

以水基钻屑为骨料的人造基质的物理性状与淋洗 脱盐效应研究^①

张 春¹, 高昊辰^{2,3}, 张思兰¹, 刘广明^{2*}, 陈科平¹, 陈金林³, 周泽军⁴

(1 重庆市涪陵页岩气环保研发与技术服务中心, 重庆 408000; 2 中国科学院南京土壤研究所, 南京 210008;

3 南京林业大学南方现代林业协同创新中心, 南京 210008; 4 中国石油化工股份有限公司江汉油田分公司, 湖北潜江 433124)

摘要: 为研究水基钻屑土壤化利用的可行性, 本文通过将西南某页岩气田水基钻屑与当地的腐熟污泥及紫色土按一定配比形成人造基质, 利用室内土柱模拟试验进行两次定量淋洗以研究其物理性状与脱盐效应。结果表明: 腐熟污泥的混入对人造基质物理性状有明显的影响, 随着腐熟污泥配比的提高, 人造基质的初始全盐量增大, 容重减小; 腐熟污泥的加入会显著降低人造基质的平均下渗速率。经过两次淋洗后各人造基质的脱盐率均大于 70%, 除水基钻屑: 腐熟污泥=10: 2、水基钻屑: 腐熟污泥=10: 4、水基钻屑: 腐熟污泥: 土壤=10: 2: 1 外, 其余各人造基质的剩余全盐量均低于 2 g/kg; pH 为 8.0~8.6。由平均下渗速率、容重、pH 和全盐量等指标可知, 经过两次淋洗后以水基钻屑为骨料、辅配腐熟污泥或当地紫色土的人造基质具有良好的关键物理性状。

关键词: 水基钻屑; 淋洗脱盐; 土壤化利用

中图分类号: S15; X74 文献标识码: A

页岩气是指同时以吸附和游离方式存在于页岩或泥岩及其间所夹砂质、粉砂质岩层中的天然气^[1]。目前我国页岩气的勘探开发刚刚起步^[2], 而水基钻屑是页岩气开采过程中所产生的一种固体废弃物^[3], 单井产生水基钻屑约为 800~1 000 m³^[4]。水基钻屑本身不会对环境造成危害, 但由于其表面粘附有一部分水基钻井液, 因此水基钻屑成分相对复杂, 可能含有重金属、石油烃等污染物^[5-10]。当前水基钻屑的主要处理方法为固化填埋, 但其仍存在占用土地、存在潜在环境污染隐患等问题^[11], 因而如何有效地对其进行处理或使之资源化利用是亟待解决的问题。水基钻屑土壤化利用是其资源化的一种选择, 有研究表明: 将一定量的废弃钻屑混合在土壤中可以改善土壤质量, 有益于植物的生长^[12], 但主要的障碍在于其全盐量高, 含有的重金属、石油烃等污染物可能存在一定的环境风险^[13]。目前国内对于水基钻屑土壤化利用的研究相对较少, 并且由于开采方式与地质条件的不同导致了不同区域的钻屑组成也存在较大差异。页岩气田水基钻屑颗粒较粗导致下渗速率大, 在

钻井过程中外源加入了较大量含钾物料导致水基钻屑钾含量丰富。自然土壤是以无机矿物为主、有机质为辅所构成的具有一定物理结构和化学特性的可为植物提供生长所需养分的物质。作为人造基质必须具备与自然土壤相似的基本物理性质, 具有良好的通气和保水、透水功能。在污染物含量控制适宜条件下, 将该两种固体废物结合形成一种新型人造基质, 可以优势互补, 变废为宝, 用作土壤资源较为紧缺的山区绿化土壤, 具有重要的意义和实用价值^[14-15]。

本研究以西南某页岩气田水基钻屑为研究对象, 通过将其与腐熟污泥及紫色土混合按不同配比形成人造基质并进行土柱淋洗试验, 对其淋洗脱盐效应进行探索, 分析人造基质的关键物理性状, 为页岩气田水基钻屑土壤化利用提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 试验材料

