度达到 100~200 mg·L⁻¹ 时,芽的生长几乎停止。

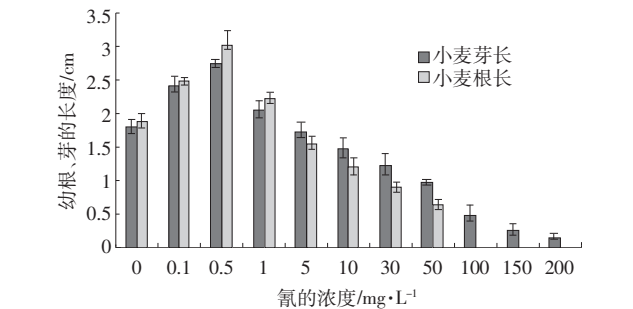


图 2 氰对小麦幼根和芽的生长影响
Figure 2 Effect of cyanide on root and sprout of wheat

由图 2 可知,低浓度氰(<1.0 mg·L⁻¹) 时,氰对幼根和芽生长影响差异不大,对根生长正效应稍高于芽生长。随着氰的浓度的增加,对根生长的胁迫效应越大;氰抑制小麦幼根生长的(EC₅₀)浓度<氰抑制小麦芽生长的(EC₅₀)浓度,证实了氰对小麦种子幼根的胁迫

迫伤害较大。有关学者证实,重金属(Cd、Zn、Hg) 对种子根抑制作用大于芽的抑制作用^[7-9]。由于种子吸胀萌动时,胚根快速吸水伸长并最先突破种皮,这使根在 CN⁻的积累量上,在 CN⁻胁迫的时间进程上大于芽,从而表现为受害更深。在高浓度氰作用下,毒害作用可能会造成不可逆转性的伤害,使种子只能发芽而不能生成幼根,使其失去生长成成株的可能性,造成永久性的伤害。

2.3 氰对小麦种子幼根和芽干物质积累的影响

氰对小麦种子萌发 5 d 后幼根和芽干物质积累的影响与对幼根长度和芽长度的影响趋势一致,见表 1。从表 1 可以看出,当氰的浓度为 0.1~1.0 mg·L⁻¹ 时,对小麦茎叶、幼根干物质积累有促进作用,特别是在 0.5 mg·L⁻¹ 的浓度条件下,茎叶、幼根的干物质积累达到最大,分别比对照组高 30.9%和 30.5%。氰的浓度在 5.0 mg·L⁻¹, 氰对小麦茎叶和幼根的干物质积累有轻度影响,与对照相比有所降低但并不十分明显;而当氰浓度>5.0 mg·L⁻¹ 时,对小麦幼根和幼苗生长转为抑制并随着氰浓度的增加抑制作用逐渐增强。氰的浓度高于 10 mg·L⁻¹ 时,对种子萌发后芽长和根长的影响较大,显著抑制芽和根的延伸生长。在 100~200 mg·L⁻¹ 时,小麦幼根生长完全被抑制,茎叶的干物质的积累趋于无法计量。

2.4 氰对萌发种子中 α-淀粉酶活力的影响

淀粉酶几乎存在于所有植物中,特别是萌发后的禾谷类种子,淀粉酶的活力最强,测定萌发 3 d 后的小麦种子中 α-淀粉酶活力,见图 3。从图 3 可以看出,α-淀粉酶活力在氰的浓度为 0.1~1 mg·L⁻¹ 时,活力高于对照组,当氰的浓度为 0.1 mg·L⁻¹ 时,α-淀粉

