

科尔沁沙地不同土地利用结构硝酸盐氮淋失规律

王而力¹, 刘宁², 王嗣淇¹

(1.辽宁工程技术大学资源与环境工程学院环境科学与工程系,辽宁 阜新 123000;2.辽宁工程技术大学理学院,辽宁 阜新 123000)

摘要:采用小型回填式土柱动态淋溶实验方法,研究了科尔沁沙地不同土地利用结构耕层土壤硝酸盐氮淋失规律。结果表明,科尔沁沙地草地、林地和沙荒地结构淋溶液硝酸盐氮浓度平均值低于地下水 I 类水质标准($2.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$),农田结构淋溶液硝酸盐氮浓度平均值大于地下水 I 类水质标准。农田结构是造成地下水硝酸盐氮污染的重点区域。科尔沁沙地不同土地利用结构硝酸盐氮淋失强度依次为:农田($96.54 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$)>沙荒地($32.84 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$)>林地($28.66 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$)>草地($15.48 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$)。农田是科尔沁沙地氮素营养管理的重点结构,硝酸盐氮淋失强度与土壤硝态氮含量呈极显著正相关。

关键词:科尔沁沙地;土地利用结构;沙土;硝酸盐氮淋失强度

中图分类号:X522 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2011)10-2054-07

Leaching Law of Nitrate-nitrogen from Different Used Sandy Soil in Horqin, China

WANG Er-li¹, LIU Ning², WANG Si-qi¹

(1.College of Resource and Environmental Engineering, Liaoning Technical University, Fuxin 123000, China; 2.College of Science, Liaoning Technical University, Fuxin 123000, China)

Abstract: Leaching law of nitrate-nitrogen from different used sandy soil in Horqin was studied by dynamic leaching experiment in a small backfilled earth-pillar. Results indicated that, the average of concentration of nitrate-nitrogen leaching in grassland, forestland, sandy wasteland was less than the quality standard I of groundwater ($2.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$). But the average of concentration in farmland was more than the quality standard I of groundwater. Consequently, farmland was a significant area in nitrate-nitrogen pollution of groundwater. The order of leaching intensity was: farmland($96.54 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$)>sandy wasteland($32.84 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$)>forestland($28.66 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$)>grassland($15.48 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$). Furtherly, main of nitrogen-nutrition management was farmland. The correlation analysis was investigated and made a conclusion that, there was a highly obvious positive correlation between leaching intensity and nitrate-nitrogen content of sandy soil.

Keywords: Horqin sandy; land use structure; sandy soil; intensity of nitrate-nitrogen leaching

氮肥过量施用引发的氮素流失进而对地下水造成硝酸盐氮污染问题在全世界引起广泛关注^[1-5]。2004年我国农田化肥氮(2 583万t)通过损失进入环境的数量达到493.4万t,其中通过淋洗和径流损失分别有129.1万t氮进入地表水,51.7万t氮进入地下水,这些氮导致地表水的富营养化、地下水的硝酸盐富集^[6]。目前,我国氮肥使用量已跃居世界第一,单位面积的施用量也高于世界平均水平^[7]。我国农田氮肥利用率仅为20%~40%,而流失的肥料氮一部分会

随水进入地表水和地下水环境系统,使水质受到硝酸盐氮的污染^[8]。其中硝态氮淋溶被认为是旱地农田氮素损失的主要途径,也是引起地下水中硝酸盐氮含量升高的重要原因^[9-13]。

我国沙区总面积 $3.08 \times 10^6 \text{ km}^2$,占国土总面积的32.1%^[14]。科尔沁沙地为我国四大沙地之一,总面积5.06万km²^[15]。沙地土壤无机氮主要以硝酸盐氮的形式存在^[16]。本文研究了科尔沁沙地不同土地利用结构沙土硝酸盐氮淋失规律,为科尔沁沙地沙土的合理利用及氮素营养管理提供科学依据。

1 研究区域概况

科尔沁沙地位于内蒙古东部,地处北方半干旱农

收稿日期:2010-11-01

基金项目:辽宁省教育厅科研项目(20060391)

