

生物质灰渣与化肥混合对氨挥发的影响*

黄容 高明[†] 廖燕妮 王丹 邓炜 叶夏依

(西南大学资源环境学院, 重庆 400716)

摘要 采用室内恒温培养, 碱液吸收法测定灰渣-化肥中氮的挥发量, 研究了锯木灰、谷壳灰、玉米灰、水稻灰分别与不同化肥配比下, 在一定时间内的氨挥发规律。结果表明: 四种灰渣在 N1、N2、N3 水平下, 随着时间的增加氨的挥发量和挥发率先增大后减小的趋势, 各处理的峰值多出现在 10~15 d 的培养阶段; 谷壳灰、玉米灰、水稻灰添加磷酸二氢钾能明显抑制混合物中氨的挥发, 而锯木灰添加氯化钾、磷酸二氢钾均能抑制氨的挥发; 在四种灰渣中, 锯木灰处理的氨挥发率明显高于其他三种灰渣, 特别是在 N3 水平下比同期的其他灰渣处理高 5 倍。Elovich 方程和抛物线扩散方程均能较好拟合氨的挥发量随时间的变化, 其相关系数均达到极显著水平。

关键词 生物质灰渣; 氨挥发量; 氨挥发速率; 尿素

中图分类号 S143 **文献标识码** A

氮是植物生长发育必需元素之一, 氮肥的大量施用有力地保障了粮食的生产, 但是随着氮肥施用量逐年增大以及施用方法不合理, 不仅降低氮肥利用率、增加农业成本, 由此带来的环境和生态问题已然影响到农业的可持续发展^[1-2]。氨挥发是肥料施用过程中氮素气态损失的重要途径, 是全球氨排放的重要来源, 据统计施入土壤中的氮肥, 10%~47% 挥发进入大气^[3-4], 而在几种常用氮肥中, 尿素对氨挥发贡献最大, 占氮肥施用氨挥发总量的 73%^[5]。如何减少和控制肥料中氨的挥发, 对肥料的合理化利用有重要的指导意义。

中国生物质资源量巨大, 据统计约有相当于 7×10^8 t 标准煤的生物质可作为能源利用, 其中农作物秸秆年产量约 6×10^8 t^[6]。随着国家对农村生态环境与生物质能利用关注度的提高, 各地兴建了一批以秸秆为能源主体的发电厂^[7], 其燃烧产生的灰渣呈碱性, 含有大量的磷、钾等植物营养元素和各种微量元素^[8]。灰渣具有孔隙度大、吸水性好、营养元素全面等优良的特性^[9], 不仅在改良土壤方面有重要的作用^[10-13], 而且还能够促进作物的生长, 减少病害的发生^[14-16], 土壤在施用灰渣后, 根系土层的微生物活性明显增强, 促进腐殖化过程, 为农作

物生长发育创造良好的环境。灰渣中 N 和 C 在燃烧过程中通过氧化而转化为气态挥发^[7,17], 而钾、钠、钙、磷等无机元素较多地残留于灰中, 将它作为添加剂制取复合肥用于农业生产, 能够为作物提供硅素及其他微量元素, 改善化肥的原有元素的有效性, 还能够充分利用农业废弃物, 减少对环境的污染。目前, 对生物质灰渣的研究集中在养分的组成变化、结构特性以及对农作物的增产效益上, 而对生物质灰渣与化肥间的加合性研究较少。由于生物质灰渣作为添加剂制取复合肥往往会导致氨的挥发和磷的固定。本文利用四种不同类型的生物质灰渣分别与不同的化肥混合, 研究在一定时间内氨的挥发规律, 以期利用灰渣生产多元复合肥、改良土壤提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 供试材料

供试灰渣分别为锯木灰、谷壳灰、玉米灰、水稻灰, 于 2012 年 3 月在重庆生息节能公司采集。通过从工厂以及农户中收集的锯木、谷壳、玉米秆、水稻秆四种生物质经粉碎并筛分后, 放入锅炉中在 800~

* 国家“十二五”科技支撑计划项目(2012BAD141318)资助

[†] 通讯作者, E-mail: gaoming@swu.edu.cn

作者简介: 黄容(1989-), 女, 福建福州人, 硕士研究生, 主要从事土壤质量与环境研究。E-mail: 277840241@qq.com

收稿日期: 2013-10-15; 收到修改稿日期: 2014-05-17

900 °C 下焚烧,所产生的副产品即本试验所需的生物质灰渣,其基本理化性质如表 1。供试化肥分别

为尿素(含氮 46.0%)、氯化钾(含钾 60.0%)、磷酸二氢钾(含磷 52%,含钾 34%)。

表 1 供试灰渣理化性质

Table 1 Physical and chemical properties of the test ashes

| 样品编号 Sample No | 灰渣类型 Ash type | pH | 全氮 Total N (g kg ⁻¹) | 全磷 Total P (g kg ⁻¹) | 全钾 Total K (g kg ⁻¹) |
|-------------------|--------------------|------|-------------------------------------|-------------------------------------|-------------------------------------|
| R I | 锯木灰 Sawdust ash | 12.8 | 0.78 | 5.99 | 24.89 |
| R II | 谷壳灰 Rice husk ash | 10.3 | 0.96 | 2.52 | 21.90 |
| R III | 玉米灰 Corn stalk ash | 10.7 | 0.64 | 2.42 | 25.38 |
| R IV | 水稻灰 Rice straw ash | 11.1 | 0.68 | 2.25 | 87.28 |

