

文章编号:0559-9350(2009)07-0830-08

华北平原地下水中有机物淋溶迁移性及其污染风险评价

王昭,石建省,张兆吉,费宇红

(中国地质科学院水文地质环境地质研究所,河北石家庄 050061)

摘要:根据有机污染物的物理化学性质,估算了91种有机物在土壤中的半衰期和有机碳吸附系数,并分析了这些有机物在土壤中的淋溶迁移性。结果表明:对于所研究的污染物,它们的地下水污染指数与其有机碳吸附系数有着很好的负相关性,这为评价地下水中主要有机污染物的污染指数(淋溶迁移性)提供了简易方法。所评价的91种有机物中,38种具有高淋溶和迁移性,易对含水层造成较大范围的污染。通过分析发现,华北平原区域地下水中主要有机物的检出率与其淋溶迁移性有着一定的相关性。因此,地下水污染指数法的应用将有助于预测有机物对地下水的污染风险。

关键词:华北平原;地下水有机污染;EPI Suite;地下水污染指数(GUS)

中图分类号:X143

文献标识码:A

1 研究背景

自20世纪70年代后期开始,地下水有机污染已引起人们的高度重视。如美国的50个州均有微量有机物的报道^[1]。1987年美国地下水中已发现了175种有机化合物^[2]。1990年,中国环境监测总站周文敏等^[3]提出了反映我国环境特征的中国环境优先控制污染物“黑名单”,共有14类68种优先控制污染物,其中有毒有机化合物12类58种。但在我国,地下水的有机污染调查与研究尚处于初级阶段,为了更加科学地分析地下水有机污染调查的数据,对地下水污染风险进行正确的评价,可以先根据有机物本身性质来预测它们对地下水的污染威胁以及其在水土中的迁移性等。

在以往的研究中,Gustafson于1989年提出的GUS(groundwater ubiquity score)指数被认为是用来描述化学物质淋溶迁移性的最适用指数^[4],它现已被主要用于杀虫剂^[5-6]和除草剂^[4,7]污染的调查研究。在GUS的计算中包括了有机物的土壤有机碳吸附系数(K_{oc})和它们在土壤中的半衰期(DT_{50})。 K_{oc} 是预测有机物在地下水中运移的一个重要参数^[8]。

华北平原是我国北方严重缺水的地区,地下水是该区的主要供水水源。随着工农业生产的不断发展,城市化进程的不断加快,水的供需矛盾日益突出。地下水的有机污染已开始威胁到了该地区的饮用水水源安全。因此在研究地下水数量的同时对其质量,特别是在地下水有机污染方面,应投入更多的关注。随着分析技术的进步,土壤和地下水的有机污染开始受到人们的重视,并开始调查的基础上进行机理方面的研究。如何从有机污染物本身性质来预测它们向地下水的淋溶迁移性(该指标反应了有机物在饱水土壤或沉积物中迁移的难易程度),对于系统评价区域地下水水质和有机污染状况,对有效保护地下水资源及污染防治、保障饮水安全具有重大意义。

本文根据有机污染物的物理化学性质,利用地下水污染指数法(GUS)研究91种有机污染物在土壤中的淋溶迁移性,并分析其与华北平原区域上地下水有机物检出情况的相关性。本研究是首次将此

收稿日期:2008-11-06

基金项目:国土资源大调查项目(1212010634611);基本科研业务费项目(SK07013)

作者简介:王昭(1969—),女,汉族,副研究员,博士,主要从事环境水文地质方面的研究。E-mail:bike2002d@yahoo.com

指数法应用于大批、多类型的有机污染组分的地下水污染风险评价之中。

2 数据采集与分析

2.1 样品采集 研究区的地理坐标为东经 $112^{\circ}30' \sim 119^{\circ}30'$, 北纬 $34^{\circ}46' \sim 40^{\circ}25'$, 行政区划包括北京、天津、河北三省(市)的全部平原及河南、山东两省的黄河以北平原(图 1)。

