

# 臭氧污染对水稻土物理结构和氮磷钾含量的影响\*

寇太记<sup>1,2</sup> 刘德鸿<sup>1</sup> 徐晓峰<sup>1</sup> 王世华<sup>1</sup> 苗艳芳<sup>1</sup> 朱建国<sup>2</sup>

(1 河南科技大学农学院, 河南洛阳 471003)

(2 土壤与农业可持续发展国家重点实验室(中国科学院南京土壤研究所), 南京 210008)

**摘要** 利用中国稻-麦轮作 O<sub>3</sub>FACE (Free-air O<sub>3</sub> concentration enrichment) 试验平台, 研究了连续 3 年大气 O<sub>3</sub> 浓度升高 (较周围大气高 50%) 对稻田表层 (0~20 cm) 土壤团聚体、土壤容重及孔隙度和氮磷钾养分含量的影响。结果表明, 大气 O<sub>3</sub> 浓度升高显著增加耕层土壤 0.25~0.053 mm 团聚体 23.5% 和降低 <0.053 mm 团聚体 24.6%。O<sub>3</sub> 污染具有增大 0~10 cm 土层和降低 10~20 cm 土层土壤容重的趋势, 0~10 cm 土壤中气体孔隙度显著减小 39.8%, 10~20 cm 土壤中毛管孔隙度显著增加 9.1% 和气体孔隙度显著减小 32.4%, 改变了固、液、气三相比。长期 O<sub>3</sub> 污染显著降低土壤全氮含量 10.5% 和速效钾 13.3%, 显著增加有效磷 40.8%, 但对有效氮未产生显著影响。结果表明, 长期臭氧污染将改变土壤物理结构和养分物质的生物地球化学循环。

**关键词** 臭氧污染; 稻-麦轮作; 土壤团聚体; 土壤容重; 孔隙度; 养分

**中图分类号** S152.3; X171 **文献标识码** A

大气中臭氧(O<sub>3</sub>)既是温室气体又是最主要的光化学污染物<sup>[1]</sup>。O<sub>3</sub>在平流层吸收紫外线保护地球生物,在近地对流层中因其较强的氧化作用而对生物圈具有不利影响<sup>[1-2]</sup>。近些年大气中氮氧化物(NO<sub>x</sub>)、挥发性有机化合物(VOCs)剧增,导致近地层大气中O<sub>3</sub>浓度每年以0.3%~2%速度增长<sup>[2]</sup>,目前O<sub>3</sub>已成为东亚乃至全世界范围内最重要的大气污染物之一。O<sub>3</sub>污染能抑制植物生长,降低光合速率和株高<sup>[3]</sup>,加速植物老化,改变碳代谢及其向地下的分配<sup>[4]</sup>,导致作物和林木减产<sup>[5-6]</sup>,必将改变植物对养分和水分利用需求,影响植物-土壤地下生态系统。农田研究多年来更多地关注臭氧污染对作物产量及产量形成的相关研究<sup>[6-8]</sup>。涉及地下过程的极少数研究发现,O<sub>3</sub>浓度升高影响小麦根系生物量<sup>[9]</sup>、土壤微生物和酶活性<sup>[10-12]</sup>、土-气界面的气体交换<sup>[13]</sup>以及DOC的输入<sup>[14]</sup>。O<sub>3</sub>对地下系统的影响通过植物产生累积效应<sup>[14-16]</sup>作用于土壤系统,而且土壤化学过程可能对全球气候变化响应快速<sup>[17]</sup>,连续暴露于O<sub>3</sub>中3年的稻田耕层土壤中微量元素

有效性呈显著变化<sup>[18-19]</sup>。植物响应或适应臭氧污染的过程综合作用于土壤势必引起土壤理化性状的改变,土壤物理性质与营养元素的循环又影响着植物的生长和作物产量<sup>[6]</sup>。稻田生态系统是我国乃至世界上重要农业生产系统之一,近地层臭氧浓度升高已经引起稻田生态系统的改变<sup>[8,10]</sup>。然而迄今为止,有关大气臭氧浓度升高对稻田土壤物理性质和土壤中主要营养元素含量影响的研究,尚少见报道。

本文利用中国唯一的稻/麦轮作系统O<sub>3</sub>FACE (Free-air O<sub>3</sub> concentration enrichment) 试验平台,研究连续3年大气O<sub>3</sub>浓度升高对稻田土壤耕层物理性质(如团聚结构、土壤容重、三相比)和氮磷钾含量的影响,以期建立高臭氧浓度下农田生态系统的土壤管理和肥料运筹调控措施提供科学依据。