试验所用水基钻屑于 2017 年 3 月采自西南某页岩气田; 紫色土于 2017 年 3 月采自重庆市; 腐熟污

基金项目: 重庆市科委社会事业与民生保障科技创新专项重点研发项目(cstc2017shms-zdyfx0033)和江苏省重点研发计划项目(BE2017389, BE2018759)资助。

* 通讯作者(gmliu@issas.ac.cn)

作者简介: 张春(1990—), 男, 宁夏中卫人, 硕士研究生, 主要从事页岩气开发环境保护技术研究。E-mail: 1058449415@qq.com

泥是由 2017 年 3 月采自重庆市生活污水处理厂的新鲜污泥风干后，添加木屑好氧堆腐 20 d 所制得。在试验前我们对水基钻屑与腐熟污泥进行了包括重金属、矿物油、苯并(a)芘等 26 项物理化学指标检测，

并将检测结果同 GB/T23486—2009《城镇污水处理厂污泥处置园林绿化用泥质》标准进行了比对，结果显示各项指标均符合标准要求，因而具备土壤化利用的前提条件。

表 1 供试材料的主要理化性质
Table 1 Main physicochemical properties of tested materials

供试材料	pH	电导率(μS/cm)	全盐量(g/kg)	有机碳(g/kg)	碱解氮(mg/kg)	有效磷(mg/kg)	速效钾(mg/kg)	容重(g/cm ³)
水基钻屑	8.6	3 560.0	14.8	23.1	144.0	2.9	5 650.0	1.27
紫色土	8.0	59.9	0.7	5.7	47.3	17.8	116.5	1.13
腐熟污泥	6.4	4 607.0	24.5	240.6	1 791.0	335.0	1 868.0	0.33

1.2 试验设计

试验为土柱模拟试验，使用过 2 mm 筛的水基钻屑、腐熟污泥、紫色土 3 种物料进行混合，共设置 12 个处理，其中包含 3 个对照，每个处理重复 3 次，具体的处理设置见表 2。试验时间为 2017 年 5—7 月，使用的土柱尺寸为内径 10 cm、高 30 cm，底部设有出水口，并有玻璃瓶收集渗漏液。试验前测定各物料

的水分含量，再根据水分含量计算物料干重，按各处理设置比例(表 2)将物料混合均匀后逐层填入土柱内并压实，装填前需在各土柱底部铺上 2 cm 厚的石英砂做反滤层，土柱装填总高度为 20 cm(不包含反滤层)，且保证各处理重复间的容重一致。同时对各处理的重金属含量测定发现，其含量均符合 CJ/T 340—2016《绿化种植土壤》标准中的 II 级要求(表 3)。

表 2 试验处理设计
Table 2 Design of experimental treatments

处理	物料质量配比(干重)	容重(g/cm ³)	处理	物料质量配比(干重)	容重(g/cm ³)
CK1(对照 1)	纯水基钻屑	1.27	B1	水基钻屑：土壤=10:1	1.25
CK2(对照 2)	纯腐熟污泥	0.33	B2	水基钻屑：土壤=10:2	1.25
CK3(对照 3)	纯土壤	1.13	B3	水基钻屑：土壤=10:4	1.26
A1	水基钻屑：腐熟污泥=10:1	1.10	C1	水基钻屑：腐熟污泥：土壤=10:2:1	1.02
A2	水基钻屑：腐熟污泥=10:2	0.94	C2	水基钻屑：腐熟污泥：土壤=10:2:2	1.06
A3	水基钻屑：腐熟污泥=10:4	0.75	C3	水基钻屑：腐熟污泥：土壤=10:2:4	1.08