本研究重点完成了华北平原各市县的污染调查及取样调查(图 1)。采样时间为 2006 年 11 月和 2007 年 11 月, 两次共采集样品 245 组, 其中地下水 229 组(深井 196 组, 浅井 33 组), 地表水 3 组, 岩溶水 13 组。样品的采集与测试是获得可靠数据的关键环节。本研究根据项目的实际情况, 华北平原地下水污染调查项目组依据“地下水污染调查评价规范”和美国环境保护局(USEPA)的“地下水水样采集要求”^[10]制定了更为具体的“有机污染物分析水样的采集、保存和送检技术要求(暂行)”, 各相关单位, 按照统一的技术要求, 进行了地下水全分析、微量元素及有机样品的采集、保存和送检工作。本次研究所采集的 245 组样品由 4 个通过中国地质调查局组织的质量认证和核查的单位进行了测试, 为样品的准确测定提供了有力的保证。为了对华北平原地下水质量及有机污染统一进行分析与评价, 结合各实验室的检出限, 对同一种有机物, 本次评价所用检出限为 4 家实验室检出限中的最大值。



图 1 研究区水样点类型及分布

2.2 淋溶迁移性计算方法 由于污染物品种繁多, 不可能对每一种污染物都控制标准, 因而在众多污染物中筛选出潜在危险大的作为优先研究和控制对象, 称之为优先控制污染物。本文主要考虑了我国

地下水污染调查规范中所列的有机污染物(见表 1,其中包括“水中优先控制污染物”名单中 58 种有机毒物^[3]),共选择了 91 中有机物以评价它们在土壤中的淋溶迁移性。

考虑到环境对有机污染物迁移和转化的影响因素,地下水污染指数(GUS, groundwater ubiquity score)的计算包括了能体现有机物在土壤中吸附性能的有机碳吸附常数以及有机物在土壤中的半衰期,因此用 GUS 来表示有机污染物在土壤中淋溶迁移性的大小是合理的^[11]。GUS 的计算公式如下:

$$GUS = \lg DT_{50} \times (4 - \lg K_{oc}) \quad (1)$$

式中: DT_{50} 为有机物在土壤中的半衰期(即浓度由原始值下降到 50% 所需要的时间,单位: d),表示有机物的持久性^[12]; K_{oc} 为土壤有机碳吸附系数,代表达到吸附平衡时有机物被土壤有机碳吸附的浓度与其水相浓度之比。

在 GUS 法评价中, GUS 值越大,淋溶迁移性越高,越容易在地下水中迁移,污染地下水的可能性也越大。按 GUS 对淋溶迁移性分级^[11]。

- $$\begin{cases} GUS < 1.8, & \text{基本不淋溶迁移;} \\ 1.8 \leq GUS \leq 2.8 & \text{过渡区间(有机物可在适宜条件下发生淋溶和迁移);} \\ GUS > 2.8 & \text{高淋溶迁移性。} \end{cases}$$