## 1 材料与方法

### 1.1 试验地概况

试验地位于江苏省扬州市江都小纪镇马陵村

\* 国家自然科学基金项目(41003030)、土壤与农业可持续发展国家重点实验室开放基金项目(Y052010030)、国家科技部国际科技合作计划项目(2009DFA31110)、中国科学院知识创新方向项目(KZCX2-EW-414)、中国科学院装备研制项目(YZ0603)和河南科技大学人才基金(09001266)联合资助

作者简介:寇太记(1975—),男,博士,副教授,主要从事物质循环与全球变化、逆境植物营养与农田生态研究。E-mail: tjkou@yahoo.com.cn

收稿日期:2011-09-06;收到修改稿日期:2011-12-08

良种场(119°42'0"E,32°35'5"N)。试验区年降水量980 mm左右,年均蒸发量>1 100 mm,年均温度约14.9°C,年均日照时间>2 100 h,年无霜期220 d。土壤类型为下位砂姜土,0~15 cm耕层土壤的基本性状为:pH 7.2,有机碳18.4 g kg<sup>-1</sup>,全氮1.45 g kg<sup>-1</sup>,全磷0.63 g kg<sup>-1</sup>,全钾14.02 g kg<sup>-1</sup>,土壤密度1.16 g cm<sup>-3</sup>,砂粒(2~0.02 mm)578 g kg<sup>-1</sup>,粉粒(0.02~0.002 mm)285 g kg<sup>-1</sup>,黏粒(<0.002 mm)137 g kg<sup>-1</sup>,质地为壤土;耕作方式为水稻-冬小麦轮作。

## 1.2 试验平台

臭氧平台于2007年3月开始运行,分设O<sub>3</sub>浓度升高处理圈(O<sub>3</sub>FACE)和对照处理圈(Ambient),各3个重复,每圈为直径14 m的正八边形,实验面积为160 m<sup>2</sup>,各圈间隔大于70 m,以减少臭氧释放对其他圈的影响。O<sub>3</sub>FACE圈内目标O<sub>3</sub>浓度高于Ambient圈O<sub>3</sub>浓度50%。O<sub>3</sub>FACE处理O<sub>3</sub>释放通过8根直径15 mm置于冠层上方30~60 cm的布气管道进行,Ambient圈无布气管道,环境条件与自然状态完全一致。麦季放气期为3月初至小麦成熟,稻季放气期为移栽后一周至水稻成熟。平台设计放气时间为每天早上9点至日落时间,但在下雨、露水等造成叶片湿润时,高浓度的O<sub>3</sub>会造成叶片的急性损伤,系统将暂停放气。平台控制详细信息见文献[20]。

水稻和小麦种植品种分别为武运粳-21和扬麦-16。水稻种植密度24万穴hm<sup>-2</sup>,小麦基本苗180万株hm<sup>-2</sup>左右;水稻每年6月上旬移栽、10月上旬收获,小麦每年11月上旬种植、第二年5月下旬收获,收获时作物地上部分不还田。肥料管理为稻季施N 200 kg hm<sup>-2</sup>,P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>和K<sub>2</sub>O各75 kg hm<sup>-2</sup>;麦季施N 220 kg hm<sup>-2</sup>,P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>和K<sub>2</sub>O各75 kg hm<sup>-2</sup>。其他管理均与实际生产大田同。

## 1.3 样品采集与测定

2010年5月25日在小麦成熟期,于每个处理小麦行间随机选定6~8个样点用土钻采集0~20 cm处土壤样品,将同层次鲜样混匀,共获得6个混合样,用于测定土壤养分和团聚体;同时在采样点相邻区域用环刀原位采集0~10 cm、10~20 cm土壤,共获得64个环刀采集样品,用于测定土壤容重和孔隙度。0~20 cm土壤样品带回室内,挑出砾石后用四分法将其分成2份,一份风干后过20目尼龙筛用于氮磷钾养分相关测定,另一份鲜样过4 mm筛后风干用于团聚体分级。

土壤全氮用半微量凯氏定氮法<sup>[21]</sup>,土壤有效氮用碱解扩散法<sup>[21]</sup>,土壤有效磷用碳酸氢钠浸提比色法<sup>[21]</sup>,土壤速效钾用中性醋酸铵浸提火焰光度法<sup>[21]</sup>,土壤容重用环刀法<sup>[21]</sup>;土壤总孔隙度、毛细管孔隙度和气体(或大)孔隙度均采用计算法<sup>[22]</sup>,土壤颗粒密度取2.65 g cm<sup>-3</sup>。土壤团聚体分级采用湿筛法<sup>[23]</sup>,依次过0.25 mm和0.053 mm筛进行分级。