作者简介:王而力(1954—),男,辽宁阜新人,硕士,教授,主要从事水污染控制理论与技术研究。E-mail:wangerli1954@126.com

牧交错带的东端,主要土壤类型为沙土,面积4.2万km²^[17],多年年均降水量为300~450 mm^[18]。

2 材料与方法

2.1 土壤样品的采集

参考中国东北地区土壤图^[17],按照科尔沁沙地沙土的地理分布,选取具有典型性、代表性的样地,设置样方面积为60 m×100 m=6 000 m²,样方内采用蛇形布点方法,采集0~20 cm耕层土壤,取小样50~60个,混合均匀后,用四分法缩分至3~5 kg。科尔沁沙地沙土采样点位的平面分布见图1。

在科尔沁沙地共采集沙土样品60个,按土地利用结构划分,其中农田沙土样品24个,草地沙土样品12个,林地沙土样品12个,沙荒地沙土样品12个。将土壤样品自然风干,通过1 mm筛,装袋备用。

2.2 实验设计

采用小型回填式土柱动态淋溶实验方法。

2.2.1 回填式土柱制备^[9,19]

土柱采用内径3.5 cm、长度为12 cm的50 mL注射器,下端出口连接500 mL细口瓶。在装土前柱子底部铺设一层定量滤纸,为了减少土柱的边缘效应装土前在柱壁均匀涂抹一层很薄的凡士林,以防壁水流过快而影响试验结果。然后称取土壤样品10份,每份50 g,装入土柱之中。装土时,土层高度保持一致,装

填完成后,用去离子水浸润后至高度为4 cm,其紧实度与田间原状土的容重保持一致(测得60个沙土样品田间原状土壤容重平均值为1.29 g·cm⁻³)。

2.2.2 淋溶实验设计

用去离子水淋溶4次,每次加去离子水100 mL,淋溶总水量为400 mL(相当于研究区域年降雨量416 mm)。淋溶完成后测定淋溶液中硝酸盐氮浓度,由下式计算逐次硝酸盐氮淋失量:

$$L_i = \frac{L_c V}{W} \quad (1)$$

式中: L_c —淋溶液硝酸盐氮浓度(mg·L⁻¹);

V —淋溶液体积(mL);

W —供试土壤样品质量(g);

L_i —逐次淋失量(mg·kg⁻¹)。

由逐次硝酸盐氮淋失量求得累积淋失量,计算公式如下:

$$L_a = \sum_{i=1}^n L_i \quad (2)$$

式中: L_a —累积淋失量(mg·kg⁻¹);

n —淋溶次数($n=4$)。

2.3 测试方法^[20]

淋出液中硝酸盐氮浓度采用镀铜镉还原-重氮化偶合比色法测定;土壤硝态氮含量采用氯化钾浸提,镀铜镉还原-重氮化偶合比色法测定;土壤有机质含量采用重铬酸钾法测定;土壤机械组成分析采用比重

