

废物地质处置中的水文地质问题分析

郭永龙¹ 桂承新² 孙小静³

(1. 武汉市环境工程设计院, 武汉 430000; 2. 湖北省环境地质总站, 武汉 430051;
3. 中国地质大学研究生院, 武汉 430074)

摘要: 废物地质处置中废液的泄漏或固体废物渗滤液对地下水可能产生的污染影响是选址中一个必须考虑且不可忽视的基本水文地质问题. 分析了地下水污染中的几个基本概念问题, 并就废物地质处置选址和设计中如何注意这些问题提出了相应的解决办法及对策.
关键词: 废物处置; 水文地质问题; 分析.
中图分类号: X592; P641.1 文献标识码: A
文章编号: 1000-2383(2000)05-0518-04
作者简介: 郭永龙, 男, 高级工程师, 1963 年生, 1984 年毕业于武汉地质学院, 现为中国地质大学(武汉)在职博士生, 主要从事环境工程、环境评价等方面的生产与科研工作.

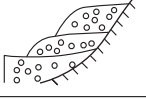
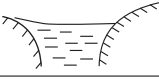
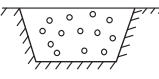
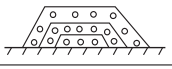
废物地质处置就是将废物(液)通过填埋、地下贮罐(池)等形式置于地下或永久贮存的方法. 由于它简便、易行、经济、实用, 因此, 在我国工农业生产所产生的废物(液)以及城市垃圾卫生填埋的处置中得到广泛应用. 但由于废物地质处置场(地)一般位于地表以下和地下水含水层之上, 因此, 这些已经使用或正准备使用的地质处置场(地)处置的液体废物自身可能产生的泄漏, 或固体废物在外来水源(降水、地表径流等)作用下所产生渗滤液的可能渗漏, 均可对地下水造成潜在的污染影响. 本文将就废物地质处置中的有关水文地质过程与问题作一分析.

1 废物地质处置与污染问题

按照废物的形态, 废物地质处置可分为固态的或液态的, 其主要处置方法见表 1^[1,2].
从表 1 所列出的废物处置方法我们不难看出, 无论是固体废物渗滤液的渗漏, 还是液态废物的泄漏, 均可成为一个稳定的污染源, 对位于其下的或周围的地下水产生污染影响^[3]. 据北京市对某水源井区垃圾堆放场附近水源井的监测表明, 垃圾堆放的淋滤下渗对地下水有明显污染, 井群周围地下水

表 1 废物地质处置的主要方法

Table 1 Main methods of disposal of waste materials

废物形态	方法编号	略 图	特 点
固态	1		利用山坡堆积、覆土
	2		利用窑坑旧址或起伏较大的山谷地带
	3		挖坑填埋, 原土可作为覆盖土利用
	4		此法多用在软滩地带
液态	5		人工建造地下储罐、储池

$\rho(\text{NO}_3^-)$, 硬度, $\rho(\text{SO}_4^{2-})$, $\rho(\text{Cl}^-)$ 平均每年以 2.6 mg/L, 5 mg/L, 3.96 mg/L, 1.36 mg/L 的速度增高^[4]. 废物地质处置中废液的泄漏与固体废物渗滤液的渗漏对地下水产生的污染影响是一个必须考虑且不可忽视并需加以解决的基本水文地质问题.

2 污染影响地下水的几个基本问题

收稿日期: 2000-06-09
基金项目: 湖北省废物地质处理与环境保护重点实验室开放基金资助.

地下水按其分布条件可分为补给区、径流区和排泄区, 按埋藏条件可分为承压水、潜水及上层滞

水. 这些区分的界限可以是突变的, 也可以是渐变的, 还可以是交叉的. 地下水补给区、潜水含水层区, 尤其是基岩裸露、岩溶、裂隙发育区、断裂构造带等地带容易发生地下水污染影响.

废液的泄漏或固体废物渗滤液(统称渗滤液)的渗漏通过渗滤作用进入土壤, 经适当净化后通过土壤孔隙向地下入渗, 进而进入含水层与天然地下水混合. 事实上能进入地下水的任何溶质的长期积累必将会导致地下水污染, 并能导致含水层或部分含水层水质受到无法挽救的污染与损害. 渗滤液对地下水的污染可归纳为以下典型概念模型(见图 1).