1.2 试验设计

分别称取过 0.25 mm 的锯木灰、谷壳灰、玉米灰、水稻灰四种灰渣各 15 g 与相应的化肥(共三个水平,分别为 N1:尿素 2.25 g, N2:尿素 2.25 g + 氯化钾 2.25 g, N3:尿素 2.25 g + 磷酸二氢钾 3 g)充分混合后,平铺于 500 ml 的广口瓶底部,加入去离子水使混合物的水分含量为 15%,共 12 个处理,所有样品在培养前均置于 25 °C 暗处过夜做预培养。次日在培养瓶内的混合物表面垫一块尼龙网,将盛有 10 ml 2% 硼酸 - 指示剂混合液的塑料小瓶置于广口瓶内作为 N 的吸收杯,将培养瓶加盖密封好,于 28(±1)°C 恒温箱中培养。在培养的第 5、10、15、20、25、30、40、50 天取出塑料小瓶,同时换入另一个同样规格的盛有 10 ml 2% 硼酸 - 指示剂混合液的塑料小瓶加盖密封继续培养。将替换出来的塑料小瓶内的液体用标准 HCl 滴定,使硼酸 - 指示剂混合液至淡紫色,记下标准酸用量。根据标准酸的用量计算混合物中 N 的挥发量。所有处理均设置空白对照(即不加灰渣和化肥),各处理均设置 3 个重复,在整个培养期间,定期将培养瓶称重并补充水分。由于采用密闭培养,土壤水分保持比较恒定。

1.3 测定方法

采用密闭室法测定氨挥发量,即室内恒温培养,使灰渣 - 化肥混合物中挥发的氨吸收固定于硼酸溶液中,再用标准酸滴定硼酸所吸收的氨(NH₃)的数量,即为氨挥发量^[18-19]。

1.4 数据处理

数据处理采用 Excel2003、SPSS18.0 等统计软件,对数据进行方差分析(LSD 法)。氨挥发速率和累积氨挥发率采用以下公式计算:

氨挥发速率(mg kg⁻¹ d⁻¹) = 氨挥发量/培养时间

累积氨挥发率(%) = 累积氨挥发量/样品中加入的氮 × 100

2 结果与讨论

2.1 不同时间段化肥配比对氨挥发量的影响

表 2 是四种灰渣在不同化肥配比下各时间段的氨挥发量,从表 2 可以看出:四种灰渣在不同的化肥配比下,各阶段氨的挥发量均出现先增大后减小的趋势。在培养 10~15 d 和 15~20 d 时间范围内,四种灰渣在 N1、N2、N3 水平下,氨的挥发量达到最大值。因为在此时间段内,尿素不断水解转换成 NH₄⁺,NH₄⁺ 浓度增大促进了 NH₄⁺ 向 NH₃ 转化,此时 NH₃ 的挥发量也逐渐增加,其中锯木灰在 N1 水平下,在培养了 10~15 d 的氨挥发量最大,为 80.13 mg kg⁻¹。谷壳灰、玉米灰和水稻灰在 N3 水平下氨的挥发量明显少于 N1、N2,而处理 N1 和处理 N2 中氨的挥发量差异不大,其中谷壳灰在 N1 水平下氨的最大挥发量较 N3 水平下氨的最大挥发量相差 36.59 mg kg⁻¹,与 N2 水平下氨的最大挥发量相差仅 4.32 mg kg⁻¹,说明在混合物中加入磷酸二氢钾明显抑制尿素中氨的挥发,加入氯化钾对尿素中氨的挥发影响不大。这是由于磷酸二氢钾在水解过程中产生的水解离子 H⁺ 包裹在磷酸根的官能团中,致使环境中 pH 降低,从而抑制尿素水解产生的铵盐向氨气转化;而氯化钾并不能改变整个灰渣的酸碱环境,因此不能抑制 NH₄⁺ 转变成 NH₃。

计算灰渣 - 化肥混合物在各个阶段氨挥发量平均值,谷壳灰、玉米灰、水稻灰在各处理的平均值的总体规律表现为:N2 > N1 > N3,锯木灰中各处理的平均值的总体规律表现为:N1 > N2 > N3。与 N1 相比,锯木灰中 N2、N3 水平下氨平均挥发量增加了

- 30.92%、- 32.18%，谷壳灰增加了 33.92%、- 85.37%，玉米灰增加了 0.08%、- 87.34%，水稻灰增加了 6.26%、- 71.31%。可见谷壳灰、玉米灰、水稻灰中加入氯化钾能增加氨平均挥发量但影