表 3 各处理的重金属含量
Table 3 Heavy metal contents of different treatments

处理	Cu(mg/kg)	Zn(mg/kg)	Ni(mg/kg)	Hg(mg/kg)	As(mg/kg)	Pb(mg/kg)	Cd(mg/kg)	Cr(mg/kg)
CK1	25.0	101	37.3	0.086	6.15	9.75	0.086	37.8
CK2	66.2	255	44.3	1.040	6.20	49.90	0.628	115.0
CK3	27.1	78	30.2	0.148	14.70	40.20	0.064	50.4
A1	29.0	112	31.8	0.165	6.77	3.68	0.215	50.1
A2	22.1	110	32.5	0.143	9.02	29.40	0.182	37.0
A3	36.7	160	36.9	0.479	6.35	3.56	0.295	56.5
B1	21.1	119	23.8	0.087	6.89	19.60	0.207	30.5
B2	22.3	95.8	25.4	0.093	8.54	4.71	0.184	40.8
B3	19.0	89.9	25.5	0.096	8.35	19.80	0.174	42.9
C1	26.3	130	32.3	0.343	7.65	5.67	0.188	48.0
C2	29.2	135	29.6	0.268	7.78	3.50	0.239	50.9
C3	21.1	116	29.2	0.205	9.19	7.08	0.184	46.1
标准参考值	<300	<350	<80	<1.2	<30	<300	<0.80	<200

注：标准参考值来自于 CJ/T 340—2016《绿化种植土壤》标准中要求的重金属含量 II 级范围，及适用于植物园、公园、学校、居住区等与人接触较密切的绿(林)地。

装填完毕并确保下端出水口关闭后，向土柱内加入去离子水使柱内人造基质含水量达到饱和，之后连续进行两次等量淋洗，两次淋洗的初始水头均为5 cm，第1次淋洗为待水头降至0 cm时关闭出水口，停止淋洗；第2次淋洗为待水头降至0 cm后等待两天再关闭出水口，停止淋洗。本研究中的平均下渗速率为自淋洗开始至第2次淋洗水头降为0 cm的全时段的下渗水量与其耗费时间的比值。

1.3 土样采集与分析

在两次淋洗过程中，从打开出水口开始计时，至水头降为0 cm时记录入渗时间，同时分别对各处理的渗漏液进行收集，在淋洗结束后将土柱内的人造基质取出混匀自然风干、磨碎，过1 mm筛后进行相关指标的测定。

土壤电导率(土水比为1:5)由电导率仪测得；土壤容重采用环刀法测定；土壤pH测定采用电位法；土壤全盐量测定采用质量法，土壤碱解氮测定采用碱解扩散法；土壤有机碳测定采用重铬酸钾外加热法；土壤有效磷测定采用碳酸氢钠浸提-钼锑抗比色法；土壤速效钾测定采用醋酸铵浸提-火焰光度法；以上测定方法参照《土壤农业化学分析法》^[16]。

2 结果与讨论

2.1 不同配比人造基质的容重、pH与初始全盐量

土壤容重是土壤物理性状的一个重要指标，其与土壤孔隙度密切相关，可较好地反映土壤入渗性能、持水能力等^[17-18]。一般而言，土壤容重>1.5 g/cm³时，其机械抵抗力较大，会阻碍根系伸展，影响土壤通气性，不利于植物生长^[19]。由表4可以看出，CK1、CK2、CK3之间的容重差异较大，CK2腐熟污泥的容重远低于其他物料，因此腐熟污泥所占比例的大小对各处理的容重有较大影响，总体来看各处理的容重随着腐熟污泥比例的提高呈现降低趋势。对比表2和表4可以看出，淋洗前后土壤容重变化差异不大。

经过两次淋洗后除对照外，各处理的pH为8.01~8.63；由于腐熟污泥的pH呈酸性，因而随着腐熟污泥比例的提高，各处理的pH呈现出降低趋势。

各处理的初始全盐量均较高，与土壤盐化分级指标^[20]比对，各处理均达到盐土水平(>6 g/kg)，会对植物生长造成严重的盐分胁迫^[21]，因此进行淋洗脱盐是水基钻屑土壤化利用的必要前提和基础。