表 1 水培氰对小麦幼苗干物质积累的影响

Table 1 Effect of cyanide on the weight of dry matter of seedlings

氰浓度/mg·L ⁻¹ Cyanide Concentration	根鲜重/mg Root Fresh weight (平均值±标准误)	根干重/mg Root Dry weight (平均值±标准误)	芽鲜重/mg Seedling Fresh weight (平均值±标准误)	芽干重/mg Seedling Dry weight (平均值±标准误)	平均根数 Root Number
对照	5.17±0.15	0.43±0.02	6.31±0.12	0.56±0.03	3.5
0.1	6.07±0.12	0.51±0.04	7.45±0.22	0.65±0.03	3.5
0.5	7.47±0.21	0.60±0.03	8.57±0.16	0.75±0.04	4.0
1.0	5.86±0.18	0.47±0.01	7.14±0.15	0.63±0.02	4.0
5.0	4.98±0.11	0.39±0.02	6.02±0.14	0.53±0.03	3.5
10	3.30±0.10	0.27±0.02	5.19±0.15	0.46±0.03	3.5
30	2.50±0.13	0.21±0.01	4.24±0.11	0.38±0.02	3.3
50	1.81±0.10	0.15±0.01	3.37±0.10	0.29±0.01	2.0
100	—	—	1.81±0.11	0.15±0.01	0.0
150	—	—	无法测定	无法测定	0.0
200	—	—	无法测定	无法测定	0.0

酶活力比对照组高 4.9%。氰的浓度为 $0.5\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, α -淀粉酶活力达到最高峰值, 比对照组增加 34.1%。氰的浓度为 $1\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, α -淀粉酶活力比对照组高 18.3%。当氰的浓度为 $10\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, α -淀粉酶活力开始下降, 为对照组的 96.3% ($P=0.000<0.01$, $r=-0.930$) 差异显著, 表明氰浓度与小麦种子的 α -淀粉酶活力之间存在着负相关关系, 即小麦种子的 α -淀粉酶活力随着氰浓度的增加而降低。当氰的浓度达到 $30\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 为对照组的 82.9%, 此浓度已经接近氰抑制小麦 α -淀粉酶活力 25 % 的浓度 (EC_{25})。当氰的浓度达到 $50\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 为对照组的 48.8%, 可以认为, 此浓度为氰抑制小麦 α -淀粉酶活力 50% 的浓度 (EC_{50})。当氰的浓度为 $200\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, α -淀粉酶活性被完全抑制。

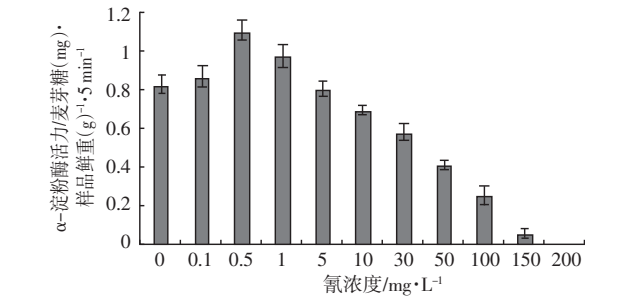


图 3 氰对小麦 α -淀粉酶活性的影响

Figure 3 Influence of cyanide on α -amylase activity of seedlings

2.5 氰对小麦种子发芽影响的回归分析和临界值研究

为了更清楚地了解氰对小麦种子发芽各项指标的影响, 对水培液氰浓度 (X) 与小麦种子发芽影响各项指标进行了回归分析, 见表 2。由表 2 可知, 氰与各项指标均为极显著相关关系 ($P<0.01$), 表明随着氰浓度的增加, 种子发芽各项指标均受到抑制, 成正相关。按照回归方程计算得抑制率达到 25% 和 50% 时相对应的浓度 EC_{25} 和 EC_{50} 值。若以 EC_{25} 对小麦各项生理指标进行比较, 氰对小麦根长抑制最敏感 EC_{25} 为 $7.1\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$; 而氰对小麦发芽抑制的 EC_{25} 为 $76.3\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。

若以 EC_{25} 值比较, 氰对小麦各项生理指标的抑制率大小顺序为: 根伸长抑制率>根干重抑制率>芽长抑制率>芽干重抑制率> α -淀粉酶活力抑制率>发芽率抑制率。因此, 用小麦根伸长抑制率作为对污染物影响研究是较为理想的生物标志物。

氰浓度在适量范围内 ($0.1\sim1\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) 对小麦的发芽率及幼苗和根生长、 α -淀粉酶活力均有促进作用。但在高剂量氰浓度下 ($5.0\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以上), 对小麦种子的萌发和发芽后幼苗的生长以及促进种子生长的酶的活力均具有胁迫效应。

