

# 氢脞在土壤水稻系统中的分布、 降解和累积\*

李书鼎 赵晓燕 周礼恺 孟鸿光 杨健秋

(中国科学院沈阳应用生态研究所, 110015)

## 摘 要

用  $^{14}\text{C}$ -氢脞和  $^{15}\text{N}$ -尿素为示踪剂, 通过棕壤盆栽试验, 研究了氢脞在土壤中的分布、存在形态及迁移机制。氢脞的残留量随土壤垂直深度的增加而增多, 平均土壤残留量为  $0.041 \text{ mg/kg}$  土。由于土壤理化和生化作用, 约有 13% 的氢脞分解成  $\text{CO}_2$  和水。残留于土壤的  $^{14}\text{C}$ , 49% 进入土壤高分子有机化合物, 不能再被溶剂所提取。实验测定了水稻对氢脞的吸收、分配和代谢。

糙米和茎叶中氢脞的含量分别为  $0.07 \text{ mg/kg}$  和  $0.05 \text{ mg/kg}$ 。水稻体内  $^{14}\text{C}$ -氢脞的 90% 以上能被代谢和降解。实验表明, 外源氢脞参加了植物的碳代谢, 并促进了土壤尿素 N 的利用。根据实验结果, 计算了长期使用长效尿素后土壤中氢脞残留量极限值是  $0.044 \text{ mg/kg}$  土。该值远小于美国规定的土壤氢脞残留量标准中, 保障人体健康所允许的最高临界值  $0.20 \text{ mg/kg}$  土, 结论是长期使用长效尿素是安全的。

关键词 降解, 累积, 氢脞, 土壤水稻系统

氢脞能抑制脲酶活性, 使尿素的水解进程减缓, 进而提高尿素 N 利用率, 并延长其肥效。因此, 国内外学者对氢脞研究十分活跃<sup>[1,4-5]</sup>。

氢脞是一种有毒的黄色固体, 作为长效尿素成分, 长期使用, 对作物、土壤和水源的危害作用, 是人们关心的问题。一般说来, 氢脞本身就是土壤和植物的一种内源物质, 外源氢脞又较易遭到氧化和降解, 其中间产物毒性又不比母体大。所以氢脞的环境问题不会很大。国内外尚未看到氢脞的环境质量标准, 美国环保局有一个氢脞环境目标值 (AM-EG), 它规定土壤生态环境标准值  $20 \text{ mg/kg}$  土; 在保证人体健康条件下, 允许土壤氢脞残留标准值最高极限为  $0.20 \text{ mg/kg}$  土。

根据现在已掌握的资料, 可以知道氢脞的环境迁移转化数据如下:  $25^\circ\text{C}$  水中溶解度为 7%, 在土壤-水体系中分配系数  $K_d = 0.05519 - 0.12990$ ; 生物富集系数 BCF 为  $2.64 - 26.11$ <sup>[6]</sup>; 蒸发作用半衰期为 26 天; 降解半衰期(包括生物的和光学的降解  $T_{1/2} = 1.3 - 5$  天<sup>[2]</sup>)。由此可见, 酚类化合物在环境中基本的迁移机制应该是生物的、光学的降解作用和挥发作用。在自然界中, 土壤的吸附和植物的富积作用虽然通常较小, 但是由于氢脞的溶解度较大, 而且在某些生物组织中的分配系数大于 1, 人们还是担心长期使用,

\* 参加本项工作的还有李荣华、安桂茹同志。

会污染土壤、水体和作物,从而对人畜造成危害。

为此,我们选用  $^{14}\text{C}$ -氢醌和  $^{15}\text{N}$ -尿素为示踪剂,研究了氢醌在土壤水稻系统中的分布、降解和残留量,为长效尿素迅速大量生产和广泛应用奠定理论基础。

## 一、材料和方法

**1. 示踪剂**  $^{14}\text{C}$ -氢醌 [ $(\text{U}-^{14}\text{C})$  Hydroquinone] 购自英国的 Amersham 公司。比活度 1.11 GBq/mmol; 分子量  $M = 111$ ; 放化纯度 98%。 $^{15}\text{N}$ -尿素购自上海化工研究院。