## 1.4 统计分析

数据计算与统计分析、制图均利用Excel进行。差异显著水平为 $p \leq 0.05$ 。

## 2 结果与分析

### 2.1 大气臭氧浓度升高对土壤物理结构的影响

#### 2.1.1 臭氧浓度升高对土壤团聚体数量的影响

臭氧增加和对照处理土壤均以>0.25 mm团聚体为主(图1),表明水稻土是以大团聚体为主。大气O<sub>3</sub>浓度升高具有增加大于0.25 mm土壤团聚体数量的趋势,但未达到显著水平。臭氧浓度升高环境土壤0.25~0.053 mm的团聚体数量显著增加23.5%( $p < 0.05$ ),小于0.053 mm的土壤颗粒数量显著降低24.6%( $p < 0.05$ )。表明长期大气臭氧浓度升高影响土壤团聚结构,臭氧污染具有促进较大团聚形成、减少<0.053 mm团聚体的趋势。

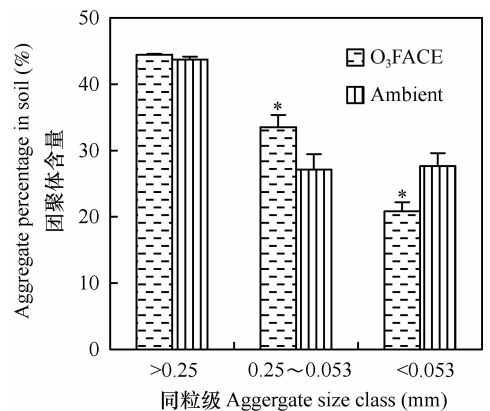


图1 臭氧污染对土壤团聚体数量的影响

Fig. 1 Effect of ozone pollution on soil aggregates

\* ,表示在不同O<sub>3</sub>浓度环境处理差异显著,下同

\* indicates significant difference at the 0.05 level

between treatments different in O<sub>3</sub> concentration. The

same below

2.1.2 臭氧浓度升高对土壤结构和容重及孔隙度的影响 O<sub>3</sub>FACE与Ambient环境下0~10 cm土

层的土壤容重均低于 10 ~ 20 cm 土层的土壤容重 (图 2), 且 0 ~ 10 cm 土层不同孔隙度均高于 10 ~ 20 cm 土层, 表明 0 ~ 10 cm 土壤结构好于 10 ~ 20 cm 的土壤结构。长期大气 O<sub>3</sub> 浓度升高对土壤容重影响因土层而异 (图 2)。O<sub>3</sub> 浓度升高致 0 ~ 10 cm 土层容重增大而 10 ~ 20 cm 土层容重变小趋势明显, 但差异均未达到显著水平 (图 2)。由于土壤团聚体与容重的变化, 土壤孔隙度发生明显变化 (表 1)。相比 Ambient 环境, O<sub>3</sub>FACE 环境 0 ~ 10 cm 土壤气孔度显著减小 39.8% ( $p < 0.05$ ), 土壤固、液、气三相比由对照的 1.00:1.36:1.20 变为 1.00:1.33:0.96, 固相所占比重增大; 10 ~ 20 cm 土壤中毛管孔隙度 (毛管孔隙和非活性孔隙) 显著增加 9.1% 和气体孔隙度显著减小 32.4% ( $p < 0.05$ ), 土壤固、液、气三相比由对照的 1.00:0.94:0.37 变为