对氰浓度与小麦种子发芽各项指标相关分析可知, 氰浓度的增加对种子发芽各指标的抑制作用呈显著正相关。根据相关方程, 可计算氰对根生长的抑制率达 25% 时 EC_{25} 值为 $7.1\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。

3 结语

氰化物对种子植物光合作用、细胞生长、保护酶活性等生态生理效应鲜有报道, 而对种子萌发的生态生理作用如何, 从文献调研看, 更是尚不多见。本文研究结果表明, 不同浓度的氰对小麦种子萌发和根、芽生长以及根系和芽干物质的积累均有明显影响, 但效果与原因却不尽相同。

氰对小麦种子萌发和活力的影响表现为“低促高抑”和“双抑效应”, 即氰浓度 $<5\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 能提高小麦种子发芽率和活力指数, 这一现象可以解释为: 许多植物种子包括大豆、豌豆、绿豆、大麦、玉米、花生等在内的一些食用种子的萌发过程中, 可以检测到较明显的产氰现象^[3], 也就是说, HCN 是植物体内的一种代谢产物, 特别是在种子萌发的过程中, 种子内的游离态氰化物含量会随着萌发进程而不断升高, 这一点已有文献进行证实^[4]。也许就是在低浓度氰的外界条件的诱导之下, 刺激小麦种子的萌发, 也促进了小麦发芽的各项生理指标。这是植物产生的一种应激反应,

表 2 氰浓度 (X) 与种子发芽生理指标相关分析和临界值

Table 2 Critical value and the interrelation among the physiological indexes of seedling with the cyanide concentration

项目	相关分析					线性回归方程	相应抑制率临界值/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	
	n	r	P	a	B		EC_{25}	EC_{50}
①发芽抑制率	11	0.991	0.000	0.021	0.003	$\hat{y}=0.021+0.003x$	76.3	159.6
②根长抑制率	11	0.970	0.002	0.165	0.012	$\hat{y}=0.165+0.012x$	7.1	27.9
③芽长抑制率	11	0.880	0.000	0.119	0.007	$\hat{y}=0.119+0.007x$	19.6	56.9
④根干重抑制率	11	0.855	0.001	0.159	0.012	$\hat{y}=0.159+0.012x$	7.6	28.3
⑤芽干重抑制率	11	0.933	0.000	0.103	0.007	$\hat{y}=0.103+0.007x$	20.0	53.6
⑥ α -淀粉酶活力抑制率	11	0.930	0.000	0.048	0.009	$\hat{y}=0.048+0.009x$	21.8	48.8

注: n —实验样本数; r —相关系数; a 、 B —线性回归方程中常数项。

Patra 等^[15]把这种现象解释为“刺激作用”。

但这种刺激作用会受到浓度的限制,当环境中存在过多或者高浓度作用时,对植株的生长产生直接毒害作用,引起幼苗生理生化的变化。结果表明,当氰浓度 $>5\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,上述参数均明显低于对照,表现为抑制效应。从发芽率和活力指数的变化来看,这种抑制是建立在对胚、芽伤害基础上的,并最终体现为对发芽率和活力指数的双重抑制。

氰对小麦根、芽生长的影响,表现出一定的共性:低浓度促进根和芽生长,高浓度抑制根和芽生长;对根生长的抑制作用大于对芽的抑制作用。低浓度氰促进芽生长的原因上述已做出说明,而氰对根胁迫强于芽的原因,或许同种子的结构和氰毒害作用的特点有关。种子在萌发时,向周围环境吸水膨胀的同时,受到氰根离子不同强度的胁迫,引起决定种子萌芽力大小的水解酶-淀粉酶活力的下降,导致种子萌芽率降低,生长出现迟缓。在高浓度氰作用下,毒害作用可能会造成不可逆转性的伤害,使种子根生长受阻,出现只长弱芽不长根的情况,使其失去生长成成株的可能性,造成永久性的伤害。