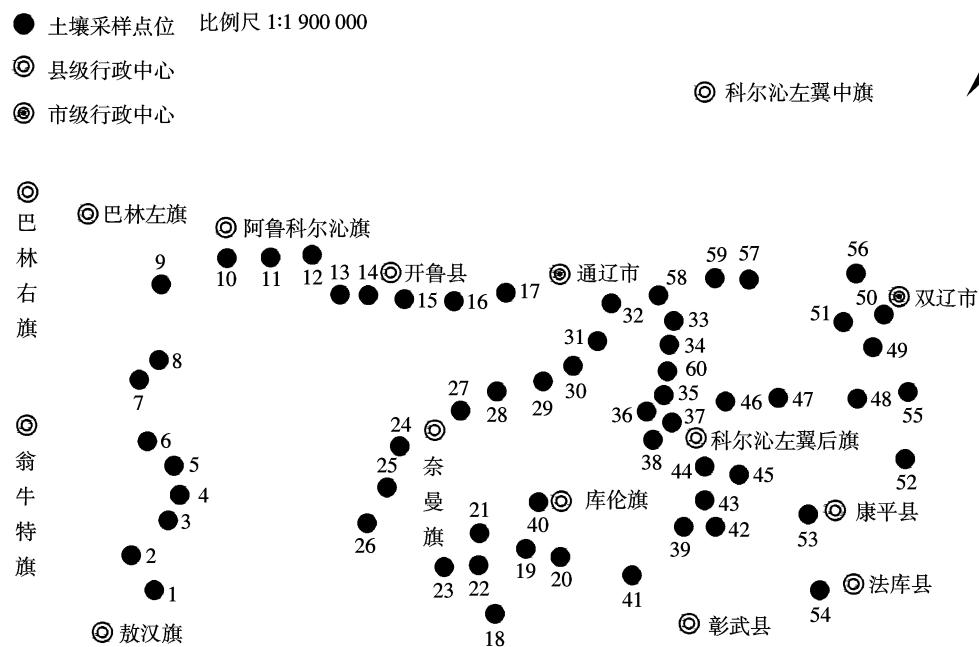


图1 科尔沁沙地采样点位的平面分布图

Figure 1 Distribution of sampling sites in Horqin sandy

计法测定;土壤容重采用环刀法测定。

3 结果与分析

3.1 淋溶液硝酸盐氮对地下水污染影响

表1结果表明,不同土地利用结构淋溶液硝酸盐氮浓度分别为:农田 $0.38\sim23.63\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,平均 $3.74\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$;沙荒地 $0.31\sim1.90\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,平均 $1.27\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$;林地 $0.17\sim2.69\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,平均 $1.11\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$;草地 $0.29\sim2.63\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,平均 $1.09\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。淋溶液直接进入地下水,草地、林地、沙荒地结构淋溶液硝酸盐氮浓度平均值均小于地下水环境质量I类标准浓度限值($2.0\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$),农田结构淋溶液硝酸盐氮浓度平均值大于地下水环境质量I类标准浓度限值($2.0\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$)。

3.2 硝酸盐氮淋失强度

硝酸盐氮淋失强度的计算公式如下:

$$L_s = L_a \cdot \rho_b \cdot V \quad (3)$$

式中: L_s —硝酸盐氮淋失强度($\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$);

L_a —累积淋失量($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$);

ρ_b —土壤容重为 $1.29\text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$;

V —每公顷耕层(0~20 cm)土壤的总容积为 $0.2\times10^4\text{ m}^3$ 。

应用(3)式,以硝酸盐氮淋失试验结果为依据,得出不同土地利用结构硝酸盐氮的淋失强度见表1。科尔沁沙地沙土硝酸盐氮淋失强度平均值为:农田($96.54\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$)>沙荒地($32.84\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$)>林地($28.66\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$)>草地($15.48\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$)。不同土地利用结构土壤硝态氮含量为:农田($11.22\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)>草地($2.48\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)>林地($2.28\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)>沙荒地($1.36\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$),与不同土地利用结构硝酸盐氮淋失强度规律不完全一致,这是因为不同土地利用结构硝酸盐氮淋失比不同。

淋溶液硝酸盐氮浓度、硝酸盐氮淋失强度和土壤硝态氮含量,都表现为农田结构的变异系数最大,家庭联产承包责任制的农户独立经营,各地块的氮肥施用量有很大差异。沙荒地的变异系数最小,数值最稳定。

根据Bin等用模型预测的结果,在自然生态系统中,硝酸盐氮淋失强度仅为 $10\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ ^[21],然而在农田生态系统中,随着施氮量的增加,硝态氮的淋失强度可达到 $20\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$,特别是美国、欧洲和我国的有些地区最大硝态氮淋失强度可达 $133\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ ^[22]。黄明蔚等研究表明,施肥能引起渗漏水N素增加,施肥条件下N素淋失负荷比不施肥高出108.7%^[8]。

表1 不同利用结构沙土 $\text{NO}_3\text{-N}$ 的淋溶试验结果

Table 1 Result of leaching experiment in different land structures

利用结构	特征值	$L_c/\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	$L_s/\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$	$Q_N/\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	$L_r/\%$
农田	最小值	0.38	9.75	0.62	0.82
	最大值	23.63	609.63	124.36	8.25
	平均值	3.74	96.54	11.22	4.26
	标准偏差	4.62	119.15	24.66	1.96
	变异系数/%	1.24	1.23	2.20	0.46
沙荒地	最小值	0.31	8.00	0.32	2.56
	最大值	1.90	49.02	2.66	12.56
	平均值	1.27	32.84	1.36	7.90
	标准偏差	0.57	13.48	0.74	3.01
	变异系数/%	0.45	0.41	0.54	0.38
林地	最小值	0.17	4.28	0.25	1.96
	最大值	2.69	69.45	5.53	8.99
	平均值	1.11	28.66	2.28	4.99
	标准偏差	0.86	22.06	1.48	2.02
	变异系数/%	0.77	0.77	0.65	0.40
草地	最小值	0.29	7.46	0.63	2.57
	最大值	2.63	67.78	6.06	9.38
	平均值	1.09	15.48	2.48	4.79
	标准偏差	0.91	13.0	2.01	2.43
	变异系数/%	0.83	0.84	0.81	0.51