表 1 地下水有机污染调查规范中所列的 91 种有机物

序号及名称	序号及名称	序号及名称	序号及名称
1. 二氯甲烷	24. 2,4-二氯酚	47. 酞酸二辛酯	70. 环氧氯丙烷
2. 三氯甲烷	25. 2,4,6-三氯酚	48. γ -六六六	71. 狄氏剂
3. 四氯化碳	26. 五氯酚	49. 滴滴涕(DDT)	72. 氯丹
4. 1,2-二氯乙烷	27. 对一硝基酚	50. 敌敌畏(DDVP)	73. 1,2-二氯乙烷
5. 1,1,1-三氯乙烷	28. 硝基苯	51. 乐果	74. 异狄氏剂
6. 1,1,2-三氯乙烷	29. 对二硝基苯	52. 对硫磷	75. 己二酸二-2-乙基己基酯
7. 1,1,2,2-四氯乙烷	30. 2,4-二硝基甲苯	53. 甲基对硫磷	76. 六氯丁二烯
8. 三氯乙烯	31. 三硝基甲苯	54. 除草醚	77. 克百威
9. 四氯乙烯	32. 对硝基氯苯	55. 敌百虫	78. 1,2-二氯丙烷
10. 三溴甲烷	33. 2,4-二硝基氯苯	56. 丙烯腈	79. 二苯并(a,h)蒽
11. 苯	34. 苯胺	57. N-亚硝基二甲胺	80. 二氯乙酸
12. 甲苯	35. 间二硝基苯胺	58. N-亚硝基二正丙胺	81. 丙烯酰胺
13. 乙苯	36. 对硝基苯胺	59. 马拉硫磷	82. 三氯苯
14. 邻二甲苯	37. 2,6-二硝基苯胺	60. 1,1-二氯乙烯	83. 三氯乙酸
15. 间二甲苯	38. 萘	61. 间二氯苯	84. 三氯乙醛
16. 对二甲苯(p-xylene)	39. 萤蒽	62. 蒽	85. 七氯环氧
17. 氯苯	40. 苯并[b]萤蒽	63. 莠去津	86. 七氯
18. 邻二氯苯	41. 苯并[k]萤蒽	64. 苯并(a)蒽	87. o,p'-DDT
19. 对二氯苯	42. 苯并[a]芘	65. 苯乙烯	88. 甲基叔丁基醚
20. 六氯苯	43. 茚并[1,2,3,-c,d]芘	66. 萘	89. P,P'-DDT
21. 多氯联苯	44. 苯并[ghi]芘	67. 蒾	90. P,P'-DDD
22. 苯酚	45. 酞酸二甲酯	68. 艾氏剂	91. p,p'-DDE
23. 间一甲酚	46. 酞酸二丁酯	69. 福尔马林	

注:表中序号 1—58 项为据周文敏^[3]提出的“优先控制有机污染物”。

由于实验测试条件的不同,对于大批、多种类的有机污染组分,各实验室通过实验手段测定的 DT_{50} 和 K_{oc} 也会因实验条件的不同而导致测试值的差异。因此,在进行多种有机污染物的分析评价时,美国环境保护局建议采用由 Meylan 等提出的“官能团作用模型”(group contribution model),如 EPI Suite 软件包,来计算 K_{oc} 值和 DT_{50} ^[13]。EPI Suite 是由美国国家环保局(U.S.EPA)提供的一套基于定量构效关系(QSAR)原理研制的软件,根据物质的化学结构进行有关性质的估算^[14]。在环境化学研究中,EPI Suite 已在海外得到了广泛的应用^[15-19],同时也引起了我国研究人员的关注^[20]。在本次研究中,应用了 EPI Suite 软件来进行有关参数的计算。具体计算可以参见文献^[21]。

3 结果与讨论

3.1 计算结果 由 EPI Suite 软件和式(1)计算的土壤中的 DT_{50} 、 $\lg K_{oc}$ 、 GUS 结果见表 2。从 GUS 的分级来看,这 91 种有机物中有 38 种(占总数的 41.8%)的 GUS 值大于 2.8,即其具有高度的淋溶迁移性;有 33 种的 GUS 值小于 1.8,即其淋溶迁移性低;其余 20 种有机物的 GUS 值介于 1.8 和 2.8 之间,其淋溶迁移性一般。

通过分析 GUS 与有机物在土壤中的半衰期($\lg DT_{50}$)、有机碳吸附系数($\lg K_{oc}$)、正辛醇水分配系数($\lg K_{ow}$)和溶解度($\lg S$)的相互关系图(图 2),可以看出, GUS 及 $\lg DT_{50}$ 、 $\lg K_{ow}$ 及 $\lg S$ 的相关性很差,而与 $\lg K_{oc}$ 的相关性很好,其相关系数 R^2 为 0.979。关系式为:

$$GUS = -1.924 \times \lg K_{oc} + 7.43 \quad (2)$$

此关系式(2)说明,对于本次研究的 91 种有机物,它们的 GUS 与有机碳吸附系数(K_{oc})的对数具有很好相关性。 K_{oc} 是反应有机污染物在土壤中吸附作用的主要参数,因此决定这些有机污染物在土壤中淋溶和迁移的主要因素是吸附作用,也即有机污染组分从包气带向地下水淋溶的难易以及它们在地下水中迁移的难易都主要受到有机物吸附性能的影响。在进行有机污染物在地下水土中吸附和运移初步评价时,可以利用式(2)估算 GUS 。