**2. 土壤标记与处理** 草甸棕壤采自沈阳市郊 0—40cm 耕层土,质地为砂质粘壤土, pH6.4, 全 N 含量 0.70g/kg 土,有机质含量 16.0g/kg 土。盆栽设对照和氢醌两个处理,二者均施  $^{15}\text{N}$ -尿素 0.2g/盆土(相当于每平方米施尿素 30mg)、磷酸一胺 0.1g/盆土。 $^{14}\text{C}$ -氢醌按尿素 0.4% (重量比)加入,活性  $1.885 \times 10^6$  Bq/盆土(氢醌重量 0.8mg/盆土)。将肥料与土壤混合均匀后装入(9×9×20)cm<sup>3</sup>的塑料盆中(底部不漏水),每盆土重 1.5kg(烘干土计),平衡一周后,于 1990 年 5 月 19 日水稻插秧 2 株/盆,三次重复。稻苗生长一周后,间去弱苗使每盆剩壮秧一株。在整个生育期内,土壤表面保持 2cm 水层,同年 10 月 4 日收获考种。

**3. 氢醌的分析方法** 水稻收获后,取 2—5g 新鲜土样或风干磨碎后的植物样品,用滤纸包好放入 250ml 索氏提取器中,加入 100ml 甲醇,在 100℃水浴中提取 24 小时,将提取液浓缩定容至 5ml,取 1ml 待液体闪烁测量。这部分称为醇可提取部分。

把上述索氏提取后浓缩定容液 1ml 再浓缩到微量,用毛细管全部点于(15×45)cm(植物样)和(8×17)cm(土样)的滤纸上,在甲醇:0.1mol/L 盐酸 = 1:1 的层析剂中于室温下展开。根据标准氢醌层析显色(用 1:1 氨水显色)位置,把未经显色的活性样品对应位置剪下,用甲醇浸泡洗脱后,浓缩至 1ml 左右,待液体闪烁测量。该部分为游离的未变化的纯氢醌含量。

**4. 氢醌沿土层深度分布测定** 收获水稻后,将土倒出,从土表面算起按照 0—5cm、5—10cm、10—15cm 和 15—20cm 分成五段,分别取样,风干磨碎后,取少量在测量盘(φ4.0cm)中铺成厚样,待测定  $^{14}\text{C}$  总活性。

**5. 土壤对氢醌吸附率测定** 取风干土(60目)1g,放入离心管,加入  $^{14}\text{C}$ -氢醌和尿素混合液(按长效尿素配比)2ml,振荡 0.5 小时,然后 4000r/min 离心分离,吸取上清液 0.1ml,进行液体闪烁测定活性。

**6. 液体闪烁法活度测量** 使用 FJ-353G1 型双道液体闪烁计数器, $^{14}\text{C}$  测量条件: 高压 1190V; 衰减 A1/32 × 1, 衰减 B1 × 1;  $U_{\pm}8.5\text{V}$ ,  $U_{\oplus}3.0\text{V}$ ,  $U_{\ominus}0.5\text{V}$ , 分析选择“1”; 定标器极性“+”,甄别阈 3V。闪烁液配方: 甲苯 500ml; POPOP {1,4-双-[2-(5-苯基噁唑)]-苯} < 0.1 g; PPO(2,5-二苯基噁唑)2g。每个测量瓶闪烁液用量 13ml。

**7. 总  $^{14}\text{C}$  活度测量** 将风干的土样(或植物样品)粉碎之后,放入 φ4.0cm 测量盘中铺成厚样,以便测量  $^{14}\text{C}$  总活度使用。总活度测量仪器为 FH1914 型低本底 β 测量装置。 $^{14}\text{C}$  标准参考物质 CFR, (英国进口)。测量条件: 高压 1000V, 主甄别阈 2V, 主放大倍数 20, 反符合探测放大倍数 70, 反符合阈 2V, 符合成形时间  $0.2 \times 10^{-6}\text{s}$ , 符合延时 0s, 反符合成形时间  $5 \times 10^{-6}\text{s}$ , 反符合延时 0s。

