

干旱地区农田生态系统中 N_2O 排放研究

李友宏, 王芳, 刘汝亮, 赵天成, 陈晨, 杨正礼

(1. 宁夏农林科学院农业资源与环境研究所, 宁夏银川 750002; 2. 中国农业科学院, 北京 100081)

摘要 综述了土壤水分和通气、土壤质地、土壤 pH 值、土壤温度及土壤微生物等因素对农田 N_2O 排放的影响, 指出了继续深入研究这些因素对农田 N_2O 排放的综合影响机理及其与 N_2O 排放量之间的数量关系应是未来的研究重点。

关键词 旱地; N_2O 排放; 硝化-反硝化作用

中图分类号 S181 文献标识码 A 文章编号 0517-6611(2008)34-15197-03

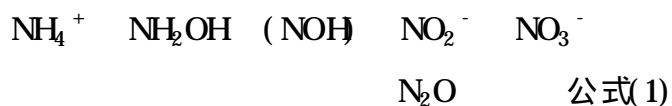
Study on N_2O Emission in the Farmland Ecosystem of Arid Areas

LI You-hong et al (Institute of Agricultural Resources and Environment, Ningxia Academy of Agriculture and Forestry Sciences, Yinchuan, Ningxia 750002)

Abstract The effects of such factors as soil water and ventilation, soil texture, soil pH value, soil temperature and edaphon on N_2O emission from farmland were summarized. It was pointed out that it would be the research emphases to study deeply the integrated effects of such factors on N_2O emission from farmland and its mechanism and quantitative relationship with the emission amount of N_2O .

Key words Arid area; N_2O emission; Nitrification-denitrification

N_2O 与 CO_2 、 CH_4 一样, 被列为 3 种最重要的温室效应气体之一^[1]。农田 N_2O 的产生不仅降低肥料利用率, 而且与全球变暖和臭氧层的破坏相关联, 导致到达地面的紫外辐射增强, 使人类的生存健康受到影响。大气中 N_2O 的年逸出量以每年 0.2%~0.5% 的速度递增, 其中 70% 的 N_2O 来源于土壤, 农业的贡献占人类活动总贡献量的 81%^[2], 土壤 N_2O 主要来源于受多种因子影响的土壤硝化和反硝化作用。硝化作用和反硝化作用是土壤中氮素转化的两个重要过程, 硝化作用是指在通气条件下, 土壤中硝化微生物将铵盐转化为硝酸盐并释放部分 N_2O 的过程, 其反应过程如公式(1); 反硝化过程是指在通气不良的条件下, 土壤微生物将硝酸盐或硝态氮还原成氮气(N_2)或氧化氮(N_2O , NO)的过程^[3], 其反应过程如公式(2)。



国内外已有研究表明, 影响农田 N_2O 排放的因素主要有土壤类型、物理化学性质和微生物结构^[4]、作物类型^[5]、农业措施^[6](施肥、灌溉和保护性耕作措施)和气候因素^[7](温度、降水、光照)等。研究农田 N_2O 排放的过程以及减少农田 N_2O 排放的技术方法, 不仅能减少农田 N_2O 损失, 提高农业经济效益, 而且还可以防止由此引发的环境污染。笔者综述了国内外干旱地区农田 N_2O 排放的研究进展, 以期为我国农田 N_2O 排放的进一步研究提供参考。

