

滨海含水介质对垃圾淋滤液氨氮净化功能动态模拟^{*}

李海明^{1,2}, 郑西来¹, 商平²

(1. 中国海洋大学环境科学与工程学院, 山东 青岛 266071;

2. 天津科技大学海洋科学与工程学院, 天津 泰达 300457)

摘要: 为了探讨滨海地区水—土系统不同含水介质对生活垃圾淋滤液氨氮的内在净化能力以及其净化动态变化特征, 室内土柱实验采用 3 种有代表性的天然土样为研究对象, 用生活垃圾淋滤液进行淋滤, 实验历时 1 个月。结果表明, 不同含水介质对垃圾淋滤液中氨氮的单位重量截污量动态特征均表现为开始最大, 随着孔隙体积的增多, 截污量随之减少, 直到最后截污量为零; 中砂对氨氮的单位土重饱和截污量 SD_m 小于粉土和粉砂。三种介质对氨氮的净化率动态曲线均为平缓的反“S”型曲线; 中砂、粉砂和粉土对氨氮总净化率分别为 30%、56% 和 32%; 中砂对氨氮的总净化率、单位流量质量变化率 (FWAC) 和单位孔隙体积质量变化率 (PFWAC) 小于粉土, 粉土小于粉砂; 含水介质对氨氮的净化机理主要是吸附作用, 当吸附达到饱和时, 净化能力随之消失。

关键词: 滨海地区; 垃圾淋滤液; 氨氮; 含水介质; 净化作用

中图分类号: X705 **文献标识码:** A **文章编号:** 0529-6579 (2007) 04-0098-05

生活垃圾淋滤液是一种高浓度的有机废水, 具有极强的环境危害性。在大量无任何防渗措施的垃圾堆放场, 垃圾淋滤液渗入土壤直至最终到达地下含水层, 对土壤和地下水造成严重污染^[1]。含有高浓度的氨氮是垃圾淋滤液重要的水质特征^[2]。文献 [2—4] 对城市垃圾淋滤液引起地下水氮污染的研究, 得到的结论是垃圾淋滤液对地下水污染主要以 NH_4^+ 污染为主。已有研究表明, 含水层中垃圾淋滤液污染羽在空间分布上可以明显分为 4 个不同的氧化还原带, 即产甲烷带、硫酸盐还原带、铁还原带、硝酸盐还原带和好氧带, Kim 等^[5] 认为 NH_4^+ 迁移进入好氧带时能氧化产生 NO_3^- , 然而没有野外资料可以证明这一点; Stumm 等^[6] 认为含水层中垃圾淋滤液污染羽 NH_4^+ 与游离态 NH_3 性质不是很相似; Christensen 等^[7] 研究表明 NH_4^+ 进入土壤后, 在包气带土层的浅表层被迅速吸附而减少, 在不同土壤剖面上 NH_4^+ 的起始浓度随土壤剖面深度的增加而下降; 上海老港垃圾填埋场的 NH_4^+ 主要分布在 100 cm 以上土层中, 转变成 NO_3^- 污染地下水^[8]。

天津滨海地区不同沉积环境 (陆相和海相交错沉积) 下形成的含水介质以盐分和胶体含量高、碱性大为特征, 含水层颗粒以粉砂、粉细砂和细砂

为主; 垃圾淋滤液为高浓度有机废水, 当其进入含水介质时, 含水介质中对其有内在净化作用, 其净化能力的大小直接影响污染物对地下水污染的难易程度。基于上述分析, 本文在对研究区垃圾污染状况调查的基础上, 选取有代表性的包气带土样, 研究不同含水介质对垃圾淋滤液氨氮的净化能力及其动态变化特征, 研究结果对于垃圾场的选址以及区域垃圾场排放策略的制定具有很现实的意义。

1 研究区的环境背景

天津市位于华北平原东北部, 北靠燕山山脉, 东临渤海湾。地势北高南低, 按地貌形态自北向南可划分为: 山地、丘陵、平原、滨海滩地。天津市气候属温带季风型大陆性气候, 季风显著, 四季分明。年平均气温 $11.1 \sim 13.0^\circ\text{C}$; 年平均降水量为 $547 \sim 685 \text{ mm}$; 年平均蒸发量为 $1\,683 \text{ mm}$ 。