从氰对小麦种子幼根和芽生长的影响的结果上可以表明,氰对种子根生长的抑制作用远远大于对芽生长抑制作用;而且从氰对小麦种子发芽影响的回归分析和临界值研究的结果上可以看出,以 EC_{25} 值比较,氰对小麦各项生理指标的抑制率大小顺序为:根伸长抑制率 $>$ 根干重抑制率 $>$ 芽长抑制率 $>$ 芽干重抑制率 $>\alpha$ -淀粉酶活力抑制率 $>$ 发芽率抑制率。其中,氰对小麦根长抑制最为敏感。以高等植物根长抑制率进行化学污染物生态毒理效应评价,是从生态学角度衡量化学物质对环境毒理效应的重要方法之一。它可以对目标及非目标污染物的潜在毒性进行综合评价,是对化学方法评价的重要补充。因此,小麦根伸长抑制率可作为化学物质生态风险评价的一项生物标志物。

萌发的本质是种子在水的活化下启动基因组中新基因的表达或原有基因的活化,使胚恢复代谢和生长^[16]。已有国内外学者^[17-19]针对重金属对种子根细胞学毒害效应这一课题做出相应的研究,研究表明 Hg 、 Cd 、 Pb 对染色体和核仁毒害最为严重,其毒害主要是对根部细胞分裂间期 DNA 和染色体复制过程中。据此我们推测,氰对小麦种子萌发乃至根、芽生长的影响,是否同抑制胚细胞中遗传物质合成与染色体畸变有关,尚需进一步探讨,并将在后续的文章中加以论述及说明。

参考文献:

- [1] 陈俊,范文宏,孙如梦,等. 新河污灌区土壤中重金属的形态分布和生物有效性研究[J]. 环境科学学报, 2007, 27(5): 831-837.
CHEN Jun, FAN Wen-hong, SUN Ru-meng. Bioavailability and species distribution of heavy metals in sewage-irrigated soil from Xinhe[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2007, 27(5): 831-837.
- [2] 朱云,杨中艺. 生长在铅锌矿废水污灌区的长豇豆组织中 Pb、Zn、Cd 含量的品种间差异[J]. 生态学报, 2007, 27(4): 1376-1385.
ZHU Yun, YANG Zhong-yi. Differences in lead (Pb), zinc (Zn), and cadmium (Cd) concentrations in plant tissues of 24 asparagus bean cultivars grown on lead/zinc (Pb/Zn) mining wastewater-irrigated farmland[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2007, 27(4): 1376-1385.
- [3] 刘登义,王友保,张徐祥,等. 污灌对小麦幼苗生长及活性氧代谢的影响[J]. 应用生态学报, 2002, 13(10): 1319-1322.
LIU Deng-yi, WANG You-bao, ZHANG Xu-xiang, et al. Effect of sewage irrigation on wheat growth and its activate oxygen metabolism[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2002, 13(10): 1319-1322.
- [4] 王煜,扶惠华,田廷亮. 镍对水稻种子萌发的影响及其生理生化背景研究[J]. 华中师范大学学报(自然科学版), 1998, 32(4): 486-489.
WANG Yu, FU Hui-hua, TIAN Ting-liang. Effect of nickel on the seed germination and physiology and biochemistry of the seed of rice [J]. *Journal of Central China Normal University (Natural Science)*, 1998, 32(4): 486-489.
- [5] 任安芝,高玉葆. 铅、镉、铬单一和复合污染对青菜种子萌发的生物学效应[J]. 生态学杂志, 2000, 19(1): 19-22.
REN An-zhi, GAO Yu-bao. Effects of single and combinative pollutions of lead, cadmium and chromium on the germination of *Brassica chinensis* L[J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2000, 19(1): 19-22.
- [6] 赵婷,铁柏清,杨余维. 钒对水稻种子萌发及幼苗生长的影响[J]. 环境科学与技术, 2007, 30(5): 3-6.
ZHAO Ting, TIE Bo-qing, YANG She-wei. Effect of vanadium on seed germination and seedling growth [J]. *Environmental Science & Technology*, 2007, 30(5): 3-6.
- [7] 宋玉芳,周启星,许华夏,等. 重金属对土壤中小麦种子发芽与根伸长抑制的生态毒性[J]. 应用生态学报, 2002, 13(4): 459-462.
SONG Yu-fang, ZHOU Qi-xing, XU Hua-xia, et al. Eco-toxicology of heavy metals on the inhibition of seed germination and root elongation of wheat in soils [J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2002, 13(4): 459-462.
- [8] 周青,黄晓华,张一. 镉对种子萌发的影响 [J]. 农业环境保护, 2000, 19(3): 156-158.
ZHOU Qing, HUANG Xiao-hua, ZHANG Yi. Effect of cadmium on seeds germination [J]. *Agro-Environmental Protection*, 2000, 19(3): 156-158.
- [9] 施农,陈志伟,贾秀英. 镉胁迫下水稻种子的萌发生长及体内水解酶的活性变化[J]. 农业环境保护, 1999, 18(5): 213-216.
SHI Nong-nong, CHEN Zhi-wei, JIA Xiu-ying. Effect of cadmium on seed germination, seedling development and hydrolytic enzyme activity in *Hydrilla Verticillata* of wheat[J]. *Agro-Environmental Protection*, 1999, 18(5): 213-216.

