

文章编号:1003-8701(2009)05-0028-05

土壤重金属的生物有效性及对植物的毒害作用

娄庭,杨丽娟*

(沈阳农业大学土地与环境学院,沈阳 100161)

摘要:本文就重金属在土壤中的存在形态、pH 值、根际环境等对其生物有效性影响及重金属在土壤中的环境化学行为等方面进行了简要综述,并对未来相关领域的研究发展趋势作了展望,以期为深入开展土壤重金属生物有效性研究提供科学参考。

关键词:土壤;重金属;生物有效性;毒害效应

中图分类号: X5

文献标识码: A

Bioavailability of Heavy Metals in the Soil and the Toxic Effect of Plant

LOU Ting, YANG Li-juan

(College of Land and Environment Science, Shenyang Agricultural University, Shenyang 110161, China)

Abstract: A brief overview on the existence of patterns, pH, rhizosphere environment, its bio-availability of heavy metals in the soil and chemical behavior of the environment was carried out in the paper. Outlook and future trends of research on related fields was made. This will provide a scientific reference for carrying out in-depth study of the soil bioavailability of heavy metals.

Keywords: Soil; Heavy Metal; Bioavailability; Toxic effect

由于人口的急剧增加,工农业的快速发展,大量的农药化肥的使用,以及工厂排出的废水废气使得土壤重金属污染越来越严重,也越来越被人们所重视。土壤重金属可以向农作物转移积累,然后再由食物链进入人体,在人体内积累到一定程度就会对人体健康带来危害。因此研究土壤重金属的生物有效性及对植物的毒害作用成为当今研究热门课题。这对保护环境和人体健康有重要的意义。

1 土壤重金属的生物有效性

土壤中的重金属并不能被植物完全的吸收,而是通过一系列的转化,变成可被作物吸收的有效态,才能被植物吸收、累积、循环进入人体。所谓重金属的生物有效性(Bioavailability)指重金属能被生物吸收或对生物产生毒性的性状,可由间接的毒性数据或生物体浓度数据评价^[1],但目

前对于生物有效性的定义并不能给出一致的答案,毒理学家主要从重金属对动物或人体的毒性效应方面来探讨其生物有效性,而环境科学家则更多基于对土壤微生物、土壤动物和植物的毒性效应来评估重金属的生物有效性^[2]。

1.1 土壤重金属的形态分析

研究重金属在环境中的迁移转化,首先要对重金属的形态作深入的了解,生物有效性是研究不同的形态被生物吸收或积累的过程。生物有效性和形态分析关系尤为密切,形态分析是生物有效性的基础,生物有效性是形态分析在研究领域的具体延伸,形态分析发展制约着生物有效性的的发展,因此要把两者很好的结合起来。重金属形态是指重金属的价态、化合态、结合态和结构态 4 个方面,在土壤中的存在形态一般分为水溶交换态、碳酸盐结合态、有机结合态、铁锰氧化物结合态和残留态 5 种,研究表明,交换态重金属是植物可吸收利用的主要形态,而在 Cd、Pb、Zn 中最容易被吸收利用的是 Cd,它一旦被植物吸收而减少时,便从其他形态来补充^[3]。对土壤中的重金属形态

收稿日期:2009-05-23

作者简介:娄庭(1982-),男,硕士,主要从事土壤养分空间变异性研究。

通讯作者:杨丽娟,教授,E-mail:syau-ylj@163.com

分析,需要对样品进行浸提和萃取,用原子吸收光谱法测定提取液中的每种形态重金属的浓度。而具有代表性的形态分析方法是由 Tiesser 等人提出的^[4],将土壤或者沉积物中的金属元素分为可交换态、碳酸盐结合态、铁-锰氧化物结合态、有机物结合态与残渣态。在 Tiesser 方法的基础上,欧共体标准物质局(European Community Bureau of Reference)提出了 3 步萃取法^[5]。将土壤中重金属形态分为水溶态、可交换态与碳酸盐结合态、铁-锰氧化物结合态、有机物和硫化物结合态。