浅层地下水主要为赋存于第四纪全新世和晚更新世上段的孔隙水, 近地表为潜水, 向下逐渐过渡为微承压水, 之间无明显界线。浅层地下水含水介质在北部地区主要以冲积洪积的中细砂、中粗砂和细砂为主, 累计厚度 $5 \sim 20 \text{ m}$; 北郊、西郊和静海地区以冲积的河床相和漫滩相细砂、粉细砂为主, 其中夹有亚砂土和亚粘土; 东部沿海地区以粉砂为

^{*} 收稿日期: 2006-10-18

基金项目: 国家自然科学基金资助项目 (4060209); 天津科技大学科学研究基金资助项目

作者简介: 李海明 (1971 生), 男, 副教授, 博士; E-mail: hm99044@163.com

主要含水层, 含水砂层受成因控制多呈条带状或透镜状分布。

地下水水化学变化规律与地下水迳流方向基本一致, 具有由北至南的水平分带性, 即由北部的 HCO_3-Cl 型, 总溶解固体小于 1 g/L 向南过渡为 $\text{HCO}_3-\text{Na}-\text{HCO}_3\cdot\text{Cl}-\text{Na}$ 型, 总溶解固体增高到 $1\sim2\text{ g/L}$ 。东南地区浅层地下水迳流条件缓慢, 受海水影响增强, 水化学类型由 $\text{Cl}-\text{Na}$ 型, 总溶解固体由 $1\sim2\text{ g/L}$ 逐渐上升到 $5\sim10\text{ g/L}$ 。沿海局部地区总溶解固体可大于 30 g/L 。

2 实验材料和方法

2.1 实验材料

2.1.1 水样 垃圾淋滤液取自天津市某一垃圾堆

放场, 试验之前预沉淀 24 h 。取澄清液由水泵送到配水箱中。垃圾淋滤液中 pH 为 8.64 、 Cl^- 、 TDS 总硬度 (以 CaCO_3 计)、 NH_4^+ 、 COD_Cr 和 BOD_5 分别为 868.5 、 4145 、 1722 、 139.1 、 807.2 和 449.5 mg/L 。可以看出垃圾淋滤液以 Cl^- 、 TDS 总硬度、 NH_4^+ 、有机物 (COD_Cr 、 BOD_5) 含量高为特征。

2.1.2 土样 实验用土取自研究区具有代表性的 3 种土样。将采集的土样分别记为中砂 (ZS)、粉砂 (FS)、粉土 (FT)。土样经风干、过筛 (2 mm) 后备用。采用吸管法分析了土样的机械组成, 同时用常规方法分析土样的有机质含量、容重、孔隙度、密度等, 各土样机械组成和主要特征见表 1。

表 1 土样的机械组成和主要特征
Tab. 1 Mechanical composition and major characteristics of selected soil

土样 编号	土壤机械组成 /%					有机质 /%	容重 ($\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$)	密度	孔隙度	岩土类型
	(<0.005 mm)	(0.005~ 0.075mm)	(0.075~ 0.25mm)	(0.25~ 0.5mm)	(0.5~ 2mm)					
ZS	2.24	20.26	15.10	16.30	46.10	0.2257	1.83	2.10	0.3123	中砂
FS	5.57	34.00	58.01	2.43	0	0.2724	1.68	2.04	0.3688	粉砂
FT	6.74	74.15	19.12	0	0	0.5817	1.64	2.03	0.3917	粉土

2.2 实验方法

实验装置为自行装配的实验仪器, 主要由土柱、定水头装置和供水箱组成。土柱用 PVC 构成, 具进水口和出水口。定水头装置是带有进水口、出水口和泄水口的 PVC 柱, 其中上端边上为泄水口, 起到定水头的作用, 使柱内水位一定, 且由于定水柱具有一定容积, 在供水箱供水不足时起到缓冲作用, 使实验不至于失败。供水箱是一个蒸馏水桶, 容积约 30 L 。