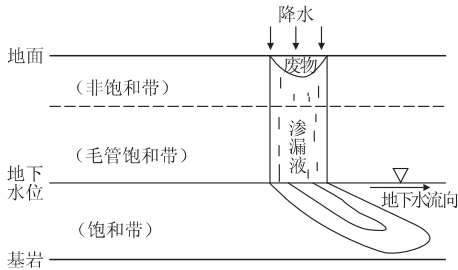


图 1 渗滤液污染地下水的概念模型

Fig. 1 Conception model of leachate pollution of groundwater

渗滤液在重力的作用下通过非饱和带进入含水层. 渗滤液中污染物对地下水的污染取决于岩土的水力学性质及其物理、化学性质^[6].

2.1 渗滤液的基本运动规律

渗滤液在岩层中的运动符合地下水运动的基本规律——达西定律:

$$Q=KAd_H/d_1.$$

式中: Q 为土壤过水断面流量; K 为饱和水力传导系数; A 为过水断面截面积; d_H 为对应 d_1 的水头损失; d_1 为沿水流方向对应 d_H 的路径长度.

饱和和水力传导系数 K 是在水饱和条件下, 单位水力梯度条件下通过土壤单位截面的水量, 它是度量水通过土层难易程度的参数. K 不仅是孔隙介质的函数, 也是水体本身特性的函数. K 经常表现为在地质层组整个空间内的变化, 同时也表现在地质层组的任一给定点上随测量方向不同而变化. 这一特性分别称为非均质性和各向异性. 在均质层组中, $K=C$ (常数), 在非均质层组中, $K\neq C$. 对于一定类型的土壤, K 是一个常数. 一般来说, K 值的大小与土体的构造、土体结构、土壤孔隙度和土壤颗粒的大小和分布, 以及水和土壤的温度有关. 然而, 一些土壤, 特别是接近地表的土壤很少饱和, 它们的空隙经

常只是部分地充满水, 这种地带称为非饱和带. 在非饱和带, K 和土壤含水量 Q 都是压力水头 U 的函数. 在这里, $K=K(U)$, $Q=Q(U)$, 故 $K=K(Q)$, 即: 非饱和土壤水力传导系数 K 随含水量的增大而增大.

饱和带和非饱和带具有不同的水力学特征: (1) 饱和带. ①它产生于地下水位以下; ②土壤孔隙被水所充满, 且含水量 Q 等于孔隙度 N ; ③流体压力 P 高于大气压力, 所以压力水头 U 大于零; ④水力水头必须用地下水位计来测量; ⑤水力传导率 K 是一个常数, 它不是压力水头 U 的函数. (2) 非饱和带. ①它产生在地下水位以上, 并在毛细带以上; ②土壤空隙中仅有部分充满水, 含水量 Q 比孔隙度 N 小; ③流体压力 P 比大气压力低; 压力水头 U 小于零; ④水力水头必须用张力计测量; ⑤水力传导率 K 和含水量 Q 都是压力水头 U 的函数.

对饱和水流来说, $U>0$, $Q=N$, $K=C$ (常数); 对非饱和水流来说, $U<0$, $Q=Q(U)$, $K=K(U)$.

土壤 K 值是确定处置场地的限制因素, K 值大, 表明土壤的渗透性好, K 值小, 则表明土壤的渗透性差. K 值随水的动力粘度 M 增大而减小, 而 M 随水温变化, 水温愈高, M 值愈小, 故 K 值随水温增高而增大, 也随气温升高而提高. 土壤 K 值愈小, 是废物处置场所(地)选址的有利因素之一.

2.2 影响土壤渗透能力的因素

土壤(岩层)渗透能力是土壤特有的或内在的渗透特性, 一般用渗透速度来度量. 土壤渗透能力受含水量、滞水层 K 值及水的埋藏深度、土体结构和构造、地表植被、土壤胶体、土壤微生物及污水中的悬浮物等因素的影响. 土层含水量低的土壤比土层含水量高的土壤有较强的渗透能力. 如果土层剖面在垂直方向上的均质性差, 并在某一深度上有滞水层就会使土壤渗透速度大大降低. 土壤的稳定渗透速度和达到稳定渗透的时间均受滞水层的制约. 此外, 凡是能造成土壤孔隙不畅通的因素, 都会使渗透速度下降, 能造成土壤孔隙不畅通的外在因素大致还有以下几种: (1) 渗滤液中的悬浮物质; (2) 土壤微生物的活动产生的残体; (3) 土壤颗粒的机械破碎、再分配和土壤胶体的膨胀. 土壤(岩层)渗透能力愈差, 孔隙愈不畅通, 对防止地下水污染愈有利. 这种作用无论是土壤本身天然所具有的特性, 还是在渗漏过程中因堵塞产生, 都是极为有利的.