响不大，加入磷酸二氢钾能显著抑制氨平均挥发量，而锯木灰中加入氯化钾、磷酸二氢钾能减少氨的平均挥发量。

表 2 灰渣-化肥在不同化肥配比下对氨挥发量的影响

Table 2 Effects of fertilizer-ash mixtures on ammonia volatilization (mg kg^{-1}) as affected by ratio of the mixture

| 灰渣类型 ^① | 化肥水平 ^② | 培养时间 Incubation time | | | | | | | |
|-----------------------|-------------------|----------------------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|
| | | 0~5 d | 5~10 d | 10~15 d | 15~20 d | 20~25 d | 25~30 d | 30~40 d | 40~50 d |
| 锯木灰 Sawdust ash | N1 | 20.23 ± | 56.38 ± | 80.13 ± | 67.63 ± | 41.76 ± | 17.32 ± | 10.38 ± | 8.63 ± |
| | | 2.03Aa | 10.21Aa | 16.23Aa | 13.21Aa | 8.05Aa | 0.33Aa | 1.48Aa | 1.42Aa |
| | N2 | 17.86 ± | 40.46 ± | 53.23 ± | 47.46 ± | 23.65 ± | 13.68 ± | 7.23 ± | 5.35 ± |
| | | 1.82Aa | 9.30Ba | 11.07Ba | 9.78Ba | 4.36Ba | 0.18Aa | 1.32Aa | 9.08Aa |
| | N3 | 12.38 ± | 36.35 ± | 48.36 ± | 54.78 ± | 20.56 ± | 11.36 ± | 5.87 ± | 3.36 ± |
| | | 2.12Aa | 5.81Ba | 10.30Ba | 10.89Ba | 2.37Ba | 2.10Aa | 1.09Aa | 0.51Aa |
| 谷壳灰 Rice husk ash | N1 | 16.86 ± | 32.56 ± | 45.31 ± | 25.68 ± | 13.85 ± | 6.86 ± | 5.87 ± | 5.53 ± |
| | | 1.73Aa | 5.01Ab | 9.24Ab | 5.06Ab | 2.45Ab | 1.02Ab | 1.31Ab | 1.67Ab |
| | N2 | 17.33 ± | 35.86 ± | 49.63 ± | 45.06 ± | 24.25 ± | 14.23 ± | 9.68 ± | 8.23 ± |
| | | 2.10Aa | 6.12Ab | 10.21Ab | 9.42Ba | 4.62Ba | 2.44Aa | 1.52Aa | 1.98Ab |
| | N3 | 1.15 ± | 6.75 ± | 8.72 ± | 5.67 ± | 2.38 ± | 2.45 ± | 1.38 ± | 1.38 ± |
| | | 0.09Bb | 1.28Bb | 1.75Bb | 1.23Cb | 0.28Cb | 3.51Ab | 0.16Ab | 0.20Ab |
| 玉米灰 Corn stalk ash | N1 | 15.19 ± | 35.39 ± | 44.39 ± | 50.69 ± | 26.39 ± | 16.86 ± | 12.63 ± | 10.86 ± |
| | | 1.42Aa | 5.06Ab | 9.04Ab | 10.07Ab | 0.52Ab | 2.20Aa | 2.99Aa | 1.08Aa |
| | N2 | 17.98 ± | 42.35 ± | 51.68 ± | 36.67 ± | 27.83 ± | 15.34 ± | 11.36 ± | 9.36 ± |
| | | 2.12Aa | 10.04Aa | 10.96Ab | 4.23Bb | 0.38Aa | 2.71Aa | 2.01Ab | 1.78Ab |
| | N3 | 0.69 ± | 6.79 ± | 8.36 ± | 4.14 ± | 2.36 ± | 1.38 ± | 1.67 ± | 1.52 ± |
| | | 0.05Bb | 0.99Bb | 1.42Bb | 6.52Cb | 0.15Bb | 0.27Bb | 0.35Bb | 0.17Bb |
| 水稻灰 Rice straw ash | N1 | 17.13 ± | 37.93 ± | 57.36 ± | 38.95 ± | 26.36 ± | 15.64 ± | 13.21 ± | 11.89 ± |
| | | 1.81Aa | 6.30Ab | 12.06Ab | 7.04Ac | 0.44Ac | 2.54Aa | 2.43Aa | 2.51Aa |
| | N2 | 22.10 ± | 43.86 ± | 58.13 ± | 65.24 ± | 36.67 ± | 22.38 ± | 13.53 ± | 11.97 ± |
| | | 3.07Ab | 9.78Aa | 12.34Aa | 13.02Bc | 6.22Ac | 4.02Ab | 2.89Ab | 1.95Ab |
| | N3 | 4.14 ± | 11.32 ± | 16.91 ± | 10.25 ± | 7.81 ± | 4.81 ± | 3.85 ± | 3.58 ± |
| | | 0.11Bc | 1.17Bb | 2.34Bc | 1.67Cc | 0.79Bc | 0.75Bb | 0.46Ba | 0.57Ba |

注: N1: 尿素 2.25 g, N2: 尿素 2.25 g + 氯化钾 2.25 g, N3: 尿素 2.25 g + 磷酸二氢钾 3 g。同种灰渣下, 同一列具有不同字母者表示差异极显著 ($p < 0.01$); 同一化肥配比下, 同一列具有不同字母者表示差异显著 ($p < 0.05$) Note: N1: urea 2.25 g, N2: urea 2.25 g + KCl 2.25 g, N3: urea 2.25 g + K_2PO_4 3 g. Different letters in the same column under the same ash type mean significant difference at $p < 0.01$. For different letters in the same column under the same mixture ratio mean significant difference at $p < 0.05$. ①Ash type, ②Fertilizer levels