[10] Gabriella G, Federer P, Sticher H. Reclamation of heavy metal-con-
taminated soils : Field studies and germination experiments [J]. *J Envi-
ron Qual*, 1993, 22 :201-207.

[11] 张志良, 翟伟菁. 植物生理学实验指导[M]. 北京:高等教育出版社,
2003.206.
ZHANG Zhi-liang, ZHAI Wei. Instruction in plant physiological exper-
iment[M]. Beijing: Higher Education Press, 2003.206.

[12] 北京师范大学生物系生化教研室.基础生物化学实验[M].北京:人
民教育出版社, 1982.142.
Teaching and Research Section of biological department of Beijing
Normal University. Foundation biochemistry experiment [M]. Beijing :
People's Educational Press, 1982.142.

[13] Esashi Y, Isuzugawa K, Matsuyama S, et al. Endogenous evolution of
HCN during pre-germination periods in many seed species[J]. *Physiol
Plant*, 1991, 83:27-33.

[14] 梁五生, 潘 娟.应用分光光度法测定植物组织中的氰化物含量[J].
浙江大学学报(农业与生命科学版), 2004, 30(2):226-228.
LIANG Wu -sheng, PAN Juan. Measurement of cyanide content in
plant tissues by spectrophotometric method [J]. *Journal of Zhejiang U-*
niversity(Agric.& Life Sci.), 2004, 30(2):226-228.

[15] Patra J, Lenka M, Panda B B. Tolerance and co-tolerance of the grass
Chloris barbata Sw. to tmercury, cadmium and zinc[J]. *New Phytol*, 1994,
128: 165-171.

[16] Editor A A 等, 著.王沙生,等. 译.种子休眠和萌发的生理生化[M].
北京:农业出版社, 1989.359-380.
Editor A A. Physiology and biochemistry of seed dormancy and germi-
nation[M]. Beijing: Agricultural Publishing House, 1989.359-380.

[17] 段昌群, 王焕校. 重金属对蚕豆的细胞遗传学毒理作用和蚕豆根
尖微核技术的探讨[J].植物学报, 1995, 37(1):14-24.
DUAN Chang-qun, WANG Huan-xiao. Cytogenetical toxical effects
of heavy metals on *VICIA FABA* and inquires into the *VICIA* -mi-
cronucleus [J]. *Acta Botanica Sinica*, 1995, 37(1):14-24.

[18] Frankel D G, Charlien M. Effects of lead actate on DNA and RNA syst-
nesis by intact Hela cells isolated nucle and piritied polymerases[J].
Biochem Pharm, 1987, 36:265-268.

[19]Shahin SA, El-Amoodi K H. Induction of numeral chromosome aberr-
tions during DNA synthesis using the fungicieds nimrod and rubgan-4
in root tips of *Vicia faba* L. [J]. *Mutat Res*, 1991, 261(2):169-176.