

# 兽药抗生素在土壤中行为的研究进展

王春红<sup>1</sup> 梁 巍<sup>1\*</sup> 薛爱芳<sup>2</sup> 蔡 鹏<sup>1</sup> 荣兴民<sup>1</sup> 黄巧云<sup>1</sup>

1. 华中农业大学资源与环境学院, 武汉 430070; 2. 华中农业大学理学院, 武汉 430070

**摘要** 兽药抗生素主要用于动物疾病的预防和治疗。目前多用于生长促进剂和饲料添加剂,在现代畜牧业中应用广泛。其残留物进入土壤后,会发生吸附、迁移、降解等一系列转化过程。这些行为决定了抗生素在环境中的潜在效应,如诱使微生物产生抗性基因,改变土壤微生物多样性或污染地下水乃至地表水等。本文综述了近年兽药抗生素在土壤中行为的研究进展,并对今后的研究方向进行了展望。

**关键词** 兽药抗生素; 土壤; 吸附; 迁移

**中图分类号** S 154.3 S 859.79<sup>+</sup>6 **文献标识码** A **文章编号** 1000-2421(2010)02-0245-06

抗生素是指某些微生物(细菌、真菌、放线菌等)产生的具有抗病原体作用和其他活性的一类物质。在其小剂量的情况下能抑制微生物的生长和存活,对宿主细胞不产生严重的毒性。抗生素主要应用于抑制病原微生物的生长,治疗大多数细菌感染性疾病。还有一些抗生素具有抗肿瘤活性、免疫抑制和刺激动植物生长作用。一直以来,抗生素都被认为是对环境无害的药物,但抗药性细菌的出现以及抗性基因转入致病菌后对人类健康和畜牧业带来的影响,使抗生素在环境中的归宿问题日益受到关注<sup>[1-2]</sup>。在抗生素中,用于动物疾病预防和治疗的抗生素即兽药抗生素<sup>[3]</sup>,兽药抗生素主要应用于畜牧业生产、禽类饲养以及渔业养殖<sup>[4-5]</sup>。除具有治疗作用外,兽药抗生素还可以作为牲畜的生长促进剂和渔业饵料的添加剂;在家禽养殖中,兽药抗生素通常用来防治禽类的球虫病<sup>[4]</sup>。

兽药抗生素以母体化合物或代谢物的形式由牲畜排出体外。圈养牲畜的排泄物作为肥料或淤泥撒入农田,而放牧牲畜的排泄物则直接积存在大田中<sup>[4,6]</sup>。由此,兽药抗生素的残余物进入土壤,其存留在土壤中的时间可能是1 d、几周甚至是几个月<sup>[7]</sup>。这些物质可能诱使土壤中的微生物产生抗性基因。尽管产生的抗性基因只是针对用于动物治疗的抗生素,但这些基因会很快发生转移,不仅会进入动物细菌的体内,还将进入与人类共生的微生物

体内,甚至转入人类致病菌的菌体中<sup>[1]</sup>。人类和动物如果感染了带有抗性基因的病原菌,就可能降低现有药物的疗效。此外,抗生素还会改变土壤微生物的多样性和相应功能,从而间接影响土壤肥力和养分循环<sup>[8]</sup>。存留在土壤中的抗生素,其迁移性和生物活性将决定抗生素在环境中的潜在效应,而抗生素的迁移和生物稳定性主要受到土壤吸附作用的影响<sup>[9]</sup>。被土壤表面强烈吸附的抗生素会积累在土壤的表层<sup>[10]</sup>,这类抗生素与土壤中微生物的变化密切相关,而迁移性强的抗生素在土壤中可能会通过淋洗作用进入地下水<sup>[11]</sup>,并随着地下水、排水和地表径流汇入地表水。