2.2 不同时间段化肥配比对氨挥发速率的影响

在各个培养阶段, 不同化肥配比下氨挥发速率随时间有明显的挥发高峰 (如图 1), 各处理的氨挥发峰值多出现在 10~15 d 的培养阶段。锯木灰处理 N1、N2 中氨的挥发速率逐渐增加, 在 10~15 d 时挥发速率达到波峰, 最大速率分别是最小速率的

18.57 倍、19.87 倍; 处理 N1、N2、N3 中氨的平均挥发速率的大小表现为: $N1 > N2 > N3$, 处理 N2、N3 中氨的挥发速率变化较为接近且明显小于处理 N1, 说明在灰渣-化肥混合物中添加氯化钾、磷酸二氢钾可以抑制锯木灰中铵态氮的挥发。由图 1 可知, 谷壳灰、玉米灰和水稻灰中处理 N1、N2、N3 氨的挥发

速率的波峰多出现在 10~15 d 且大小表现为: N2 > N1 > N3, 之后氨挥发速率逐渐减小, 到达 40~50 d 时各处理中氨的挥发速率降到最低; 除锯木灰外, 其余三种灰渣中处理 N1 和 N2 间差异不明显, 而处理 N3 氨挥发率峰值明显较处理 N1 降低了 70%~90%, 可见谷壳灰、玉米灰和水稻灰和化肥混合物中添加磷酸二氢钾较氯化钾更能明显地抑制氨的挥

发。在四种灰渣中, 锯木灰处理的氨挥发率明显高于其他三种灰渣, 特别是在 N3 水平下锯木灰与化肥混合后氨挥发激增, 较同期的其他灰渣处理高 5 倍。因为锯木灰是多年生木本植物茎部焚烧所得, pH(12.8) 明显高于其他三种, 在相同 NH_4^+ -N 水平下, pH 每升高一个单位, 氨挥发量增加 10 倍^[20]。