将采集的土样按实测容重均匀装柱。土柱装好后, 用胶皮管和若干个三通头将 3 个土柱与定水头缓冲柱连接。为了更接近于实际情况, 实验用垃圾淋滤液原液淋滤土柱。将澄清的垃圾淋滤液由水泵送到高位供水箱, 由供水箱向定水头缓冲柱供水。定水头由溢流口控制, 多余的进水送到配水箱中循环使用。实验开始之前, 用蒸馏水浸泡土柱。实验正式运行时, 定时从进水口和取样口取样, 测定其水样中氨氮的浓度, 同时记录出水流量。试验土柱直径均为 5.5 cm 。水位差为 108 cm 。中砂 (ZS)、粉砂 (FS)、粉土 (FT) 的土柱高度分别为 10 、 10 和 4 cm 。对应的水力梯度分别为 10.80 、 10.80 和 27 。

3 结果与分析

3.1 不同含水介质对氨氮的截污量动态特征

含水介质对垃圾污染物的自然净化能力是指淋滤液污染物组分经过该土层时, 由于各种物理、化学和生物作用使其渗出污染物浓度小于入渗时的浓度。含水介质对垃圾污染物截污量 SS 指垃圾淋滤液经过土体后留在土中污染物的量:

$$\text{SS} = (C_0 - C_1) \times V_0 \tag{1}$$

式中, C_0 为垃圾淋滤液中氨氮的浓度 (mg/L); C_1 为渗滤液过土柱后出水氨氮的浓度 (mg/L); V_0 为垃圾淋滤液的体积 (L)。

为便于不同含水介质截污值之间的比较, 引入单位土重截污值 SD 的概念, 即用含水介质对垃圾污染物截污量 SS 除以参与截留污染物土的重量 W , 计算式为:

$$\text{SD} = \text{SS}/W_s = V_0(C_0 - C_1)/W_s \tag{2}$$

式中, SD 单位为 mg/g 。

截污量是反映含水介质对污染物净化能力的一个重要指标, 截污量越大, 说明含水介质对污染物净化能力越强。从 3 个不同土柱对垃圾淋滤液氨氮的单位重量截污量动态曲线来看, 从开始时最大截污量直到最后截污量为零, 均表现为平缓的反

“S”型曲线(图1)。柱1中砂氮单位土重的截污量由0.425mg/g递减到零经历了34.5个孔隙体积数;柱2粉砂氮单位土重的截污量在40.03个孔隙体积数内由0.463降到0.007mg/g;柱3粉土氮单位土重的截污量在125.28个孔隙体积数内由1.351降到0.042mg/g。从开始的单位土重量对垃圾淋滤液氮的截污量以及递减到零所经历的孔隙体积数来看,中砂对氮的净化能力小于粉土和粉砂。

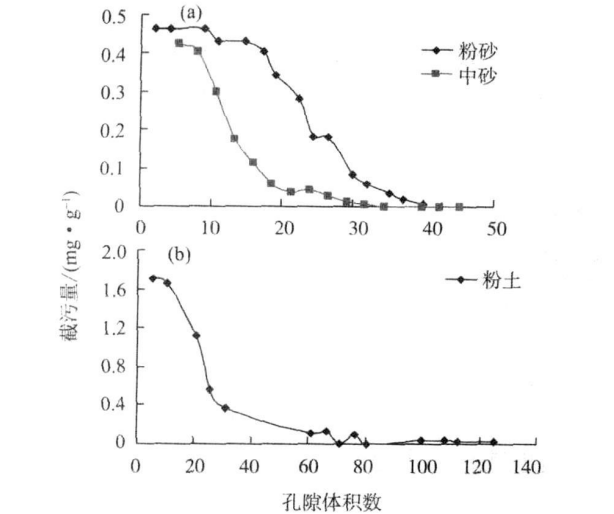


图1 不同含水介质对氮的截污量变化曲线
Fig.1 Dynamic curves of the quantity unit weight of water bearing media decontaminated ammonia nitrogen