目前我国的兽药抗生素用量逐年增加,在广大农村普遍存在着农民自行购买抗生素,用于牲畜饲养和家禽养殖中的防病和增产的现象,导致大量抗生素经由动物排泄进入土壤环境中,由此带来的环境问题,如:诱使微生物产生抗性基因,改变土壤微生物多样性或污染地下水乃至地表水等危害已经逐渐引起广泛关注。进行有关兽药抗生素在土壤中行为方面的研究,有助于合理评价并深化认识兽药抗生素对人类健康和生态安全的风险性,进而促使国家建立健全相关法规控制抗生素滥用,从而减少环境污染,对于稳定现有抗生素的药效也具有非常重要的价值。

本文从抗生素在土壤中的吸附、迁移和降解三

收稿日期:2009-10-20; 修回日期:2010-02-05

\* 国家自然科学基金项目(40601044)资助

\*\* 通讯作者。E-mail: liangwei@mail.hzau.edu.cn

王春红,女,1984年生,硕士研究生,研究方向:土壤生物化学。E-mail: chunhong010@webmail.hzau.edu.cn

个方面综述近些年国内外的研究现状。重点探讨抗生素的吸附机理、吸附的微观过程、吸附后抗生素的活性变化以及有机质对抗生素吸附的影响等内容。

## 国内外抗生素的使用情况

科学家联盟报告估算,在美国每年抗生素的使用量有 16 000 t,其中约有 70% 是用于非治疗目的<sup>[112]</sup>。USDA<sup>[113]</sup>的调查表明,93% 的猪在其生长期或成熟期中喂养的饲料里都混有一定量的抗生素。同时 USDA 估计,仅 1997 年肉用动物就排泄了近  $1.4 \times 10^9$  t 废物<sup>[114]</sup>。在多数情况下,这些进入土壤中的排泄物超过了土壤对于营养物的需求量<sup>[115]</sup>。

在英国,四环素类是使用最广泛的抗生素,磺胺类的使用量次之,大约占总销售量的 21%<sup>[116]</sup>。欧盟要求用于生长促进剂的抗生素在使用时要遵守欧盟指令(Directive 70/524/EEC)的规定,要在不影响人类、动物健康,不威胁到接收环境的水平上应用<sup>[117]</sup>。抗生素和其它化合物像驱肠虫剂或驱虫剂是兽药中最重要的群组,仅 1999 年市场销售量就超过 2 亿欧元<sup>[119]</sup>。

澳大利亚的兽药抗生素登记系统非常严格,只有经过登记的抗生素才能被使用,而氟喹诺酮类或酰胺醇类,粘菌素或庆大霉素在肉用动物的生产中都不能被登记,因此无法得到官方提供的关于这些抗生素的使用量。在新西兰主要是以草原放牧的形式大规模饲养反刍动物,只有屋舍饲养的禽类和养猪场的饲料中会添加抗生素<sup>[118]</sup>。

Mitema 等<sup>[119]</sup>的研究表明,在肯尼亚有近 14.6 t 的抗生素用于动物食品生产中,其中四环素类和磺胺类 + 甲氧苄啉几乎占总使用量的 78% (分别为 56% 和 22%)。在其它的非洲国家,如坦桑尼亚和乌干达的共和联合体,政府对兽药抗生素的控制不严,可以轻易获得<sup>[120]</sup>。

在中国,从 1989 年开始对动物饲养用抗生素进行系统管理,非药物抗生素允许作为食物添加剂使用。我国自 20 世纪 90 年代初以来,饲用抗生素在畜牧业生产中得到了广泛应用。近几年饲用抗生素年均消费已达 6 000 t<sup>[121]</sup>,大规模使用主要集中在经济发达地区。2003 年,仅青霉素产量就为 28 000 t,占世界总产量的 60%;土霉素产量为 10 000 t,占世界总产量的 65%<sup>[122]</sup>。我国的抗生素滥用情况严重,有数据显示,在药物处方中,我国抗生素所占比例为 70%,而西方国家仅为 30%<sup>[123]</sup>。

## 抗生素在土壤中的作用方式

土壤是非常复杂的体系,物质组成丰富,包括各类矿物、有机质、多种酶和生物体。兽药抗生素进入土壤后,可与土壤中的多种组分相互作用,发生吸附、迁移、降解等一系列转化过程。

