

BAOQIDAI TUCENGZHONG YOUJIZHI
QUDONG DE SHENGWU FANXIAOHUA
ZUOYONG TUODAN SHIYANYANJIU

包气带土层中有机质驱动的生物反硝化作用脱氮 试验研究

张 云 侯宏冰 张耿源 宋 超 王晶晶 著



地质出版社

国家基本科研业务费项目“包气带剖面有机质驱动生物反硝化脱氮研究”(SK07017)

国家高技术应用部门发展项目“污染土体和地下水的原位微生态修复技术——以氮素污染为例”

联合资助

“中原典型城市地质环境调查及信息系统建设综合研究”项目(12120114011701)

包气带土层中有机质驱动的生物 反硝化作用脱氮试验研究

张 云 侯宏冰 张耿源 著
宋 超 王晶晶

地 质 出 版 社

· 北 京 ·

内 容 简 要

广泛的农业施肥已引起了地下水的显著污染, 尤其在我国北方地区这种污染现象更加突出, 它造成了地下水中硝酸盐的大面积超标。包气带土层是防护此类污染的重要媒介, 其中的微生物反硝化作用是这一防护力量的主要贡献之一, 它可较彻底地清除土层中残留的农肥转化氮素, 但这一清除作用受到了较多因素的复杂影响, 使其自然脱氮能力大为降低, 探索增强这种脱氮能力的方法技术, 对防护农肥转化氮素污染地下水方面具有重要指导意义。本书依托几个主要研究项目, 选择在农肥转化氮素污染地下水的防控中最具核心影响作用的“土层有机碳源含量”因子, 以石家庄平原某地为典型包气带土层场地, 从“开展包气带土层有机质驱动的生物反硝化作用脱氮研究分析”、“研究试验地点概况与田间试验系统构建”、“农田包气带土层的有机质变化”、“农田包气带土层中有机质驱动的生物反硝化作用脱氮效应”、“包气带土层的生物反硝化作用特点”、“土壤反硝化强度测定方法改进”、“应用成果方式及存在问题”等不同方面, 研究阐述了包气带土层中有机质驱动的生物反硝化作用脱氮的变化效应, 探索了包气带土层中有机碳源对生物反硝化作用脱氮的有效驱动及规律, 可为农肥转化氮素污染地下水的防控实践提供科学指导, 也可指导农田施肥或制定农田氮素含量容许规范等, 以及为其他相关科学研究提供参考借鉴。成果可以单位重量土层或单位土层有机碳含量产生的反硝化脱氮强度值形式应用。

本书可供科研院所相关专业人员、高等院校相关专业师生, 以及农业部门、环保部门科技管理人员参考阅读。

图书在版编目 (CIP) 数据

包气带土层中有机质驱动的生物反硝化作用脱氮试验
研究 / 张云等著. —北京: 地质出版社, 2016. 6

ISBN 978 - 7 - 116 - 09698 - 1

I. ①包… II. ①张… III. ①包气带 - 土层 - 有机质
层 - 生物处理 - 反硝化作用 - 试验研究 IV. ①X53

中国版本图书馆 CIP 数据核字 (2016) 第 111504 号

责任编辑: 蔡卫东 赵俊磊

责任校对: 王素荣

出版发行: 地质出版社

社址邮编: 北京海淀区学院路 31 号, 100083

电 话: (010) 66554528 (邮购部); (010) 66554628 (编辑室)

网 址: <http://www.gph.com.cn>

传 真: (010) 66554686

印 刷: 北京地大天成印务有限公司

开 本: 787 mm × 1092 mm ¹/₁₆

印 张: 8

字 数: 200 千字

版 次: 2016 年 6 月北京第 1 版

印 次: 2016 年 6 月北京第 1 次印刷

定 价: 50.00 元

书 号: ISBN 978 - 7 - 116 - 09698 - 1

(如对本书有意见或建议, 敬请致电本社; 如本书有印装问题, 本社负责调换)

第一作者简介

张云，男，1963年生，云南省保山市人，工程师。1984年毕业于昆明地质学校地球物理勘探专业，同年进入中国地质科学院水文地质工程地质研究所从事水文地质、工程地质研究工作。1987~1990年又选学水文地质、工程地质专业。1994年获工程师任职资格，2002年进入了中国地质科学院水文地质环境地质研究所科技创新基地，侧重生态环境污染评价、地质微生物应用测试、土壤地下水污染防治、环境地质调查等研究工作。参加过国家高技术研究发展计划（“863”计划）项目、国家重点基础研究发展计划（“973”计划）项目、国家高技术应用部门发展项目、国家自然科学基金项目、国家地质调查项目等30余项。创新提出了1套垃圾场渗滤液污染生态环境的评价方法体系，1套水质污染评价方法体系，1套包气带土层阻控农田氮素污染地下水的的功能方法体系，1套治理地下水氮污染的工程技术方法，1套利用北调江水调蓄石家庄地下水的工程技术方法，1套包气带土层的反硝化测定方法技术，1套农田氮肥污染地下水的组合防控技术等。在国内外公开刊物发表论文近70篇，其中以第一作者身份在核心刊物上发表论文26篇，联合著书8部，获部科技进步三等奖一项。

E-mail: zhangyun9198@sohu.com

前 言

我国的农业施肥极大地促进了粮食增产。但其作物利用率却只有 30% ~ 40%，残留的一部分加上土壤中有机物矿化产生的一些组分（例如，氮素）易淋洗至作物根吸范围以下，进入地下水中形成污染^[1,2]，危及地下水的质量安全，影响经济发展。有研究表明，这种污染与施肥量呈正相关性分布^[3,4]，且当施入肥料超过作物最高产量所需量时，土壤中由肥料转化的较稳定态氮 - 硝态氮被淋洗到地下水中的量显著增加^[7]，并在地下水位埋藏较深的地区是以硝酸盐氮污染为主^[2,4-6]。农肥的不断施用对地下水的污染压力已日益严重^[7]，地下水一旦遭受污染，将很难治理或必须付出高昂的治理代价。保护水资源、防护地下水污染，已是刻不容缓之事。进行对地下水污染防治的相关研究，将具有重要现实意义。