1.00:1.03:0.41, 固相所占比重减小; 这与容重的变化趋势一致。

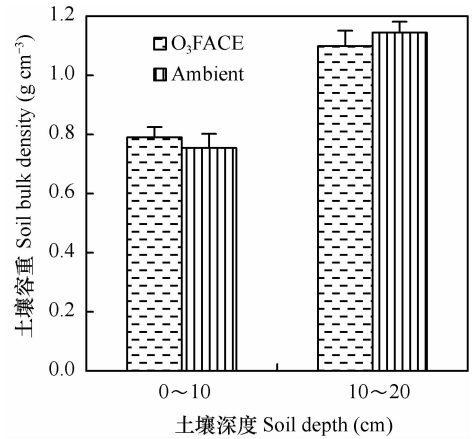


图 2 臭氧污染对土壤容重的影响

Fig. 2 Effect of ozone pollution on soil bulk density

表 1 不同处理下的土壤结构和孔隙度

Table 1 Soil structure and porosity in different treatments

处理 Treatment	深度 Depth (cm)	孔隙度 Soil porosity (%)			固液气三相比 Proportion of solid, liquid and gas
		总孔隙度 Total porosity	毛细管孔隙度 Capillary porosity	气孔度 Gas porosity	
O <sub>3</sub> -FACE	0~10	69.6 ± 1.7 a	64.0 ± 1.5 a	5.6 ± 0.4 b	1.00:1.33:0.96
	10~20	59.0 ± 1.4 b	54.2 ± 1.9 b	4.8 ± 0.8 b	1.00:1.03:0.41
Ambient	0~10	71.9 ± 1.4 a	62.6 ± 1.3 a	9.3 ± 1.2 a	1.00:1.36:1.20
	10~20	56.8 ± 1.4 b	49.7 ± 1.9 c	7.1 ± 1.9 a	1.00:0.94:0.37

注: 同列不同字母表示为  $p < 0.05$  显著性差异 Note: Different letters in the same column mean significant differences at the 0.05 level

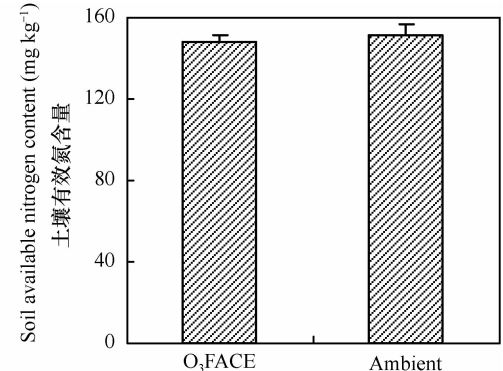
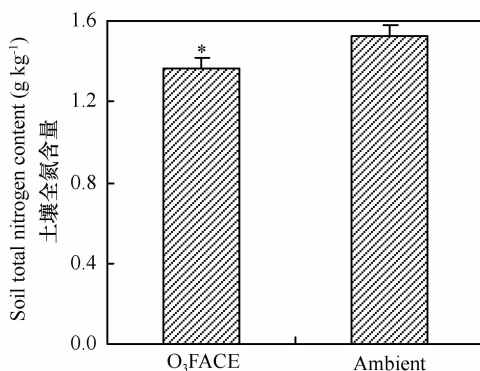
## 2.2 臭氧浓度升高对土壤养分含量的影响

### 2.2.1 臭氧浓度升高对土壤氮含量的影响

长期臭氧污染对稻-麦轮作农田系统土壤全氮和有效氮的影响存在明显差异 (图 3)。相比对照处理, 长

期臭氧污染显著降低土壤全氮含量 10.5% ( $p < 0.05$ ), 然而臭氧污染虽降低土壤有效氮含量, 但统计上不显著 (图 3)。

### 2.2.2 臭氧浓度升高对土壤有效磷和速效钾含量



处理 Treatment

图 3 臭氧污染对土壤全氮与有效氮含量的影响

Fig. 3 Effect of ozone pollution on contents of total nitrogen and available nitrogen in the soil

的影响。长期臭氧污染环境土壤中有有效磷含量显著增加,与对照环境相比增加 40.8% ( $p < 0.05$ )。而长期臭氧污染土壤速效钾含量显著降低,较对照环境土壤降低约 13.3% ( $p < 0.05$ )。臭氧污染对土壤有效磷和速效钾的影响呈相反趋势。

### 3 讨 论

臭氧污染通过影响作物根系及其分泌物,间接地影响了土壤不同粒级团聚体含量组成。有机残茬及根系分泌物能够将土壤颗粒胶结成较大团聚体<sup>[23-24]</sup>,较多的根毛和根系分泌物将促进初级矿质颗粒聚合成小团聚体<sup>[25]</sup>。3 年连续的臭氧污染具有

促进  $> 0.25$  mm 大团聚体的趋势,显著促进了  $0.25 \sim 0.053$  mm 土壤微团聚体形成,而减少了  $< 0.053$  mm 团聚体。这可能是由于根系水溶性碳及根脱落物这些胶结剂相对较多,将矿质态土壤颗粒胶结成大一级的团聚体,致矿质态土壤颗粒数量减少。尽管  $O_3$  污染造成作物光合产物和根生物量下降<sup>[7,26]</sup>,但通常逆境条件将导致植物根毛数量增多周转加快和根系分泌物增多<sup>[27]</sup>,作物生长期土壤酶和土壤微生物生物量增加<sup>[10-12]</sup>也暗示根系周转加快与分泌物增多。此外,微生物活性增加将提高土壤团聚体胶结剂-微生物多聚糖的含量<sup>[25]</sup>。而臭氧污染土壤中速效钾含量下降(图 4),可能也降低了土壤胶体分散作用,减少了较大团聚体的破散<sup>[28]</sup>。