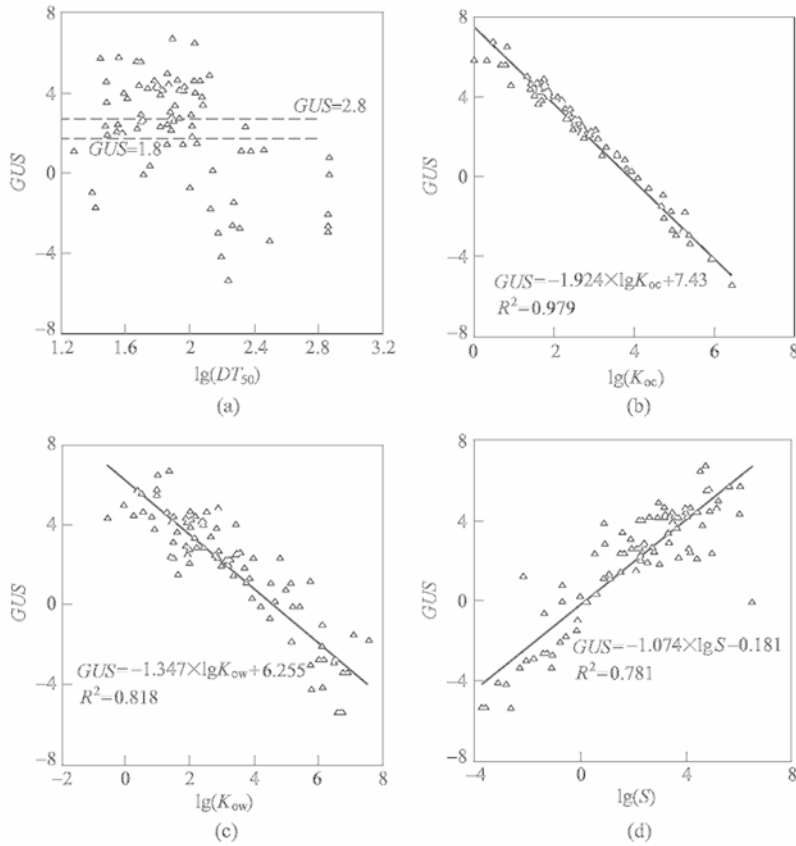


图 2 GUS 与有机物在土壤中的半衰期($\lg DT_{50}$)、有机碳吸附系数($\lg K_{oc}$)、正辛醇水分配系数($\lg K_{ow}$)、溶解度($\lg S$)的相互关系

3.2 有机物的淋溶迁移性与其检出率关系的探讨 通过表 3 可以看出,地下水中检出率(即有机指标检出点数与总取样点数的比值,检出率为 0 表示所有取样点中都没有相应有机指标检出)最高的氯仿在土壤中具有高迁移性。但是,有机污染物的检出情况并不完全与淋溶迁移性相对应。原因是,这些地下水样取自不同的地区,各地的污染源及具体的水文地质条件不同,特别是表层土壤中的有机质含量差别较大。