### 吸 附

土壤吸附作用控制着抗生素在不同物质相之间的分散和迁移过程,决定着进入土壤中的抗生素的生物活性、迁移转化和归宿<sup>[19]</sup>。

Sithole 等<sup>[23]</sup>研究了被 Na、Ca、单宁酸修饰和十二烷基三甲基取代的粘土矿物与四环素间的相互作用,认为作用机理主要有 3 种:粘土矿物表面与质子化了的四环素胺基间的离子交换作用;二者表面二价阳离子间的络合作用;四环素与粘土矿物边面暴露的铝离子间的相互作用。四环素类抗生素是两性电解质,随着 pH 的升高,所带的负电荷量增加,在低 pH 条件下,四环素与粘土矿物的吸附过程中,离子交换作用可能是主导机制;而在 pH 5.0 时,土霉素以两性分子的形式存在,疏水作用成为主要作用机理<sup>[24]</sup>。对于氧化铁矿物吸附土霉素的研究发现,疏水作用微弱,二者相互作用的机制是强烈的表面络合作用<sup>[25]</sup>。离子交换作用在环丙沙星被土壤吸附的过程中占主导作用,而阳离子交换量(CEC)是影响其吸附程度的关键因子<sup>[26]</sup>。此外,武庭瑄等采用批吸附实验方法发现黄土对四环素有较强的吸附能力,添加可溶性腐殖酸可减少土壤对四环素的吸附量,随着土壤溶液中离子强度的增加使四环素在黄土表面吸附量逐渐减少的现象表明四环素在黄土表面的吸附是以阳离子交换作用为主;同时土壤溶液中 pH 的增大也会导致四环素在黄土表面的吸附量减少<sup>[27]</sup>。对于四环素在栅土中吸附和解吸的研究发现,四环素在栅土中不易迁移和淋溶。低 pH 条件明显地促进四环素的吸附;而高 pH 条件下,四环素的吸附受到抑制,并更易于达到最大吸附量。 $\text{Ca}^{2+}$  和  $\text{Mg}^{2+}$  的存在也可以明显降低四环素在栅土上的吸附<sup>[28]</sup>。

Suan 等<sup>[29]</sup>认为土壤对四环素族抗生素的吸附过程主要分为两个阶段,首先抗生素快速地吸附在粘土矿物的外表面,继而抗生素插入粘土矿物的层间。Pils 等<sup>[30]</sup>发现四环素和金霉素被吸附进入蒙脱石的层间,腐殖质的存在会抑制这 2 种抗生素在蒙脱石层间的吸附。氟喹诺酮类抗生素能被粘土矿

物强烈吸附,蒙脱石吸附氟喹诺酮后,其晶层间距离变大,层间距最大能扩展  $0.44 \text{ nm}^{[31]}$ 。

抗生素被土壤吸附后,其活性位点可能被遮蔽<sup>[32]</sup>,导致抗生素的药效降低<sup>[33]</sup>,解吸过程可能重新激活抗生素的活性<sup>[34]</sup>,然而,土壤对抗生素的吸附不一定使其完全失活<sup>[35]</sup>。对恩诺沙星的研究表明,土壤对恩诺沙星具有较强的吸附作用,残留在土壤中的低量恩诺沙星主要被吸附在固体颗粒上,不易释放和随水迁移。土壤中残留的低浓度的恩诺沙星会刺激土壤微生物活性,增加土壤有机碳的矿化;高浓度恩诺沙星则会抑制土壤微生物活性和有机碳的矿化<sup>[36]</sup>。Chander 等<sup>[37]</sup>发现被土壤吸附后的四环素和泰乐菌素都对细菌的生长起到抑制作用,而且被吸附的四环素的抗菌性要大于泰乐菌素,这可能是由于四环素的吸附量较大或是四环素的最小抑菌浓度要低于泰乐菌素。