1 影响干旱地区农田生态系统中 N_2O 排放的因素

影响旱地土壤中 N_2O 排放的因素很多, 其中主要有土壤的水分和通气条件、土壤温度和 pH 值、施入肥料的种类和数量, 以及耕作制度和植物根系等。

1.1 土壤水分和通气条件

土壤水分不仅影响 O_2 的有效性, 进而影响土壤反硝化微生物的活性和合成, 而且决定反

硝化产物的转移、分布和气体种类, 是影响 N_2O 通量的重要因子。在旱地土壤中存在的局部或暂时性的嫌气微域环境是引起反硝化作用的条件, 如施有机肥因消耗了局部土壤中的氧而促进反硝化作用。在田间条件下, 灌水、降雨以及土壤本身的机械组成都会影响旱地土壤的水分和通气状况, 从而影响反硝化作用。Rdston 等用乙炔抑制方法测定了不同灌水条件下旱地土壤中的反硝化损失, 结果表明, 反硝化作用产生的($N_2O + N_2$)气体量随每周灌水次数的增多而增加^[8]。而灌溉的这种影响受到土壤类型的制约。在砂土地上灌水 2 cm 时, 灌后 3~5 h 内反硝化速率达到最大值, 12 h 后又恢复到灌前水平; 而在壤土地上灌溉后 12 h 反硝化速率才达到最大值, 48 h 后才恢复到灌前水平; 壤土中的反硝化损失量是砂土中的 2 倍^[9]。梁东丽等研究结果表明, 在干旱土壤灌溉后 N_2O 通量呈现上升趋势, 且该变化趋势在灌溉后 2~3 d 出现。对土壤干湿交替后 N_2O 通量的研究结果表明, 同一土壤在同等的土壤 WFPS(Water-Filled Pore Space)含量条件下, 土壤由湿变干过程产生的 N_2O 通量高于土壤由干变湿产生的 N_2O 通量^[10]。

土壤通气状况由土壤的水分含量、氧气在土体中的扩散难易、以及微生物和根系对氧气的消耗程度所决定。Anderson 等利用开放式气流体系在土壤中灌注 O_2 含量不同的气体。结果表明: 土壤充氧后的 180 h 内, 灌注 O_2 含量为 100% 的气体的土壤中 N_2O 排放量显著大于灌注 O_2 含量为 33% 和 81% 的气体的土壤, 但超过 320 h N_2O 排放量却随 O_2 含量的降低而增加^[11]。显然, 在硝化和反硝化两个相反的过程中, 适当的 O_2 浓度有利于 N_2O 的产生。土壤通透性对 N_2O 排放的影响受多种因素相互制约, 因而较复杂。如果土壤既有丰富的厌氧微域, 又有丰富的好氧微域, N_2O 的产生和排放量往往最高。

1.2 土壤质地 土壤质地影响土壤的通透性和水分含量, 进而影响土壤硝化和反硝化作用的相对强弱及 N_2O 在土壤中的扩散速率。土壤质地还影响有机质的分解速率, 进而影响产生 N_2O 的微生物的基质供应。土壤质地对旱作农田土壤 N_2O 排放通量的影响已有一些研究^[12]。总体而言, 重质

基金项目 农业立体污染防治科学创新条件建设-吴忠示范基地项目资助。

作者简介 李友宏(1959-), 男, 辽宁营口人, 研究员, 从事施肥与农业环境污染方面的研究。

收稿日期 2008-09-25

地旱作土壤的 N_2O 排放量高于轻质地土壤,这主要是由重质地旱作土壤较强的保水能力引起的。在严格的可比较条件下,土壤质地对农田旱作土壤 N_2O 排放通量的影响近乎等于零。只有徐华等研究得出,不同土壤质地的小麦和棉花田 N_2O 排放强度依次为壤土>沙土>粘土,沙质稻田土壤排放的 N_2O 量显著或极显著高于壤质和粘质稻田土壤^[13]。氮肥对 N_2O 排放的影响也与土壤质地有关。Mbsier等研究发现,在沙性土壤中少量施用氮肥不会明显增加 N_2O 排放通量,但粘质土壤 N_2O 的排放量会显著增加。也有学者研究发现在土壤孔隙含水量WFPS较高的条件下,粘土 N_2O 排放量的增加是由于粘质土壤的温度系数 Q_{10} 比沙质土壤大,促进了反硝化作用的缘故^[14]。