如何针对此类地下水污染进行有效防护与治理，保护水资源，将是世界各国共同应对的难题。要防治这种大面积的地下水污染，既要注重治理或阻断污染源流的产生，更要重视与之相伴存的环境载体的防污能力的研究，才能更好地有针对性、低成本地解决和控制类似污染问题。施入田间的大量肥料易转化为硝酸盐氮易溶盐，被淋洗进入地下水中形成污染。而对于农肥污染地下水的防控而言，包气带土层中的反硝化作用是其可依赖的根本力量。自 1882 年由 Gayon 和 Dupetit 提出反硝化作用以来，这一理论得到了大力发展和广泛应用。大量实践揭示，包气带土壤中生存着大量的微生物反硝化菌群，它们是整个氮素循环过程的重要推进力量。这些微生物反硝化菌群借助土壤中的有机碳源为电子供体，硝酸盐氮为电子受体，进行兼氧呼吸使硝酸盐氮得以转化、消散，完成了土层对硝酸盐氮的清除、净化作用（即反硝化作用）。其主要反应式为： $12\text{NO}_3^- + 5\text{C}_2\text{H}_5\text{OH} + (\text{脱氮菌}) \rightarrow 6\text{N}_2 + 10\text{CO}_2 + 12\text{OH}^- + 9\text{H}_2\text{O}$ 。表明包气带土层具有消散、转化其中滞留氮素的功能，这为土层利用反硝化作用消散、清除残留农肥污染氮素奠定了理论基础。地下水位之上的包气带土层是层圈相互作用及由地表向地下传输物质和能量的过渡地带，在其剖面上由一定比例黏粒成分构成的黏性土层及相邻土层构成的生物地球化学屏障和锋面以及微生物学特征，为农肥转移氮素污染地下水的防护开辟了途径，是阻控、拦截这种农肥污染源流的直接屏障，它的较好土质结构层可使较多农肥转移氮素在此得到阻控与消散。其中的生物反硝化作用脱氮的实质，即是土层在一定环境条件下借助其中的生物反硝化菌群，在土层厚度和渗透性决定的水土作用时间内，以水土系统中的有机质量驱动控制的反硝化作用，对淋洗 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 不断进行有效转化和消散的过程。这一过程，主要受到土质结构、有机碳源（有机质）含量、土层湿度、土层厚度、土层渗透性、土层温度、 pH 、 E_h 等因素的影响。其中：

(1) 有机碳源含量, 是驱动反硝化作用进行的动力源因子, 它直接决定了反硝化作用的特征及其强度水平。土壤中的有机碳源, 主要来源于地面或地表浅部的动植物残体、作物根系以及排泄物入渗和土壤中的微生物残体等, 并主要经历入渗水淋洗运移、土层吸附及微生物降解而变化^[12,13]。此外, 人为排污、农田施入有机肥、秸秆还田等也可引起土层中有机质含量的变化。因此, 有机质含量对土层中的反硝化作用脱氮影响, 可通过针对一定剖面结构土层中的有机质变化(自然状态和人为加入)驱动的生物反硝化作用与强度特征来反映, 且这个有机质含量主要是指土层中的生物活性有机碳或土壤矿化碳而言。它易被微生物利用和转化, 与易测试的水溶性有机质含量呈显著正相关^[14], 可通过建立生物活性有机碳或土壤矿化碳含量与水溶性有机质含量的变化关系, 来间接测试水溶性有机质含量, 达到快速了解生物活性有机碳或土壤矿化碳含量的目的。

(2) 土质剖面结构、土层厚度及土层渗透性等对土层反硝化作用脱氮的影响, 是体现土层土质和空间结构特征外显效应的综合反映。土质结构剖面、土层渗透性、土层厚度等皆为土层反硝化作用脱氮的内在影响因子, 它们的影响特点相近, 可一并归属为土质结构剖面特征因子。不同土质结构剖面土层引起的反硝化作用强度不同、深度不同, 可承担对地下水的防护作用及能力亦不相同。因此, 土质结构剖面、土层厚度及土层渗透性等对土层反硝化作用脱氮的影响, 可通过在不同剖面结构土层下的反硝化作用与强度特征来反映。

(3) 土层湿度, 是影响反硝化菌群活动的必需条件因子, 只有土层具备一定的湿度, 土壤中的反硝化作用才能顺利进行。但对于北方农田包气带土层而言, 当处在最大埋深蒸发零通量面以下部位时, 土壤湿度不构成反硝化作用脱氮的限制性影响因子。而当处在最大埋深蒸发零通量面以上部位时, 只有在降雨或灌溉时期, 才会显著产生反硝化作用的脱氮效应, 此时, 土层的湿度才成为土壤反硝化作用脱氮的限制性影响因子。因此, 为更全面和客观地揭示土层中的反硝化作用脱氮效应, 相关的野外场地研究工作宜选择在降雨或灌溉时进行。