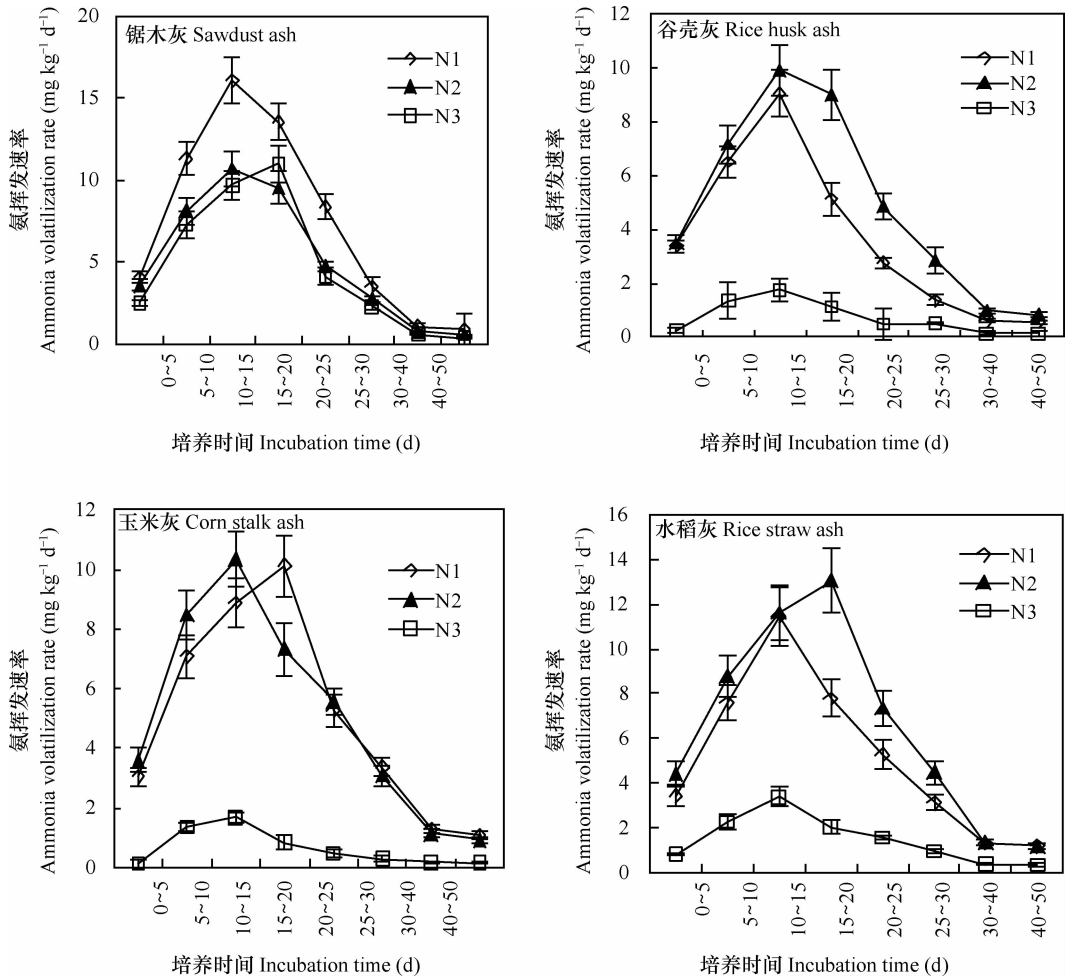


图 1 灰渣在不同化肥配比下对氨挥发速率的影响

Fig. 1 Effects of ashes on ammonia volatilization rate relative to mixture ratio

2.3 不同化肥比对累积氨挥发的影响

在整个培养过程中, 四种灰渣在各处理下累积氨挥发量和累积氨挥发率如图 2 所示, 谷壳灰、玉米灰和水稻灰在不同处理下累积氨挥发量表现为: N2 > N1 > N3, 锯木灰在不同处理下累积氨挥发量表现为: N1 > N2 > N3。在 N1、N3 水平下, 锯木灰累积氨挥发量明显大于谷壳灰、玉米灰、水稻灰, N3 水平下锯木灰中累积氨挥发量分别是谷壳灰、玉米灰、水稻灰的 6.46 倍、7.17 倍、3.08 倍。可见, 锯木灰中添加尿素和磷酸二氢钾能明显增加氨的损失, 因为

锯木灰 pH 高于其他灰渣, pH 氨挥发的主要决定因素之一, 随 pH 的升高, 铵态氮的比例升高, 氨挥发的潜力增大^[4]。四种灰渣中添加的磷酸二氢钾的累积氨挥发量最少, 因为添加的磷酸二氢钾水解显酸性, 有助于降低灰渣-化肥混合物中 pH, 从而降低了尿素的水解, 使氨的损失量减少。锯木灰中处理 N3 中的累积氨挥发量较高, 可能是因为锯木灰中含磷量较高, 不利于磷酸二氢钾的水解。

四种灰渣中累积氨挥发率随培养时间的增加而增加, 前期累积氨挥发率增加较快, 后期逐渐变

缓。由此可见,在谷壳灰、玉米灰、水稻灰中加入磷酸二氢钾能显著降低灰渣-化肥混合物累积氨挥发率,与处理 N1、N2 相比, N3 水平下谷壳灰平均累积氨挥发率分别减小 81.53%、85.35%,玉米灰分别减小 86.83%、87.32%,水稻灰分别减小 71.55%、77.18%。这是由于磷酸二氢钾水解呈酸

性,而 pH 是决定 NH_4^+ 和 NH_3 平衡的关键,酸性条件有利于 NH_4^+ -N 的固定,减少 NH_3 的挥发^[21]。锯木灰中处理 N3 氨的平均挥发率并未明显低于处理 N1、N2,这是由于锯木灰本身 pH 高在一定程度上能抑制 NH_3 的生成。因此灰渣-化肥混合物中 pH 是影响累积氨挥发率的关键因素。