表2 有机物在土壤中的半衰期 DT_{50} 、吸附系数($\lg K_{oc}$)及地下水污染指数 GUS

编号	DT_{50}	$\lg K_{oc}$	GUS	淋迁性	编号	DT_{50}	$\lg K_{oc}$	GUS	淋迁性
1	60.14	1.38	4.67	高	47	26.17	5.22	-1.73	低
2	82.58	1.54	4.71	高	48	235.82	3.53	1.12	低
3	130.94	1.69	4.90	高	49	312.94	5.34	-3.35	低
4	62.93	1.64	4.24	高	50	73.36	1.60	4.47	高
5	104.46	1.69	4.67	高	51	48.71	1.39	4.41	高
6	85.37	1.83	4.19	高	52	71.43	3.25	1.39	低
7	107.81	2.03	4.01	高	53	65.85	2.72	2.33	一般
8	84.96	1.83	4.19	高	54	136.70	3.90	0.21	低
9	107.40	2.03	4.00	高	55	114.73	1.73	4.67	高
10	54.53	1.54	4.26	高	56	30.05	0.92	4.55	高
11	80.35	2.22	3.39	高	57	61.47	1.58	4.32	高
12	35.16	2.43	2.43	一般	58	72.63	2.69	2.45	一般
13	37.95	2.71	2.03	一般	59	38.70	1.48	3.99	高
14	46.66	2.65	2.26	一般	60	62.53	1.54	4.41	高
15	46.66	2.64	2.27	一般	61	78.50	2.64	2.58	一般
16	46.66	2.64	2.27	一般	62	100.25	4.31	-0.62	低
17	51.08	2.43	2.69	一般	63	119.98	2.36	3.40	高
18	78.50	2.65	2.56	一般	64	145.13	5.36	-2.95	低
19	78.50	2.64	2.58	一般	65	30.81	2.71	1.91	一般
20	280.75	3.53	1.15	低	66	56.22	3.79	0.37	低
21	185.40	4.65	-1.48	低	67	51.87	4.05	-0.09	低
22	30.10	2.43	2.32	一般	68	720.00	5.02	-2.92	低
23	35.25	2.64	2.11	一般	69	27.76	0.00	5.77	高
24	76.61	2.86	2.16	一般	70	46.84	0.65	5.59	高
25	102.05	3.07	1.86	一般	71	720.00	4.03	-0.07	低
26	207.84	3.53	1.09	低	72	720.00	4.94	-2.68	低
27	49.94	2.49	2.56	一般	73	62.53	1.64	4.24	高
28	49.85	2.28	2.92	高	74	720.00	4.03	-0.07	低
29	76.04	2.34	3.12	高	75	24.97	4.69	-0.96	低
30	85.57	2.56	2.78	一般	76	219.89	3.00	2.35	一般
31	109.78	3.26	1.50	低	77	91.34	1.85	4.21	高
32	77.27	2.49	2.85	高	78	65.72	1.83	3.94	高
33	101.48	2.56	2.89	高	79	171.67	6.42	-5.40	低
34	40.76	1.65	3.78	高	80	36.08	0.28	5.80	高
35	91.16	1.78	4.34	高	81	71.72	1.30	5.02	高
36	66.95	1.71	4.18	高	82	103.94	2.85	2.33	一般
37	117.84	2.15	3.83	高	83	77.61	0.44	6.73	高
38	90.30	3.26	1.44	低	84	105.23	0.79	6.50	高
39	131.30	4.85	-1.80	低	85	720.00	3.72	0.80	低
40	157.87	5.90	-4.19	低	86	720.00	4.72	-2.06	低
41	157.87	5.90	-4.17	低	87	312.94	5.35	-3.37	低
42	157.87	5.90	-4.17	低	88	49.48	0.72	5.56	高
43	170.59	6.43	-5.42	低	89	312.94	5.34	-3.35	低
44	170.59	6.43	-5.42	低	90	202.20	5.18	-2.73	低
45	30.62	1.57	3.61	高	91	183.17	5.18	-2.68	低
46	19.39	3.16	1.08	低					