土壤有机质对抗生素的吸附作用强于土壤矿物。如磺胺嘧啶能强烈吸附在土壤有机质上,且吸附量与有机质组分中的脂类和木质素的含量显著相关<sup>[32]</sup>。土霉素的吸附量也随着土壤有机组分中芳香族化合物的增加而提高<sup>[29]</sup>。四环素类抗生素主要是通过阴离子功能团与腐殖酸和蛋白质进行结合;在微碱性有机肥料中(pH 7.8),泰乐菌素 A 带部分正电荷,主要通过离子键与有机颗粒中带负电荷的基团结合;然而这 2 类抗生素在有机肥料中的分配系数比土壤中的小<sup>[38]</sup>。

近年来对于土壤中兽药抗生素的分配系数( $K_d$ )关注较多。相关研究表明不同种类的抗生素在土壤中吸附的分配系数( $K_d$ )存在差异,磺胺类药物的  $K_d$  值在 0.6~4.9 之间,四环素类药物在 290~1 620 之间,氟喹诺酮类(fluoroquinolone)抗生素则为 310~6 310<sup>[10]</sup>。土霉素能强烈地被土壤吸附,被砂土吸附的  $K_d$  值为 417,砂质壤土的  $K_d$  值则高达 1 026,无明显的解吸现象;泰乐菌素被上述 2 种土壤吸附的  $K_d$  值分别为 8 和 128<sup>[39]</sup>。在土壤淋洗液中,未能检测到土霉素和泰乐菌素,表明抗生素被土壤吸附后迁移性大大降低<sup>[39]</sup>。王丽萍等发现土壤对泰乐菌素的吸附明显高于对磺胺二甲嘧啶的吸附;土壤对泰乐菌素吸附的  $K_d$  值主要与粘粒和氧化铁含量有关,而对磺胺二甲嘧啶的吸附主要与土壤有机质和氧化铁含量相关<sup>[40]</sup>。对大多数抗生素来说,尤其是与土壤结合力较强的四环素类和氟喹诺酮类药物,解吸滞后现象显著<sup>[31,39]</sup>。Sukul 等<sup>[41]</sup>的

研究发现,肥料的存在会显著提高磺胺嘧啶的  $K_d$  值,由 0.1~24.3 增加到 6.9~40.2,他们进而推断在不含肥料的土壤中,磺胺嘧啶类药物容易被淋洗,可能会造成地表或地下水的污染。

### 迁移

有关兽药抗生素迁移特性的数据较少,因为迁移往往与吸附相关联。吸附性能越强的物质,与土壤等介质的结合能力越强,则迁移能力越差。通过土柱淋溶试验发现,土霉素和泰乐菌素的迁移率较低,60%~80%的泰乐菌素在粘砂壤土柱中移动距离为 5 cm,而在砂壤土柱中则可高达 25 cm;在淋洗液中,未能检测到土霉素和泰乐菌素,表明这 2 种抗生素被土壤吸附后迁移性大大降低<sup>[39]</sup>。普锦成等利用田间小区试验,研究了田间实际状况下泰乐菌素和土霉素在 2 种农业土壤中的运移行为。结果表明抗生素在砂质土壤(清水砂)中的下移明显高于粘壤土(泥质田),泰乐菌素在土壤中的垂直迁移强于土霉素<sup>[42]</sup>。实验室模拟试验发现,土霉素在土壤中的扩散符合一级反应动力学,扩散速率随浓度的增加而下降,且好氧条件下的扩散速率大于厌氧条件<sup>[43]</sup>。土壤中溶解性有机质(DOM)的存在可能导致兽药抗生素迁移性的增强<sup>[9]</sup>。Sassman 等<sup>[44]</sup>在研究中提及泰乐菌素 A 向地表水和地下水迁移的情况极少发生。而迁移性强的抗生素在土壤中可能会通过淋洗作用进入地下水,并随着地下水、排水和地表径流汇入地表水。Rab Ile 等<sup>[39]</sup>的研究表明 4 种供试抗生素的迁移性顺序为:灭滴灵 > 奥拉喹多 > 泰乐菌素 > 土霉素。可见,灭滴灵和奥拉喹多汇入地表水和地下水造成污染的可能性要高于泰乐菌素和土霉素。此外还有一些抗生素不仅具有高迁移性,其稳定性也很强,经过动物体的代谢,肥料的处理以及在土壤和水体中净化后都不被降解,这类抗生素可能会进入饮用水中<sup>[10]</sup>,直接威胁人类健康。

