

土壤 As 动态影响下枸杞质量评价及环境风险预测

肖明^{1,2}, 杨文君², 孙小凤^{2*}, 吕新¹

(1.石河子大学农学院, 新疆 石河子 832003; 2.青海省农林科学院, 青海 西宁 810016)

摘要:选择柴达木盆地诺木洪农场3种类型农田进行20 cm表层土壤砷(As)含量检测。第1种为新开垦原生地,第2种为20年耕种地,第3种为50年耕种地,检测As含量分别为16.29、14.90、14.04 mg·kg⁻¹。3种土壤As含量均达到无公害食品标准(25 mg·kg⁻¹)和绿色食品标准(20 mg·kg⁻¹)。多年耕种并没有造成农田表层土壤As积累。农田灌溉用河水中未检出As。生产中使用的22种农药、肥料均检测到As,其中15种杀虫剂、杀真菌剂、除草剂、植物激素等,每年输入土壤As 4 513.59 mg·hm⁻²;7种肥料每年输入土壤As 258 015.24 mg·hm⁻²。施肥是土壤中As输入的重要来源,最主要的输入源是磷酸二铵,占到50%;其次为复合肥、鸡粪和有机肥。每年随作物输出As总量为4 380 mg·hm⁻²。模拟田间灌溉,进行土壤柱淋漓试验,农田20 cm表层土壤每年随灌溉淋漓输出As为245 230.65 mg·hm⁻²,这与随着肥料、农药输入量几乎相等。表层土壤As处在一个输入、输出相对稳定的动态平衡状态。从土壤中输出的As,随灌溉水输入到水系统中,继而造成水系统As的积累,最终将影响到地区农业的可持续发展。

关键词:土壤;As;农药;肥料;灌溉

中图分类号:X820.3

文献标志码:A

文章编号:2095-6819(2014)03-0273-06

doi: 10.13254/j.jare.2013.0213

Wolfberry Quality Assessment and Environmental Risks Prediction by the Effects of Arsenic Dynamic in Soil

XIAO Ming^{1,2}, YANG Wen-jun², SUN Xiao-feng^{2*}, LÜ Xin¹

(1.Agricultural College of Shihezi University, Shihezi 832003, China; 2.Qinghai Academy of Agricultural and Forestry Science, Xining 810016, China)

Abstract: The topsoil arsenic of three wolfberry farmland in the Nuomuhong Farm located in the Qaidam Basin, western China, was detected in this study. The first farmland was an original land, which had never been farmed, the second one was a farmland which had been farmed for 20 years and the third one was a farmland which had been farmed for 50 years. The arsenic contents of those three farmlands were 16.29, 14.90 mg·kg⁻¹ and 14.04 mg·kg⁻¹, respectively. All of them were up to meet the Pollution-Free Food (25 mg·kg⁻²) and the Green Food (20 mg·kg⁻¹) standards. Farming for many years did not cause the accumulation of farmland topsoil arsenic. Irrigation water was found to be free of arsenic. Fifteen kinds of pesticides, fungicides, herbicides and plant hormones contributed 4 513.59 mg·hm⁻² of arsenic to the soil per year. Seven kinds of fertilizer contributed 258 015.24 mg·hm⁻² of arsenic to the soil per year. Fertilization was thus a major source of arsenic pollution in the soil, the most serious source of pollution was DAP (50%), followed by compound fertilizer, chicken manure and organic fertilizer. Total 4 380 mg·hm⁻² arsenic was output with crops per year. In the experiments of field irrigation simulation and dripping wet the soil, there were 245 230.65 mg·hm⁻² arsenic output from 20 cm topsoil by irrigation dripping per year, but the same amount of arsenic were input topsoil with fertilizers and pesticides per year. Farmland topsoil arsenic was an input-output homeostasis state. The arsenic that output from the soil entered and accumulated in water system with irrigation water, ultimately affected the sustainable development of agriculture in the region.