注: L_c —淋溶液硝酸盐氮浓度($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$); L_s —硝酸盐氮淋失强度($\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$); Q_N —土壤硝态氮含量($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$); L_r —硝酸盐氮淋失比。

科尔沁沙地农田结构硝酸盐氮淋失强度平均值($96.54 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$)，接近最大硝态氮淋失强度($133 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$)。最大值($609.63 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$)超过最大硝态氮淋失量($133 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$)。沙荒地的硝酸盐氮淋失强度最小值($8.00 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$)低于自然生态系统中的硝酸盐氮淋失强度($10 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$)。

3.3 硝酸盐氮淋失强度与土壤硝态氮含量相关分析

土壤硝态氮含量在农业上常常被作为土壤速效氮供给能力的一项重要指标^[23]，建立硝酸盐氮淋失强度与土壤硝态氮含量的相关模型，对于应用土壤硝态氮含量推算硝酸盐氮淋失强度具有重要的实践意义。

不同土地利用结构硝酸盐氮的淋失强度与土壤硝态氮含量相关分析结果如下：

$$\text{农田: } L_s = 1.82Q_N + 11.77 \quad (r=0.971) \quad (4)$$

$$\text{林地: } L_s = 4.82Q_N + 0.09 \quad (r=0.834) \quad (5)$$

$$\text{草地: } L_s = 3.63Q_N + 1.87 \quad (r=0.800) \quad (6)$$

$$\text{沙荒地: } L_s = 2.81Q_N + 5.52 \quad (r=0.414) \quad (7)$$

式(4)~(7)中： L_s 为硝酸盐氮淋失强度($\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$)； Q_N 为土壤硝态氮含量($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)。

结果表明，农田、林地、草地结构硝酸盐氮淋失强度与土壤硝态氮含量呈极显著正相关($n=12$ 和 $n=24$ 时，达极显著水平的相关系数临界值分别为 0.661 和 0.496)，特别是农田结构相关系数最高($r=0.971$)。沙荒地结构硝酸盐氮淋失强度与土壤硝态氮含量没有相关性。应用(4)~(6)式，可根据不同利用结构沙土的硝态氮含量推算硝酸盐氮淋失强度。

3.4 硝酸盐氮淋失比

$$L_r = \frac{L_s}{Q_N} \quad (8)$$

式中： L_r 为硝酸盐氮淋失比，它能够说明土壤对硝酸盐氮的固持能力，淋失比越小，土壤对硝酸盐氮的固持能力越强。

由表 1 结果，不同土地利用结构的硝酸盐氮淋失比为农田(4.26)<草地(4.79)<林地(4.99)<沙荒地(7.90)。农田对硝酸盐氮的固持能力最强，草地和林地次之，沙荒地固持能力最弱。由表 1 结果可见，尽管农田结构淋溶液硝酸盐氮浓度、硝酸盐氮淋失强度和土壤硝态氮含量的变异系数都比较大(分别为 1.24、1.23 和 2.20)，但淋失比的变异系数仍比较小(0.46)，可见淋失比对一种特定的土地利用结构来说是比较稳定的。

3.5 硝酸盐氮淋失比影响因素分析

土壤理化性质与硝酸盐氮淋失比相关分析结果

表明，土壤有机质含量与硝酸盐氮淋失比呈显著负相关($n=60$ 时，达显著水平的相关系数临界值为 0.250)，因此增加土壤有机质含量可以降低硝酸盐氮淋失比，增强土壤对硝酸盐氮的固持能力。土壤有机质含量与硝酸盐氮淋失比的相关方程如下：

$$L_r = -0.1535Mo + 0.7144 \quad (r=-0.276) \quad (9)$$

式中： L_r 为硝酸盐氮淋失比； Mo 为有机质含量。

李丹等研究表明，有机组分风化煤和腐化秸秆对肥料 N 素在土壤耕层中的保持及抑制向下层淋溶方面具有积极作用，可使总 N 累积淋失量分别降低 17.78% 和 24.17%^[24]。