### 降解

多数抗生素容易光解,但是光解过程在土壤表层不起主要作用,此时生物降解是关键过程。在进行生物降解的抗生素中,有些种类具有较长的半衰期。Hektoen 等<sup>[45]</sup>研究了土霉素在海洋沉积物中的持久性,发现土霉素的半衰期长达 300 d 左右。实验室模拟试验发现,在好氧条件下,自然土壤中土霉素的半衰期为 29~56 d,灭菌土壤中则为 99~120 d。而在厌氧条件下,未灭菌土壤中土霉素的半

衰期是 43 ~ 62 d, 灭菌土壤中的是 69 ~ 104 d。由此可见, 微生物在土壤中参与了土霉素的降解<sup>[43]</sup>。阿莫西林在粪便中相对稳定, 但在环境中降解性明显增强; 而青霉素-G 则更易降解, 以至于在禽畜粪便中检测不到药物母体的存在<sup>[46]</sup>。普锦成等通过田间小区试验发现, 表层土壤中试验初期抗生素的降解速率大于后期, 且土霉素的消解速率大于泰乐菌素。砂质土壤中抗生素的消解速率在试验初期明显高于粘壤土, 至试验后期, 二者渐趋相似。田间条件下测得的抗生素的消解速率明显低于实验室条件, 这可能与抗生素进入田间深层土壤后稳定性增加有关<sup>[42]</sup>。

兽药抗生素通常在水环境中发生非生物降解, 比如, 光降解、水解和氧化还原降解等。这些过程对兽药抗生素在环境中的消除起到很重要的作用。Paesen 等<sup>[47]</sup>的研究揭示出泰乐菌素 A 在酸性环境下可水解成泰乐菌素 B, 然而在中性或碱性环境中却生成泰乐菌素 A-丁间醇醛和其它的分解产物。泰乐菌素 A 的分解速率受到 pH、缓冲液类型和浓度以及离子强度的影响。Werner 等<sup>[48]</sup>发现吸附在土壤表面或水体表面粘土矿物上的金霉素在阳光直射下, 会发生光解作用, 这应该是金霉素损失的主要过程。

## 结 语

近年来, 关于兽药抗生素在土壤中的吸附、迁移和降解方面的研究较多。抗生素的类型主要涉及四环素类、磺胺类和氟喹诺酮类, 也包括一些大环内酯类, 如泰乐菌素。这几年的研究热点开始由四环素类转到磺胺类药物。研究内容涵盖抗生素的吸附机理、影响吸附的相关因素(包括 pH、CEC、离子强度和土壤有机质等)、抗生素在土壤中的淋洗扩散过程以及抗生素的降解消除等。由于兽药抗生素的种类繁多, 化学结构复杂, 如四环素在不同环境 pH 下, 存在 3 种不同化学形态。因此, 要阐明类似药物在土壤中的吸附机理和迁移过程存在一定的难度。就四环素而言, 仍需大量的研究方可进一步明晰其吸附机制。

对于兽药抗生素在土壤中的行为研究应集中在以下几个方面: (1) 深入研究抗生素在土壤中的吸附过程。已有的研究多选择模式矿物等单一组分, 这样的实验条件与天然的土壤环境有一定差距。因此以后的研究应从选择模式矿物过渡到选择自然土

壤。利用天然土壤进行相关试验, 更能还原抗生素的自然作用状态。(2) 继续开展抗生素在土壤中迁移过程的研究。在不同的土壤类型中抗生素的迁移规律是有很大大差异的, 而目前对于土壤的物理及化学性质对抗生素迁移影响方面的研究很有限。因此相关的研究有待广泛开展。(3) 关注抗生素对土壤微生物群落的影响。应用分子生物学手段结合传统分离培养方法对抗生素存在条件下, 土壤微生物种类组成、功能变异进行研究。具体应就土壤微生物对兽药抗生素响应机制、兽药抗生素与微生物群落功能之间相互关系以及可能诱导产生的土壤微生物群落抗性的发展规律等方面开展工作。