表4 不同配比人造基质的容重、pH与初始全盐量

Table 4 Bulk densities, pH values and initial total salt contents of artificial substrates with different proportions

处理	容重(g/cm ³)	初始全盐量(g/kg)	pH	处理	容重(g/cm ³)	初始全盐量(g/kg)	pH
CK1	1.27	14.78	8.40	B1	1.25	13.50	8.63
CK2	0.36	24.50	6.32	B2	1.25	12.43	8.49
CK3	1.12	0.69	7.60	B3	1.23	10.75	8.42
A1	1.10	15.66	8.35	C1	1.02	15.19	8.18
A2	0.94	16.40	8.29	C2	1.06	14.16	8.14
A3	0.75	17.56	8.01	C3	1.08	12.47	8.07

2.2 不同配比人造基质的平均下渗速率

下渗速率体现了水分进入土壤，扩散移动再分配的速度。土壤自身的理化特性，如土壤质地、孔隙状况、有机质含量等均会对土壤下渗速率产生明显的影响^[22]。由图1可以看出，水基钻屑处理有着较高的平均下渗速率，腐熟污泥处理的平均下渗速率则较低，A1~A3处理随着腐熟污泥比例的提高，各处理的平均下渗速率呈现下降的趋势，且各处理的平均下渗速率较之CK1降低了53.08%~79.62%，这是由于污泥有着较强的滞水性^[23-24]。陈晓蓉等^[25]通过将不同量的污泥与土壤混合，发现随着处理污泥用量的增加，处理的吸水量增加而失水量减少且失水速率变慢；黄殿男等^[26]将离心脱水污泥与沙漠表层土壤掺

混，其结果表明各处理的持水能力与污泥掺混量呈显著正相关；本试验结果与上述研究结论均一致。B1~B3处理随着土壤比例的提高，各处理的平均下渗速率呈现出下降的趋势，且各处理较之CK1降低了25.59%~36.49%。C1~C3的平均下渗速率介于水基钻屑与土壤混合的处理和水基钻屑与污泥混合的处理之间。总体来看，土壤与腐熟污泥混合比例的多少对于人造基质在相同淋洗条件下水分的下渗速率有着较大影响，梁建林和张梦宇^[27]研究发现随着渗透流速的增大，相同水量的排盐率越来越小，因此下渗速率的大小会对其最终的脱盐效果产生一定的影响。

2.3 不同配比人造基质的淋洗脱盐效果

试验共进行了两次等量淋洗，两次淋洗的脱盐量

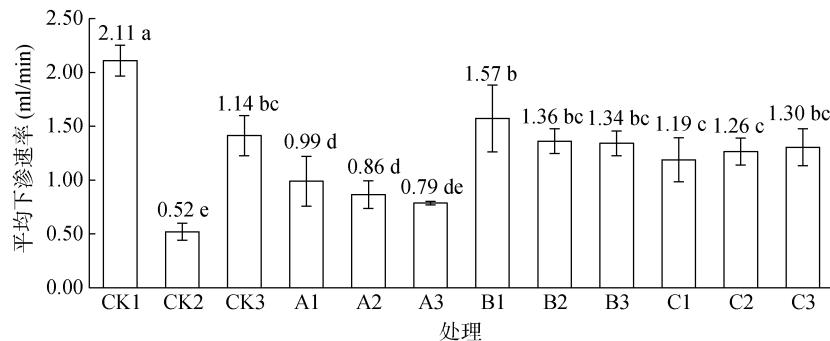
(图中小写字母不同表示处理间平均下渗速率达到显著水平($P<0.05$)，LSD 法)

图 1 不同配比人造基质的平均下渗速率

Fig. 1 Average infiltration rates of artificial substrates with different proportions