3.6 降雨量对硝酸盐氮淋失强度的影响

高海鹰等研究表明，在不出现地表径流的情况下，降雨强度越大，水分下渗速率越快，铵态氮和硝酸盐氮淋失速率也越快，地下径流是氮素营养盐损失的途径之一^[25]。降雨量对不同土地利用结构沙土硝酸盐氮淋失强度影响见图 2~图 5。

图 2、图 3 结果表明，沙荒地和林地在半个降雨周期(相当于降雨量 208 mm)就可以将土壤中硝酸盐氮淋失殆尽，说明沙荒地和林地土壤对硝酸盐氮的固持能力较弱。图 4、图 5 结果表明，草地和农田在半个降雨周期内只能淋溶出淋失强度总量的 75%~90%，说明草地和农田土壤对硝酸盐氮的固持能力较强。

4 讨论

土壤团聚体是土壤结构最基本的单元，是土壤有机碳和氮、磷、钾等养分稳定和保护的载体，对土壤的许多物理化学性质均有重大影响^[26]。土壤胶体、特别是土壤有机胶体对阴离子吸附一直是土壤化学研究中相当活跃的领域^[27]，土壤中的微团聚体对硝酸盐氮也有微弱的吸附作用。在土壤学中通常把粒径≤0.25 mm 的团粒结构体称作土壤微团聚体，同时把粒径>0.25 mm 的颗粒称作大结构(沙土中的粗砂)^[28]。吴文伶等研究表明，在大结构上的吸附是通过分配作用实现的，在微团聚体中的吸附一部分是通过分配作用，另一部分则是通过孔隙填充方式实现的^[28]。刘梦云等研究表明，不合理的土地利用方式是土壤退化和生态环境恶化的主要原因，不同土地利用方式的土壤团粒及微团粒的分形特征为：土壤团聚体总量为天然草地>灌木林地>果园>农地>人工草地^[29]，科尔沁沙地不同土地利用结构沙土理化性质测定结果见表 2，农田、林地和草地沙土的 w (有机质)和 w (微团聚体)明显高于沙荒地。刘任涛等研究表明^[30]，科尔沁沙地农田主要

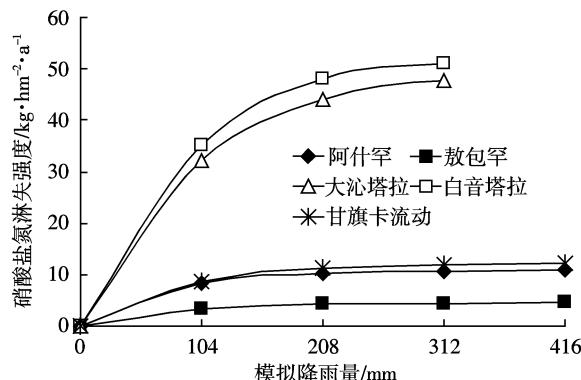


图2 降雨量与硝酸盐氮淋失强度关系(沙荒地)

Figure 2 Relationship between rainfall and leaching of sandy wasteland

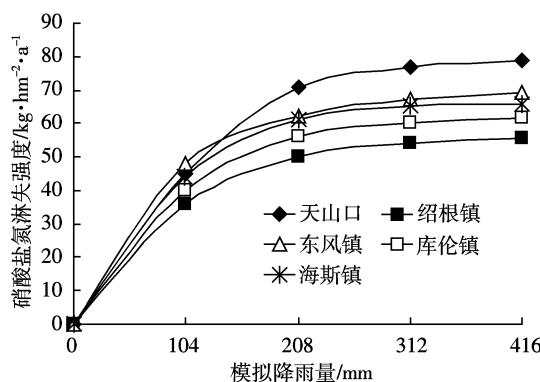


图3 降雨量与硝酸盐氮淋失强度关系(林地)

Figure 3 Relationship between rainfall and leaching of forestland

表2 不同土地利用结构沙土理化性质测定结果

Table 2 Results of physical-chemical properties in different land structures

不同利用方式	w(有机质)/%	w(微团聚体)/%	w(粗砂)/%
林地	1.58	41.52	58.48
农田	1.36	64.6	35.4
草地	1.33	13.71	86.29
沙荒地	0.33	2.26	97.74

注:w—质量分数/%。

农作物是玉米,在耕作前常施用大量有机肥,从而提高土壤w(有机质)和w(微团聚体);林地和草地通过发达的根系富集土壤养分,通过枯枝落叶和腐根将养分集中到表土层,提高了土壤有机质和养分含量。