## 参 考 文 献

- [1] BOGAARD A E V D, STOBBERINGH E E. Epidemiology of resistance to antibiotics links between animals and humans[J]. *Int J Antimicrob Ag*, 2000, 14: 327-335.
- [2] JJEMBA P K. The potential impact of veterinary and human therapeutic agents in manure and biosolids on plants grown on arable land: a review[J]. *Agr Ecosyst Environ*, 2002, 93, 267-278.
- [3] KAY P, BLACKWELL P A, BOXALL A B A. Column studies to investigate the fate of veterinary antibiotics in clay soils following slurry application to agricultural land[J]. *Chemosphere*, 2005, 60: 497-507.
- [4] HALLING-SØRENSEN B, NIELSEN S N, LANZKY, et al. Occurrence, fate and effects of pharmaceutical substances in the environment-a review[J]. *Chemosphere*, 1998, 36: 357-393.
- [5] 陈昌福, 田甜, 贺中华, 等. 盐酸土霉素对人工致病克氏原螯虾的治疗效果研究[J]. *华中农业大学学报*, 2009, 28(5): 600-603.
- [6] J ØRGENSEN S E, HALLING-SØRENSEN B. Drugs in the environment[J]. *Chemosphere*, 2000, 40: 691-699.
- [7] GAVALCHIN J, KATZ S E. The persistence of faecal-borne antibiotics in soil[J]. *J AOAC Int*, 1994, 77(2): 481-485.
- [8] VACLAVIK E, HALLING-SØRENSEN B, INGERSLEV F. Evaluation of manometric respiration tests to assess the effects of veterinary antibiotics in soil[J]. *Chemosphere*, 2004, 56: 667-676.
- [9] THIELE-BRUHN S, SEIBICKE T, SCHULTEN H R, et al. Sorption of sulfonamide pharmaceutical antibiotics on whole soils and particle-size fractions[J]. *J Environ Qual*, 2004, 33: 1331-1342.
- [10] TOLLS J. Sorption of veterinary pharmaceuticals in soils: a review[J]. *Environ Sci Technol*, 2001, 35(17): 3397-3406.
- [11] HIRSCH R, TERNES T, HABERER K, et al. Occurrence of antibiotics in the aquatic environment[J]. *Sci Total Environ*,