(4) 对于土温、pH、 E_h 等反映环境状态的影响因子而言, 它们对土壤反硝化作用脱氮的影响具有一定的区间适宜性, 是土壤反硝化作用脱氮的微环境影响因子。土温、pH、 E_h 等在一个适宜的范围内波动将有利于反硝化作用的进行。但这方面的影响还取决于土壤保持的湿润时期及其长短。因为, 其一, 土温一般较气温变化缓慢而滞后, 一般在土层可保持湿润的较短时期内, 同一深度的土温变化不大, 但不同深度则有明显变化。其二, 土壤具有较大的缓冲特性, 土壤中的 pH、 E_h 一般可在满足细菌适宜生长的范围内变动。因此, 一般情况下, 土温、pH、 E_h 等对土壤反硝化作用脱氮的影响较小。可针对一定的剖面结构土层, 在土壤湿润条件下产生的反硝化作用与强度特征来反映。

以上这些影响因素, 各有特点, 分别在包气带土层针对农肥氮素污染地下水的防控中承担了各自不同的影响作用。但其中最重要的影响作用, 便是包气带土层中的有机碳源含量对其生物反硝化作用脱氮的有效驱动影响, 它们在包气带土层针对农肥氮素污染地下水的防控中起着关键性的控制作用, 是最重要的核心影响问题, 只有解决好了这个核心问题, 其他问题才能迎刃而解。

考虑了上述影响作用,即可设计开展针对包气带土层中有机质驱动的生物反硝化作用脱氮的试验研究,但目前针对包气带土层中的反硝化作用与有机质分布的涉及深度,还认识不同。有认为只涉及浅表部的^[15],有认为涉及影响到较深部位的^[16,17],还有认为深部、浅部都会涉及影响到的^[18],总之,观点不一,这与他们各自研究的侧重点与试验条件不同有关。但不论基于哪种观点,都需要认识了解包气带土层中有机质驱动的生物反硝化作用脱氮效应与强度特征问题,才能有助于解决农肥转移氮素污染地下水的有效防护问题。

因此,开展针对农田包气带土层中有机质驱动的生物反硝化作用脱氮的试验研究,将在认识包气带土层针对农肥氮素污染地下水的防控以及在秸秆还田下提高此防控能力方面;在指导不同区域不同包气带土层条件下的地表施肥、排污、秸秆还田及制定农田包气带土层最大可接纳氮素含量规范和出台相关的评价方法方面;在进一步丰富包气带土层中的溶质氮与土、水、气的均衡作用及微生物作用转化理论方面等均具有重要促进意义。

本书由国家基本科研业务费项目“包气带剖面有机质驱动生物反硝化脱氮研究”(SK07017),国家高技术应用部门发展项目“污染土体和地下水的原位微生态修复技术——以氮素污染为例”,以及“中原典型城市地质环境调查及信息系统建设综合研究”项目(12120114011701)等联合资助完成。由张云(中国地质科学院水文地质环境地质研究所)主要执笔,张耿源(河北省地矿局国土资源勘查中心)辅助执笔,并经侯宏冰等其他同志(中国地质科学院水文地质环境地质研究所)一同研究修改完成。其中,张云主要执笔完成了前言、第一章部分、第三章、第四章、第五章、第六章、第七章部分、第八章等的编写,张耿源主要执笔完成了第一章部分和第二章的编写,并参与了前言编写及编绘了大部分图件、照片,以及查阅参考文献和主要参与了相关项目的前期研究工作等。侯宏冰及其他同志主要参与了研究、修改工作,并参与了相关项目的研究工作及部分图件编制工作。

本书的出版,将为科研院所、院校相关专业人员、学生、研究生等在该领域的研究提供参考,为农业部门,环境保护部门等针对农田施肥污染地下水现象制定应对策略以及制定出台农田氮污染容许规范等提供借鉴。

目 录

前 言

第一章 开展包气带土层中有机质驱动的生物反硝化作用脱氮研究分析	(1)
第一节 包气带土层中有机质驱动的生物反硝化作用脱氮影响	(1)
第二节 开展包气带土层中有机质驱动的生物反硝化作用脱氮研究的难点、 切入点及相关方法分析	(4)
第二章 研究试验地点概况与田间试验系统构建	(9)
第一节 研究试验地点概况	(9)
第二节 田间试验系统构建	(12)
第三章 农田包气带土层的有机质变化	(14)
第一节 土壤有机质变化研究方法选择	(14)
第二节 农田包气带土壤矿化碳与淋溶有机碳的相关性变化	(15)
第三节 农田包气带土层有机碳淋溶量与滞留量的变化关系	(19)
第四节 农田包气带剖面土壤有机碳的分布、变化	(28)
第五节 本章结论	(33)
第四章 农田包气带土层中有机质驱动的生物反硝化作用脱氮效应	(35)
第一节 土壤反硝化作用脱氮的测定方法遴选	(35)
第二节 土壤有机碳变化驱动的生物反硝化作用脱氮效应	(39)
第三节 不同土质、厚度土层的反硝化脱氮强度变化特征	(48)
第四节 不同水势下土层的反硝化脱氮强度变化	(51)
第五节 本章结论	(61)
第五章 包气带土层剖面的生物反硝化作用特点	(63)
第一节 包气带土层中的反硝化脱氮菌群繁殖适应期特点	(63)
第二节 包气带土层的反硝化菌群分布及其作用产物特征	(67)
第三节 包气带土壤有机氮的矿化特性	(70)
第四节 本章结论	(79)
第六章 土壤反硝化强度测定方法改进探索	(81)
第一节 问题的提出	(81)

第二节 添加硝化抑制剂消除干扰的反硝化强度测定方法探索 (82)

第三节 依托原状土层消除干扰的原位反硝化强度测定方法探索 (94)

第四节 本章结论 (106)

第七章 应用成果方式及存在问题 (107)

第一节 应用成果方式 (107)

第二节 存在问题及建议 (107)

第八章 总结论 (110)

参考文献 (113)

致 谢 (115)