草地、农田和林地硝酸盐氮淋失比低,对硝酸盐氮有较强的固持能力。而在沙荒地中粗砂含量较高,对硝酸盐氮的固持能力较差,其根本原因就在于草地、农田和林地的有机质含量较高。

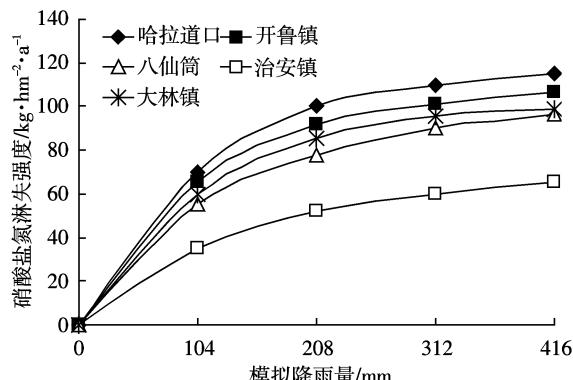


图4 降雨量与硝酸盐氮淋失强度关系(农田)

Figure 4 Relationship between rainfall and leaching of farmland

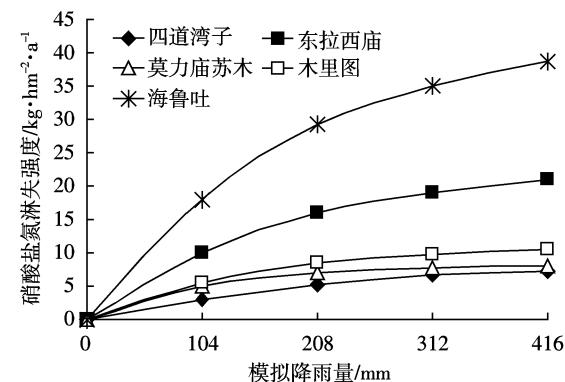


图5 降雨量与硝酸盐氮淋失强度关系(草地)

Figure 5 Relationship between rainfall and leaching of grassland

5 结论

(1)草地、林地和沙荒地结构淋溶液硝酸盐氮浓度平均值不超过地下水环境质量I类标准($2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$),农田结构淋溶液硝酸盐氮浓度平均值大于地下水环境质量I类标准,农田结构是造成地下水硝酸盐氮污染的重点区域。

(2)科尔沁沙地沙土硝酸盐氮淋失强度为:农田($96.54 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$)>沙荒地($32.84 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$)>林地($28.66 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$)>草地($15.48 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$),因为农田的化学氮肥施用量大。农田结构是科尔沁沙地氮素营养管理的重点结构。农田、林地、草地结构硝酸盐氮淋失强度与土壤硝态氮含量呈极显著正相关。

(3)硝酸盐氮淋失比为:农田<草地<林地<沙荒地,农田和草地结构对硝酸盐氮固持能力较强;而沙荒地对硝酸盐氮固持能力较弱。硝酸盐氮淋失比与土壤w(有机质)呈显著负相关。

(4)降雨量增大对草地和农田结构硝酸盐氮淋失

强度增幅较大,而对沙荒地和林地结构硝酸盐氮淋失强度不会产生太大影响。

参考文献:

- [1] Townsend M A, Young D P. Assessment of nitrate–nitrogen distribution in Kansas groundwater[J]. *Natural Resources Research*, 2000, 9(2):126–134.
- [2] Peter C, Manoj K S. Groundwater nitrate in Austria: A case study in Tullnerfeld[J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2002, 64:301–315.
- [3] 李世娟, 李建民. 氮肥损失研究进展 [J]. 农业环境保护, 2001, 20(5):377–379.
LI S J, LI J M. Research progress on losses of fertilizer nitrogen [J]. *Agro-Environmental Protection*, 2001, 20(5):377–379.
- [4] 高效江, 胡雪峰, 王少平, 等. 淹水稻田中氮素损失及其对水环境影响的试验研究[J]. 农业环境保护, 2001, 20(4):196–198, 205.
GAO X J, HU X F, WANG S P, et al. Loss of nitrogen in rice field and its influence on water environment[J]. *Agro-Environmental Protection*, 2001, 20(4):196–198, 205.
- [5] Delgado J A, Follett R F, Shaffer M J. Simulation of nitrate–nitrogen dynamics for cropping systems with different rooting depths[J]. *Soil Sci Soc Am*, 2000, 64:1050–1054.
- [6] 朱兆良, 孙 波. 中国农业面源污染控制对策[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2006:1–3.
- [7] 陈英旭, 李文红, 施积炎, 等. 农业环境保护[M]. 北京: 化学工业出版社, 2007:6–8.
- [8] 黄明蔚, 刘 敏, 陆 敏, 等. 稻麦轮作农田系统中氮素渗漏流失的研究[J]. 环境科学学报, 2007, 27(4):629–636.
HUANG M W, LIU M, LU M, et al. Study on nitrogen leaching in the paddy–wheat rotation agroecosystem[J]. *Journal of Environmental Science*, 2007, 27(4):629–636.
- [9] 邓建才, 陈效民, 蒋 新, 等. 典型地区饱和土壤中硝态氮垂直运移及拟合[J]. 环境科学, 2005, 26(2):200–205.
DENG J C, CHEN X M, JANG X, et al. Nitrate vertical transport and simulating model in saturate soil in typical region[J]. *Environmental Science*, 2005, 26(2):200–205.
- [10] 叶 灵, 巨晓棠, 刘 楠, 等. 华北平原不同农田类型土壤硝态氮累积及其对地下水的影响 [J]. 水土保持学报, 2010, 24 (2):165–168.
YE L, JU X T, DENG N, et al. Characteristics of nitrate accumulation and Its effects on groundwater under typical cropping systems in North China Plain[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2010, 24(2):165–168.
- [11] 黄海波, 高 扬, 曹杰君, 等. 都市农业村域地下水非点源氮污染及其风险评估[J]. 水土保持学报, 2010, 24(3):56–59.
HUANG H B, GAO Y, CAO J J, et al. Non-point source pollution of nitrogen in groundwater in urban agricultural region of Shanghai an risk assessment[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2010, 24(3):56–59.
- [12] 叶许春, 张世涛, 宋学良, 等. 昆明盆地浅层地下水氮的分布及污染机理[J]. 水土保持学报, 2007, 21(4):185–188.
YE X C, ZHANG S T, SONG X L, et al. Nitrogen distribution and pol-
- lution mechanism of fleet layer groundwater in Kunming basin[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2007, 21(4):185–188.
- [13] 赵新峰, 杨丽蓉, 施 茜. 东北海伦地区农村地下水硝态氮污染特征及其影响因素分析[J]. 环境科学, 2008, 29(11):2993–2998.
ZHAO X F, YANG L R, SHI Q. Nitrate pollution in groundwater for drinking and affecting factors in hailun northeast China [J]. *Environmental Science*, 2008, 29(11):2993–2998.
- [14] 沈培平, 岳耀杰, 王静爱, 等. 基于生态安全条件的沙区土地结构优化与高效利用[J]. 干旱区研究, 2006, 23(3):433–437.
SHEN P P, YUE Y J, WANG J A, et al. Optimization of land use structure and efficient land use in desert regions at ecological security level [J]. *Arid Zone Research*, 2006, 23(3):433–437.
- [15] 徐 杰, 宁远英. 科尔沁沙地持续放牧和不同强度放牧后封育草场中生物结皮生物量和土壤因子的变化 [J]. 中国沙漠, 2010, 30(4):824–829.
XU Jie, NING Y Y. Impact of overgrazing and enclosing on biomass and soil factors of the microbiotic soil crusts in Horqin sandy land[J]. *Journal of Desert Research*, 2010, 30(4):824–829.
- [16] 李玉强, 赵哈林, 李玉霖, 等. 科尔沁沙地不同生境土壤氮矿化/硝化作用研究[J]. 中国沙漠, 2009, 29(3):438–443.
LI Y Q, ZHAO H L, LI Y L, et al. Soil nitrogen mineralization and nitrification in different habitats, Horqin sandy land[J]. *Journal of Desert Research*, 2009, 29(3):438–443.
- [17] 中国科学院林业土壤研究所. 中国东北土壤[M]. 北京: 科学出版社, 1980:294–302.
Chinese Science Academy of Soil Institute. *Soil in Northeast China*[M]. Beijing: Science Press, 1980:294–302.
- [18] 史小红, 李畅游, 刘廷玺. 科尔沁沙地坨甸相间地区土壤水分空间分布特性分析[J]. 中国沙漠, 2007, 27(5):838–842.
SHI X H, LI C Y, LIU T X. Analysis on spatial characteristics of soil water in marshland–dune areas in Horqin sandy land[J]. *Journal of Desert Research*, 2007, 27(5):838–842.
- [19] 王艮梅, 王立祥. 水溶性有机物在土壤剖面中的分馏及对 Cu 迁移的作用[J]. 环境科学, 2006, 27(6):1229–1234.
WANG G M, ZHOU L X. Vertical fractional of dissolved organic matter and its effect on the transport of Cu in Cu-contaminated soils[J]. *Environmental Science*, 2006, 27(6):1229–1234.
- [20] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京: 中国农业科技出版社, 2000:106–282.
LU R K. *Agricultural chemical analysis of soil*[M]. Beijing: China Agricultural Science and Technology Press, 2000:106–282.
- [21] Bin L L, Sakoda A, Shibasaki R, et al. A modeling approach to global nitrate leaching caused by anthropogenic fertilization[J]. *Water Res*, 2001, 35:1961–1968.
- [22] 冯兆忠, 王效科, 冯宗炜. 河套灌区春小麦–萝卜复种模式下土壤 NO₃-N 动态[J]. 环境科学, 2006, 27(6):1223–1228.
FENG Z Z, WANG X K, FENG Z W, et al. NO₃-N dynamics in a spring wheat and radish multiple-crop system in the Hetao irrigation distract[J]. *Environmental Science*, 2006, 27(6):1223–1228.
- [23] 中国科学院南京土壤研究所. 土壤理化分析[M]. 上海: 上海科学技术出版社, 1978:78–518.