- 1999, 225:109-118.
- [12] UCS (Union of Concerned Scientist). Hogging it: estimates of antimicrobial abuse in livestock [EB/OL]. (2004-07-04) [2009-12-10] [http://www.ucusa.org/food\\_and\\_agriculture/science\\_and\\_impacts/impacts\\_industrial\\_agriculture/hogging-it-estimates-of.html](http://www.ucusa.org/food_and_agriculture/science_and_impacts/impacts_industrial_agriculture/hogging-it-estimates-of.html).
- [13] USDA (United States Department of Agriculture), Animal and Plant Health Inspection Service, Veterinary Services, National Animal Health Monitoring system (US). Antibiotic usage in premarket swine[G]// Fort Collins CO. Centres for Epidemiology and Animal Health. APHIS Veterinary Services factsheet. USDA:APHIS,1996.
- [14] HERRIGAN L, LAWRENCE R S, WALKER P. How sustainable agriculture can address the environmental and human health harms of industrial agriculture[J]. *Environ Health Perspect*, 2002, 110:445-456.
- [15] KELLOGG R L, LANDER C H, MOFFITT D C, et al. Manure nutrients relative to the capacity of cropland and pastureland to assimilate nutrients: spatial and temporal trends for the United States[M]. Washington, D. C.: US Department of Agriculture Publication, 2002.
- [16] UNGEMACH F R. Figures on quantities of antibacterials used for different purposes in the EU countries and interpretation [J]. *Acta Vet Scand Suppl*, 2000, 93:89-97.
- [17] EU DIRECTIVE 70/527/EEC. Consolidated text produced by the CONSLEG system of the office for official publishing of the European Communities[S]. CONSLEG:[s. n.], 1970.
- [18] SARMAH A K. Environmental fate of veterinary antibiotics (growth promoters) -an overview[R]. Christchurch, New Zealand:New Zealand Water & Wastes Association on behalf of the SETAC/ASE 2003 Conference Organising Committee, 2003.
- [19] MITEMA E S, KIKUVI G M, WEGENER H C, et al. An assessment of antimicrobial consumption in food producing animals in Kenya [J]. *J Vet Pharmacol Therap*, 2001, 24: 385-390.
- [20] WHO. Monitoring antimicrobial usage in food animals for the protection of human health: report of WHO consultation [R]. Oslo, Norway: WHO/CDS/CSR/EPH/2002, 2001.
- [21] 侯放亮. 饲料添加剂应用大全 [M]. 北京: 中国农业出版社, 2003:270.
- [22] RICHARDSON B J, LAM P K S, MARTON M. Emerging chemicals of concern: pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) in Asia, with particular reference to Southern China [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2005, 50(9):913-920.
- [23] SITHOLE B, GU Y R D. Models for tetracycline in aquatic environments 1. Interaction with bentonite clay systems [J]. *Water Air Soil Poll*, 1987, 32:303-314.
- [24] KULSHRESTHA P, ROSSMAN J R F G, AGA, D. Investigating the molecular interactions of oxytetracycline in clay and organic matter: insights on factors affecting its mobility in soil [J]. *Environ Sci Technol*, 2004, 38:4097-4105.
- [25] FIGUEROA R A, MACKAY A A. Sorption of oxytetracycline to iron oxides and iron oxide-rich soils [J]. *Environ Sci Technol*, 2005, 39(17):6664-6671.
- [26] VASUDEVAN D, BRULAND G L, TORRANCEET B S, et al. pH-dependent ciprofloxacin sorption to soils: interaction mechanisms and soil factors influencing sorption [J]. *Geoderma*, 2009, 151(3/4):68-76.
- [27] 武庭璋, 周敏, 郭宏栋, 等. 四环素在黄土中的吸附行为 [J]. *环境科学学报*, 2008, 28(11):2311-2314.
- [28] 焦少俊, 孙兆海, 郑寿荣, 等. 四环素在乌栅土中的吸附与解吸 [J]. *农业环境科学学报*, 2008, 27(5):1732-1736.
- [29] SUAN D T, DMITRENKO L V. Effect of the structure of sulfonamides on the sorption of the antibiotic tetracycline [J]. *Appl Biochem Microbiol*, 1994, 30:629-633.
- [30] PILS J R V, LAIRD D A. Sorption of tetracycline and chlortetracycline on K<sup>+</sup> and Ca<sup>2+</sup>-saturated soil clays, humic substances, and clay-humic complexes [J]. *Environ Sci Technol*, 2007, 41(6):1928-1933.
- [31] NOWARA A, BURHENNE J, SPITELLER M. Binding of fluoroquinolone carboxylic acid derivatives to clay minerals [J]. *J Agric Food Chem*, 1997, 45:1459-1463.
- [32] THIELE S. Adsorption of the antibiotic pharmaceutical compound sulfapyridine by a long-term differently fertilized loess chernozem [J]. *J Plant Nutr Soil Sci*, 2000, 163:589-594.
- [33] INGERSLEV F, HALLING-SØRENSEN B. Biodegradability properties of sulfonamides in activated sludge [J]. *Environ Toxicol Chem*, 2000, 19:2467-2473.
- [34] HALLING-SØRENSEN B, SENDEL ØV G, Tjørnelund J. Toxicity of tetracyclines and tetracycline degradation products to environmentally relevant bacteria, including selected tetracycline-resistant bacteria [J]. *Arch Environ Contam Toxicol*, 2002, 42:263-271.
- [35] HALLING-SØRENSEN B, SENDEL ØV G, INGERSLEV F, et al. Reduced antimicrobial potencies of oxytetracycline, tylosin, sulfadiazin, streptomycin, ciprofloxacin, and olaquinox due to environmental processes [J]. *Arch Environ Contam Toxicol*, 2003, 44:7-16.
- [36] 王丽平, 章明奎, 郑顺安. 土壤中恩诺沙星的吸附-解吸特性和生物学效应 [J]. *土壤通报*, 2008, 39(2):393-397.
- [37] CHANDER Y, KUMAR K, GOYAL S M, et al. Antibacterial activity of soil-bound antibiotics [J]. *J Environ Qual*, 2005, 34(6):1952-1957.
- [38] LOKE M L, Tjørnelund J, HALLING-SØRENSEN B. Determination of the distribution coefficient (log *K<sub>d</sub>*) of oxytetracycline, tylosin A, olaquinox and metronidazole in manure [J]. *Chemosphere*, 2002, 48:351-361.
- [39] RABØLLE M, SPLIID N H. Sorption and mobility of metronidazole, olaquinox, oxytetracycline and tylosin in soil [J]. *Chemosphere*, 2000, 40:715-722.
- [40] 王丽平, 章明奎. 土壤性质对抗生素吸附的影响 [J]. *土壤通报*,