Keywords: soil; arsenic; pesticide; fertilizer; irrigation

农田生态系统是一个开放的系统,它与外界不断地进行着物质的交换,重金属的输入、输出就是农田

生态系统中土壤、水系统与外界进行物质交换的重要内容。当重金属输入大于输出时,就会出现积累,积累到一定程度就会造成农业生态系统中土壤、水资源等重金属含量超标,生态失衡,最终导致农业可持续生产能力遭到破坏。砷(As)是一种类金属元素,普遍存在于地表环境中^[1],一般将其列入污染重金属之一加以研究。人体摄入As可以诱发皮肤及多个器官病变,甚至导致癌症^[2]。因为对动植物具有广泛致毒性,美国

收稿日期:2013-11-21

基金项目:农业部农产品质量安全风险评估实验室(西宁)项目(07B170303201300291)

作者简介:肖明(1971—),青海西宁人,博士研究生,副研究员,主要从事农产品质量信息中的资源环境信息研究。

E-mail: mhmdxiao@163.com

*通信作者:孙小凤 E-mail: sunxf1001@163.com

环保局(US Environmental Protection Agency, USEPA)将As列为清洁水源优先控制污染物^[3]。我国是受As中毒危害最严重的国家之一,As污染正严重威胁着我国很多地方人畜饮水安全和农产品安全^[4-5]。

农业生产中As可以通过肥料进入土壤^[6-10],又可以随水淋溶离开土壤进入水系统,造成水资源的污染^[4-5,11]。灌溉影响地下水中As的迁移富集规律研究成为当今地学界高度关注的热点研究领域,同时也是农业领域As研究的趋势。Holly A. Michael^[5]在前人研究的基础上总结出,在大江大河流域潮湿、平坦地区,缺氧还原环境条件会促进有机碳驱动化学反应溶解铁矿物对As的约束,提高As浓度;在干旱地区,好氧、高pH值的水环境条件会促进土壤中矿物氧化物解吸As,从而释放As,并指出这2种情况在中国一些局部地区具备发生条件。我国学者何薪^[12]在对河套平原灌溉影响地下水中As的迁移、富集规律研究中认识到,在干旱地区,灌溉影响下解吸释放的As,随大量灌溉水的渗透向水相中迁移,As的迁移去向随着灌溉水对地下水的补充而进入地下水系统,造成地下水As的积累。而As的地下水积累形成,正是目前各国政府、公众和学术界高度关注的全球性问题。

柴达木盆地枸杞种植面积已近2万hm²,是我国出口有机枸杞的重要基地^[13]。为了更好地维护和保障枸杞种植这一地区优势产业的可持续发展,当地政府提出了发展绿色枸杞、有机枸杞的产业目标。在这一目标要求下,资源环境条件是否达到要求,以及保护性利用资源环境,是实现这一目标的先决条件。认识绿洲农业重金属的迁移富集规律,尤其认识肥料、农药以及灌溉地下水携带As进入农业生态系统乃至食物链的规律,能够为地区As影响下的农产品质量安全评价、生态环境风险预测及农业可持续生产影响奠定研究基础。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

柴达木盆地地处青藏高原,是我国海拔最高的高原型盆地。诺木洪河发源于柴达木盆地南部山区,全长123 km。20世纪50年代开始,在流域中下游引河水灌溉,形成绿洲农业。诺木洪地区年降水量42.7 mm,土壤pH值在7.8~8.2之间,属于干旱、高pH值地区。该地区土壤质地为沙壤土,土壤贫瘠,田间栽培施肥量大,由于沙壤土保水性差,整个作物生育期田间灌水量很大,年灌水7~8次,每次平均4 500 m³·hm⁻²。

共选择3块农田作为研究对象,3块地均为开垦后灌溉水浇地,处在同一农业区,最大相隔距离不到2 km。第1块为当年新开荒地,因采集土样是在开春施肥、浇水之前,所以可以作为原生地看待;第2块为开垦种植约20年生产田,历史上曾种植麦类、蔬菜、豌豆,5年前开始种植枸杞至今;第3块为开垦种植多年的生产田,耕作历史约50年,历史上约40年种植麦类,5年种植蔬菜和豌豆,5年前开始种植枸杞至今。

1.2 采样与分析

1.2.1 样品采集

1.2.1.1 土壤样品

采样时遵循以下原则:(1)选择栽培田采集土壤,避免洼地、凸地,避免在施肥点采集;(2)采样时避开受人为干扰明显或土壤侵蚀严重而缺乏代表性的地点;(3)采样时间在施肥前30 d;(4)采集时了解采集田耕作历史。