第一章 开展包气带土层中有机质驱动的生物反硝化作用脱氮研究分析

包气带土层是层圈进行物质交流转化的重要场所。在其剖面上由不同土粒结构及其物质成分构成的土层以及土层和相邻土层间的化学、生物地球化学屏障与锋面及其微生物学特征，为土层内及土层间的物质作用与转化开辟了途径。其中生存着大量的微生物菌群，一些菌群利用分解土壤有机碳或硫和硫化物提供的“还原”电子通过呼吸电子传递链传递给末端电子受体硝酸盐或亚硝酸盐，将其还原为 N_2 和 N_2O ，并经土壤孔隙消散到大气中，能量则通过电子传递的磷酸化作用被保存下来，形成了包气带土层对硝酸盐氮等的去除作用，即生物反硝化作用。并主要受到微生物转化、土层结构性质、土壤有机质含量等众多因素的制约影响，而土壤有机质含量是其中最具核心影响力的因子。因此，针对包气带土层中有机质驱动的生物反硝化作用脱氮研究将最具现实意义。

但针对包气带土层中有机质驱动的生物反硝化作用脱氮的影响因素及机理错综复杂，研究的切入点也纷繁复杂，不同的切入点研究得到的结论认识会有较大差异。而恰当选择好研究的切入点，将使研究工作事半功倍，成果显著。

以下从分析包气带土层中有机质驱动的生物反硝化作用脱氮的影响方面入手，探究开展包气带土层中有机质驱动的生物反硝化作用脱氮的试验研究难点、切入点及相应研究方法。

第一节 包气带土层中有机质驱动的生物反硝化作用脱氮影响

影响包气带土层中有机质驱动的生物反硝化作用脱氮的因素很多，概括起来有，微生物转化作用、土层结构性质及物质含量、土层持水量、土层水分运移零通量面变化、水土淋溶时间、土层孔隙气体分布等诸多重要方面的影响。

一、影响因素特点

（一）微生物作用影响

微生物的繁殖代谢作用是各类农肥污染物质消散、转化的主要力量。其中，主要包括农肥向 NH_4^+ 的转化、 NH_4^+ 向 NO_3^- 的转化以及 NO_3^- 向 NO_2^- 、 NO 、 N_2O 、 N_2 等的转化与消散，它们涉及氨化细菌、硝化细菌、反硝化细菌类微生物的繁殖代谢活动，它们的繁殖活性将递次影响农肥主要含量物质氮素的转化效率与速率。首先，兼氧性氨化细菌类将田

间有机物分解、转化为铵态氮 ($\text{NH}_4^+\text{-N}$), 储存在土层中, 并受田间持水量、土温、pH、透气性、含氮有机化合物 C/N 比、土层有机质含量等的综合影响, 形成包气带土层防护农肥污染地下水的第二步微生物作用转化影响。其次, 由有机物转化的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$, 连同施肥的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$, 被大量吸附在土层里 (只要不超出其有效吸附容量), 土层中吸附的 NH_4^+ , 在温度、湿度、pH、 E_h 、溶解氧、碱度等的适宜条件下, 会硝化转化为 NO_3^- 、 NO_2^- , 硝化菌群是这一转化的主要承担者。土层中 NH_4^+ 量越大, 溶解氧、碱度水平越高, 越有利于硝化作用的进行。其主要反应式为: $\text{NH}_4^+ + 3/2\text{O}_2 + (\text{亚硝化菌}) \rightarrow \text{NO}_2^- + 2\text{H}^+ + \text{H}_2\text{O}$, $\text{NO}_2^- + 1/2\text{O}_2 + (\text{硝化菌}) \rightarrow \text{NO}_3^-$, NO_2^- 不稳定, 又易转化为稳定的 NO_3^- ^[1], 蓄积在土层毛细水或弱结合水中, 形成包气带土层防护农肥污染地下水的第二步微生物作用转化影响。再次, 蓄积的 NO_3^- 在脱氮菌群的参与下, 进行以有机碳源为电子供体、硝酸氮为电子受体的缺氧代谢活动而得以消解。其主要反应式为: $12\text{NO}_3^- + 5\text{C}_2\text{H}_5\text{OH} + (\text{脱氮菌}) \rightarrow 6\text{N}_2 + 10\text{CO}_2 + 12\text{OH}^- + 9\text{H}_2\text{O}$ ^[1], 这个作用强度受有机物含量、土温、湿度、pH、 E_h 、土质结构、地面种植、地下水埋深等因素影响, 形成包气带土层防护农肥污染地下水的第三步微生物作用转化影响。可见土层中的微生物作用对农田施肥污染地下水的防护影响错综复杂。另据任福弘、张胜等人对钻孔土样的研究揭示, 在 20m 深的连续土层剖面上均有氨化细菌、硝化菌群、脱氮菌群的明显分布^[2,3], 表明土层中完全具备氮素转化的微生物种群, 土层对农肥主要物质——氮素的转化, 又将逐一受到影响这些微生物代谢繁殖因子的制约。

(二) 土层结构性质及物质含量影响

土层性质影响有以下几个方面:

1. 土质成分影响

土质成分代表了土层的内在特性, 由土层矿物成分、化学成分及土粒大小组合构成。土层的矿物成分、化学成分及土粒大小组合不同, 形成土层土质与结构会有较大差异, 决定了土层内的各种化学反应、生物化学反应以及土层对农肥中 NH_4^+ 等的有效吸附容量及土层持水量也将各不相同。土粒越细小以及土中所含黏土矿物和有机质含量越高, 且土质成分中矿物晶格物质组成越与溶液中溶质成分接近, 土层的吸附性就越强, 对农肥中 NH_4^+ 等的有效吸附容量也越大, 持水量也越大, 土层中的物质与溶质发生置换反应、化合反应、络合反应、螯合反应等也将越丰富, 形成的对农田施肥污染地下水的防护作用就越强; 反之亦然。