- 2009,40(2):420-423.
- [41] SU KUL P, LAMSHØFT M, ZÜHLKE S, et al. Sorption and desorption of sulfadiazine in soil and soil-manure systems[J]. *Chemosphere*, 2008, 73(8):1344-1350.
- [42] 普锦成, 章明奎. 泰乐菌素和土霉素在农业土壤中的消解和运移[J]. *中国生态农业学报*, 2009, 17(5):954-959.
- [43] YANG J F, YING G G, ZHOU L J, et al. Dissipation of oxytetracycline in soils under different redox conditions[J]. *Environ Poll*, 2009, 157(10):2704-2709.
- [44] SASSMAN S A, SARMAH A K, LEE L S. Sorption of tylosin A, D, and a-aldol and degradation of tylosin A in soils[J]. *Environ Toxicol Chem*, 2007, 26(8):1629-1635.
- [45] HEKTOEN H, BERGE J A, HORMAZABAL V, et al. Persistence of antibacterial agents in marine sediments[J]. *Aquaculture*, 1995, 133:175-184.
- [46] CHRISTIAN T, SCHEIDER R J, FÖRBER H A, et al. Determination of antibiotic residues in manure, soil and surface waters[J]. *Acta Hydrochim Hydrobiol*, 2003, 31(1):78-79.
- [47] PAESEN J, CYPERS W, BUSSON R, et al. Isolation of decomposition products of tylosin using liquid chromatography[J]. *J Chromatogr*, 1995, 699:99-106.
- [48] WERNER J J, MCNEILL K, ARNOLD W A. Photolysis of chlortetracycline on a clay surface[J]. *J Agr Food Chem*, 2009, 57(15):6932-6937.

## Advances on the Performance of Veterinary Antibiotics in Soil

WANG Chun-hong<sup>1</sup> LIANG Wei<sup>1</sup> XUE Ai-fang<sup>2</sup>  
CAI Peng<sup>1</sup> RONG Xing-min<sup>1</sup> HUANG Qiao-yun<sup>1</sup>

1. *College of Resources and Environment, Huazhong Agricultural University, Wuhan 430070, China;*  
2. *College of Sciences, Huazhong Agricultural University, Wuhan 430070, China*

**Abstract** Veterinary antibiotics are extensively used as prophylactics, therapeutical medicines, growth promoters and additives in livestock production. The antibiotics are excreted mostly unmetabolized in feces and urine after administration to livestock. After entering into the soil, the residues undergo some processes of sorption, transportation, degradation and so on. These behaviors will determine the potential effects of antibiotics in the soil such as inducing antibiotic-resistance genes, disrupting indigenous microbial populations or contaminating groundwater, and even surface water. Based on the recent researches developments in the recent years, a summary is presented on the performance of veterinary antibiotics in the soil and directions of future research are recommended as well.

**Key words** veterinary antibiotics; soil; adsorption; transportation

(责任编辑:张志钰)