1.2 土壤 pH 值

土壤 pH 值是影响土壤重金属生物有效性的最显著因素之一。熊礼明的盆栽实验表明,石灰用量较高时,明显升高了土壤的 pH 值,小麦吸收镉量明显降低。相反随着 pH 值降低,介质中金属离子的量增大,这些金属离子的增加以及土壤溶液中 Fe^{2+} 、 Mn^{2+} 、 Zn^{2+} 、 Cu^{2+} 、 H^{+} 的增加,加大了吸附中对交换位的竞争,使土壤对重金属的吸附量减少,进入土壤溶液中的金属离子量增加,提高了元素的生物有效性^[6]。韩凤祥等提出,土壤环境在接纳可溶性镉盐后,镉的形态分配为:酸性土壤的交换态镉为 40%~50%,中性土壤交换态镉为 60%~80%,石灰性的则为 10%~20%^[7]。Zhu 和 Alva^[8]研究表明,美国佛罗里达的 7 种沙质土壤中 Cu、Zn、Mn、Cr 和 Pb 5 种元素,发现这些元素的形态和含量在不同的土壤中变化很大。随着土壤的 pH 值升高,可交换态的铜变化不大,有机结合态的铜在各土壤中的含量减少,沉淀态的铜含量增加。而随着土壤的 pH 值升高,可交换的锌大大减少,沉淀锌增加。铬和铅受到土壤 pH 值影响较小。对于 Cr^{3+} 的研究发现,在酸性的土壤中,当 $\text{pH}<4.4$, Cr^{3+} 主要以 $\text{Cr}(\text{H}_2\text{O})_3^{6+}$ 形式存在,当 $\text{pH}<5.5$,铬以 CrOH_2^+ 形式存在,而对于 Cr^{6+} 而言,在中性到碱性的土壤中, Cr^{6+} 以 CrO_4^{4-} 存在,当 $\text{pH}<6$ 时,以 HCrO_4^- 形式存在。可以看出 pH 值升高对于大多数重金属元素来说其有效性下降比如锌、铬等,也有部分元素变化不是很明显如可交换态的铜,但是砷的情况有所不同,其在溶液中常呈阴离子态存在,当 pH 值在强酸或强碱的条件下,溶解度反而增加。

1.3 根际环境对土壤重金属的生物有效性的影响

根际(rhizosphere)是距离根毛大约 0.1~2 mm 厚的土壤层。根际环境是受根系影响的土壤微环境,由于根际环境中根系分泌物以及土壤微

生物的大量存在,使 pH、Eh 以及养分状况和非根际土壤有很大区别,因此重金属在根际和非根际土壤中的形态也有着很大的差别。Cacador 等^[9]发现,Zn、Pb、Cu 在非根际中以几种可迁移的化学形态存在,而在根际环境中,它们主要分布于残渣态中,认为根际可能存在交换态、碳酸盐态向铁锰氧化物结合态转化的机制。林琦等^[10]的研究表明,水稻根际富集的铁锰氧化物结合态 Cd 和有机结合态 Cd 远远大于非根际,其原因就是根分泌物使得金属 Cd 在根际环境中沉淀了下来。另一方面,根分泌物中的有机酸和酚类化合物与某些重金属形成可溶性络合物,增加了铁、锰、锌等离子的植物有效性,从而提高植物提取重金属污染物的能力。根际环境中大量存在的土壤微生物对重金属的生物有效性也有很大的影响,直接参与重金属在土壤中的沉淀-溶解、氧化-还原、络合反应、生化反应、活化-固定、吸附-解吸等化学过程。

1.4 重金属之间的相互作用

复合污染(Combined Pollution)是指两种或两种以上不同种类、不同性质的污染物,或同种污染物的不同来源,或两种及两种以上不同类型污染物在同一环境中同时存在所形成的环境污染现象^[11]。复合污染的表征,基本上是以 Bliss(1939)提出的表征方法进行的,他将多元素之间的相互作用分为以下 3 种形式:

(1)加和作用(additive)定义为 $\sum T = T_1 + T_2 + \dots + T_n$

(2)拮抗作用(antagonism)定义为 $\sum T < T_1 + T_2 + \dots + T_n$

(3)协同作用(synergism)定义为 $\sum T > T_1 + T_2 + \dots + T_n$

式中 $\sum T$ 为复合污染综合效应; $T_1, T_2, \dots, T_n$ 为各污染物单独污染效应。吕建波等(2005)研究表明,Cd-Pb 交互作用时与单元素 Cd 污染相比,油菜茎叶中 Cd 的分布比例明显增加,这说明 Cd-Pb 交互作用促进了 Cd 向地上部分的迁移,这可能是因为 Pb 会夺取 Cd 在土壤中的吸附位而提高土壤中 Cd 的有效性,或者取代根中吸附的 Cd,促进了根中滞留 Cd 的活性,使 Cd 进一步向茎叶转移。Cd-Pb-Cu 复合污染时 Cd 从根部向地上部分的迁移受阻^[12]。林大松等(2006)研究表明当土壤投加 Cu 浓度为 $100 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时,小白菜体内的 Cd 含量随着土壤 Cu 的加入而增加,与单因子污染相比,根和地上部分分别增加 21.6%和

14.2% ,表明土壤添加 Cu 有促进小白菜根和地上部分吸收 Cd 的机能 ,表现为 Cu- Cd 之间的协同作用^[13]。

1.5 N、P、K 等营养元素的影响

N、P、K 在作物的生长过程中起着至关重要的作用 ,但是长期施用对土壤重金属的生物有效性有很大的影响 ,并且很多化肥中本来就含有大量的重金属元素 ,可能会对植物的生长 ,以及重金属最终在人体内的积累造成一定的影响。长期大量施用化肥是影响其生物有效性的重要因素之一。氮肥主要通过硝态、铵态氮的根际碱化和酸化效应来影响重金属的活性。在 N 肥的施用过程中以硝态氮和铵态氮为主要形式 ,当植物吸收 NH_4^+ 和 NO_3^- 时 ,根系分泌不同的离子 ,吸收 NH_4^+ - N 时引起 H^+ 的分泌 ,造成根际周围酸化 ,而吸收 NO_3^- - N 植物分泌 OH^- 造成根际碱化^[14]。这样在根际产生的酸性或碱性环境会影响对金属离子的吸附解吸过程 ,从而影响了其生物有效性。Zwonitzer 等^[15]采用磷灰石和 KH_2PO_4 研究施 P 对植物吸收重金属的影响 ,发现施 P 不能影响作物中的 Pb 浓度 ,对 Cd 只有少许影响 ;作物中 Zn 的浓度会随以 KH_2PO_4 形式施肥量的增加而提高 ,随磷灰石施加量的增多而减少。但是有些研究表明施用 KH_2PO_4 (80 $\text{mgP} \cdot \text{kg}^{-1}$) 降低了酸性土壤中 Pb、Cd 的水溶性和可交换态的量 ,Pb 的碳酸盐结合态减少但是 Cd 却增加了^[16]。但 Shuman 却认为 , KH_2PO_4 促进微酸性土壤中 Zn、Cu 从有机态、晶形氧化铁结合态、残留态向可交换态的转化^[17]。Grant 等指出 K 肥的效果主要是伴随阴离子的作用^[18]。依纯真等研究了 KCl 、 K_2SO_4 、 KNO_3 对水稻在不同生育期吸收累积 Cd 的影响 ,结果表明 , Cl^- 对水稻吸收 Cd 的促进作用 ,在不同作物、不同生育期表现的程度不一样 ;而 SO_4^{2-} 显著降低水稻对 Cd 的吸收和糙米中 Cd 的含量 ; NO_3^- 则对水稻吸收 Cd 的影响不大^[19]。施用 KCl 肥对水稻吸收 Cd 的促进作用高于小麦^[20]。徐明岗等^[21]认为 ,施肥对重金属的生物有效性可以归结为两点 :一是对重金属的活化。二是可钝化重金属 ,比如尿素在某些条件下使土壤 pH 上升 ,致使 Pb 和 Cd 向相对活性较低的碳酸盐结合态和铁锰氧化物结合态转化 ; H_2PO_4^- 通过改变土壤表面电荷增加了 Cd 的吸附量 ,这些又都是施肥对重金属的稳定化作用。