**8. 植物和土壤样品  $^{15}\text{N}$  测定** 全氮用凯氏法; $^{15}\text{N}$  测定用光谱法。

## 二、结果与讨论

### (一) 土壤中氢醌的行为

## 1. 氢醌沿耕层土壤垂直分布

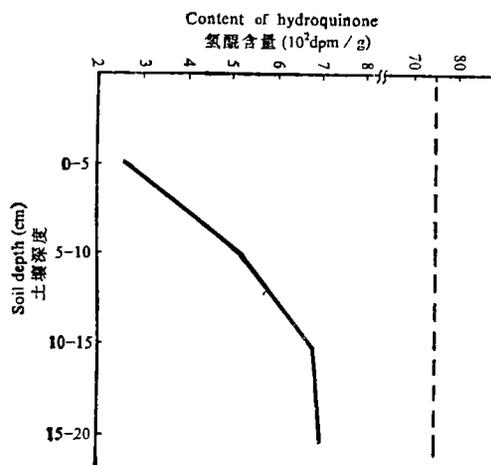


图1 氢醌随土壤垂直分布深度

Fig. 1 Distribution of hydroquinone in the soil profile

氢醌在土壤中沿深度分布(图1),图中虚线是土壤开始加入的氢醌 $^{14}\text{C}$ 总活性,实线为氢醌在土壤迁移分布结果。土层越深,氢醌含量越高,但是和原来加入的氢醌总量相比(虚线),其量甚微,仅占总量的10%左右。因为上层土壤是水稻根集中的区域,其氢醌含量的减少无疑是水稻吸收的结果,另外在土壤表层,由于显著的光解作用和蒸发作用,其量减少也是很自然的,氢醌在土壤中移动的总方向是朝着土壤表层垂直向上,没有观察到向下迁移和累积的趋势。

## 2. 土壤中氢醌的形态转化与去向

随尿素进入土壤的 $^{14}\text{C}$ -氢醌,经过一茬水稻种植之后,对总 $^{14}\text{C}$ 物料衡算结果见表1。这些数据表明, $^{14}\text{C}$ -氢醌进入土壤之后,大部分

(包括被降解的)残留在土壤中,水稻吸收的仅占1.9%,其余被深度降解成为气体物质,主要是 $\text{CO}_2$ 逸入大气消失,其量大约为13%。

表1 土壤水稻系统中 $^{14}\text{C}$ 总量物料平衡Table 1 Material balance of  $^{14}\text{C}$  in the soil-rice system

随尿素加入 $^{14}\text{C}$ (I) $^{14}\text{C}$ added with urea	土壤残留 $^{14}\text{C}$ (II) $^{14}\text{C}$ residual in soil	水稻体内 $^{14}\text{C}$ (III) $^{14}\text{C}$ absorbed by rice	$^{14}\text{CO}_2$ (V) (V = I - II - III)
$10^4\text{Bq/盆}(\%)$	$10^4\text{Bq/盆}(\%)$	$10^4\text{Bq/盆}(\%)$	$10^4\text{Bq/盆}(\%)$
188.6 100	160.8 85.26	3.6 1.91	24.2 12.83

土壤中残留的85% $^{14}\text{C}$ 的存在形式见表2所示。由表可见,残留的这些 $^{14}\text{C}$ 中,91%左右不再以纯的自由氢醌分子形式存在,它或者降解为别的物质分子,或者参与反应,构

表2 土壤残留 $^{14}\text{C}$ 的存在形态Table 2 Forms of residual  $^{14}\text{C}$  in the soils