2. 土层中的有机质含量影响

土层有机质含量即有机碳源含量, 是驱动反硝化作用进行的动力源因子, 它直接决定了反硝化作用的特征和其强度水平。土壤中的有机碳源, 主要来源于地面或地表浅部的动植物残体及作物根系与排泄物入渗和土壤中的微生物残体等, 并主要经入渗水淋洗运移、土层吸附及微生物降解而变化^[4,5]。此外, 人为排污、农田施入有机肥、秸秆还田等也可引起土层中有机质量的变化。因此, 有机质含量对土层中反硝化作用的影响, 可通过针对一定剖面结构的土层中有机质的变化 (自然状态和人为加入) 驱动的生物反硝化作用与强度特征来反映, 且这个有机质含量主要是指土层中的生物活性有机碳或土壤可矿化碳

(土壤中可被微生物降解转化的有机碳含量)而言。它易被微生物利用和转化,与易测试的水溶性有机质含量呈显著正相关^[6],可通过建立生物活性有机碳或土壤可矿化碳含量与水溶性有机质含量的变化关系,来间接测试水溶性有机质含量,达到快速了解生物活性有机碳或土壤可矿化碳含量的目的。

3. 土层颗粒结构影响

土层颗粒结构不同,决定其密度、孔隙大小、孔隙度等不同。土层颗粒越细小、越密实,其渗透性就越差,其间的各类化学反应、生物硝化反应、反硝化反应就越充分,消散、去除的污染物质就越大,防护能力也就越强;反之亦然。

4. 水土淋溶时间影响

由土层的厚度、渗透性决定。土层厚度越大,水土淋溶时间越长,防护能力也越强;反之,渗透性越大,水土淋溶时间越小,防护能力就越弱。

(三) 土层水分运移零通量面影响

土层水分运移零通量面是指因气候和土层土质结构的综合影响作用,在一年或一季时间内于土层某一深度产生水分运移量为零值的界面,一般不稳定,易随气候波动,并受气候、土质、土粒结构、含水量、孔隙连通性等综合影响。这些影响表现为:土层颗粒、孔隙、连通性等越粗、越大、越好,水分运移零通量面埋深就越大。气温、气压、风力等越高、越小、越强,蒸发量就越大,水分运移零通量面也越深。且当入渗水量小于土层持水量与原自然持水量的差值时,水分运移零通量面埋深越大,污染防治能力就越强。而当入渗水量大于土层持水量与原自然持水量的差值时,则水分运移零通量面埋深越大,污染防治能力就越弱。其中,影响最为突出的是水分运移零通量面最大埋深,它是土层水分运移零通量面的最大埋深面,一般较稳定。当入渗水只在该面上部运移时,土中水势梯度变化不定。入渗水既存在下渗作用,也存在蒸发作用,处于一种交变或交杂的运移状态。此时土中迁移氮素不会进入地下水中。而当入渗水向下越过该面时,土中水势梯度单向向下。此时,土层防护迁移氮素污染地下水的的功能,主要取决于入渗水运移在该面以下包气带土层厚度决定的水土淋溶时间内的生物脱氮量水平,和在全包气带土层厚度内的 NH_4^+ 吸附量值,依此二者联合确定。

(四) 土层孔隙气体的影响

入渗水运移将对土中气体产生压缩作用,并产生土中一定部位的受压气体对下渗水的顶托作用,减缓水的入渗速率和深度,增大了蒸发耗损量,加大了防护作用。而当更大下渗水压到来或得到排气疏通时,顶托作用就会被打破,减小了防护能力。

二、影响因素分类

以上这些影响因子,又可按对包气带土层防控农肥氮素污染地下水的不同影响机理及方式进行分类。

1. 动力源影响因子

主要指有机质或有机碳源含量因素,它是直接驱动反硝化作用进行的动力源因子,它控制了反硝化作用的强弱水平,与反硝化作用强度呈线性单调递增变化^[4~6,7~10],并随时间而改变,是包气带土层防控农肥氮素污染地下水的核心影响因素。一般而言,土壤有机

碳源含量，土层的反硝化作用强度就越大。这个有机碳源含量主要是指土层中的可矿化碳含量而言，它易被微生物利用和转化，与易测试的土壤总有机碳消耗量呈显著正相关变化^[6]，可通过建立土壤矿化碳含量与总有机碳消耗量的变化关系，来快速了解土壤矿化碳含量的目的。

2. 单调正相关影响因子

主要指微生物反硝化作用时长因素，与土层厚度、渗透性及有机碳源含量有关，它们与反硝化作用强度呈正相关线性变化，是包气带土层阻控农肥氮素污染地下水的正相关性影响因子。一般反硝化作用时长越长（即土层厚度越大），土层中的反硝化作用潜力发挥程度就越高。

3. 微环境影响因子

主要指土温、pH、 E_h 、 O_2 分压等影响因素，它们对土层中的反硝化作用脱氮影响具有一定的区间适宜性，可随时间变化，是反映土壤综合物化条件的微环境因子。其中，土温的变化，主要取决于气温、土质、土质结构变化。而 pH、 E_h 、 O_2 分压一般受土质、外来物质变化和土层内的各种生物化学反应影响而变化。土温、pH、 E_h 、 O_2 分压等在一个适宜的范围内波动将有利于反硝化作用的进行。但这方面的影响还取决于土壤能够保持湿润的时长。因为，其一，土温一般较气温变化缓慢而滞后，一般在土层可保持湿润的较短时期内，同一深度的土温变化不大，但不同深度则有明显变化。其二，土壤具有较大的缓冲特性，土壤中的 pH、 E_h 、 O_2 分压一般可在满足反硝化细菌适宜生长的范围内变动。因此，一般情况下，土层土温、pH、 E_h 、 O_2 分压等，基本可满足其中的生物反硝化作用脱氮的需要。