采用网格土壤取样方法100 m×50 m的间隔进行采样。以每个间隔点为中心,3 m半径范围内随机选5个点,每个点取表层至下(20 cm×20 cm×20 cm)土壤正方体,5个土样现场均匀混合后用四分法从中取1 kg作为该点的混合样品,带回室内分析。为防止样品污染,在采样、样品保存和样品处理过程中,避免与金属器皿直接接触。50年田为260 m×330 m,共采集25个样点;20年田为250 m×330 m,共采集26个样点;原生地为400 m×330 m,共采集22个样点。

1.2.1.2 灌溉水

诺木洪农田灌溉水主要来源于诺木洪河,选9个河水渠道点,各采集500 mL水,每3瓶水混合均匀,取一瓶为河水样品,共3个河水样品;选3个机井口各采集500 mL水为地下水样品,共3个地下水样品。

1.2.1.3 农药、肥料

调查诺木洪枸杞田一年生产中使用农药、肥料的种类和施用次数,随生产过程采集农药、肥料样品。各样采集3~5个点,混合均匀,保存于样品瓶或样品袋中,带回实验室。

1.2.1.4 枸杞干果

按农业部行业标准《绿色食品 枸杞 NY/T 1051—2006》采集各生产田枸杞干果样品。

1.2.2 重金属As测定方法

采集的土壤样品,挑出其中的石块、草根及其他植物残体,在通风处自然风干,磨细,过100目筛。电感耦合等离子体发射光谱法(ICP)进行As全量检测,

主要设备有:MILESTONE微波消解仪,ICP电感耦合等离子体发射光谱仪。测试方法:7 mL(优级纯)浓硝酸+2 mL(优级纯)过氧化氢+2 mL(优级纯)氢氟酸消化法制样。采用ICP进行As全量检测。标准物质:购自国家标准物质中心,标准曲线:采用0、0.5、1 mg·L⁻¹ 3个浓度梯度。

灌溉水、农药、肥料、枸杞干果As含量采用同样方法测定。

1.3 模拟灌溉淋漓试验

1.3.1 试验材料

选择原生地土壤做As淋漓试验。

土壤准备:原生地土壤22个取样点每点取样500 g,混合均匀,作为试验土壤。

淋漓试验装置:准备圆形PVC塑料管,内径19 cm,长50 cm,一端用双层棉纱封口,PVC管竖起,棉纱端置下方。

1.3.2 试验设计

测试管下沿至上方0~20 cm填入试验土壤,从管上面用工具压实土壤至田间密度状态,制成土层厚20 cm,上部留空管30 cm的土层管。将土层管带到柴达木生产田悬空固定,底部接玻璃容器。模拟田间灌溉水量及灌溉次数,按每年7次,每次约4 500 m³·hm⁻²灌水量换算,结果是每次需浇水12.76 kg。用蒸馏水进行淋漓浇灌,单次淋漓水在2 h内连续浇完。收集每次土层淋漓出的水,磨口瓶保存,总共7次淋漓水汇成1个水样,称量总量,实验室检测As含量。同一种处理方法,试验设计生产田3个点进行平行试验,每点3个重复。

1.3.3 灌溉水淋漓携带As总量计算方法及换算常数

计算方法:

$$Q=(W_2-W_1)\times S\times Z$$

$$Z=S_2/S_1$$

式中:Q为As随灌溉水输出总量,W₁为模拟浇水的初始As含量,W₂为模拟淋漓出水含As量,S为灌溉水总量,S₁为模拟浇水总量,S₂为模拟淋漓出水总量,Z为淋漓的出水比例。

换算常数:以蒸馏水淋漓,蒸馏水As初始携带量计为0 mg·kg⁻¹。诺木洪农场枸杞田每年平均灌溉7次,每次4 500 m³·hm⁻²,每年农田灌水量为31 500 m³·hm⁻²。土壤容重按1.3 g·cm⁻³计算,1 hm²农田20 cm表层土壤总计质量为2.6×10⁶ kg。

1.4 统计、分析、制图方法

本研究采用excel进行数据统计及制图。

1.5 评价标准与方法

1.5.1 评价标准

评价标准分别按农业部公布行业标准《无公害食品枸杞生产技术规程》(NY/T 5249—2004)要求下的《土壤环境质量标准》(GB 15618—1995),pH值>7.5,含量限值25 mg·kg⁻¹;《绿色食品枸杞》(NY/T 1051—2006)产地环境标准要求下的《绿色食品产地环境技术条件》(NY/T 391—2000),pH值>7.5,含量限值20 mg·kg⁻¹为依据。