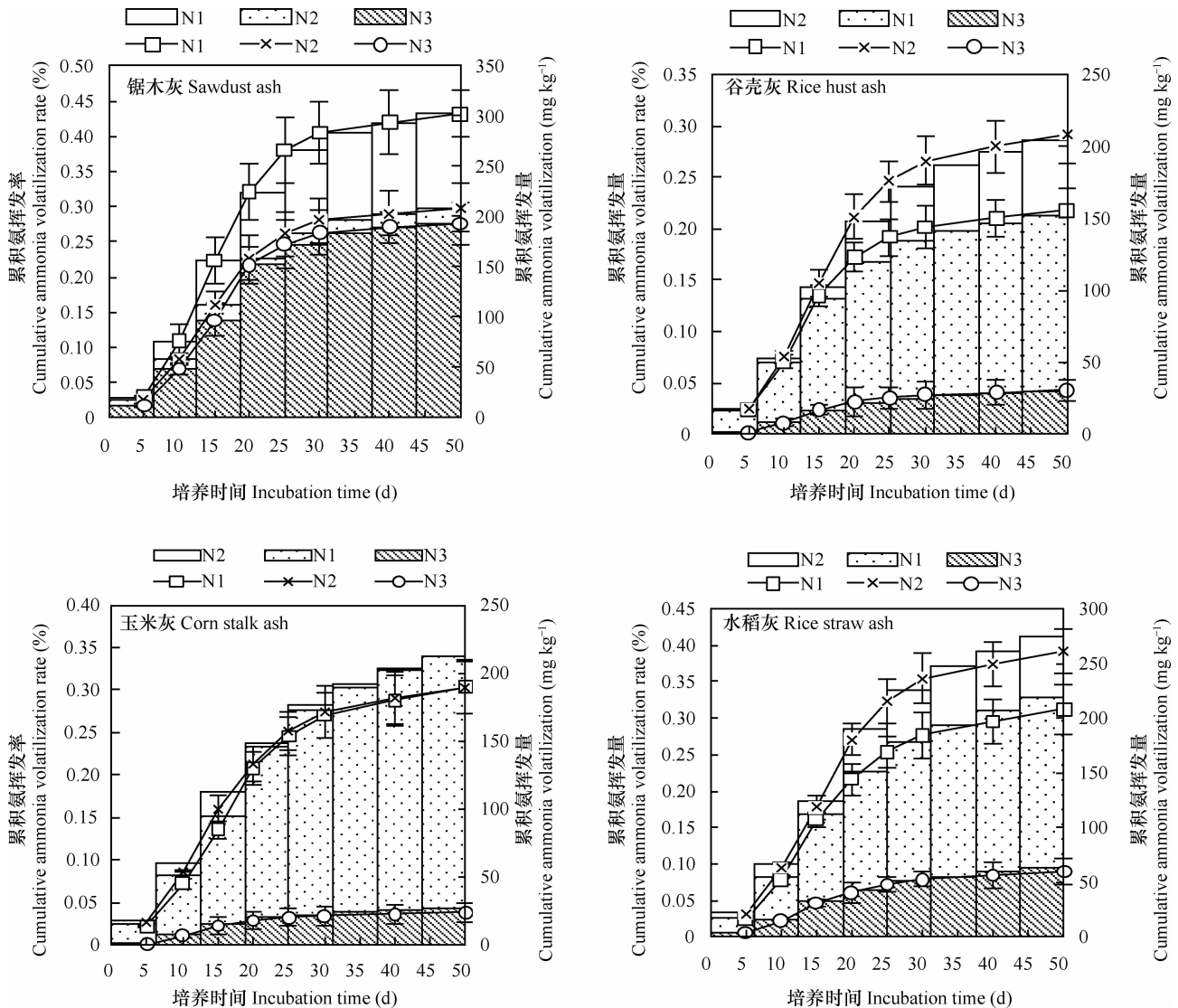


图2 不同化肥配比对灰渣-化肥混合物中累积氨挥发量(率)影响

Fig. 2 Accumulative ammonia volatilization from the mixtures relative to mixture ratio

2.4 不同灰渣添加条件下氨挥发动力学模型

试验结果表明,不同处理随时间变化的累积氨挥发量分别用 Elovich 方程 ($Qt = a + blnt$) 和抛物线扩散方程 ($Qt = a + bt^{0.5}$) 进行的拟合结果(表 3)均获得了很好的拟合度,其相关系数均达到极显著水平。其中,抛物线扩散方程的相关系数 r 为 0.936 ~ 0.965,均值为 0.952; Elovich 方程的相关系数 r 为 0.969 ~ 0.989,均值为 0.980。各式中, t 为培养时

间, Q_t 为氨挥发量, a 为第 1 天的氨挥发量, b 为氨挥发速率即单位时间内的氨挥发量。在 Elovich 方程和抛物线扩散方程中,参数 b 为斜率,可以用来表征不同条件下氨的挥发速率。同一动力学模型对不同化肥配比下铵态氮释放的拟合程度不同。Elovich 方程中,四种灰渣在不同处理间均表现出差异性,且参数的大小与累积氨挥发量的变化趋势一致,除锯木灰外,谷壳灰、玉米灰、水稻灰在 N3 水平

下, a 的绝对值和 b 值均小于处理 N1 和 N2, 可见这三种灰渣中处理 N3 氨挥发强度和容量均小于处理 N1 和 N2, 说明在谷壳灰、玉米灰和水稻灰中添加磷酸二氢钾改变了整个混合物的 pH 环境, 抑制氨的挥发, 减少氮的损失。抛物线扩散方程中, 参数 b 为斜率, 可以用来表征氨挥发速率, 锯木灰中 b 值的大小表现为: N1 > N2 > N3, 谷壳灰、玉米灰、水稻灰中

处理 N1、N2 的 b 值接近且明显大于 N3, 这与用 Elovich 方程拟合得到的结果相同。用 Elovich 方程和抛物线扩散方程拟合得到参数 b, 锯木灰中的 b 值均大于其他三种灰渣, 这表明锯木灰中氨挥发强度和挥发速率均大于其他三种灰渣, 这是因为锯灰的 pH 高于其余三种灰渣, 较高的 pH 能促进氨的挥发, 增加氮素的损失。

表 3 灰渣对氨挥发的动力学模型

Table 3 Dynamic model of ash affecting ammonia volatilization

| 灰渣类型 Ash type | 化肥水平 Fertilizer levels | Elovich 方程 Elovich equation | | | 抛物线扩散方程 Parabolic diffusion equation | | |
|-----------------------|---------------------------|--------------------------------|-------|---------|---|-------|---------|
| | | $Qt = a + blnt$ | | | $Qt = a + bt^{0.5}$ | | |
| | | a | b | r | a | b | r |
| 锯木灰 Sawdust ash | N1 | -208.7 | 138.2 | 0.975** | -93.50 | 63.05 | 0.946** |
| | N2 | -135.1 | 93.10 | 0.977** | -57.20 | 42.42 | 0.945** |
| | N3 | -135.4 | 89.46 | 0.969** | -60.28 | 40.71 | 0.937** |
| 谷壳灰 Rice husk ash | N1 | -84.14 | 64.16 | 0.976** | -29.23 | 28.98 | 0.936** |
| | N2 | -135.0 | 90.61 | 0.980** | -60.55 | 41.59 | 0.956** |
| | N3 | -20.53 | 13.53 | 0.983** | -9.156 | 6.151 | 0.949** |
| 玉米灰 Corn stalk ash | N1 | -149.2 | 95.42 | 0.982** | -72.44 | 44.15 | 0.965** |
| | N2 | -135.5 | 92.59 | 0.989** | -59.43 | 42.50 | 0.961** |
| | N3 | -18.15 | 12.06 | 0.983** | -7.899 | 5.461 | 0.946** |
| 水稻灰 Rice straw ash | N1 | -144.4 | 95.9 | 0.985** | -66.15 | 44.17 | 0.964** |
| | N2 | -190.2 | 123.1 | 0.979** | -91.04 | 56.89 | 0.962** |
| | N3 | -42.42 | 27.75 | 0.987** | 19.81 | 12.77 | 0.965** |