试验 编号 No.	土壤总 $^{14}\text{C}$ Total $^{14}\text{C}$ in soil		变化了的 $^{14}\text{C}$ -氢醌 Changed Hydroquinone- $^{14}\text{C}$ (%)			纯氢醌 Pure hydroquinone (%)
	$10^4\text{Bq/g}$	(%)	合计 Total	醇可提部分 Extractable with alcohol	醇不可提部分 Non-extractable with alcohol	
4	1.1241	100	92.3	40.3	52.0	7.1
5	1.1146	100	87.5	33.8	53.7	12.5
6	0.9771	100	93.8	65.5	28.2	6.2
平均	1.0719	100	91.2	49.2	44.6	8.6

成其他物质成为其组成分之一。醇可提取部分大约占到 49%，这部分主要是土壤中低分子有机化合物，如糖类和有机酸等。也就是说，氢醌分子中的  $^{14}\text{C}$  做为碳源进入了它们的分子。醇不可提取部分，主要是土壤中的高分子有机化合物，其量占总  $^{14}\text{C}$  的 45%，这部分碳主要是土壤微生物碳、有机质碳和结合态(与土壤颗粒结合)碳。这些碳不能再被溶剂所提取，以纯氢醌碳( $^{14}\text{C}$ )存在的仅占土壤总残留  $^{14}\text{C}$  的 8.6%，这再次说明，生物降解作用和太阳光分解作用是氢醌在土壤中转化的主要机制。

3. 土壤对氢醌的吸附 土壤对氢醌的吸附实验结果见表 3。土壤在加入含  $^{14}\text{C}$  氢醌的长效尿素溶液(活性为 88810cpm)之后,平衡 30 分钟,便能吸附其中 88%的氢醌,表明土壤能迅速而强烈地吸附溶液中的氢醌分子,所以说氢醌在土壤中发生迁移,进而污染地下水(或地表水源)源的可能性很小。

表 3 土壤对  $^{14}\text{C}$ -氢醌的吸附率

Table 3 Rates of  $^{14}\text{C}$ -hydroquinone adsorbed by the soils

实验编号 No.	加入土壤的活性 Activity after addition to soil (cpm)	离心后上清液活性 Activity in solution after centrifugation (cmp)	土壤吸附活性 Activity after adsorption by soil (cmp)	土壤吸附率 Rate of adsorption by soil (%)
1	88810	11658	77152	86.9
2	88810	9715	79095	89.1
3	88810	10486	78324	88.2
平均	88810	10619.7	78190.3	88.0

## (二) 水稻体内氢醌的分布与代谢

1. 水稻各器官中氢醌的分布与代谢  $^{14}\text{C}$ -氢醌和总  $^{14}\text{C}$  在水稻茎叶和糙米中含量分布见表 4。由表可见,游离的纯氢醌在糙米中的残留量比茎叶中的多,大约是茎叶的 1.4 倍。说明进入水稻的氢醌易于向籽实迁移并聚集在其中。从茎叶中总  $^{14}\text{C}$  与  $^{14}\text{C}$ -HQ 之比值看,茎叶(7.64)要比糙米(15.52)低 1 倍多,这说明氢醌分子中的  $^{14}\text{C}$  参与了水稻体内碳的代谢,它成了其他营养物质的碳源而累积在籽实之中。

表 4 氢醌和  $^{14}\text{C}$  在水稻各器官中浓度分布

Table 4 Concentration distribution of HQ and  $^{14}\text{C}$  in rice parts

实验编号 No.	茎 叶 Stem and leaf (I)			糙 米 Brown rice (II)			$\frac{(II)}{(I)}$	
	$(10^3\text{Bq/g})$		$\frac{^{14}\text{C}}{^{14}\text{C-HQ}}$	$(10^3\text{Bq/g})$		$\frac{^{14}\text{C}}{^{14}\text{C-HQ}}$	$^{14}\text{C}$	$^{14}\text{C-HQ}$
	$^{14}\text{C}$	$^{14}\text{C-HQ}$		$^{14}\text{C}$	$^{14}\text{C-HQ}$			
4	1.4837	0.1883	7.88	3.5035	0.2271	15.43	2.36	1.21
5	1.2273	0.1609	7.63	3.1909	0.2042	15.63	2.60	1.27
6	2.2315	0.2975	7.50	5.1319	0.3711	15.50	2.30	1.67
平均	1.6475	0.2156	7.64	3.9421	0.2675	15.52	2.42	1.38