1.3 土壤pH值 土壤pH值可通过影响反硝化和硝化微生物的活性及相应的氮素转化过程而影响 N_2O 的释放。一般认为,反硝化作用最适宜的pH值在7.0~8.0之间,而硝化过程的自养硝化菌的最适pH值也在7.0~8.0之间。Katyá等研究了15种土壤微生物的硝化活性,结果表明,在pH值为4.6~5.1的土壤中,硝化作用不明显;在pH值为5.8~6.0的土壤中,硝化作用进行缓慢;只有在pH值为6.4~8.3的土壤中,硝化作用才强烈进行^[15]。当土壤pH值降低时, N_2O 成为反硝化作用的主要产物,其原因是低的pH值能抑制 N_2O 还原酶的活性,从而增大 N_2O 在反硝化产物中的比例。Keeney等的研究表明,在pH值为4.6~5.4的土壤中,反硝化气体产物的83%是 N_2O ,但pH值为6.9时反硝化的主要产物是 N_2 ^[16]。当温度、水分含量等其他条件不同时,pH值对 N_2O 排放量的影响也不同。Goodroad和Keeney的研究发现,当施入 NH_4^+ 的土壤在30%和30%水分含量的条件下培养时,pH值为5.1和6.7时的 N_2O 排放量比pH值为4.7时分别高3倍和4倍。但在10~20%、水分含量为10%~20%时,pH值对 N_2O 排放量的影响不明显。因此,水作农田土壤和旱作农田土壤的pH值对 N_2O 排放量的影响可能有不同的规律,这方面的研究报道还很少。

1.4 土壤温度 土壤温度影响微生物的代谢活动及硝化和反硝化速率,土壤微生物的活性、硝化及反硝化速率都随土壤温度升高而增加。反硝化作用产物比 N_2O/N_2 随土壤温度升高而降低,硝化作用产物比 N_2O/N_2 则相反。国内外研究结果表明,15~35℃是硝化微生物活动的适宜温度范围,其中最适范围为25~35℃, <5℃或<40℃都抑制硝化作用发生;反硝化微生物所要求的适宜温度范围为5~75℃,最适宜范围为30~67℃。对于农田土壤来说,温度的影响可部分地解释 N_2O 排放的日变化和季节变化。由于 N_2O 产生与扩散传输过程的综合作用, N_2O 排放速率的变化几乎与表层土壤温度同步,温度的变化使得 N_2O 的排放量具有较为明显的日变化与季节变化。郑循华等发现,当土壤湿度比较适宜时, N_2O 排放通量对温度的依赖性可用指数函数 $F = Ae^{at}$ 来描述,式中,F为 N_2O 日平均排放通量,t为5cm土层深度的日平均温度,A和a为常数^[17]。

1.5 土壤微生物 农田土壤 N_2O 的产生与氮素的微生物转化过程密切相关。生物硝化和反硝化过程均产生 N_2O ,硝化过程中的 N_2O 主要是由氨氧化细菌以 NO_2^- 作为电子受体将

其还原产生。据Anderson研究,在纯培养的条件下亚硝化单孢菌就可在 NH_4^+ 氧化成 NO_2^- 的过程中释放出 N_2O ,而且亚硝化螺菌、亚硝化叶菌和亚硝化球菌也可产生 N_2O ^[18]。生物反硝化过程是反硝化细菌的嫌气呼吸过程,被认为是土壤中 N_2O 产生的主要过程。反硝化细菌广泛分布于细菌的各属之中,且在不同土壤中呈特异性分布,反硝化细菌的酶系统极其复杂,这势必导致 N_2O 排放的差异。有些细菌虽然非硝化微生物也非反硝化微生物,但仍可参与释放 N_2O 的过程,它们通过非呼吸的(异养)硝酸还原过程产生并释放出 N_2O ,有的还可以同时进行异养的硝化过程。硝化、反硝化过程中相关微生物的数量及其酶活性的变化对 N_2O 排放量也会产生较大影响^[14]。