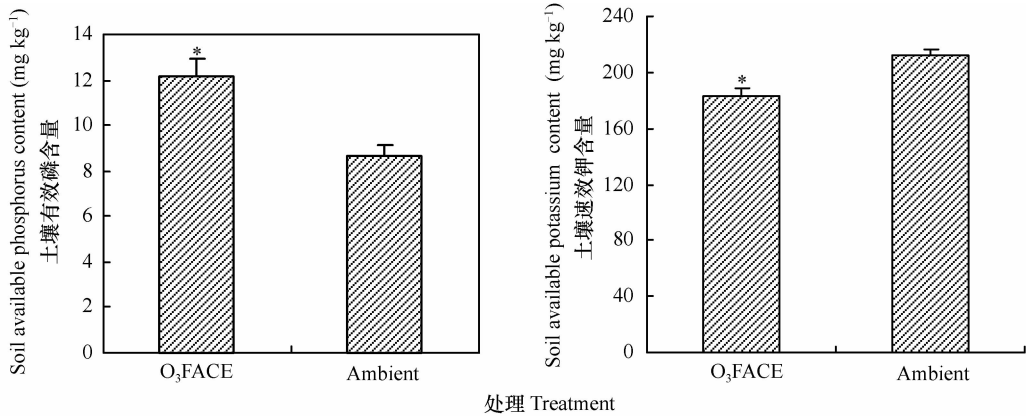


图 4 臭氧污染对土壤有效磷和速效钾含量的影响

Fig. 4 Effect of ozone pollution on contents of available phosphorus and available potassium in the soil

$O_3$  污染致  $0 \sim 10$  cm 和  $10 \sim 20$  cm 土层气体孔隙度均显著减小,表明  $0 \sim 20$  cm 表层土壤通气性将下降,可能抑制植物根系和好气微生物活动<sup>[22]</sup>。同一研究平台,李全胜等<sup>[12]</sup>发现  $O_3$  污染土壤氨氧化细菌和反硝化细菌数量增加但代谢活性下降。本研究 3 年  $O_3$  污染具有导致土壤  $0 \sim 10$  cm 土层容重增大、液相与气相比比例降低,而  $10 \sim 20$  cm 土层容重减小、液相与气相比比例增加的趋势。表明  $0 \sim 10$  cm 土体紧实度增加而  $10 \sim 20$  cm 土体紧实度相对减小趋势;暗示  $O_3$  污染可能导致  $0 \sim 10$  cm 土壤质量退化<sup>[29]</sup>,而  $10 \sim 20$  cm 土壤孔隙特性得以改善,有利于根系下扎,但稻田土壤液相比比例的增大可能增加养分淋失的风险。

针对土壤养分元素对全球气候变化的响应有迟钝<sup>[30]</sup>与快速<sup>[17]</sup>两种猜想,前者认为土壤化学过程响应全球气候变化短时间内很难发生显著性变化,而后者则认为变化快速。同一研究平台,3 年的臭氧污染显著增加了土壤中有效性 -Fe、Mn、Cu、Zn 含量<sup>[18]</sup>和降低了 Ca、Mg 离子含量<sup>[19]</sup>,这表明土壤

养分元素对全球气候变化(如臭氧污染)的响应较快,臭氧污染将影响稻田生态系统土壤养分元素生物地球化学循环。土壤氮、磷、钾是作物主要的营养元素,其供应状况对作物产量及生物量积累会产生重要影响。本研究发现大气  $O_3$  浓度较自然状态升高 50% 条件下,土壤全氮量显著降低,李全胜等<sup>[11-12]</sup>也有类似发现。由于农田土壤氮以有机态氮为主<sup>[22]</sup>, $O_3$  污染导致植物生物量和根系量降低<sup>[5-6]</sup>,输入土壤的有机残茬量减少的累积效应势必降低有机质生成,导致有机态氮减少,此外作物在逆境条件下对氮的需求量也增加<sup>[12]</sup>,共同致土壤全氮降低。由于作物生产对氮需要量较大,尽管臭氧污染土壤有效氮含量未显著降低,但全氮含量偏低可能要求较多的氮肥投入,防止土壤供氮不足制约粮食生产与品质提高。 $O_3$  污染稻田麦季土壤有效磷含量显著增加,由于接下来为稻季水田条件, $O_3$  污染可能增加了麦-稻轮作系统土壤磷流失风险。 $K^+$  除作为组织器官的组成元素外还是植物体内的