注:  $^{14}\text{C}$ -hydroquinone 缩写为  $^{14}\text{C}$ -HQ

表 5 水稻各器官  $^{14}\text{C}$  分布百分数Table 5 Distribution percentage of  $^{14}\text{C}$  in various parts of rice

器官 Parts	实验 编号 No.	$^{14}\text{C}$ 总量 Total $^{14}\text{C}$		占 $^{14}\text{C}$ 总量的百分数 Percentage in total $^{14}\text{C}$		
		$10^3\text{Bq/g}$	%	醇不可提取部分 Non-extractable with alcohol	醇可提取部分 Extractable with alcohol	
					变化了的氢醌 Changed HQ	纯氢醌 Pure HQ
糙 米	4	3.5035	100	68.1	25.4	6.5
	5	3.1909	100	66.2	27.4	6.4
	6	5.1319	100	65.4	33.1	1.5
	平均	3.9421	100	66.6	28.6	4.8
茎 叶	4	1.4837	100	79.2	8.1	12.7
	5	1.2273	100	64.4	22.5	13.1
	6	2.2315	100	80.9	16.9	2.1
	平均	1.6475	100	74.8	15.8	9.3

2. 氢醌在水稻体内的代谢 氢醌参与水稻碳代谢。水稻收获后,地上部分各器官提取液中  $^{14}\text{C}$  的分布见表 5。进入水稻的外源氢醌,90% 以上都被水稻同化代谢,氢醌分子中的  $^{14}\text{C}$  进入到各种各样的代谢物分子中,其中易被提取出的是低分子有机化合物,主要是糖类,单糖较多,其次可能是蛋白质等。在糙米中,低分子物质的  $^{14}\text{C}$  占 28.6%,处于生物大分子中的比例较大占 66.6%。以纯氢醌分子存在的  $^{14}\text{C}$  较少,仅占 4.8%。茎叶  $^{14}\text{C}$  存在的稍有不同, $^{14}\text{C}$ -氢醌被代谢之后,结合到生物聚合体大分子中去的比例增大,其量大约占 75%。进入到低分子物质中去的比籽实中的少,其量仅占 16%。以纯  $^{14}\text{C}$ -氢醌形式残留的比例比糙米中的大,其值大约为 9%。总之,外源氢醌进入水稻后,参与了植物碳的代谢,对于籽实营养物质形成和累积起了促进作用。但从另一角度看,本实验结果也证明植物体内糖甙化作用确实是外源氢醌解毒的重要途径<sup>[7]</sup>。

氢醌促进水稻对氮的利用。从表 6 中  $^{14}\text{C}/^{15}\text{N}$  比值看,水稻对长效尿素  $^{15}\text{N}$  吸收比对氢醌  $^{14}\text{C}$  吸收要高的多,茎叶高 10 倍多,籽实中则高出 28—29 倍,这表明氢醌存在更有利于植物对尿素的吸收。但是,土壤残留中  $^{14}\text{C}/^{15}\text{N}$  的比值高于施入比,同样说明氢醌能促进作物对肥料 N 的吸收。另外还再次说明土壤对氢醌吸附比较强烈,不易被吸收,氢醌较多的留在土壤中,对抑制脲酶活性,延长尿素肥效是有利的。从水稻体内  $^{14}\text{C}/^{15}\text{N}$  比值看,籽实比茎叶要小的多(约小 3 倍),说明氢醌  $^{14}\text{C}$  参与植物碳代谢,促进了水稻体内氮代谢,使较多的肥料 N 进入籽实作为营养物质贮备起来,对提高氮肥利用率增加谷物产量是有利的。