1.6 施肥种类和数量 农田土壤 N_2O 的产生除跟各种土壤因素有关外,还跟施入肥料的种类和数量有关。Nugroho等研究了硫酸铵用量对硝化作用的影响,结果表明,当硫酸铵用量为0~300mg/kg土时,硝化速率随硫酸铵施用量的增加而增加,超过此用量时,硝化速率即迅速降低,这是由于高浓度的氨所产生的毒害作用以及过量施用硫酸铵使土壤pH值下降所致^[19]。Hayatsu等也得到了类似的结果,硫酸铵用量为1200kg/hm²的土壤,其硝化速率低于硫酸铵用量为400kg/hm²的土壤。不仅施肥量对硝化作用有显著影响,肥料种类对硝化速率也有影响。李良谟等报道,在等氮量条件下,单施猪粪土壤的硝化率>猪粪和硫酸铵各施一半的土壤>单施硫酸铵的土壤^[20]。有机物的组成也影响硝化作用,Nugroho等的研究表明,加入C/N比低的有机物质能促进硝化作用^[19]。Brenner等也发现施尿素后土壤产生的 NO_3^-N 量最高,施尿素后土壤中硝化细菌的数量迅速增加;碳铵虽也使土壤pH值升高,但对 NO_3^-N 的生成量影响不大^[21]。

1.7 影响 N_2O 排放的其他因素 除了上述因素外,农田生态系统中 N_2O 的排放还受到土壤化学性质、耕作和植物根系等因素的影响。土壤中的氮素和碳素是对 N_2O 的产生影响较大的两种化学物质,硝酸盐和铵的浓度在许多估算 N_2O 排放通量的模型中被作为关键参数。绝大多数微生物从有机碳中获得能量和基质,因此有机碳对土壤微生物的类型和作用强度有重大影响,这些作用也包括 N_2O 的形成和还原。有机碳为土壤呼吸作用提供基质,而呼吸作用能导致氧气供应的限制和 CO_2 浓度的增加,有利于 N_2O 的形成,土壤中有机碳含量与 N_2O 生成量呈正相关。

耕作可引起土壤物理性质和生物学特性的变化,从而影响硝化和反硝化作用。不同学者关于免耕对土壤硝化作用影响的研究结果有所不同。Hoyt等报道,免耕条件下土壤的硝化作用受到抑制^[22]。但Rice和Smith发现,玉米免耕田土壤的硝化活性比常规耕作的高^[23]。这可能与免耕区在作物残茬覆盖下土壤的水分状况较好有关。

由于植物根系分泌物和脱落物进入土壤增加了碳源,而且植物根系的活动使根系周围土壤的通气状况、水分条件,以及pH值与根外土壤不同,因此,植物根系能提高硝化和反硝化作用^[24,38]。Bremer综述了根系分泌物中的3种酚类物质对土壤硝化作用的影响,结果表明,这些酚类物质的浓度达到 10^{-4} mol/L时,才表现出抑制作用,但其抑制率都在

15% 以下, 远低于商业硝化抑制剂^[21]。植物根系生长对反硝化产物中 N_2O 和 N_2 的比例也有非常明显的影响。有关植物根系影响土壤硝化和反硝化作用的机理还需进一步深入研究。

2 旱地土壤氮肥硝化—反硝化损失量的研究

对旱地土壤中氮肥硝化—反硝化损失的定量评价, 长期以来一直是困扰各国研究者的一个重要问题。自20世纪80年代以来, 许多研究者采用乙炔抑制法和¹⁵N 示踪—气体通量法, 原位观测田间条件下旱地土壤中化肥氮的硝化—反硝化损失。Ryden 等用乙炔抑制法测定了黑麦草地土壤中施用 NH_4NO_3 后的反硝化损失, 在不施氮时, 土壤氮的反硝化损失量为 1.6 kg/hm^2 , 在施氮量为250 和 500 kg/hm^2 时, 土壤氮的反硝化损失量则分别为11.1 和 29.1 kg/hm^2 , 肥料氮的反硝化损失量分别占施氮量的3.8% 和5.5%^[9]。De Klein 用原状土柱培育—乙炔抑制法测定了3 种类型黑麦草地土壤中施用硝酸铵钙肥料的反硝化损失, 在施肥后的8~10 d 中反硝化损失的氮量占施入氮量的0.03%~9%。反硝化损失量占施入氮量的比例还受施入氮肥种类的影响。Ruz-Jerez 用乙炔抑制法测定了旱地施入 400 kg/hm^2 尿素后的反硝化损失, 其量占施入氮量的4.8%^[24]。