重要缓冲离子,而土壤中大量的钾素、缓效性钾与速效性钾平衡存在<sup>[22]</sup>,土壤通常不缺钾。 $O_3$ 污染土壤速效钾含量显著降低,可能是由于植物在逆境条件下大量吸收钾离子所致,陈娟等<sup>[26]</sup>在同一研究平台发现小麦作物体内钾离子含量呈增加趋势,然而具体原因尚待进一步研究。尽管大气  $O_3$  浓度升高对麦田土壤 N、P、K 含量的影响不尽一致,可能与不同元素在土壤响应机制、作物对其吸收需求及元素地球生物化学循环差异有关,需要结合土壤化学、作物生物学特性和植物根系生长特点深入研究。未来大气  $O_3$  浓度升高条件下,稻田生态系统土壤物理性状与大量营养元素化学循环仍需进一步研究。

## 4 结 论

近地层臭氧污染将影响稻田土壤的物理结构和养分生物地球化学循环。大气  $O_3$  浓度升高增加了 0~20 cm 表层土壤 0.25~0.053 mm 团聚体含量,减少了 <0.053 mm 团聚体的含量,降低了 0~20 cm 土层气体孔隙度,并增加 10~20 cm 土层毛管孔隙度。土壤中团聚体和孔隙度的显著变化势必影响土壤容重和土壤固、液、气三相比。近地层臭氧污染改变了农耕土壤原有物理结构演变特征。土壤物理结构直接或间接作用于养分元素的固持与周转, $O_3$  污染稻田土壤全氮、速效钾的显著降低和有效磷含量的显著增加,暗示近地层臭氧污染将影响养分的生物地球化学循环。近地层臭氧污染对土壤元素尤其具有环境效应的元素(C、P、重金属污染元素等)的生物地球化学循环的影响可能亟待研究。