在前面探讨了从有机污染物本身的物化性质来进行有机物的淋溶迁移性分析并得出了在土壤中的迁移性估算公式。这里将从淋溶迁移性方面对现有数据进行分析。

为了反映区域上地下水有机污染的规律,我们选择了区域上有代表性的有机污染组分来进行分析。选择有机组分的依据是:(1)在华北平原区域上广泛应用的有机组分,如农药,虽然水文地质条件各地不相同,但是由于这种污染是面状的,通过对它们的检出结果的分析,有助于了解它们在区域地下水中的分布特征,从而可以更加深入地了解它们对地下水污染的风险;(2)在华北平原地下水中检出率较高的

组分。由于大多数有机物的检出率都低,在整个研究区范围内,只有一、两个点有检出,这很可能是由于当时特定的污染源或水文地质条件引起,不能反映区域地下水受到有机污染的特征。因此,本文选择检出率高于 4.5%的组分来进行分析。虽然,我们对各地下水采样点的具体污染源和水文地质条件不十分清楚,由于这些组分在区域上检出率较高,反映了它们的污染有普遍性,具有区域上的特征。

表 3 地下水有机污染物检出情况及其在土壤中的淋溶性

检测项目	检出率 %	超标率 %	GUS _(土壤)	检测项目	检出率 %	超标率 %	GUS _(土壤)
氯乙烯	0.0		高	1,2,4-三氯苯	1.2		一般
1,1-二氯乙烯	0.0		高	三氯乙烯	1.6		高
二氯甲烷	0.0		高	1,3-二氯苯	1.6		一般
1,2-二氯乙烯	0.0		高	1,4-二氯苯	1.6		一般
1,1,1-三氯乙烷	0.0		高	1,2-二氯丙烷	2.0		高
六氯苯	0.0		低	总 DDT	2.0		低
p-二甲苯 m-二甲苯	0.4		一般	p,p'-DDT	2.0		低
o-二甲苯	0.4		一般	1,2-二氯乙烷	2.5		高
苯乙烯	0.4		一般	溴二氯甲烷	2.5		高
p,p'-DDE	0.4		低	四氯化碳	3.3	1.2	高
o,p'-DDT	0.4		低	1,2-二氯苯	4.5		一般
溴仿	0.8		高	苯	5.3		高
γ-六六六	0.8		低	氯苯	5.3		一般
p,p'-DDD	0.8		低	苯并[a]芘	5.7	2.5	低
1,1,2-三氯乙烷	1.2		高	四氯乙烯	6.5		高
二溴氯甲烷	1.2		高	甲苯	6.9		一般
乙苯	1.2		一般	氯仿	7.4		高

注:超标率为有关指标超过饮用水标准的检出点数与总取样点数的比值。

根据上面的原则,选择了区域上检出率最高的 7 种有机物(1,2-二氯苯、苯、氯苯、苯并[a]芘、四氯乙烯、甲苯、氯仿(表 3)),并选择了在华北平原广泛应用的农药来进行有机污染物在区域上的检出率与它们淋溶迁移性关系的探讨。

从图 3 可以看出,调查点水样中有机污染物在区域上的检出率与它们的淋溶迁移性有着一定的相关性(相关系数 $R^2 = 0.753$),即淋溶迁移性强,检出率高。从图中可以看出苯并[a]芘是一个特殊的组分,它具有很低的淋溶迁移性,却有着相对高的检出率。这与前人得出的“苯并[a]芘可能来自地层本身”^[22]的结论相一致。

从上述分析可以看出,对区域地下水进行有机物污染调查评价时,利用地下水污染指数法,可以首先从理论上对有机物进行污染风险评价,了解它们对地下水污染的可能性,并推测有机物在地下水系统中大致分布。在地下水有机污染调查评价中,GUS 值高的有机物容易被淋溶到地下水中,且在地下水中易迁移,应对它们多加注意。对低淋溶迁移性有机物的调查,要注意它们在研究区的使用历史,由于其在土壤中的吸附性强,可能会在多年以后才能在地下水中检测到。例如,一些地区在禁用了某种农药多年后,仍然在地下水中检测到了该物质的污染,而这正是土壤中的有机物经过多年淋溶后才到达地下水体的。由于土壤一般对该类物质的吸附性强,且微生物难以降解它们,因此土壤向地下水中释放该有机物是一个缓慢而长期的过程。