表 6 土壤和水稻植株内的  $^{14}\text{C}/^{15}\text{N}$ Table 6  $^{14}\text{C}/^{15}\text{N}$  ratios in the soil and rice parts

施入土壤 Addition in soil	土壤残留 Residual in soil	茎 叶 Stem and leaf	籽 实 Grain
1/115	1/72	1/1160	1/3299

### (三) 氢醌在土壤—水稻系统中的残留量

试验以每平方米加入长效尿素 30mg, 其中氢醌的量是尿素的 0.4%。测定结果按  $^{14}\text{C}$ -氢醌的比活性换算成 mg/kg 值收录在表 7 中。由表可见, 水稻籽实中氢醌的含量大约是 0.07mg/kg, 茎叶中为 0.06mg/kg, 土壤中的残留量是 0.04mg/kg 土, 比施入量 0.53mg/kg 土下降了 93%。很明显, 不管是糙米还是土壤, 它们当中氢醌的残留量都远小于美国环境保护局 AMEG 值中, 土壤生态标准 20mg/kg 土和保证人体健康条件下土壤残留标准值 0.20mg/kg 土, 所以说使用氢醌是安全的。

表 7 水稻和土壤中氢醌的残留量

Table 7 Residual of hydroquinone in the rice and soils

实验 编号 No.	糙 米 Brown rice		茎 叶 Stem and leaf		土 壤 Soil	
	Bq/g	$10^{-2}\text{mg/kg}$	Bq/g	$10^{-2}\text{mg/kg}$	Bq/g	$10^{-2}\text{mg/kg}$
4	227.1	9.636	188.3	7.989	80.8	3.681
5	204.2	8.661	160.9	6.669	142.6	6.049
6	79.0	3.351	47.0	2.008	61.6	2.589
平均	170.1	7.216	132.1	5.550	94.8	4.106

### (四) 土壤氢醌累积残留量极限值

氢醌随尿素进入土壤之后, 除了植物吸收外, 受到各种作用而逐渐分解消失, 因此土壤氢醌残留量随着时间增加而逐渐下降。周礼恺等<sup>[2]</sup>做过石油烃和酚类物质在渍水土壤中生物降解研究, 他们的结果显示, 酚类物质土壤残留量随时间按指数规律衰减而消失。氢醌是一种二元酚, 它的土壤降解消失过程同样地可用一级反应来描述  $C_t = C_0 e^{-\lambda t}$ , 式中  $C_0$  为土壤氢醌原始投加量(即  $t = 0$  时, 土壤氢醌的含量),  $C_t$  为经过  $t$  时间后, 土壤中氢醌的残留量,  $t$  为经过的时间,  $\lambda$  为降解消失的速度常数。解此方程可得下式:

$$\log \frac{C_0}{C_t} = 0.301 \frac{t}{T_{1/2}} \quad (1)$$

式中  $T_{1/2}$  为土壤水稻系统中氢醌降解消失一半时所经历的时间, 在一定条件下为一常数。

土壤生态学者感兴趣的是, 在正常施肥情况下, 经过无限长的时间后, 土壤氢醌的残留量能达到多大, 会不会超过美国制订的 AMEG 值。设  $f_t = C_t/C_0$ , 并代入(1)式得

$$\log \frac{1}{f_t} = 0.301 \frac{t}{T_{1/2}} \quad (2)$$

显然, 式中  $f_t$  只与时间  $t$  有关。

若每年定期施肥一次, 每次施肥量相同, 经过  $n$  年后, 土壤氢醌累积残留量可用下式表示<sup>[3]</sup>:

$$R = C_0(f_1 + f_1^2 + f_1^3 + \cdots + f_1^n) \quad (3)$$

若  $n \rightarrow \infty$ , 即经过无限年后, 氢醌累积残留量极限值:

$$R_\infty = C_0 \left( \frac{1}{1 - f_1} - 1 \right) \quad (4)$$

式中  $R$  和  $R_{\infty}$  分别表示  $n$  年后氢脞累积残留量和无限年后累积残留量极限值 (mg/kg);  $C_0$  为第一年施肥 ( $t = 0$ ) 时氢脞投入量 (mg/kg);  $f_1$  为施肥后经过一年 ( $t = 1$ ) 土壤氢脞残留的比率, 其等于一年后土壤残留量和投入量之比。