## 参 考 文 献

- [ 1 ] Ashmore M R, Bell J N B. The role of ozone in global change. *Annals of Botany*, 1991, 67: 39—48
- [ 2 ] Thompson A M. The oxidation capacity of the earth's atmosphere: Probable past and future changes. *Science*, 1992, 256: 1 157—1 165
- [ 3 ] 王亮, 曾青, 冯兆忠, 等. 开放式臭氧浓度升高对 2 个冬小麦品种光合损伤的研究. *环境科学*, 2009, 30(2): 527—534. Wang L, Zeng Q, Feng Z Z, et al. Photosynthetic damage induced by elevated  $O_3$  in two varieties of winter wheat with free air controlled enrichment approach (In Chinese). *Environmental Science*, 2009, 30(2): 527—534
- [ 4 ] McCrady J K, Andersen C P. The effect of ozone on below-ground carbon allocation in wheat. *Environmental Pollution*, 2000, 107: 465—472
- [ 5 ] Oltmans S J, Levy II H. Surface ozone measurements from a global network. *Atmosphere Environment*, 1994, 28(1): 9—24
- [ 6 ] 寇太记, 常会庆, 张联合, 等. 近地层  $O_3$  污染对陆地生态系统的影响. *生态环境学报*, 2009, 18(2): 704—710. Kou T J, Chang H Q, Zhang L H, et al. Effect of near-surface  $O_3$  pollution on terrestrial ecosystems (In Chinese). *Ecology and Environmental Sciences*, 2009, 18(2): 704—710
- [ 7 ] Wang C Y, Bai Y M, Guo J P, et al. Impacts of ozone concentration changes on crops and vegetables in China. *Acta Meteorologica Sinica*, 2004, 18(1): 105—116
- [ 8 ] 冯兆忠, 小林和彦, 王效科, 等. 小麦产量形成对大气臭氧浓度升高响应的整合分析. *科学通报*, 2008, 52(24): 3 080—3 085. Feng Z Z, Kazuhiko K, Wang X K, et al. Analysis of wheat yield in response to elevated tropospheric  $O_3$  concentration (In Chinese). *Chinese Science Bulletin*, 2008, 52(24): 3 080—3 085
- [ 9 ] 陈展, 王效科, 段晓男, 等. 臭氧浓度升高对盆栽小麦根系和土壤微生物功能的影响. *生态学报*, 2007, 27(5): 1 803—1 808. Chen Z, Wang X K, Duan X N, et al. Ozone effects on wheat root and soil microbial biomass and diversity (In Chinese). *Acta Ecologica Sinica*, 2007, 27(5): 1 803—1 808
- [ 10 ] Cheng Z, Wang X K, Yao F F, et al. Elevated ozone changed soil microbial community in a rice paddy. *Soil Biology and Biochemistry*, 2010, 74(3): 829—837
- [ 11 ] 李全胜, 林先贵, 胡君利, 等. 近地层臭氧浓度升高对稻田土壤氨氧化与反硝化细菌活性的影响. *生态环境学报*, 2010, 19(8): 1 789—1 793. Li Q S, Lin X G, Hu J L, et al. Elevated surface  $O_3$  concentration effects on soil ammonia-oxidizing and denitrifying bacterial activities in a rice field (In Chinese). *Ecology and Environmental Sciences*, 2010, 19(8): 1 789—1 793
- [ 12 ] 李全胜, 林先贵, 胡君利, 等. 近地层臭氧浓度升高对麦田土壤氨氧化与反硝化细菌活性的影响. *生态与农村环境学报*, 2010, 26(6): 524—528. Li Q S, Lin X G, Hu J L, et al. Effects of elevated  $O_3$  concentration in surface layer on activity of soil ammonia oxidizing bacteria and denitrifying bacteria in wheat field (In Chinese). *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2010, 26(6): 524—528
- [ 13 ] Clark C S, Weber J A, Lee E H, et al. Accentuation of gas exchange gradients in flushes of ponderosa pine exposed to ozone. *Tree Physiology*, 1995, 15: 181—189
- [ 14 ] Timothy G J, Chris F, Andrew L, et al. Impacts of elevated atmospheric ozone on peatland below-ground DOC characteristics. *Ecological Engineering*, 2009, 35: 971—977
- [ 15 ] Teri K, Palojarvi A, Ramo K, et al. A 3-year exposure to  $CO_2$  and  $O_3$  induced minor changes in soil N cycling in a meadow ecosystem. *Plant and Soil*, 2006, 286(1/2): 61—73
- [ 16 ] Sami K M, Jaana K H, Riikka R, et al. Long-term ozone effects on vegetation, microbial community and methane dynamics of boreal peatland microcosms in open-field conditions. *Global Change Biology*, 2008, 14(8): 1 891—1 903
- [ 17 ] Rounsevell M D A, Evans S P, Bullock P. Climate change and agricultural soils: Impacts and adaptation. *Climatic Change*, 1999, 43: 683—709
- [ 18 ] 王小治, 张海进, 张威臣, 等. 大气  $O_3$  浓度升高对稻田土壤有效态微量元素的影响. *生态学报*, 2010, 30(17): 4 741—