2 土壤环境化学行为与土壤重金属生物有效性的相关性

2.1 吸附解吸作用

吸附主要是指化学污染物在气 - 固或液 - 固两相生态介质中 ,在固相中浓度升高的过程。土壤重金属的吸附包括两类 :一类是专性吸附 ,另一类为非专性吸附。土壤中重金属的解吸是其被土壤吸附的反过程 ,它将直接影响重金属在土壤及其生态环境中的形态转化 ,制约这些元素在环境中的迁移和归趋 ,直接影响植物的有效性及对环境的生物毒性^[22]。这些过程常受土壤 pH、Eh 和吸附载体的影响^[23]。重金属离子进入土壤环境 ,其吸附有 4 种形式。即①与土壤胶体吸附 ;②与腐殖质发生离子交换 ;③与腐殖酸或富里酸等结合或螯合 ;④发生化学反应产生沉淀^[24]。其中影响土壤吸附重金属离子的因素包括 :温度、pH 值、离子浓度及有机质含量等。体系 pH 的升高 ,土壤中的粘土矿物、水合氧化物和有机质表面的负电荷增加 ,对镉离子的吸附力加强 ,同时 Cd^{2+} 在氧化物表面的专性吸附、土壤有机质 - 金属络合物的稳定性随 pH 升高而增强 ;一般来说 ,在酸性条件下 ,土壤中吸附反应起主控作用 ;在中性和碱性条件下 ,pH 升高 ,生成铅的氢氧化物、硫化物、磷酸盐和碳酸盐的沉淀反应所占的比重逐渐增大^[25]。徐明岗等 (2004) 研究发现 , Cu^{2+} 、 Zn^{2+} 、 Cd^{2+} 、 Pb^{2+} 、 Co^{2+} 、 Ni^{2+} 6 种重金属离子的解吸量均随吸附量增加而增加 ,随 pH 升高而增大 ,说明黄棕壤非专性吸附重金属的数量随吸附量增加而增大。但解析吸量占吸附量的比例 (解吸率) 则随 pH 升高而降低^[26]。杨金燕 (2005) 等研究表明 ,由土壤对铅的吸附特性可以推断 ,当外来低浓度的 Pb^{2+} 一旦进入土壤 ,将立即得以固定 ,使 Pb^{2+} 有效性降低 ,一定程度上缓解植物受害的可能 ;但是 ,当外来高浓度的 Pb 进入土壤 ,土壤的吸附作用只能临时避免通过食物链导致对人体健康危害的可能 ,随着 Pb 在土壤中因吸附作用不断得以积累 ,最终达到在总量上饱和 ,一旦环境条件变化 ,就会导致更大的生态风险^[27]。可以看出重金属在土壤中的吸附量增加直接影响了金属离子的浓度 ,使水溶态的重金属量减少 ,进而使其生物有效性下降。

2.2 络合作用

土壤中的水溶性有机质可以和一些重金属离子发生络合反应 ,生成稳定的螯合物。大部分研究工作者也利用这种反应从土壤 ,用 EDTA 为螯合剂来提取重金属。土壤腐殖质是土壤有机质的一种重要形式 ,它属于一类高分子有机化合物 ,含有多种含氧功能团 ,如羧基、酚羟基和醇羟基等 ,它