1.5.2 单项污染指数法^[14-15]及超标率评价

以单项污染指数法评价土壤As质量,评价模式为: $P_i=C_i/S_i$ (P_i 为污染物As的单项污染指数, C_i 为污染物As的实测数据平均值, S_i 为污染物的评价标准)。如果 $P_i>1$,说明土壤质量达不到标准,如果 $P_i<1$,说明土壤质量达到标准, $P_i=1$ 为临界点,指数越小,污染程度越低, $P_i<0.7$ 的土壤样点定义为清洁无污染, $0.7<P_i<1$ 定义为尚清洁(警戒线)^[6]。以每一个样点实测数据与标准比较,比较值大于1的个数计为超标数,超标总数与样本数比值,为超标率。

2 结果与分析

2.1 土壤As含量统计、空间分布分析及质量评价

2.1.1 土壤As含量统计、空间分布分析

统计分析所研究50年地25个样点、20年地26个样点、原生地22个样点,结果如表1所示。

表1 土壤重金属As全量描述性统计结果

地块	最小值/ mg·kg ⁻¹	最大值/ mg·kg ⁻¹	平均值/ mg·kg ⁻¹	标准差/ mg·kg ⁻¹	变异系数/ %
50年地	11.53	18.34	14.04	1.57	11.18
20年地	12.53	17.10	14.90	1.17	7.85
原生地	0	26.40	16.29	7.48	45.92
背景值(A层)	—	—	11.70	—	—

原生地As分布在0~26.40 mg·kg⁻¹之间,分布区间很宽,最高点是土壤全省背景值的226%^[6],变异系数45.92%,说明原生地土壤As分布离散度很高,不均匀;20年地As分布在12.53~17.10 mg·kg⁻¹之间,分布区间很窄,变异系数7.85%,离散度小;50年地As分布在11.53~18.34 mg·kg⁻¹之间,分布区间很窄,变异系数11.18%,离散度小,说明2块地经过多年耕种,土壤As分布已经趋于均匀。3块地As含量均高于全省背景值。将2块多年种植地与原生地比较,土

壤 As 不仅没有呈现积累,反而随着耕种有下降趋势; 2 块多年种植地之间比较, 土壤 As 含量基本没有变化,处于一种平衡状态(见图 1)。

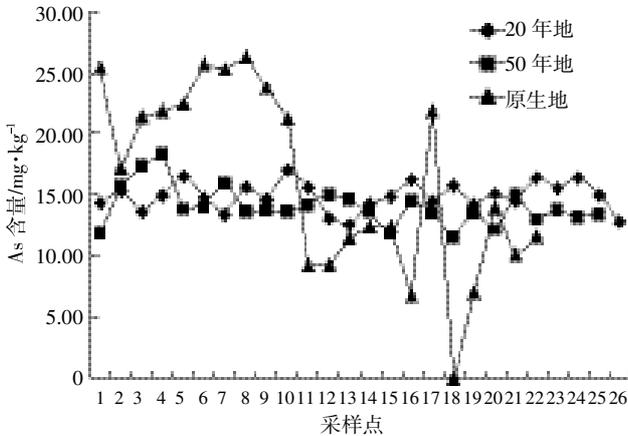


图 1 农田土壤 As 含量分布图

Figure 1 As content distribution of farmland soil

2.1.2 土壤 As 质量单项污染指数、超标率评价

分别以无公害标准、绿色食品标准为依据,计算单项污染指数,3 块地单项污染指数都小于 1,所以就 As 而言,3 块地产地环境质量达到无公害标准、绿色食品标准。依据标准分析土壤 As 超标率,可以看出原生地 As 在 2 种标准下均存在超标,2 块多年种植地均不存在 As 超标现象(见表 2)。

表 2 土壤 As 单项污染指数、超标率统计

Table 2 As single pollution index and excessive rate of soil

地块	污染指数		超标率/%	
	无公害标准	绿色标准	无公害标准	绿色标准
50 年地	0.58	0.70	0	0
20 年地	0.60	0.75	0	0
原生地	0.65	0.81	18.2	45.5

2.2 灌溉水、农药、肥料每年带入土壤 As 量统计

调查诺木洪枸杞田现行农艺措施,检测统计肥料 As 携带量及施入总量,测算肥料对土壤 As 的影响。检测灌溉水 As 携带量,统计出一年生产季中灌溉水量并计算出灌溉水对农田带来的 As 影响;统计现行农艺措施中 15 种农药、7 种肥料 As 携带量及全年使用量,计算出农药、肥料对农田带来的 As 输入影响,并计算各自的贡献率。