见表 5。由表 5 可知, 各处理在第 2 次淋洗的脱盐量均低于第 1 次; CK1 第 2 次淋洗的脱盐量较第 1 次淋洗降低了 65.51%; CK2 初始全盐量高于 CK1, 但两次淋洗脱去的总盐量显著低于 CK1, 且两次淋洗的脱盐量差异不大; CK3 由于其初始全盐量较低, 两次淋洗的脱盐量均较低。由 A1 ~ A3 处理可以看出, 随着腐熟污泥比例的提高, 各处理的初始全盐量增加, 但两次淋洗中的脱盐量却呈现出下降趋势;

B1 ~ B3 与 C1 ~ C3 的表现类似, 其淋洗的脱盐量随着土壤比例提高而降低, 但这主要是由于土壤全盐量低所致。总体而言, 腐熟污泥比例的增加会导致人造基质中初始全盐量的提高, 虽然会降低人造基质的平均下渗速率, 有利于土壤中盐分的浸出, 但由于其特殊性并不能提高淋洗渗漏液中的全盐量, 反而会降低脱盐效果, 这可能与其对人造基质孔隙度、持水能力、团粒结构的改变有关。

表 5 各处理的淋洗脱盐量

Table 5 Desalination rates by leaching of artificial substrates with different proportions

处理	第 1 次淋洗		第 2 次淋洗	
	脱盐量(g)	脱盐量(g)	脱盐量(g)	脱盐量(g)
CK1	20.70 ± 1.31	7.14 ± 0.51	17.16 ± 0.41	7.96 ± 2.23
CK2	2.86 ± 0.66	2.77 ± 0.64	17.27 ± 0.30	6.43 ± 0.28
CK3	0.49 ± 0.08	0.33 ± 0.06	14.03 ± 0.77	6.17 ± 1.23
A1	15.33 ± 1.41	10.06 ± 1.41	13.78 ± 0.70	7.21 ± 0.29
A2	13.05 ± 1.02	7.49 ± 0.08	13.28 ± 1.23	6.77 ± 0.74
A3	9.75 ± 2.17	6.22 ± 0.70	10.21 ± 1.33	7.71 ± 1.06

两次淋洗完成后, 不同配比的人造基质脱盐率见图 2。试验结果表明: 水基钻屑处理 CK1 的土壤全盐量已经降至较低水平, 小于 1 g/kg, 相较淋洗前降低了 94.72%; 腐熟污泥处理 CK2 的土壤全盐量也有所降低, 但降幅明显小于 CK1, 相较淋洗前降低了

44.37%, 但剩余全盐量仍高达 13.63 g/kg。处理 A1 ~ A3 随着腐熟污泥比例的提高, 土壤剩余全盐量有所提高, 较之 CK1 分别高出 67.38% ~ 919.65%, 同时脱盐率也呈下降趋势; 处理 B1 ~ B3, 在淋洗之后盐分均降至较低水平, 小于 2 g/kg; 处理 C1 ~ C3 中,

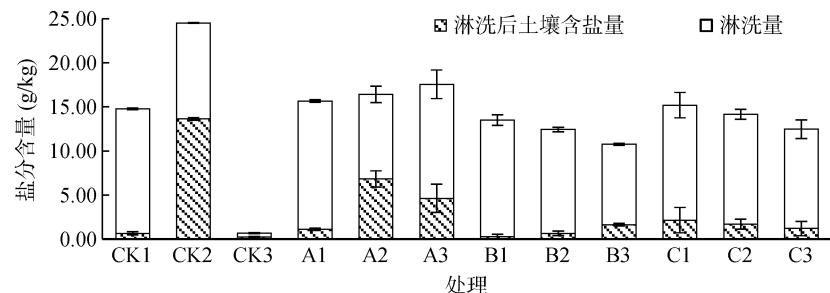


图 2 两次淋洗后人造基质的脱盐量与剩余全盐量

Fig. 2 Desalination rates and residual salt contents of artificial substrate with different proportions after two times of washing