3.2 不同含水介质对垃圾淋滤液氮的饱和截污量特征

单位土重截污量 SD_m 表明每单位土重截留了多少重量的污染物,对于特定的一种含水介质来说,是一个不定值,它的大小与垃圾淋滤液的量、污染组份的浓度、经过介质的时间有关,也与介质本身的物化性质(土的机械组成、孔隙度、矿物成分、渗透性等)有关。对于同一种土来说,对污染物的截污作用并非无限制的,换句话说,到一定程度,土中污染物截污量是要达到饱和的。介质中污染物截污值达到饱和时,单位土重最大截污量 SD_m 这个参数是一个只与介质性质有关的参量,而与垃圾淋滤液的量、污染物的浓度、经过介质的时间等无关,也就是说, SD_m 更好的反映了含水介质对污染物的净化能力。为了反映不同含水介质对垃圾淋滤液氮的净化能力,对不同含水介质单位土重饱和截污量 SD_m 进行了探讨。中砂(ZS)、粉砂(FS)、粉土(FT)单位土重饱和截污量 SD_m 分别为96.83 mg/g、271.30 mg/g和92.05 mg/g。

可以看出,粉砂对氮的 SD_m 大于粉土和中砂,但粉土和粉砂二者相差不是很大;总体看,中砂对氮单位土重饱和截污量 SD_m 小于粉土和粉砂,这是由于中砂的细粒含量($<0.075mm$)小于粉砂和粉土(表1)。

3.3 不同含水介质对氮净化率变化规律

所谓含水介质对垃圾淋滤液污染物的净化率 η 指垃圾淋滤液经过土样后截留在土中的污染物质量与原渗滤液中污染物的质量百分比率:

$$\eta = (C_0 - C_1) / C_0 \times 100\% \quad (3)$$

净化率 η 是一个衡量含水介质对垃圾污染物阻隔或净化能力重要指标之一。当含水介质对垃圾污染物净化率 $\eta=0\%$ 时说明该土已经不再对污染物有净化能力。

由图2可知,含水介质对氮的净化率动态曲线均为平缓的反“S”型曲线;净化率随孔隙体积数增加而减少,直到接近于零,去除能力消失。柱1中砂中 NH_3-N 的净化率从97.43%到0%经历了34.5个孔隙体积数;柱2粉砂中氮的净化率在40.03个孔隙体积数内由98.75%降到1.52%;柱3粉土中氮的净化率在107.76个孔隙体积数内由99.96%降到1.35%。从含水介质对垃圾淋滤液氮的净化率以及从最大净化率递减到零所经历的孔隙体积数来看,粉土和粉砂对氮的净化能力高于中砂。

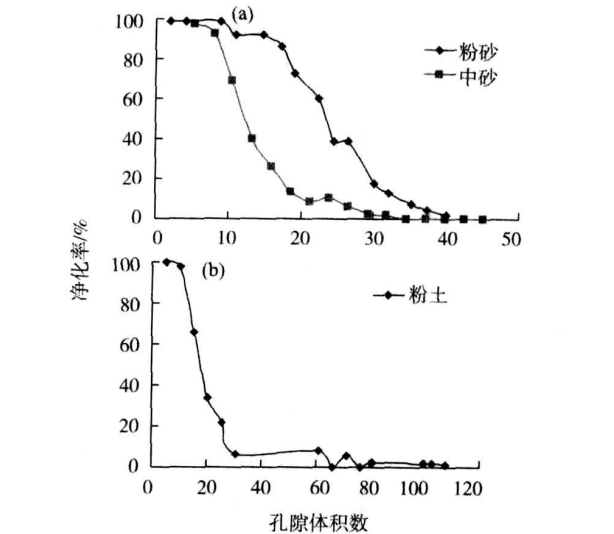


图2 不同含水介质对氮的净化率变化曲线
Fig.2 Dynamic curves of decontamination ratio of ammonia nitrogen in the different water bearing media

3.4 不同含水介质对垃圾淋滤液氮总净化率特征

为了了解不同含水介质对氮的整体净化特征,依据质量守恒定律,认为取样时间间隔内进入

土柱的污染物总量减去流出土柱污染物总量等于污染物在土柱系统中的净化量。提出一个概念: 流量权重平均变化 (Flow Weighted Average Change, 简称 FWAC) 浓度, 它指整个试验过程中以流量为权重的进水浓度和出水浓度的平均变化, 其计算公式如下:

$$FWAC = C_{in} - C_{out}/Q_{total}$$

(4)

其中,

$$C_{in} = \sum_{i=1}^N \frac{Q_i + Q_{i-1}}{2} \Delta t Q$$
$$C_{out} = \sum_{i=1}^N \frac{C_i + C_{i-1}}{2} \Delta t Q$$
$$Q_{total} = \sum_{i=1}^N Q \Delta t$$