2.2.1 灌溉水带入量

诺木洪河水中在 $\text{ng}\cdot\text{L}^{-1}$ 量级没有检测到 As,其含量影响忽略不计,所以研究区的灌溉水不是 As 的污染路径(见表 3)。

表 3 水中 As 含量检测值($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)

Table 3 Arsenic levels in water($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)

样品	空白值	灌溉水		地下水	
		测定值	校正值	测定值	校正值
1	-0.001 4	-0.004 8	-0.003 4	0.034 8	0.036 2
2	0.002 8	0.002 5	-0.000 3	0.060 5	0.057 7
3	0.000 7	-0.004 8	-0.005 5	0.003 6	0.002 9
平均值	/	/	-0.003 1	/	0.032 7

2.2.2 农药、肥料带入量

分析表 4,所有 22 种农药、肥料中,都携带有 As,携带率达到 100%。携带浓度较高的有磷酸二铵、四季叶面肥、复合肥、草甘膦等,携带浓度超过 $25\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (无公害标准)的有 13 种。

统计所有农药、肥料携带 As 的总和,一年有 $262\ 528.8\text{ mg}\cdot\text{hm}^{-2}$ As 施入到农田中。其中磷酸二铵的贡献率达到了 50%,其次是复合肥、鸡粪、有机肥,其余所有农药、肥料携带量只占 2%(图 2)。

2.3 每年土壤 As 输出量估算

2.3.1 果实输出量估算

测定诺木洪枸杞干果 As 含量平均 $0.73\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,2

表 4 生产田农药、肥料 As 含量统计及使用记录

Table 4 Arsenic contents in pesticides, fertilizer and using records

农药、肥料	As 含量/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	年施入量/ $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$	总计/ $\text{mg}\cdot\text{hm}^{-2}$
己唑醇	28.88	3.6	103.968
阿维菌素·啶虫脒	25.74	0.675	17.375
啶虫脒	27.66	0.675	18.671
吡虫啉	0.52	3.6	1.872
赤霉素	24.78	0.45	11.151
毒死蜱	27.48	22.5	618.300
百草枯	27.24	18	490.320
阿维·哒螨灵	25.80	18	464.400
氰戊·马拉松	27.68	15.3	423.504
草甘膦	29.48	45	1 326.600
晴菌唑	15.88	0.54	8.575
氟乐灵	0.66	3.6	2.376
双甲脒	26.18	0.675	17.672
甲维·丙溴磷	25.94	22.5	583.650
草甘膦异丙胺盐	23.62	18	425.160
四季叶面肥	32.34	18	582.120
尿素	0.08	810	64.800
有机肥	2.94	3 600	10 584.000
鸡粪	5.72	2 700	15 444.000
复合肥	27.48	3 600	98 928.000
磷酸二氢钾	2.12	36	76.320
磷酸二铵	36.76	3 600	132 336.000

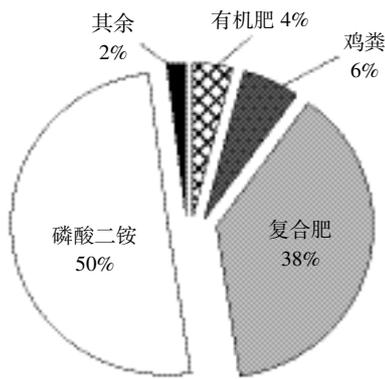


图2 一年中农药、肥料对农田土壤As的贡献率

Figure 2 Arsenic contribution rate by pesticides and fertilizers to farmland soil in one year

块多年种植地均为丰产田, 每年干果产量按 $6\ 000\ \text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 计算, $0.73\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\times 6\ 000\ \text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}=4\ 380\ \text{mg}\cdot\text{hm}^{-2}$, 每年随作物吸收, 最后由果实带出农田 As $4\ 380\ \text{mg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 。