处理 C3 淋洗后的土壤全盐量最低，但各处理的脱盐率差异不大，介于 CK1 与 CK3 之间，低于水基钻屑同腐熟污泥混合的处理。总体来看，除处理 A2、A3、C1 外，其余处理都取得了较好的脱盐效果，土壤剩余盐分均降至轻度盐化水平以下；其中处理 B1 的淋洗率最高，且剩余盐分含量最低，淋洗效果最佳。

3 结论

1) 腐熟污泥容重较小，呈弱酸性；随着腐熟污泥配比的提高，人造基质的容重和 pH 均呈降低趋势。

2) 水基钻屑的平均下渗速率较高，保水性差；腐熟污泥的平均下渗速率相对较低，保水性强，适宜比例腐熟污泥的加入会显著改善人造基质的平均下渗速率。

3) 各组分的原始全盐量高导致人造基质初始全盐量达到盐土的盐渍化分级标准，对人造基质进行淋洗脱盐是水基钻屑土壤化利用的必要环节。经过两次定量淋洗脱盐，物理性状适宜的人造基质的剩余全盐量均降至 2 g/kg 以下，属于轻度盐渍化或非盐渍化土壤。

4) 经过两次淋洗脱盐后，以水基钻屑为骨料，辅配腐熟污泥或当地紫色土的人造基质具备了良好的平均下渗速率、容重、pH 和全盐量等关键土壤物理性状。

参考文献：

- [1] 岳鹏升, 石乔, 岳来群, 等. 中国页岩气近期勘探开发进展[J]. 天然气勘探与开发, 2017, 40(3): 38–44
- [2] 张金川, 徐波, 聂海宽, 等. 中国天然气勘探的两个重要领域[J]. 天然气工业, 2007, 27(11): 1–6, 129
- [3] 梅绪东, 金吉中, 王朝强, 等. 泸陵页岩气田绿色开发的实践与探索[J]. 西南石油大学学报(社会科学版), 2017, 19(6): 9–14
- [4] 张春, 金吉中, 张思兰, 等. 水基钻屑固化填埋对周边土壤环境的影响[J]. 油气田环境保护, 2017, 27(2): 40–42, 61–62
- [5] 岳婷, 胡社荣, 彭纪超, 等. 页岩气勘探开发过程中的若干环境和生态问题[J]. 中国矿业, 2013, 22(3): 12–15, 28
- [6] 李小敏, 史聆聆, 马建锋, 等. 我国页岩气开发的环境影响特征[J]. 环境工程, 2015, 33(9): 139–143
- [7] 熊运实, 王彦昌, 吴军涛, 等. 我国页岩气开发环境保护面临的形势及对策[J]. 油气田环境保护, 2015, 25(6): 1–4, 83
- [8] 卢邦俊. 页岩气钻屑中的重金属成分研究[J]. 能源环境保护, 2015, 29(6): 20–21, 60
- [9] 卢邦俊. 浅谈页岩气开发过程中的环境问题[J]. 广州化工, 2015, 43(13): 148–149
- [10] Zingula R. Environmental aspects of drilling fluid and drill cuttings disposal[C]. Los Angeles: IEEE, 1977: 546–549
- [11] Lechtenbohmer S, Altmann M, Capito S, et al. Impacts of shale gas and shale oil extraction on the environment and on human health[J]. University of Loughborough, 2011: 2009
- [12] Saint-Fort R, Ashtani S. Effect of a water-based drilling waste on receiving soil properties and plants growth[J]. Journal of Environmental Science & Health Part A Toxic/hazardous Substances & Environmental Engineering, 2014, 49(1): 10–17
- [13] 夏玉强. Marcellus 页岩气开采的水资源挑战与环境影响[J]. 科技导报(北京), 2010, 28(18): 103–110
- [14] 卢再亮, 刘兆东, 李九玉, 等. 炭化生活污水污泥对酸化红壤的改良效果[J]. 土壤, 2015, 47(2): 408–413
- [15] 申荣艳, 骆永明, 李振高, 等. 城市污泥农用对不同土壤中有机污染物的影响[J]. 土壤, 2008, 40(3): 420–424
- [16] 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: 39–109
- [17] 郑纪勇, 邵明安, 张兴昌. 黄土区坡面表层土壤容重和饱和导水率空间变异特征[J]. 水土保持学报, 2004, 18(3): 53–56
- [18] 李志洪, 王淑华. 土壤容重对土壤物理性状和小麦生长的影响[J]. 土壤通报, 2000, 31(2): 55–57, 96
- [19] 张微, 孙海明, 王晓江, 等. 生物质土壤改良剂对风沙土改良效果研究[J]. 内蒙古林业科技, 2013, 39(2): 1–6
- [20] 王遵亲, 祝寿泉, 俞仁培, 等. 中国盐渍土[M]. 北京: 高等教育出版社, 1993: 130
- [21] 苏永全, 吕迎春. 盐分胁迫对植物的影响研究简述[J]. 甘肃农业科技, 2007(3): 23–27
- [22] 骆素娜, 李尧, 乔倩倩. 土壤水分入渗研究评述[J]. 东北水利水电, 2013, 31(8): 39–41
- [23] 陈晓蓉, 孙克君, 王俊, 等. 污泥保水功能的研究及应用初报[J]. 水土保持通报, 2011, 31(5): 200–203, 214
- [24] 蒋波, 傅佳骏, 蔡伟民. 阳离子表面活性剂改善污泥脱水性能的机理研究[J]. 中国给水排水, 2006, 22(23): 59–62, 66
- [25] 张国占, 方静, 全恩从. 污泥复合有机肥的生产与应用[J]. 中国给水排水, 2003, 19(6): 66–67
- [26] 黄殿男, 谭杰, 傅金祥, 等. 城市污水处理厂污泥对沙漠化土壤的改良效果[J]. 水土保持学报, 2017, 31(1): 323–327
- [27] 梁建林, 张梦宇. 不同入渗条件下土壤脱盐效果的试验研究[J]. 灌溉排水学报, 2008, 27(3): 116–117