式中, Q_i 为进水浓度 (mg/L); N 为取样周期数; Q 为流量 (L/d); Δt 为取样时间间隔 (d); C_i 为出水浓度 (mg/L)。 C_m 表示进入土柱系统的污染物总量 (mg); C_{out} 表示流出土柱系统的污染物总量 (mg); Q_{total} 表示流入土柱系统的水量 (L)。

利用以上公式分别计算了 3 个土柱系统氨氮的单位流量质量变化率 (FWAC, mg/L)、单位孔隙体积的质量变化率 (mg) (PFWAC= $(C_{in}-C_{out}) /$ 孔隙体积) 和总的净化率 $(C_{in}-C_{out}) / C_{in}$; 计算结果见表 2。一般来说, 某种污染物在土柱系统中的 FWAC 和 PFWAC 越大, 土柱系统对其净化率就越高 (表 2)。

表 2 不同含水介质对垃圾淋滤液氨氮总净化率

Tab 2 Total rate of decontamination of ammonia nitrogen in water bearing media

土的类型	C_{in}	C_{out}	Q_{total}	FWAC	PFWAC	总净化率
	mg		L	($mg \cdot L^{-1}$)	mg	%
中砂	316.61	219.78	1.92	50.43	1.61	30
粉砂	482.19	210.89	2.924	92.78	3.71	56
粉土	293.47	201.33	1.814	50.79	3.11	32

从表 2 可以看出, 不同含水介质对氨氮总的净化率不同。中砂对氨氮的总净化率、单位流量质量变化率 (FWAC) 和单位孔隙体积质量变化率 (PFWAC) 小于粉土和粉砂; 这是由于中砂细颗粒含量小于粉砂和粉土; 粉砂对氨氮的总净化率、单位流量质量变化率 (FWAC) 和单位孔隙体积质量变化率 (PFWAC) 大于粉土, 也就是说, 粉砂对氨氮的净化能力高于中砂和粉土, 这说明对于细颗粒组成的含水介质决定其对氨氮的净化能力不仅仅是含水介质的机械组成。

3.5 含水介质对污染物净化机理的探讨

含水介质对污染物的净化作用是由污染物成分、浓度和介质的理化性质 (密度、渗透性、矿物成分、颗粒成分、化学成分和土的级配及土层的结构等) 等多项因素决定的, 是一系列物理、化学、生物化学共同作用的结果。

氨氮随垃圾淋滤液向包气带土层运动过程中受到含水介质颗粒的吸附和生物固定等作用后, 还要在微生物的作用下发生硝化和反硝化作用, 而使其浓度降低; 由于垃圾淋滤液中氨氮和有机质浓度高, 使得土柱内呈还原条件使硝化作用过程不强烈。也就是说, 试验阶段主要是氨氮达到吸附饱和和产生穿透的过程, 该过程中也会伴随有硝化作用, 但硝化作用不对氨氮浓度变化起主导作用。换句话

说, 含水介质对氨氮的净化机理主要是介质对氨氮的吸附作用。含水介质颗粒组成不同, 吸附氨氮的能力不同; 通常情况下细颗粒含量越高, 吸附作用越强烈, 这也就是为什么中砂对氨氮的净化作用小于粉砂和粉土的主要原因, 但对于主要以细颗粒 (<0.075mm) 为主的粉砂和粉土来说, 决定其对氨氮净化作用的大小不仅仅是介质的机械组成, 前面的试验结果也证实了这一结论。

含水介质对氨氮的吸附作用属于阳离子吸附 (交换), 是可逆的, 其对氨氮的吸附容量与介质的阳离子交换容量 CEC (meq/100g) 有关。介质的阳离子交换容量 CEC 越大, 介质越容易吸附污染物, 但每一种介质都有一定的吸附容量, 当达到吸附饱和时, 吸附作用对氨氮的去除就会很快失效, 这与试验结果相一致。可见, 不管是中砂, 还是粉砂和粉土, 当其对氨氮的吸附作用达到饱和时, 氨氮会穿透包气带土层迁移进入含水层中, 对地下水构成威胁; 只是垃圾淋滤液在中砂含水介质中水力停留时间短, 氨氮能够更迅速地进入地下水, 而在粉砂和粉土中水力停留时间相对中砂较长, 但待其达到吸附饱和后同样也能进入含水层, 对地下水造成污染。