我国对旱地土壤中氮肥硝化—反硝化损失的田间原位研究工作还很少。Zhang 等报道, 在河南封丘用¹⁵N 平衡法测得玉米追肥表施尿素的硝化—反硝化损失为15%、深施为18%, 两者没有明显差异^[25]。但是, 李亚星用乙炔抑制法在北京测得的小麦地土壤中的反硝化损失量仅占施入氮量的1%^[26]。范晓晖等用¹⁵N 示踪—气体通量法测定河南封丘夏玉米追肥的硝化—反硝化损失量小于施氮量的0.5%^[27]。由此可见, 明确我国旱作土壤系统中氮肥的硝化—反硝化损失的程度及其影响因素, 对充分发挥氮肥的增产效用 and 环境保护具有重要意义。

3 农田生态系统中 N_2O 排放研究展望

由于 N_2O 排放源广泛, 并且目前对 N_2O 诸排放源及其排放机理的研究较其他温室气体更为薄弱, 因此应加强对反硝化和硝化过程发生机理及微生物学机制方面的研究。尽管国内外学者对影响农田 N_2O 排放的土壤因素做了大量研究, 但大都是单因素研究, 而且由于农业管理措施及气候条件等的影响, 不同学者的研究结果不尽相同。特别是土壤作为一个不均匀的物体, 有机物质和土壤生物在土壤中的分布均有较大的空间变异性, 而且由此产生了硝化与反硝化强度的变异性^[20], 时间上的变异状况更为突出。所有这些均给测定的准确性带来很大困难。因此, 深入研究多个土壤参数对农田 N_2O 排放的综合影响和影响机理, 以及它们之间的数量关系是未来的研究主题之一。

3.1 土壤参数对农田 N_2O 排放的综合影响研究 需进一步证实不同土壤质地、土壤含水量、pH 值等土壤理化性质对农田 N_2O 排放规律的影响; 加强土壤中化学物质对 N_2O 产生和排放影响的研究; 着重探讨土壤质地、碳、氮元素和pH 值等对 N_2O 排放的综合影响及影响机理; 给出在类似的气候条件和栽培管理条件下影响农田 N_2O 排放的关键土壤参数, 确定农田 N_2O 产生与排放强度以及它们之间的数量关系; 阐明不同农田土壤施用化肥对 N_2O 排放的影响规律及其与土壤参

数间的数量关系等。

3.2 农田生态系统 N_2O 排放模型研究中关键土壤参数的确定 由于区域间气候和土壤差异显著, 且栽培管理方式不尽相同, 人们不可能对各种条件组合下的农田生态系统均设点观测以取得农田 N_2O 的排放通量, 因而准确估计现行耕作制度和农业技术措施下农田 N_2O 的排放量乃是制定减排目标和确定减排措施的基础。因此, 建立一个受气候、土壤及农业管理措施综合影响的农田 N_2O 排放模型尤为重要, 这是准确估计区域范围乃至全球范围农田 N_2O 排放总量的一条有效途径^[28]。

3.3 不同农田土壤 N_2O 排放的综合增温潜势(GWP) 研究 着重研究不同农田土壤在水旱轮作和旱旱轮作制度下 N_2O 排放的季节性变化特征、年排放总量及全球综合增温潜势。我国 N_2O 排放的土壤源可粗略地划分为水稻田和旱地两大类型, 对于不同类型的农田, 施用氮肥直接释放 N_2O 的排放因子可能有很大差别。因此, 在应用有效模式来计算各主要源的 N_2O 排放因子时, 计算排放因子的模式应当能够综合诸如氮肥类型和用量、降水或灌水、温度、土壤性质、有机肥、土壤有机碳含量等各种关键调节因素的影响。