2.3.2 灌溉水输出量估算

模拟田间灌溉水量及灌溉次数, 按每年7次, 每次约 $4\ 500\ \text{m}^3\cdot\text{hm}^{-2}$ 灌水量换算, 每次土层管上浇蒸馏水 $12.76\ \text{kg}$ 。分别收集3个3重复淋漓水样, 称量、检测, 原生地土壤每点平均淋洗出水 53.04 、 52.48 、 $58.76\ \text{kg}$, 平均 $54.76\ \text{kg}$, 淋漓出水比例为 61.3% 。3个淋漓液 As 检测值分别为 0.0109 、 0.0128 、 $0.0145\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, 平均 $0.0127\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。

按照 1.3.3 中介绍的方法, 估算出每年灌溉水输出 As 总量。以蒸馏水淋漓, 蒸馏水 As 初始携带量考虑为 $0\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, 即 $W_1=0$; $W_2=0.0127\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$; 每年农田灌水总量 $S=31\ 500\times 10^3\ \text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$; $S_1=12.76\ \text{kg}\times 7=89.32\ \text{kg}$, 淋漓出水 $S_2=54.76\ \text{kg}$, $Z=61.3\%$ 。 $Q=(0.0127\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}-0)\times 31\ 500\times 10^3\ \text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}\times 61.3\%=245\ 230.65\ \text{mg}\cdot\text{hm}^{-2}$

2.4 土壤 20 cm 表层每年输入、输出量差

土壤容重按 $1.3\ \text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$ 计算, 农田 20 cm 表层土壤总质量为 $2.6\times 10^6\ \text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 。

农药、肥料每年输入农田土壤 As $262\ 528.8\ \text{mg}\cdot\text{hm}^{-2}$, 通过作物产出输出 $4\ 380\ \text{mg}\cdot\text{hm}^{-2}$, 通过灌溉水淋漓输出 $245\ 230.65\ \text{mg}\cdot\text{hm}^{-2}$, 输入、输出变量计算如下:

$$262\ 528.8\ \text{mg}\cdot\text{hm}^{-2}-(4\ 380\ \text{mg}\cdot\text{hm}^{-2}+245\ 230.65\ \text{mg}\cdot\text{hm}^{-2})=12\ 918.15\ \text{mg}\cdot\text{hm}^{-2}$$

农田土壤 As 变量影响程度计算:

$$12\ 918.15\ \text{mg}\cdot\text{hm}^{-2}/(2.6\times 10^6\ \text{kg}\cdot\text{hm}^{-2})=0.005\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$$

$0.005\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 只占到土壤 As 含量 $14.09\sim 16.29$

$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 的 0.03% 左右, 可以认为 20 cm 表层土壤 As 含量处在一个动态平衡的状态, 没有积累。

3 讨论

柴达木盆地诺木洪农场原生地表层土壤 As 含量平均值低于无公害标准和绿色标准限值, 说明柴达木盆地诺木洪农场原生土壤 As 质量清洁, 含量达到安全的水平。20 年耕种地和 50 年耕种地表层土壤 As 含量平均值同样低于无公害标准和绿色标准限值, 质量清洁, 含量达到安全的水平。原生地表层土壤 As 含量分布在土壤背景值的 $0\sim 225.6\%$ 之间, 处在一个比较宽且不均匀的分布状态, 而且有一定数量的超标样点; 20 年地和 50 年地表层土壤 As 含量分布分别在土壤背景值的 $107.1\%\sim 146.2\%$ 、 $98.5\%\sim 156.8\%$ 之间, 分布明显比原生地变窄, 趋于均匀, 没有超标样点。将 2 块多年种植地与原生地比较, 土壤 As 分布趋于均匀, 同时并没有呈现积累, 说明经过多年耕种, 土壤 As 含量在变化, 但这种变化处在一种输出、输入相对平衡的状态。

该地区主要灌溉水源诺木洪河水没有检测到 As, 说明灌溉不是农田土壤 As 的输入路径。在枸杞种植业中, 每年有大约 $263\ \text{g}\cdot\text{hm}^{-2}$ 重金属 As 随肥料、农药输入到农田土壤中, 其中所有农药携带量不到 1% , 99% 是由肥料携带的, 所以可以看出农艺措施中施肥是农田 As 的主要输入途径, 这与前人研究的城区土壤污染途径有很大不同, 与城郊污染途径相一致^[6]。由于荒漠盆地气候和沙壤土质地, 诺木洪农场农田灌溉水量很大, 导致土壤 As 随水淋溶量很大, 经模拟估算, 每年有约 $245\ \text{g}\cdot\text{hm}^{-2}$ As 随水输出土壤, 再加上随作物产出的输出部分, 每年有约 $250\ \text{g}\cdot\text{hm}^{-2}$ As 从表层土壤中输出, 与肥料输入量相当。农田表层土壤 As 含量处在一个输入、输出相对稳定的动态平衡状态, 从而可以解释诺木洪农场农田经过 20 年、50 年大肥大水耕作后, 土壤 As 没有增加, 反而由原来的不均匀分布趋于均匀分布状态, 甚至有所减少。