们容易和重金属元素发生络合或螯合反应。土壤中的有机酸与重金属存在络合作用,当溶液中腐殖酸和重金属共存时,由于酸性条件下富里酸发生解离后与重金属络合,其络合物与粘土颗粒有一定的结合能力,粘土对重金属的吸附能力也相应增强^[28]。所以络合作用很大程度上影响了吸附解吸。

2.3 沉淀作用

沉淀作用被广泛用于重金属污染的治理和修复上,通过沉淀作用使被重金属污染的土壤或者水体中的金属离子沉淀下来,从有效态变成结合态,这样就大大降低了对植物的毒害作用。磷酸盐就是一种很好的修复添加剂,它不能改变重金属的总量,而是通过改变重金属在土壤-植物系统中的形态来降低重金属的生物有效性和/或毒性。EDTA也是一种很好的萃取剂,对土壤中各种金属都有很强的螯合能力,对重金属的去除效果明显的高于等量水平的水和阳离子表面活性剂,而且使用EDTA萃取重金属对土壤的物理结构及化学性质的影响远小于其他酸洗技术^[29-30],但是由于价格较高,所以不能被广泛的实际应用。

3 重金属对植物的毒害作用

①重金属导致植物缺素现象。重金属的胁迫可以导致植物矿质营养的缺乏,引起它们参与代谢和物质组成过程的紊乱失调,产生缺素症状,如重金属胁迫引起叶片失绿变紫缺磷的症状^[31]。Dahiya等^[32]的研究表明,土壤较高的镍水平显著地抑制了小麦对氮的吸收;同样,外界较高的镉浓度也引起玉米植株磷浓度和吸收量的下降^[33]。②土壤重金属影响叶绿素的合成。有研究表明当重金属在低浓度(小于1mg/L)的时候促进叶绿素的合成,但是在高浓度(大于1mg/L)的时候则抑制叶绿素的合成,使叶绿素的含量降低^[34]。Stobart等认为造成叶绿素含量降低的原因为:一是重金属抑制原叶绿素酸酯还原酶;二是影响了氨基-γ-酮戊酸的合成。而这两种物质又是叶片合成叶绿素所必需的酶和原料^[35]。③重金属污染对光合作用、呼吸作用的影响最关键的是其影响了与光和呼吸有关的酶活性。王焕校等认为^[36],镉对呼吸作用的影响与呼吸酶有关。低浓度镉能刺激酶活性和三羧酸循环产生能量,从而使呼吸作用增强;当镉的浓度超过一定限度时,酶的活性就会受到抑制,呼吸作用下降。可以看出重金属污染对植物吸收矿质元素,以及叶绿素合成等都有很大的影响,

所以最终会使植物生物量减少,甚至会直接导致植物死亡,从而造成了巨大的经济损失。

4 存在的问题及展望

随着经济的发展,污染问题也变得越来越严重,而土壤作为人和无机世界的联系纽带,其污染也被人们重视起来,土壤的重金属污染是当今最严重的污染之一,也是人类面临的急需解决的重大课题之一。土壤重金属的生物有效性是研究土壤污染的很重要一个环节:①目前国内对于重金属的生物有效性的研究还只是处于初级阶段,很多只是推理性的研究,并没有从机理上很好的解释。②土壤环境化学行为与土壤重金属的生物有效性有很大的相关性,但是目前并没有从微观的角度去说明这个问题。③土壤重金属的有效性,土壤环境化学行为,与重金属对植物的毒害作用还没有很好的有机结合起来。

参考文献:

- [1] 朱熹婉,沈壬水,钱钦文.土壤重金属元素五个组分的连续提取法[J].土壤,1989,10(5):163-166.
- [2] Semple TK, Doick JK, Jones CK. Defining bioavailability and bioaccessibility of contaminated soil and sediment is complicated[J]. Environmental Science and Technology, 2004, 38: 228-231.
- [3] 刘霞,刘树庆,王胜爱,等.重金属复合污染对土壤微生物生态特征的影响研究[J].农业环境科学学报,2007,26(增刊):407-410.
- [4] Tessier A, Campbell PGC, Bisson M. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals[J]. Anal Chem, 1976(51):844.
- [5] Querauville PH, Rauret G, Griepiuk B. Single and sequential extraction in sediments and soils[J]. Intern J Environ Anal Chem, 1993(51):231.
- [6] 熊礼明.石灰对土壤吸附行为及有效性影响[J].环境科学研究,1994,7(1):35-38.
- [7] 韩凤祥,胡霭堂,秦怀英.不同土壤环境中镉的形态分配及活性研究[J].环境化学,1990,9(1):49-53.
- [8] Zhu B,Alva AK. Distribution of trace metals in some sandy soils under citrus production[J]. Soil Sci Soc Am J.1993,57:350-355.
- [9] Isabel Cacador, Carlos Vale, Fernando Catarino. Accumulation of Zn, Pb, Cu, Cr and Ni in Sediments between Root-sof the Tagus Estuary Salt Marshes, Portugal [J]. Estuarine Coastal and Shelf Science,1996,(42):393-403.
- [10] 林琦,郑春荣,陈怀满.根际环境中镉的形态转化[J].土壤学报,1998,35(4):461-467.
- [11] 何勇田,熊先哲.复合污染研究进展[J].环境科学,1994,15(6):79-84.
- [12] 吕建波,徐应明,贾堤.土壤镉、铅污染对油菜生长行为及重金属累积效应的影响[J].天津城市建设学院学报,2005,11(2):