- Chinese Science Academy of Nanjing Soil Institute. Analysis of soil physical and chemical properties[M]. Shanghai: Shanghai Science and Technology Press, 1978: 78–518.
- [24] 李丹, 孙志梅, 王艳群, 等. 有机组分对 N 素在砂壤土中淋溶运移的影响[J]. 水土保持学报, 2010, 24(3): 23–26.
LI D, SUN Z M, WANG Y Q, et al. Effects of organic material on N leaching and movement in sandy soil[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2010, 24(3): 23–26.
- [25] 高海鹰, 黄丽江, 张奇, 等. 不同降雨强度对农田土壤氮素淋失的影响及 LEACHM 模型验证 [J]. 农业环境科学学报, 2008, 27(4): 1346–1352.
GAO H Y, HUANG L J, ZHANG Q, et al. Effects of different rainfall intensity on soil nitrogen leaching and LEACHM model validation[J]. *Journal of Agro-Environmental Science*, 2008, 27(4): 1346–1352.
- [26] 郑子成, 何淑勤, 王永东, 等. 不同土地利用方式下土壤微团聚体中养分的分布特征[J]. 水土保持学报, 2010, 24(3): 170–174.
ZHENG Z C, HE S Q, WANG Y D, et al. Distribution feature of soil nutrients in aggregate under different land use[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2010, 24(3): 170–174.
- [27] 黄昌勇. 土壤学[M]. 北京: 中国农业出版社, 2000: 169–195.
HUANG C Y. Soil science [M]. Beijing: China Agriculture Press, 2000: 169–195.
- [28] 吴文伶, 孙红文. 菲在沉积物上的吸附-解吸研究[J]. 环境科学, 2009, 30(4): 1133–1138.
WU W L, SUN H W. Sorption and desorption of phenanthrene on sediments[J]. *Environmental Science*, 2009, 30(4): 1133–1138.
- [29] 刘梦云, 常庆瑞, 齐雁冰. 不同土地利用方式的土壤团粒及微团粒的分形特征[J]. 中国水土保持科学, 2006, 4(4): 47–51.
LIU M Y, CHANG Q R, QI Y B. Fractal features of soil aggregate and microaggregate under different land use[J]. *Science of Soil and Water Conservation*, 2006, 4(4): 47–51.
- [30] 刘任涛, 赵哈林. 科尔沁沙地土地利用变化对土壤特性的影响[J]. 生态环境学报, 2010, 19(9): 2079–2083.
LIU R T, ZHAO H L. Effect of land use changes on soil properties in Horqin sandy land[J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2010, 19(9): 2079–2083.