4. 内在特质影响因子

主要指土质、土层结构、渗透性等因素，为针对包气带土层防控农肥氮素污染地下水的内在影响因子，是对包气带土层土质和空间结构特征的综合反映，一般不随时间改变，不同土质结构剖面土层引起的反硝化作用强度不同、深度不同，可承担对地下水的防护作用及能力不同。这正是不同区域不同土层防控地下水污染的本质差别所在。

5. 必要条件影响因子

主要指土层的湿度、土壤水势因子，它们限制影响了包气带土层中的反硝化作用脱氮的发挥，与土层反硝化作用强度呈非线性相关变化，并易随时间改变，是包气带土层防控农肥氮素污染地下水的必要条件类影响因子。土层只有具备了一定的湿度，土壤中的反硝化作用才能顺利进行。但对于北方农田包气带土层而言，当处在最大埋深蒸发零通量面以下部位时，土壤湿度不构成反硝化作用的限制性影响因子。而当处在最大埋深蒸发零通量面以上部位时，只有在降雨或灌溉时期，才会显著发生反硝化脱氮作用，此时，土层的湿度成了土层反硝化作用的限制性影响因子。由此，有关针对土层中的反硝化作用与强度特征研究，适宜选择在降雨或灌溉时进行。

第二节 开展包气带土层中有机质驱动的生物反硝化作用 脱氮研究的难点、切入点及相关方法分析

一、研究难点分析

首先来看国内外的相关研究动态。目前，针对在包气带土层中有机质驱动的生物反硝

化作用脱氮的研究认识方面,已有一些报道,涉及了相应内容。分别有,Stanford (1975)报道了30种土壤的反硝化势与土壤有机碳含量呈显著的正相关^[11]。Colbourn (1987)也报道了土壤有机碳含量与反硝化损失量呈显著的正相关^[12]。Drury (1991)经对13种土壤研究表明,在75h培养后,土壤微生物生物量碳与土壤原位生物反硝化作用强度显著相关。并认为土壤微生物生物量碳是土壤原位生物反硝化作用的敏感指标^[13]。这些研究利用不同部位土样进行培养试验,初步揭示了土壤有机碳含量或土壤微生物量碳与反硝化损失量的显著相关性,但未针对原位包气带土层进行相关研究,还不能直接应用于求解包气带土层防护氮污染地下水的的功能问题;C F Drury 和 T O Oloya et al. (1998)对耕种土壤层的研究指出,整个耕种土壤层中反硝化势与微生物总生物碳、有机碳都具有相关性,而反硝化势与土壤结构没有明显的相关性^[7]。Menyailo 和 Huwe (1999)在西伯利亚中部针对6类树种与草地土壤中的反硝化动力学研究指出,有机物及C/N比,直接影响了该区土壤中的反硝化速率,造成区内不同土壤类型间反硝化作用和N₂O释放量相差很大,最大达87%^[8]。Peter M. Groffman 和 Marshall Kamau Crawford (2003)研究表明反硝化势与土壤湿度和土壤有机质都有非常明显的相关性^[9,10]。Alan R. Hill 与 Mia Cardaci (2004)通过对河岸湿地与针叶泥炭土的研究认为,微生物矿化碳与反硝化势有很高的相关性,在河岸湿地表层土中,水溶性有机碳与反硝化势有较高的相关性,而在河道沉积土中反硝化势与有机质和水溶性碳都有很好的相关性^[14]。这些研究认识,涉及了土质结构对反硝化作用及强度的影响,但最大只涉及耕种土壤层深度左右,还无法代表包气带土层特点。且大多是采用在地面观测土层释放的N₂O通量变化进行的研究,无法区分N₂O是否源自反硝化作用过程产生,因为在土层中的硝化作用过程也可释放出N₂O气体。所以研究结论也只能是半定量性质,还难以达到揭示有机碳控制包气带土层防护氮污染地下水能力的解析方法目的。

另外,在针对人为加入有机碳源增强包气带土层的生物脱氮强度方面,也有一些报道做了相应研究。例如,Aulakh et al. (1984)研究了加入小麦秸秆(3000kg/hm²)对反硝化损失量是不加秸秆的两倍以上^[15]。Lalisse - Grundmann et al. (1988)采用乙炔抑制法研究了加入碳源对土壤中反硝化作用的影响,结果表明,在不同浓度NO₃⁻处理中,反硝化产生的气体量都随加入碳量的增加而明显增加。加入碳量从30mg C/g增加到120mg C/g时,反硝化速率增加了6倍^[16]。Nugroho (1992)报道,在旱地土壤中施用厩肥量从20 t/hm²增加到100 t/hm²时,反硝化损失量从1.0kg N/hm²增加到3.56 kg N/hm²^[17]。皱国元等(2001)采用乙炔抑制-原状土柱培养法研究指出,随着土层加深,反硝化量呈直线下降,加入碳源,反硝化损失量大大增加,尤其下层土壤增加显著^[18~19]。他们的研究,揭示了人为定量加入不同有机碳,可得到增强土壤中反硝化作用与强度的不同量化结果。但这些研究未针对耕层以下深度剖面进行,且利用在地面上测试N₂O得出的土壤反硝化作用强度,还无法推测耕层以下土层中的反硝化作用与强度,而耕层以下土层中的反硝化作用与强度,才真正代表对农田淋洗氮素污染地下水的防护能力,所以还不能应用于求解包气带土层防护氮污染地下水的的功能问题;张云等(2004)针对0~5m包气带土层剖面,通过加大施肥量,研究了溶质氮在包气带土层中的运移与蓄积变化,并采用伴随灌溉入参加入白糖碳源办法,对氮污染土层进行了强化生物脱氮作用的治理试验研究,揭示出在氮污染严重的剖面土层中,加入营养碳源,可显著增强其中的反硝化作用与强