注: Qt : 累积挥发量, NH_4^+ -N mg kg^{-1} ; t : 时间, h; $n = 7$, $r_{0.05} = 0.707$, $r_{0.01} = 0.834$ Note: Qt : Cumulative volatilization, NH_4^+ -N mg kg^{-1} ; t : Time, h; $n = 7$, $r_{0.05} = 0.707$, $r_{0.01} = 0.834$

3 结 论

不同来源的生物质灰渣与化肥混合施用后对氨的挥发呈现不同的变化趋势。锯木灰、谷壳灰、玉米灰、水稻灰四种灰渣与化肥混合物在各个培养阶段, 不同化肥配比下氨挥发速率随时间有明显的挥发高峰, 各处理的氨挥发峰值多出现在 10 ~ 15 d 的培养阶段。谷壳灰、玉米灰、水稻灰添加磷酸二氢钾能够明显降低混合物中氨的挥发量, 减少氮的损失, 平均挥发率减少了 71.55% ~ 87.32%。不同化肥配比下, 锯木灰 (pH12.8) 中氨累积挥发量表现为: N1 > N2 > N3, 明显大于谷壳灰 (pH10.3)、玉米灰 (pH10.7)、水稻灰 (pH11.1) 三种灰渣, 可见在灰渣 - 化肥混合物中 pH 是影响氨挥发率的关键因

素。用抛物线扩散方程和 Elovich 方程拟合氨的挥发量随时间的变化, 锯木灰、谷壳灰、玉米灰、水稻灰这四种灰渣在三种化肥配比 (N1、N2、N3 处理水平) 下均达到极显著水平, 其中 Elovich 方程能较好地拟合灰渣中氨挥发的变化。

参 考 文 献

- [1] 李宗新, 王庆成, 刘开昌, 等. 不同施肥模式下夏玉米田间土壤氨挥发规律. 生态学报, 2009, 29(1): 307—314. Li Z X, Wang Q C, Liu K C, et al. Law of field soil ammonia volatilization in summer maize under different fertilizer patterns (In Chinese). Acta Ecologica Sinica, 2009, 29(1): 307—314
- [2] 贺发云, 尹斌, 金雪霞, 等. 南京两种菜地土壤氨挥发的研究. 土壤学报, 2005, 42(2): 253—258. He F Y, Yin B, Jin X X, et al. Ammonia volatilization from urea to tow vegetable fields in Nanjing suburbs (In Chinese). Acta Pedologica Sinica, 2005, 42(2): 253—258