- 107-110 .
- [13] 林大松. 土壤重金属污染复合效应对小白菜生长及重金属累积的影响[J]. 农业环境科学学报, 2006, 25(增刊): 72-75 .
- [14] Wallace A. Excess trace metal effects on calcium distribution in plants [J]. Commun Soil Sci and Plant Anal, 1979, 10 (1-2) :473-479 .
- [15] Zwonitzer J. C., Pierzynski G. M., Hettiarachchi G. M. Effects of phosphorus additions on lead, cadmium, and zinc bioavailabilities in a metal-contaminated soil [J]. Water, Air and Soil Pollution, 2003, 143 :193-209 .
- [16] Tu C, Zheng C R, Chen H M. Effect of applying chemical fertilizers on forms of lead and cadmium in red soil [J]. Chemosphere, 2000, 41 :133-138 .
- [17] Shuman L M. Effect of phosphorus level on extractable micronutrients and their distribution among soil fractions [J]. Soil Sci Soc Am J, 1988, 52(1) :136-141 .
- [18] Grant C A, Baily L D, Mc Laughlin M J, et al. Management factors which influence cadmium concentrations in crops [A]. In : Mc Laughlin M J, Singh B R, editors. Cadmium in soils and plants. Dordrecht, The Netherlands : Kluwer Academic Publishing, 1999. 98-151 .
- [19] 依纯真, 傅桂平, 张福锁. 不同钾肥对水稻镉吸收和运移的影响[J]. 中国农业大学学报, 1996, 1(5) :79-84 .
- [20] 依纯真, 付桂平, 张福锁. 施用钾肥(KCl)的土壤对作物吸收积累镉的影响[J]. 中国农业大学学报, 1996, 1(3) :65-70 .
- [21] 徐明岗, 刘平, 宋正国, 等. 施肥对污染土壤中重金属行为影响的研究进展[J]. 农业环境科学学报, 2006, 25(增刊): 328-333 .
- [22] 武政玲. 土壤对铜离子的专性吸附及其特征的研究 [J]. 土壤学报, 1989, 26(1) :31-40 .
- [23] 何振立. 污染及有益元素的土壤化学平衡[M]. 北京 : 中国环境科学出版社, 1998 :276-303 .
- [24] 余国营, 吴燕玉. 土壤环境中重金属元素的相互作用及其对吸持特性的影响[J]. 环境化学, 1997, 16(1) :30-36 .
- [25] 宗良纲, 徐晓炎. 土壤中镉的吸附解吸研究进展 [J]. 生态环境, 2003, 12(3) :331-335 .
- [26] 徐明岗. pH 对黄棕壤重金属解吸特征的影响 [J]. 生态环境, 2004, 13(3) :312-315 .
- [27] 杨金燕, 杨肖娥, 何振立, 等. 土壤中铅的吸附-解吸行为研究进展[J]. 生态环境, 2005, 14(1) :102-107 .
- [28] 白庆中, 宋燕光. 有机物对重金属在粘土中吸附行为的影响 [J]. 环境科学, 2000, 21(5) :64-67 .
- [29] Peters R. W. Chelant extraction of heavy metals from contaminated soils. Journal of Hazard [J]. Mater. , 1999, 66 :151-210 .
- [30] Wasay S. A., Barrington S. F., Tokunaga S. Remediation of soils pollution by heavy metals using salts of organic acids and chelating agents. Environ [J]. Technol., 1998, 19 :369-380 .
- [31] Begonia G B, DAVIS C D, et al. Growth responses of Indian-mustard (*Brassicajuncea* (L.) Czern.) and its phytoextraction of lead from a contaminated soil [J]. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 1998, 61(1) :38-43 .
- [32] DAHIYA D J. Nitrogen uptake in wheat as influenced by the presence of nickel [J]. Arid Soil Research and Rehabilitation, 1994, 8 :51-58 .
- [33] NARWAL R P. Cadmium-zinc interaction in maize grown on sewerwater irrigated soil [J]. Arid Soil Research and Rehabilitation, 1993, 7 :125-131 .
- [34] 鲁先文, 余林, 宋小龙, 等. 重金属铬对小麦叶绿素合成的影响[J]. 农业与技术, 2007, 27(4) :60-63 .
- [35] Stobart A K, Griffiths W T, Ameen-Bukhari, et al. The effect of Cd²⁺ on the biosynthesis of chlorophyll in leaves of barley [J]. Plant Physiol, 1985, 63 :293-298 .
- [36] 王焕校. 污染生态学[M]. 北京 : 高等教育出版社, 2000 :44-54 .

《农业展望》2010 年征订启事

本刊着重于对主要农产品生产、供需、价格、进出口的分品种分析与预测, 密切关注当前农业经济发展进程中一些重大的关键性或热点、焦点问题, 重点报道对农业经济形势、农业科技与农业、农产品贸易的分析和展望, 既强调对农业经济领域的短期分析, 也侧重于对农业政策、产业发展、农业贸易、农产品供需和粮食安全等的长期展望, 并且每期都以一定篇幅刊载国内外主要农产品数据信息。诚望通过七大板块的内容, 为您了解市场动态、掌握发展趋势、把握致胜机遇助一臂之力。

《农业展望》是政府机关、研究机构、农业企业、金融单位、期货市场、进出口商等开展经济分析、市场预测、投资判断、生产决策的可靠参考资料。欢迎大家踊跃投稿和订阅《农业展望》杂志, 欢迎来电来函洽谈广告业务。

本刊为月刊, 每册定价 15.00 元, 全年定价 180.00 元。国内统一刊号 :CN 11-5343/S ; 国际统一刊号 :ISSN 1673-3908。广告许可证 :京海工商广字第 0095 号。全国各地邮局均可订阅, 邮发代号 :80-283。

地 址 :北京市海淀区中关村南大街 12 号《农业展望》编辑部 邮 编 :100081

电 话 :(010)82109913 E-mail :nyzwcaas@sina.com nyzw@caas.net.cn

欢迎大家踊跃投稿和订阅《农业展望》杂志 欢迎刊登广告