每平方米土重按 225kg 计, 每次施长效尿素 30mg/m<sup>2</sup>, 其中氢脞含量为尿素重量 0.4%, 则每次施肥相当于投入土壤氢脞数量  $C_0 = 0.53\text{mg/kg}$  土。由表 7 可见, 施肥一年后, 土壤氢脞残留量  $C_1 = 0.041\text{mg/kg}$  土, 所以  $f_1 = C_1/C_0 = 0.07736$ , 将  $C_0$  和  $f_1$  值代入(4)式得:

$$R_{\infty} = 0.53 \times \left( \frac{1}{1 - 0.07736} - 1 \right) = 0.044\text{mg/kg 土},$$

这个结果表明, 长效尿素施用无限年后, 土壤氢脞累积残留极限值是 0.044mg/kg 土, 该量远小于 AMEG 值。因此, 可以肯定地认为, 长期使用长效尿素不会造成土壤中氢脞的大量残留, 不会污染土壤环境, 对人、畜都是安全的。

### 参 考 文 献

1. 周礼恺等, 1988: 脲酶抑制剂氢脞在提高尿素肥效中的作用, 土壤学报, 第 25 卷 2 期, 191—198 页。
2. 周礼恺等, 1990: 石油烃和酚类物质在土壤中的生物降解与土壤酶活性, 应用生态学报, 第 1 卷 2 期, 149—153 页。
3. 梅世俊等, 1980: 试用数学方法预报土壤中农药累积残留量, 环境科学, 1: 44—48 页。
4. Bremner, J.M. et al., 1971: Inhibition of urease activity in soils. *Soil Biol. Biochem.* 3:299—307.
5. Gould, W.D. et al., 1986: Urea transformation and fertilizer efficiency in soil. *Advances in Agronomy.* 40:209—223.
6. Kerel Verschueren, 1980: Handbook of environmental data on organic chemicals. Van Nostrand Reinhold company London. 746—748.
7. Арзианый, Б.А. и др. 1985: Конъюгация Экзогенного Гидрохинона С Пептидами в Растениях. Сообщения Академии Наук Грузинской ССР, 118(3):608—6117

## DISTRIBUTION, DEGRADATION AND ACCUMULATION OF HYDROQUINONE IN SOIL-RICE SYSTEM

Li Shuding, Zhao Xiaoyan, Zhou Likai, Meng Hongguang and Yang Jianqiu  
(*Institute of Applied Ecology, Academia Sinica, Shenyang, 110015*)

### Summary

Based on pot-experiments with  $^{14}\text{C}$ -hydroquinone and  $^{15}\text{N}$ -urea, the distribution, forms and transfer of hydroquinone (HQ) in a soil-rice system were discussed. Residues of hydroquinone in soil increased with the soil depth, with an average of 0.041mg/kg. 13% of hydroquinone was decomposed as  $\text{CO}_2$  and  $\text{H}_2\text{O}$  due to biochemical and physiochemical actions. 49% of the residue- $^{14}\text{C}$  entered into high molecular compounds and could not be extracted by solvents, while 45% into low molecular compound. Metabolism, distribution and absorption of hydroquinone in rice were determined. The contents of hydroquinone in brown rice and stem (and leaf) were 0.07mg/kg and 0.05mg/kg respectively. Results of pot-experiment show that exogenous hydroquinone participated in metabolism of C in rice and promoted the utilization of urea-N in soil. Limiting value of hydroquinone residual in soil after long-term application of slow-release urea was calculated to be 0.044 mg/kg, which was far lower than the hydroquinone standard 0.20mg/kg soil for human health in U.S.A. It could be concluded that long-term application of slowreleasing urea is very safe.

**Key words** Degradation, Accumulation, Hydroquinone, Soil-rice system