Physical Properties and Desalination Effects of Artificial Substrates with Water-base Drilling Cuttings as Aggregates

ZHANG Chun¹, GAO Haochen^{2,3}, ZHANG Silan¹, LIU Guangming^{2*},
CHEN Keping¹, CHEN Jinlin³, ZHOU Zejun⁴

(1 Chongqing Environmental Protection Center for Shale Gas Technology & Development, Chongqing 408000, China;

2 Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China; 3 Co-Innovation Center for Sustainable Forestry in Southern China, Nanjing Forestry University, Nanjing 210008, China; 4 Jianghan Oil-field Branch Company, SINOPEC, Qianjiang, Hubei 433124, China)

Abstract: In order to explore the feasibility of soil utilization of water-base drilling cuttings from shale gas field near Southwest China, the cuttings were mixed with decomposed sludge and/or local purple soil with different proportions to form artificial substrates, and indoor simulation experiment with twice quantitative washing were conducted to study physical properties and desalination effect of the artificial substrates. The results showed that the addition of decomposed sludge had a significant effect on physical properties of artificial substrates, with the proportion increase of decomposed sludge, the original salt contents increased and the bulk densities decreased. Twice quantitative washing experiment showed that the addition of decomposed sludge significantly reduced the average infiltration rate of the artificial substrate. After twice washing, the desalinization ratio of each artificial substrate was larger than 70% except for drilling cuttings: decomposed sludge =10 : 2, drilling cuttings: decomposed sludge =10 : 4, drilling cuttings: decomposed sludge: soil=10 : 2 : 1; the remaining salt contents of other artificial substrates were lower than 2 g/kg; pH values varied from 8.0 to 8.6. According to average infiltration rate, bulk density, pH value and salt content, after twice washing, the artificial substrates with water-base drilling cuttings as aggregates, decomposed sludge and/or local purple soil have better key physical properties.

Key words: Water-base drilling cuttings; Desalination; Soil utilization