2.3 污染影响的发生时间及其滞后问题

一旦处置场(地)建成后,渗漏液在重力作用下,对地下水的影响可能立即产生,但有时需要几年甚至更长时间,这取决于土壤环境及水动力场过程. 渗漏液中的污染物随水进入非饱和带,进而进入含水层的水动力过程中,由于各种物理、化学及生物作用,使得污染物迁移与其周围地下水运动产生差异,会出现水质比水量滞后. 这种影响规律服从以下函数关系^[6]:

$$R=V/V'.$$

式中: R 为滞后因子; V 为水流平均线性流速; V' 为污染物锋面的流速. 滞后因子 R 与污染物性质、岩土孔隙度及容重有关.

当 R 值确定后,污染物在含水层中的弥散及其污染发展趋势服从以下偏微分方程:

$$\frac{\partial c}{\partial t}=D'\frac{\partial^2 c}{\partial x^2}-V'\frac{\partial c}{\partial x}$$

式中: D' 为有效弥散系数, $D'=D/R$, D 为弥散系数; x 为沿地下水流向迁移距离; c 为污染物浓度; t 为时间; V' 为污染物迁移速度. 弥散系数愈大,污染发展趋势愈快,反之,则小,即:污染发生时间愈快,反之则慢;污染发生距离愈长,反之则短.

2.4 阻止迁移效应与增强迁移效应问题

实际上,渗滤液中的污染物经饱水带迁移时,在重力作用下,污染物随水流在继续下渗过程中,还会与土壤发生降解、过滤、吸附、沉淀、微生物分解等自净作用,即阻止迁移效应. 但是,某些作用会增强污染物的迁移性能,使其浓度增高,或从一种污染物转化为另一种污染物,其结果是增加了对地下水环境的威胁. 例如渗漏液中的 NH_3-N ,经硝化作用变为 NO_3-N ,使地下水中的 NO_3-N 浓度增加,即增强迁移效应^[6]. 就渗漏液对地下水的污染而言,阻止迁移效应对地下水是有利的,增强迁移效应是不利的.

3 方法与对策

在分析了废物地质处置场(地)渗漏污染影响地下水的基本问题后,为了在废物地质处置场地

选址和设计中注意解决这些问题,预防泄漏和渗漏对地下水的影响,笔者提出以下办法及对策^[7~9]: (1)注意和做好区域水文地质条件调查,确定地下水的补给区、径流区和排泄区的分布范围,找出处置场地可能因泄漏和渗漏污染地下水所存在的综合水文地质因素及问题. 以此为基础,在选址时应注意以下区域水文地质问题:①避开地下水补给区;②避开潜水含水层(包括上层滞水)区,尤其是岩层裸露、岩溶、裂隙发育地区,断裂构造带等地区. (2)做好场址的水文地质勘探,了解岩层剖面的岩性,地下水埋深、流速和流向,并做好相关的分析、测试及实验研究,包括非饱和带岩层的渗透性,颗粒大小、岩性成分等物理、化学性质. 选择渗透性差、土壤颗粒细、孔隙度小、岩性成分单一、稳定、不易产生增强迁移效应,且地下水埋深较大的地段. (3)有条件的也可以做地下水弥散方面实验,对可能发生渗漏后地下水受污染的时间、发展趋势进行分析预测. (4)设计和建设中对处置场(地)的垫面做防渗处置,对断层构造等进行封闭、堵漏处理. (5)设计及建设中配套建设渗滤液处理设施.

参考文献:

[1] 张瑞久. 城市固体废物的收运与处理[M]. 北京:中国环境科学出版社,1988.

[2] 王中民. 城市垃圾处理与处置[M]. 北京:中国建筑工业出版社,1991.

[3] 吉田文和. 高技术污染[M]. 张坤民,周北海,译. 北京:中国环境科学出版社,1998.