参考文献

- [1] 王明星, 张仁健, 郑循华. 温室气体的源与汇[J]. 气候与环境研究, 2000, 5(1): 75-79.
- [2] MASOOD E, Ostades to an agreement[J]. Nature, 1997, 39: 220.
- [3] 宋文质, 王少彬, 苏维瀚, 等. 我国农田土壤的主要温室气体 CO_2 、 CH_4 和 N_2O 排放研究[J]. 环境科学, 1996, 17(1): 85-88.
- [4] 侯爱新. 稻田 CH_4 和 N_2O 排放的相互关系及其微生物学机理和一些影响因素[J]. 应用生态学报, 1997, 8(3): 270-274.
- [5] 黄国宏, 陈冠雄. 东北典型旱作农田 N_2O 和 CH_4 排放能量研究[J]. 应用生态学报, 1995, 6(4): 383-386.
- [6] 郑循华, 王明星, 王跃思, 等. 稻麦轮作生态系统中土壤湿度对 N_2O 产生与排放的影响[J]. 应用生态学报, 1996, 7(3): 273-279.
- [7] 谢军飞, 李玉娥. 土壤温度对北京旱地农田 N_2O 排放的影响[J]. 中国农业气象, 2005, 26(1): 7-10.
- [8] ROLSTON D E, HOFFMANN D L, TOY D W. Field measurement of denitrification: Flux of N_2 and N_2O [J]. Soil Sci Soc Am J, 1982, 42: 863-869.
- [9] RYDAN J C, SKINNER J H, NIXON D J. Soil core incubation systems for the field measurement of denitrification using acetylene inhibition [J]. Soil Biol Biochem, 1987, 19: 753-757.
- [10] 梁东丽, 同延安, OME EMERED, 等. 干湿交替对旱地土壤 N_2O 气态损失的影响[J]. 干旱地区农业研究, 2002, 20(2): 28-32.
- [11] ANDERSON L, PARSONS R. An open gas flow system for investigating the response of nitrous oxide fluxes from soil cores to different oxygen concentrations [C]. Progress in nitrogen cycling studies: Proceedings of the 8th Nitrogen Workshop held at the University of Chert, USA, 1996: 507-511.
- [12] GRANI T, BOCKMAN O C. Nitrous oxide from agriculture [J]. Norwegian Journal of Agriculture Science, 1994, 12: 120-128.
- [13] 徐华, 邢光熹, 蔡祖聪. 土壤水分状况和质地对稻田 N_2O 排放的影响[J]. 土壤学报, 2000, 37(3): 499-505.
- [14] SMITH KA, THOMPSON P E, CLAYTON H, et al. Effects of temperature, water content and nitrogen fertilization on emissions of nitrous oxide by soils, Terrestrial initiative in global environmental research the TIGER trace gas program [J]. Atmospheric Environment, 1998, 32(19): 3301-3309.
- [15] KATYLA J C, CAIER M F, VLEKP L. Nitrification activity in submerged soil and its relation to denitrification loss [J]. Biol Fertil Soils, 1988, 7: 16-22.
- [16] KEENEY D R, HILLERY I R, MARX G P. Effect of temperature on the gaseous nitrogen products of denitrification in a silt loam soil [J]. Soil Sci Soc Am J, 1979, 43: 1124-1128.
- [17] 郑循华, 王明星, 王跃思, 等. 温度对农田 N_2O 产生与排放的影响[J]. 环境科学, 1997, 18(5): 1-5.
- [18] ANDERSON I C, LEMNE J S. Relative rates of nitric oxide and nitrous oxide production by nitrifiers, denitrifiers, and nitrate respirers [J]. Applied and Environmental Microbiology, 1986, 51(5): 938-945.

```

    Pextert2 = pfeaturecompare .Extent ;
    a = pextert1 .xmin + (pextert1 .Width) / 2 ;
    b = pextert2 .xmin + pextert2 .Width / 2 ;
}
}
if (((Mk-a) < 0 &&(Mk-b) > 0) || ((Mk-a) > 0 &&(Mk-b) <
0))
{
// 判断条件3:是否在合适的距离范围内
if ((pextert1 .ymIn - pextert2 .ymax) >
(pextert1 .Height + pextert2 .Height))
{
// 2 个 Extent 距离大于容差
continue ;
}
}
Else
{
// 判断条件4:判断属性特征// strcomparefieldname 变量
// 存储指定判断列名
// 如果返回真,则合并,传递3 个参数
Bcanun = compareproperty (pfeaturenow, pfeaturecompare) ;
if (bcanun)
{
FeatureUN( ... ) ;
}
}
}
}
}