4 结 论

(1) 不同含水介质单位土重量对垃圾淋滤液氮的截污量动态特征均表现为开始时最大的, 随着孔隙体积的增多, 截污量随之减少, 直到最后截污量为 0

(2) 中砂对氨氮的单位土重饱和截污量 SD_m 小于粉土和粉砂, 这是由于柱 1 中砂细粒含量小于柱 3 粉土和柱 2 粉砂;

(3) 含水介质对氨氮的净化率动态曲线均为平缓的反“S”型曲线; 净化率随孔隙体积数增加而减少, 直到接近于零, 去除能力消失;

(4) 粉砂对氨氮的总净化率、单位流量质量变化率 (FWAC) 和单位孔隙体积质量变化率 (PF-WAC) 大于粉土和中砂。

参考文献:

- [1] NEVENKA M. Assessment of groundwater contamination in the vicinity of a municipal waste landfill [J]. Wat Sci Tech 1998 37(8): 37-44
- [2] 温小乐, 夏立江, 徐亚萍, 等. 生活垃圾淋滤液对堆填

区周边土壤铵态氮吸附能力的影响[J]. 农业环境科学学报, 2004 23(3): 503-507.

- [3] 周苑松, 张建华. 城市垃圾堆放场地下水的氮污染及其存在形态[J]. 中国农业大学学报 2001, 6(2): 112-116
- [4] 夏立江, 许立孝, 温小乐, 等. 城市垃圾渗沥液引起地下水氮污染的研究[J]. 农业环境保护, 2001, 20(2): 108-110
- [5] KMMEL G E, BRAIDS O C. Leachate plumes in groundwater from Babylon and Islip Landfills Long Island New York [J]. //Geological Survey Professional Paper 1085 Washington D C US Geological Survey 1980
- [6] STUMM W, MORGAN J J. Aquatic chemistry [M]. New York: Wiley 1996
- [7] CHRISTENSEN T H, BIERG P L, KJELDSEN P. Natural attenuation a feasible approach to remediation of groundwater pollution at landfill [J]. GWMR 2000 20(1): 69-77.
- [8] 王红旗, 费瑾. 垃圾堆放场对地质环境影响的模拟分析[J]. 地球学报, 1998 19(3): 315-324

Dynamics of the Function of Beach Water-bearing Media for Decontamination of Ammonia-nitrogen in the Garbage Leachate

LI Haiping², ZHENG Xialu¹, SHANG Ping²

(1. School of Environmental Science & Engineering, China Marine University, Qingdao 266071, China;

2. School of Marine Science & Engineering, Tianjin University of Science & Technology, Tianjin 300457, China)

Abstract: Column experiments with three kinds of natural soil under the reflux of garbage leachate have been conducted to elucidate the behavior of ammonia-nitrogen in a beach water-soil infiltration system. Moreover, the intrinsic filtration capability of water-bearing medium on ammonia-nitrogen in the garbage leachate by the water-soil system and their dynamics were discussed. The results showed that the capacity unit weight decontaminated ammonia-nitrogen by water-bearing media decreases gradually with the pore volumes till to zero. The saturated capability unit weight decontaminated to ammonia-nitrogen of the medium sand is small compared with the silty sand and the silty soil. The dynamic curves of decontamination ratio that water-bearing media decontaminate ammonia-nitrogen are characterized by the smooth anti-“S”; Total decontamination ratio of ammonia-nitrogen is 30% in the medium sand and 56% in the silty sand and 32% in the silty soil respectively. Total decontamination ratio Flow-Weighted Average Change (FWAC) and Pore-Flow-Weighted Average Change (PFWAC) of ammonia-nitrogen in the medium sand are smaller than in the silty sand and in the silty soil. The main mechanism of decontaminating to ammonia-nitrogen is adsorption by water-bearing media when it comes to the saturation, decontaminative capability to disappear immediately.

Key words: coastal region; leachate; ammonia-nitrogen; water-bearing media; decontamination