[4] 宋秀杰,丁庭华. 北京市地下水污染的现状 & 对策[J]. 环境保护,1999, (11): 46.

[5] 国家环境保护局科技标准司. 城市污水土地处理技术指南[M]. 北京:中国环境科学出版社,1997.

[6] 林年丰,李昌静,钟佐桑,等. 环境水文地质学[M]. 北京:地质出版社,1993.

[7] 王树国. 垃圾填埋场的场地选择[J]. 环境保护,1999, (10): 12.

[8] 王光兴. 垃圾填埋场选址中应注意的地质情况及建议[J]. 环境保护,1999, (9): 17~18.

[9] 赵由才,朱青山. 城市生活垃圾卫生填埋场技术与管理手册[M]. 北京:化学工业出版社,1999.

ANALYSIS OF HYDROGEOLOGICAL PROBLEMS IN
DISPOSAL OF WASTE MATERIALS

Guo Yonglong¹ Gui Chengxin² Sun Xiaojing³

(1. *Wuhan Design Institute of Environmental Engineering, Wuhan 430000, China*; 2. *Environmental Geology Agency of Hubei Province, Wuhan 430051, China*; 3. *Graduate School, China University of Geosciences, Wuhan 430074, China*)

Abstract: The leakage of waste liquid and the groundwater pollution from the leachate of solid waste in geological disposal of waste material are basic hydrogeological problems indispensable to the site selection. The authors analyze several basic problems in the groundwater pollution, and propose some solution and countermeasures to the site selection and designing of the waste material disposal.

Key words: waste material disposal; hydrogeological problem; analysis.

(上接 492 页)

表 1 水质分析结果

Table1 Analysis results of water quality

编号	采样点名称	$\rho_{\text{B}}/(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$										pH	
		F ⁻	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	HCO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺	Na ⁺	K ⁺	Mg ²⁺	Ca ²⁺		耗氧
1	团山水厂旁湖水	0.32	9.90	1.29	20.46	91.53	0.03	11.50	5.56	10.71	35.75	2.16	
2	磨山公园小桥下湖水	0.36	14.00	0.75	24.87	103.73	1.00	16.36	6.72	12.64	42.98	2.75	8.60
3	梅园桥边湖水	0.31	23.23	5.63	29.59	115.94	0.38	25.77	9.61	14.80	53.78	3.08	7.88
4	八一游泳池西湖水	0.33	23.16	6.36	29.67	106.54	0.05	25.86	9.55	14.76	54.90	2.88	8.40
5	长江大桥边江水	0.15	6.19	6.03	21.43	109.84	0.04	9.03	2.92	13.07	57.67	0.72	
6	喻家山地下水	0.10	3.57	0.00	4.50	372.22	0.00	7.46	0.64	15.50	129.97	0.04	7.01

注:水样由中国地质大学测试中心测试.

表 2 不同年代东湖水 NO₃⁻—N 质量浓度

Table 2 NO₃⁻—N mass concentrations of East Lake water in different years

年代	1960	1978	1986	1987	1988	1989	1990	1999
$\rho(\text{NO}_3^- - \text{N})$	<0.1	0.23	0.47	0.36	0.50	0.54	0.80	0.79

工业污染、农业污染,也可由生活、生物污染变化产生.因而,可用它作为综合评价水污染程度.又由于 NO₃⁻ 是无机盐离子,分析测试也较方便.当获取其一系列的 NO₃⁻—N 分析资料后,对地表水体进行对比性的类别划分也可以达到预期研究的目的.

3 结论

通过对东湖水中几种离子成分的分析研究可

见,东湖水由敞水湖变成内湖后,湖水从 1960 年开始日趋污染.1976—1990 年其 NO₃⁻—N 污染越来越重,湖水由二类水降为三类水.而 1990—2000 年 NO₃⁻—N 的质量浓度基本保持在 20 世纪 90 年代水平.这一阶段湖水污染趋势得到控制,NO₃⁻—N 质量浓度保持在年平均 0.8 mg/L 左右.这一现象显示:NO₃⁻—N 作为地表水体综合污染评价指标具有重要意义.

参考文献:

[1] 沙鸿勋,吴治玲.湖北武汉东湖[A].见:金相灿,等著.中国湖泊环境[C].北京:海洋地质出版社,1995. 632~633, 661.