```

(上接第15199页)

- [19] NUGROHOS G, KUWAISUKA S. Concurrent observation of several processes of Nitrogen metabolism in soil amended with organic materials. Effect of different organic materials on nitrification, denitrification and N_2 fixation under aerobic and anaerobic conditions[J]. *Soil Sci Plant Nutr*, 1990, 36(2): 215 - 224.
- [20] 李良谟, 潘映华, 周秀如, 等. 太湖地区主要类型土壤的硝化作用及其影响因素[J]. *土壤*, 1987(19): 289 - 293.
- [21] BREMNER J M, MCCARTY G W. Inhibition of nitrification in soil by alleochemicals derived plants and plant residues[J]. *Soil Sci Soc Am J*, 1991, 8: 181 - 218.
- [22] HOYT G D, TODD R L, LEONARD R A. Nitrogen cycling in conventional and no-tillage systems in the southeastern coastal plains[M]. *Agronomy Abstracts*, ASA Madison, WI, 1980: 154.

4.3.2 要素合并模块。

```

Public void FeatureUN(ISelectionSet pSelectedSet)
{
    ITopologicalOperator pTopo ;
    pSelectedSet .Search ( null , true , pCursor ) ;
    pFeatureCursor = pCursor as IFeatureCursor ;
    pFeature = pFeatureCursor .NextFeature() ;
    HashGeometry(pFeature) ; // feature1 闪烁
    pTopo = pFeature .Shape ;
    pTopo .Union ( pFeature .Shape ) as IPolygon ;
    // a new polygon ...
    /* 更新操作完成后,需将另一个合并前的 Polygon 删除,
    否则数据库中将出现多余图元 */
    pFeatureOld.Delete () ;
}

```

5 结语

实践检验表明,这种地理要素接边合并算法可有效节省系统内存资源,快速进行图幅要素的识别与合并,实现了数字地形图无缝拼接,解决了存在的弊端;而且具有简单、实用、运行效率高等特点,特别是在数据量比较大的情况下效果尤其明显。

参考文献

- [1] 张宏,温永宁,刘爱利,等.地理信息系统算法基础[M].北京:科学出版社,2006.
- [2] 吴发云.GIS的发展及其二次开发[M].2004.
- [3] ZHIER M. Modeling our world[M]. USA: ESRI Press, 1999.
- [4] ESRI Corp. ArcGIS Engine 9 开发指南[EB/OL]. www.esri.com/arcdata.com.cn/qikan/peicodcal.
- [5] ZHIER M. Exploring ArcObjects[M]. USA: ESRI, 1999.
- [6] 韩鹏,徐占华.地理信息系统开发—ArcObjects 方法[M].武汉:武汉大学出版社,2005.
- [23] RICE C W, SMITH MS. Denitrification in m-till and plowed soils[J]. *Soil Sci Soc Am J*, 1984, 46: 168 - 173.
- [24] RUIZ JERE B E, WHITE R E, BALL P R. Long term measurement of denitrification in three contrasting pastures grazed by sheep[J]. *Soil Biol Biochem*, 1994, 26(1): 29 - 39.
- [25] ZHANG S L, CAI G X, WANG X Z, et al. Losses of urea nitrogen applied to maize growth on a calcareous soil in China rotary plain[J]. *Pedosphere*, 1992, 2: 171 - 178.
- [26] 李亚星.麦田土壤反硝化作用动态的研究[D].北京:中国农业大学,1993.
- [27] 范晓晖,朱兆良.旱地土壤中的硝化—反硝化作用[J]. *土壤通报*, 2002, 33(5): 385 - 391.
- [28] 焦燕,黄耀.影响农田氧化亚氮排放过程的土壤因素[J]. *气候与环境研究*, 2003, 8(4): 457 - 466.