度^[2,20~22]。他们的研究涉及了耕层以下深度剖面,却未得出加入有机碳源引起反硝化损失量沿深度剖面的定量变化结论,加之所用碳源价格较高,不易推广以及在反硝化测定中未充分考虑诸如有机氮、生物量氮、气态氮、植物氮等的变化影响及其他一些干扰因素未能克服,试验数据的说服力有一定欠缺。所以也无法定量解决外加有机碳源变化,带来的包气带土层防护淋洗氮素污染地下水的增强问题。

纵观以上影响分析及研究现状看出,目前在针对农田包气带土层中有机质驱动的生物反硝化作用脱氮研究方面,处于既有科学理论支撑,又已取得了一些重要进展的研究状态水平。但这些相关研究主要表现为研究侧重点不同,研究对象、研究手段、研究条件控制等各有不同,总体研究还不深入,不全面,成果较零散,难以集成为可真正揭示包气带土层中有机质驱动的生物反硝化作用脱氮的研究认识。原因很多,但尤以如下三方面的综合制约较突出。

一是包气带土壤环境变化复杂,物质转化、转移途径较多,难以自成一封闭系统实现均衡定量。例如,对于 N_2O 气体排放的影响,较难均衡。因为土壤中固有的含氮有机碳或外来含氮有机碳的矿化作用必然产生氨氮,氨氮经硝化作用大部分转化为硝酸氮,增加了试验系统中的 NO_3^- 含量,而又无法准确得知其增加量的多少。另外一部分将以 N_2O 、 NH_3 等气体形式排出。 NH_3 容易通过地面的氨气通量观测结合试验系统中的剩余 NH_4^+ 含量得到均衡计算。而 N_2O 气体排放,涉及了氮转化中的硝化和反硝化作用两个过程,地面观测到的 N_2O 气体排放量是二者之和。反硝化过程排放的 N_2O 气体,已包含在了反硝化作用底物的消失量中,很难获得反硝化过程 N_2O 气体的单一排放量参与均衡计算。二是反硝化脱氮作用的直接底物是 NO_3^- , NO_3^- 的水溶迁移性较强,较难在包气带土层剖面上定量观测反硝化作用底物 NO_3^- 的消失量变化。目前针对包气带土层原位剖面上的 NO_3^- 含量测试,多是以原位取土壤水样监测实现。而入渗水所到之处,已将该处原本含有的 NO_3^- 量溶走了,不易取得反硝化作用底物 NO_3^- 的消失量变化。三是大尺度原位包气带土体均衡试验系统的建立要求较高,既要开放又能封闭。开放易解决,而封闭解决困难。这其中涉及土质、土质结构、土质典型性、土体强度、边壁防渗、底部封闭、材料性价比与土质融和性矛盾、施工困难、资金投入量大等等方面问题。

由此可见,要进行包气带土层有机质驱动的生物反硝化作用脱氮效应研究,关键需针对耕层以下深度的包气带土层进行相关研究,才具有现实意义。因此,尚需在耕层以下深度的大尺度原位包气带土层中设计进行相关定量的脱氮试验研究,方可能取得较好的研究成果。

二、研究切入点和研究方法

基于以上分析,本书依托项目将从以下方面切入突破进行相关研究。

(1) 针对农田系统中施肥转化的 $NO_3^- - N$ 迁移受入渗水控制特点,建立既开放又封闭的均衡试验系统,以 $NO_3^- - N$ 均衡进出试验系统为控制,通过定量测试均衡试验系统中的 $NO_3^- - N$ 底物消失量、残留量、输出量等进行均衡计算。

(2) 选择较均匀地层分布区块,原位构建涉及包括农田耕层以下土层、包气带土层水分运移零通量面频繁发育变化带土层以及该零通量面最大深度线上、下土层尺度的田间渗透土层系统,来进行包气带土层剖面有机质驱动的生物反硝化作用脱氮效应研究。这样

基本可使包气带土层中反硝化作用脱氮的复杂变化带得以充分反映，而对于其中的最大深度水分运移零通量面线以下土层的反硝化作用脱氮来说，一般其变化较有规律，故只需针对其中的某一层段进行研究即可。

(3) 针对土壤中的反硝化作用脱氮实质是农田施肥转化氮素于合适的物化环境条件下在土壤有机碳和反硝化菌群呼吸代谢作用的综合控制下，在入渗水淋滤土层厚度的所需时间内被转化、消散，而产生的土层清除残留污染氮素的作用（即反硝化脱氮作用）。由此不难认识到，这个反硝化作用脱氮首先是在入渗水淋溶土层厚度的所需时间内完成的，这样不同的降水强度会引起土壤中土壤水的入渗历程和土壤水势的变化不同，由此导致的反硝化脱氮强度将大小不同。而在这些变化中土壤水势可大体处于：持续淋溶、持续湿润、交替淋溶三种典型状态，在此三种水势状态下将使土层分别取得最小反硝化脱氮强度值、最大反硝化脱氮强度值、自然反硝化脱氮强度值。在自然界中，最小反硝化脱氮强度值往往代表了土层接受地面水连续入渗直至穿透土层厚度的水势情况；而最大反硝化脱氮强度值往往代表了土层水分运移零通量面以下土层，始终处在湿润状态情况；自然反硝化脱氮强度值则代表了由前二者的自然组合情况（图 1-1）。因此，针对农田剖面有机质驱动的反硝化作用脱氮效应研究，将重点考虑在以上三种水势情况下开展。