4 结论

本文利用 EPI Suite 软件估算了 91 种有机物在土壤中的半衰期(DT_{50})和有机碳吸附系数(K_{oc}),在此基础上计算了 91 种有机物的地下水污染指数(GUS),对其淋溶迁移性进行了分级。结果表明:91 种

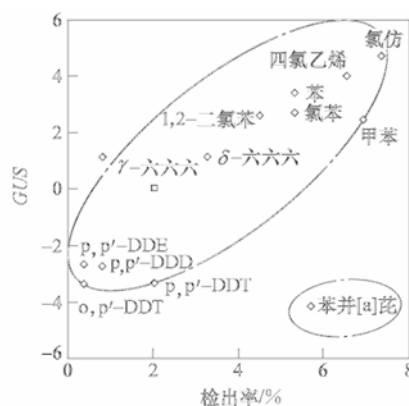


图 3 水中有机污染物区域上的检出率与其淋溶迁移性的关系

有机物中,38种具有高淋溶和迁移性,会对含水层造成较大范围的污染。对于所研究的污染物,它们的地下水污染指数 GUS 与 K_{oc} 有着很好的相关性,在土壤中的关系式为: $GUS = -1.924 \times \lg K_{oc} + 7.43$ 。这为评价地下水中主要有机污染物的污染指数(淋溶迁移性)提供了一个简易方法。 GUS 与化合物的其它性质(如辛醇-水分配系数 K_{ow} 、溶解度 S 等)的相关性不明显。

通过分析发现,华北平原地下水中主要有机的检出率与其淋溶迁移性有着一定的相关性。此方法的应用有助于预测有机物对地下水的污染风险(污染物向地下水系统的迁移性能),为今后的污染防治提供依据。在今后的工作中,为了更加准确地评价和防止特定地区的地下水有机污染,还应详细了解当地的水文地质条件和主要环境影响因子。

致谢:感谢“华北项目组”张风娥研究员、陈京生副研究员、钱永助理研究员、李亚松、杨梅在野外调查取样工作中给予的大力帮助与协作。感谢河北省地质环境监测总站雒国忠高级工程师和姜先桥工程师、天津市地质调查研究院王兰化高级工程师、北京市地质调查院周磊高级工程师、河南省地质调查院张连胜高级工程师、山东省地质调查院杨丽芝高级工程师、天津市地质矿产研究所马震高级工程师以及其他所有参加本项地调工作的人员,他们的工作为论文的完成提供了大量的基础资料。

参 考 文 献:

- [1] Barbash J, Roberts P V. Volatile organic chemical contamination, of groundwater resources in the U.S. [J]. Journal of the Water Pollution Control Federation 1986, 58: 343—348.
- [2] Barcelona M, Wehrmann A, Keely J F, et al. Contamination of ground water; Prevention, assessment, restoration[M]. (Pollution technology review no. 184) Park Ridge, New Jersey, Noyes Data Corp., 1990;213.
- [3] 周文敏,傅德黔,孙宗光.水中优先控制污染物黑名单[J].中国环境监测,1990,6(4):1—3.
- [4] Guzzella L, Pozzoni F, Giuliano G. Herbicide contamination of surficial groundwater in Northern Italy[J]. Environmental Pollution, 2006, 142(2): 344—353.
- [5] Close M E, Flintoft M J. National survey of pesticides in groundwater in New Zealand—2002[J]. New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research, 2004, 38: 289—299.
- [6] Primi P, Sargan M H, Urban T. Leaching potential of turf care pesticides; A case study of Long Island Golf Courses[J]. Ground Water Monitoring & Remediation, 1994, 14(3): 129—138.
- [7] Zheng S Q, Cooper J F. Adsorption, desorption, and degradation of three pesticides in different soils[J]. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 1996, 30:15—20.
- [8] 薛强,梁冰,刘晓丽,等.土壤水环境中有机污染物运移环境预测模型的研究[J].水利学报,2003(6):48—55.
- [9] 中国地质调查局.地下水污染调查评价规范(1:50000—1:250000)[S].2006:42.
- [10] Puls R W, Barcelona M J. Low—Flow (Minimal Drawdown) Ground Water Sampling Procedures[Z]. Publication Number EPA 540/S—95/504, U.S. EPA, 1996.
- [11] Gustafson D I. Groundwater ubiquity score: a simple method for assessing pesticide leachability[J]. Environmental Toxicology and Chemistry, 1989, 8: 339—357.
- [12] Chen W, Song L, Gan N, et al. Sorption, degradation and mobility of microcystins in Chinese agriculture soils; risk assessment for groundwater protection[J]. Environmental Pollution, 2006, 144(3): 752—758.
- [13] Voutsas E, Vavva C, Magoulas K, et al. Estimation of the volatilization of organic compounds from soil surfaces[J]. Chemosphere, 2005, 58(6): 751—758.
- [14] USEPA. EPI Suite v3.20[Z]. <http://www.epa.gov/oppt/exposure/docs/episuite.htm>. 2007.
- [15] Carlsen L. A combined QSAR and partial order ranking approach to risk assessment[J]. SAR QSAR Environ Res., 2006, 17(2): 133—46.
- [16] Carlsen L, Kenesova O A, Batyrbekova S E. A preliminary assessment of the potential environmental and human health impact of unsymmetrical dimethylhydrazine as a result of space activities[J]. Chemosphere, 2007, 67(6): 1108—1116.
- [17] Bryant D L, Abkowitz M D. Development of a terrestrial chemical spill management system[J]. Journal of Hazardous Materials, 2007, 147(1—2): 78—90.
- [18] Kuhne R, Eber R, Schuurmann G. Estimation of Compartmental Half-lives of Organic Compounds/Structural Similarity

- versus EPI Suite[J]. *QSAR in Combinatorial Science*, 2007, 26(4): 542—549.
- [19] Gouin T, Cousins I, Mackay D. Comparison of two methods for obtaining degradation half-lives[J]. *Chemosphere*, 2004, 56(6): 531—535.
- [20] 黄俊,余刚.中国持久性有机污染物嫌疑物质的计算机辅助筛选研究[J].*环境污染与防治*,2003,25(1):16—18.
- [21] 王昭,石建省,费宇红,等.我国“水中优先控制有机物”对地下水污染的预警性研究[J].*水资源保护*,2009,25(1): 90—94.
- [22] 李海明,陈鸿汉,郑西来,等.地下水中苯并[a]芘来源探讨[J].*水文地质工程地质*,2006(6):21—24.

Leachability and pollution risk assessment of organic contaminants in groundwater in the North China Plain

WANG Zhao, SHI Jianqsheng, ZHANG Zhaqji, FEI Yuhong

(*Institute of Hydrogeology and Environmental Geology, CAGS, Shijiazhuang, Hebei 050061*)

Abstract: The half-life of 91 kinds of organic contaminants in soil and organic carbon sorption coefficient (K_{oc}) in groundwater in the North China Plain were calculated based on their physicochemical properties. According to the calculation results, the leachability of these organic contaminants was analyzed. The results show that there is a negative correlation between the groundwater ubiquity score (GUS) and K_{oc} for these chemicals. Among the 91 organic contaminants 38 have high leachability and can be easily transported in groundwater. The further statistic analyses show that the organic contaminants with high leachability can be detected easily. It is concluded that the groundwater ubiquity score is very helpful in the risk assessment of organic contaminants.

Key words: North China Plain, organic contamination; organic carbon sorption coefficient; leachability; groundwater, groundwater ubiquity score (GUS)

(责任编辑:韩 昆)