- [3] Harrison R, Webb J. A review of the effect of N fertilizer type on gaseous emissions. *Advances in Agronomy*, 2001, 73: 65—108
- [4] 靳红梅, 常志州, 郭德杰, 等. 追施猪粪沼液对菜地氨挥发的影响. *土壤学报*, 2012, 49(1): 86—95. Jin H M, Chang Z Z, Guo D J, et al. Effect of topdressing with digested pig slurry on ammonia volatilization in vegetable fields (In Chinese). *Acta Pedologica Sinica*, 2012, 49(1): 86—95
- [5] 龚巍巍, 张宜升, 何凌燕, 等. 菜地氨挥发损失及影响因素原位研究. *环境科学*, 2011, 32(2): 345—350. Gong W W, Zhang Y S, He L Y, et al. In-situ measurement on volatilization loss of ammonia in the vegetable field and its influencing factors (In Chinese). *Environmental Science*, 2011, 32(2): 345—350
- [6] 王久臣, 戴林, 田宜水, 等. 中国生物质能产业发展现状及趋势分析. *农业工程学报*, 2007, 23(9): 276—282. Wang J C, Dai L, Tian Y S, et al. Analysis of the development status and trends of biomass energy industry in China (In Chinese). *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2007, 23(9): 276—282
- [7] Demeyer A, Voundi Nkana J C, Verloo M G. Characteristics of wood ash and influence on soil properties and nutrient uptake: An overview. *Bioresource Technology*, 2001, 77(3): 287—295
- [8] 李晶, 杨海征, 胡红青, 等. 生物灰渣对小白菜生长的影响及对酸性土壤的改良. *湖北农业科学*, 2010, 49(4): 822—824. Li J, Yang H Z, Hu H Q, et al. Effect of plant fly ash application on *Brassica chinensis* growth and amendment of acid soil (In Chinese). *Hubei Agricultural Sciences*, 2010, 49(4): 822—824
- [9] 陈川, 孙春梅, 邵文奇, 等. 不同氮源草木灰育苗基质对蔬菜幼苗生长的影响. *浙江农业科学*, 2011(3): 481—482, 487. Chen C, Sun C M, Shao W Q, et al. Effect of different nitrogen sources ash nursery substrate on vegetable seedling growth (In Chinese). *Journal of Zhejiang Agricultural Sciences*, 2011(3): 481—482, 487
- [10] 马淑霞, 王德新, 唐吉亮. 草木灰是优质钾肥. *吉林农业*, 2003(12): 19. Ma S X, Wang D X, Tang J L. Ash is high-quality potash (In Chinese). *Jilin Agriculture*, 2003(12): 19
- [11] Dahl O, Nurmesniemi H, Poykio R, et al. Comparison of the characteristics of bottom ash and fly ash from a medium-size (32MW) municipal district heating plant incinerating forest residues and peat in a fluidized bed boiler. *Fuel Processing Technology*, 2009, 90(7/8): 871—878
- [12] 谭勇, 张炎, 李磐, 等. 土壤对养分离离子吸附特性初步研究. *土壤通报*, 2006, 37(3): 465—469. Tan Y, Zhang Y, Li P, et al. Primary study on nutrient adsorption on soil (In Chinese). *Chinese Journal of Soil Science*, 2006, 37(3): 465—469
- [13] 陈龙, 王敏, 王硕, 等. 生物质灰渣与化肥配施对土壤性质及油菜生长的影响. *华中农业大学学报*, 2011, 30(6): 727—733. Chen L, Wang M, Wang S, et al. Effects of integrated fertilization with bio-ash and chemical fertilizers on soil properties and growth of rape (In Chinese). *Journal of Huazhong Agricultural University*, 2011, 30(6): 727—733
- [14] 王兆锋, 冯永军, 张蕾娜. 粉煤灰农业利用对作物影响的研究进展. *山东农业大学学报: 自然科学版*, 2003, 34(1): 152—156. Wang Z F, Feng Y J, Zhang L N. Advances in studies in effects of fine coal ash on agricultural crops (In Chinese). *Journal of Shandong Agricultural University: Natural Science Edition*, 2003, 34(1): 152—156
- [15] 李俊飞, 王德汉, 刘承昊, 等. 生物质气化灰渣和粉煤灰的农业化学行为比较. *华南农业大学学报*, 2007, 28(1): 27—30. Li J F, Wang D H, Liu C H, et al. Comparison of agrochemistry behavior of biological material steam melt residue and fly ash (In Chinese). *Journal of South China Agricultural University*, 2007, 28(1): 27—30
- [16] Aronsson K A, Ekelund N G A. Biological effects of wood ash application to forest and aquatic ecosystems. *Journal of Environmental Quality*, 2004, 33(5): 1595—1605
- [17] Nieminen M, Piirainen S, Moilanen M. Release of mineral nutrients and heavy metals from wood and peat ash fertilizers: field studies in Finnish forest soils. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 2005, 20(2): 146—153
- [18] 鲁如坤. *土壤农业化学分析方法*. 北京: 中国农业科技出版社, 2000. Lu R K. *Analytical methods for soil and agro-chemistry* (In Chinese). Beijing: China Agricultural Science and Technology Press, 2000
- [19] 杨剑虹. *土壤农化分析与环境监测*. 北京: 中国大地出版社, 2008. Yang J H. *Soil agro-chemistry analysis and environmental monitoring* (In Chinese). Beijing: China Land Press, 2008
- [20] Martines A M, Nogueira M A, Santons C A, et al. Ammonia volatilization in soil treated with tannery sludge. *Bioresource Technology*, 2010, 101(12): 4690—4696
- [21] Ndegwa P M, Hristov A N, Arogo J, et al. A review of ammonia emission mitigation techniques for concentrated animal feeding operations. *Biosystems Engineering*, 2008, 100: 453—469

EFFECTS OF BIO-ASH MIXED WITH CHEMICAL FERTILIZER ON AMMONIA VOLATILIZATION

Huang Rong Gao Ming[†] Liao Yanni Wang Dan Deng Wei Ye Xiayi

(College of Resources and Environment, Southwest University, Chongqing 400716, China)

Abstract Bio-ash is produced from burning of biological solid waste, high in porosity, large in water absorption capacity, comprehensive in nutrient, sterile and non-toxic. An indoor incubation experiment was carried out using ashes of sawdust, rice husks, rice straws and corn stalks to explore effects of the ashes, when mixed at a varying ratio with chemical fertilizer on N volatilization from the fertilizer within a certain time period. N volatilization was determined with the alkali absorption method. Results show that the mixtures of the four kinds of ashes and chemical fertilizer regardless of N level (N1, N2 and N3), with the time going on, N volatilization increased first and then declined in both volume and rate, with peaks mostly appearing on D10 ~ D15 of the incubation. In the mixture of rice husk ash, corn stalk ash and rice straw ash, addition of potassium dihydrogen phosphate significantly enhanced the effect of inhibiting volatilization of ammonia, while in the mixture of sawdust ash, the addition of potassium chloride or potassium dihydrogen phosphate had the same effect. Among the four kinds of ashes, sawdust ash was the lowest in the effect of inhibiting volatilization of ammonia. Therefore, ammonia volatilization was much higher in the mixture of sawdust ash than in the other three, and even reached as high as 5 times that of the others, especially, the mixtures were at N3 level. The effect of sawdust ash (pH12.8) varied with N level, displaying an order of $N1 > N2 > N3$. Elovich equation and parabolic diffusion equation can be used to fit the volatilization of ammonia from the mixtures over time, with correlation coefficients reaching an extremely significant level.

Key words Bio-ash; Ammonia volatilization; Ammonia volatilization rate; Urea

(责任编辑:陈德明)