- 4 747. Wang X Z, Zhang H J, Zhang X C, et al. Effect of O<sub>3</sub> enrichment on concentrations of DTPA-extractable microelements of soils in the rice season (In Chinese). *Acta Ecologica Sinica*, 2010, 30(17): 4 741—4 747
- [19] 尹微琴, 王小治, 孙伟, 等. 大气 O<sub>3</sub> 浓度升高对稻季耕层土壤溶液 Ca Mg 浓度的影响. *农业环境科学学报*, 2010, 29(10): 2 005—2 010. Yin W Q, Wang X Z, Sun W, et al. Effect of O<sub>3</sub> enrichment on Ca and Mg concentration in soil solution at arable layer in the rice season (In Chinese). *Journal of Agro-Environment Science*, 2010, 29(10): 2 005—2 010
- [20] 唐昊治, 刘钢, 韩勇, 等. 农田开放体系中调控臭氧浓度装置平台 (O<sub>3</sub>-FACE) 研究. *土壤*, 2010, 42(5): 833—841. Tang H Y, Liu G, Han Y, et al. Ozone concentration enrichment system under fully free-air condition in agricultural field (O<sub>3</sub>-FACE) (In Chinese). *Soils*, 2010, 42(5): 833—841
- [21] 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: 146—271. Lu R K. Analytical methods for soil and agro-chemistry (In Chinese). Beijing: China Agricultural Science and Technology Press, 2000: 146—271
- [22] 黄昌勇. 土壤学. 北京: 中国农业出版社, 2000: 66—207. Huang C Y. Soil science (In Chinese). Beijing: China Agriculture Press, 2000: 66—207
- [23] Six J, Elliott T, Paustian K. Aggregate and soil organic matter dynamics under conventional and no-tillage systems. *Soil Science Society of American Journal*, 1999, 63: 1 350—1 358
- [24] 窦森, 李凯, 关松. 土壤团聚体中有机质研究进展. *土壤学报*, 2011, 48(2): 412—418. Dou S, Li K, Guan S. A review on organic matter in soil aggregates (In Chinese). *Acta Pedologica Sinica*, 2011, 48(2): 412—418
- [25] Tisdall J M, Oades J M. Organic matter and water stable aggregates in soil. *Journal of Soil Science*, 1982, 33: 141—161
- [26] 陈娟, 曾青, 朱建国, 等. 臭氧和氮肥交互对小麦干物质生产、N、P、K 含量及累积量的影响. *生态环境学报*, 2011, 20(4): 616—622. Chen J, Zeng Q, Zhu J G, et al. Interactive effects of elevated ozone and nitrogen on dry matter production, concentration and accumulation of nitrogen, phosphorus and potassium in winter wheat (In Chinese). *Ecology and Environmental Sciences*, 2011, 20(4): 616—622
- [27] Johnson R M, Pregitzer K S. Concentration of sugars, phenolic acids, and amino acids in forest soils exposed to elevated atmospheric CO<sub>2</sub> and O<sub>3</sub>. *Soil Biology and Biochemistry*, 2007, 39(12): 3 159—3 166
- [28] Haynes R J, Naidu R. Influence of lime, fertilizer and manure applications on soil organic matter content and soil physical conditions: A review. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 1998, 51: 123—127
- [29] 李卓, 吴普特, 冯浩, 等. 容重对土壤水分蓄持能力影响模拟试验研究. *土壤学报*, 2010, 47(4): 611—620. Li Z, Wu P T, Feng H, et al. Simulated experiment on effects of soil bulk density on soil water holding capacity (In Chinese). *Acta Pedologica Sinica*, 2010, 47(4): 611—620
- [30] Legros J P, Loveland P J, Rounsevell M D A. Soils and climate change—Where next? // Rounsevell M D A, Loveland P J. Soil responses to climate change, NATO ASI Series 23. Heidelberg: Springer-Verlag, 1994: 257—266

## EFFECT OF OZONE POLLUTION ON PHYSICAL STRUCTURE AND CONTENTS OF NITROGEN, PHOSPHORUS AND POTASSIUM OF PADDY SOIL

Kou Taiji<sup>1,2</sup> Liu Dehong<sup>1</sup> Xu Xiaofeng<sup>1</sup> Wang Shihua<sup>1</sup> Miao Yanfang<sup>1</sup> Zhu Jianguo<sup>2</sup>

(1 College of Agriculture, Henan University of Science and Technology, Luoyang, Henan 471003, China)

(2 State Key Laboratory of Soil and Sustainable Agriculture, Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China)

**Abstract** With the aid of the Free-Air ozone Concentration Enrichment (O<sub>3</sub>-FACE) system, effects of elevated atmospheric ozone (pO<sub>3</sub>) on topsoil (0 ~ 20 cm) aggregate, bulk density, porosity and contents of nitrogen, phosphorus and potassium of paddy soil were investigated. The paddy field had been under rice/wheat rotation and exposed to elevated atmospheric ozone, 50% higher than the ambient pO<sub>3</sub>, for three years. Results show that elevated pO<sub>3</sub> significantly increased 0.25 ~ 0.053 mm aggregates by 23.5% and significantly decreased < 0.053 mm slit + clay fraction by 24.6% in topsoil; obviously increased soil bulk density in the 0 ~ 10 cm soil layer and decreased the density in the 10 ~ 20 cm soil layer; decreased gas porosity by 39.8% and 32.4% in the 0 ~ 10 cm and 10 ~ 20 cm soil layers respectively, and increased capillary porosity by 9.1% in the 10 ~ 20 cm soil layer, thus altering the soil in proportion of solid, liquid and gas; reduced soil total nitrogen content by 10.5% and available potassium by 13.3%, increased available phosphorus by 40.8%, and however, did not affect much available nitrogen. It is quite obvious that long-term exposure to elevated atmospheric pO<sub>3</sub> will alter physical structure of the soil and biogeochemical cycle of nutrient substances therein.

**Key words** Ozone pollution; Rice-wheat rotation; Soil aggregate; Soil bulk density; Soil porosity; Nutrient