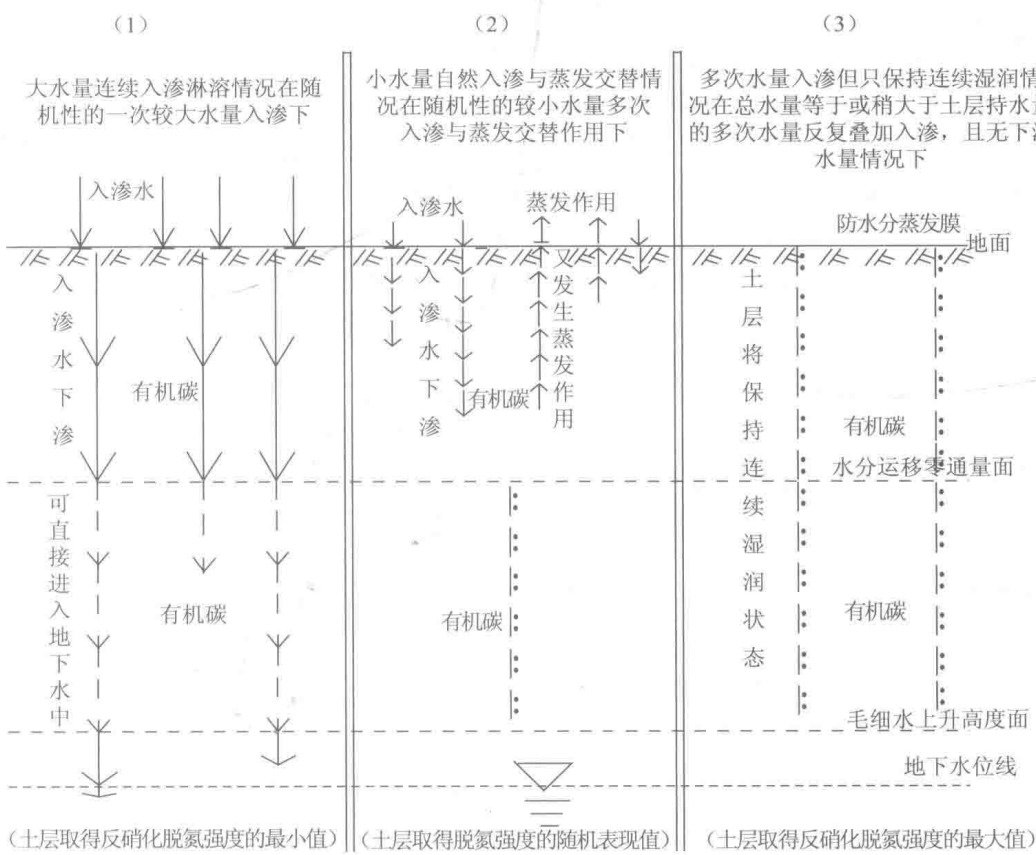


图 1-1 不同水势条件下的生物反硝化作用强度特征变化图

(4) 针对土壤中固有的有机碳或外来有机碳经矿化作用产生氨氮，氨氮又经硝化作用部分转化为硝酸盐氮，干扰了试验系统中对 NO_3^- 含量的均衡计算问题。可采用添加硝

化抑制剂或其他方法来加以消除,这样可使在硝化过程中产生的 NO_3^- 增量及 N_2O 、 NH_3 等的干扰影响得以消除控制而能顺利进行 NO_3^- 含量的均衡计算。

经对上述研究切入点的分析,本书选取的研究方法如下:

选择对地下水防护作用极为重要且又广泛分布的山前平原地带包气带地层,进行有机质驱动的生物反硝化作用脱氮的试验研究。包气带土层防护、阻控农田淋洗氮素污染地下水的的能力大小,主要取决于土层中的可矿化有机碳量与土壤水的运移状态特点。土壤中的可矿化有机碳是驱动其中的生物反硝化作用脱氮的动力源所在,土壤水分的运移状态特点又决定着生物反硝化作用脱氮的历时长短。不同的土质结构地层确定其反硝化作用脱氮的历时不同,而不同的可矿化有机碳量又使地层具备了不同的反硝化脱氮能力。因此,在不同土壤水势变化(淋溶交替、持续淋溶、持续湿润)及不同农田有机碳输入和添加菌剂处理条件下,结合系列试验方法与技术手段,依托田间自然土层、渗透土层和室内渗透土柱及其他处理土样、土柱等,进行农田土层有机碳变化驱动的生物反硝化作用脱氮的强度试验、人工添加有机碳源的反硝化脱氮净化试验、不同环境条件(土层厚度、土质、土壤水势、月季、秸秆还田与不还田)下土壤反硝化脱氮的强度试验、土壤有机氮矿化产硝态氮量及其比值试验、土壤反硝化细菌及其作用产物变化试验研究等,可达到综合查明与揭示农田包气带土层有机质变化驱动的生物反硝化作用脱氮的变化效应目的。

同时,水溶性有机碳是土层剖面不同深度有机碳含量的主要补充来源,通过建立土壤矿化有机碳量与土壤水溶性有机碳量的变化关系及土壤剖面有机碳淋溶量与有机碳滞留吸附量的变化关系,可方便了解农田土壤剖面矿化有机碳的时空分布特征。将了解掌握土层有机碳驱动的生物反硝化作用脱氮潜力提供便捷途径。

因此,选择山前平原地区包气带土层作为研究对象,针对区内地下水位以上的农田包气带土层中有机质驱动的生物反硝化作用的脱氮效应进行全面系统研究。将为农田区域的施肥转化氮素污染地下水的有效防护提供科学依据,并促进相关理论发展为防护农肥氮素污染地下水实践提供指引。