现阶段, 虽然农事活动并没有造成诺木洪农场农田表层土壤的 As 积累, 但整个地区生态系统 As 的输入是绝对的。由于由作物产品带出的 As 量非常小, 不足以与输入量相平衡, 所以整个地区生态系统仍然处在一个 As 的输入远大于输出的不平衡状态, 表层土壤的 As 含量动态平衡只是局部的、阶段性平衡。

诺木洪农场随肥料输入到土壤的 As, 其相当数量最终进入到水系统中。值得注意的是, 这几年随着地

区枸杞种植业的发展,该地区又有大面积荒漠土地被开垦为农田,依靠诺木洪河灌溉用水已经不足。打机井利用地下水已经成为该地区另一种灌溉水源,那么由地下水中固有的 As 含量以及农业造成的水系统 As 积累问题,将最终威胁到该地区农业的可持续发展。

4 结论

柴达木盆地诺木洪农场原生土壤 As 平均含量处在一个清洁水平,生产的枸杞 As 质量安全。在枸杞种植农艺措施中灌溉、肥料、农药影响下,农田土壤 As 含量处在一个输入-输出量相对一致的动态平衡状态,农田土壤没有 As 积累,生产的枸杞 As 质量安全。现阶段,虽然农事活动并没有造成诺木洪农场农田表层土壤的 As 积累,但整个地区生态系统 As 的输入是绝对的,其相当数量最终进入到水系统中,造成水系统 As 积累。水系统的 As 积累问题,将最终威胁到该地区农业的可持续发展。

参考文献:

- [1] Mandal B K, Suzuki K T. Arsenic round the world: a review[J]. *Talanta*, 2002, 58(1): 201-235.
- [2] Ng J C, Wang J, Shraim A. A global health problem caused by arsenic from natural sources[J]. *Chemosphere*, 2003, 52(9): 1353-1359.
- [3] USEPA. Priority pollutants[EB/OL]. <http://water.epa.gov/scitech/methods/cwa/pollutants.cfm>. 2011.
- [4] 王萍,王世亮,刘少卿,等. 砷的发生、形态、污染源及地球化学循环[J]. *环境科学与技术*, 2010, 33(7): 90-97.
WANG Ping, WANG Shi-liang, LIU Shao-qing, et al. Occurrence, speciation, source and geochemical cycle of arsenic[J]. *Environmental Science & Technology*, 2010, 33(7): 90-97. (in Chinese)
- [5] Holly A Michael. An arsenic forecast for China[J]. *Science*, 2013, 341(6148): 852-853.
- [6] 黄敏,杨海舟,余萃,等. 武汉市土壤重金属积累特征及其污染评价[J]. *水土保持学报*, 2010, 24(4): 135-139.
HUANG Min, YANG Hai-zhou, YU Cui, et al. Accumulation characteristics and pollution evaluation of heavy metals in soils of Wuhan City[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2010, 24(4): 135-139. (in Chinese)
- [7] 王慎强, H Oda, A Kawasaki, 等. 肥料 Cd 的植物效应以及在土壤中的累积[J]. *农业环境科学学报*, 2005, 25(1): 206.
WANG Shen-qiang, H Oda, A Kawasaki, et al. Uptake of fertilizer-Cd by soybean and its accumulation in soil[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2005, 25(1): 206. (in Chinese)
- [8] 韩晋仙, 马建华, 魏林衡. 污灌对潮土重金属含量及分布的影响——以开封市化肥河污灌区为例[J]. *土壤*, 2006, 38(3): 292-297.
HAN Jin-xian, MA Jian-hua, WEI Lin-heng. Effect of sewage irrigation on content and distribution of heavy metals in alluvial meadow soil: a case study of Huafei River sewage irrigation region in Kaifeng City[J]. *Soil*, 2006, 38(3): 292-297. (in Chinese)
- [9] 刘荣乐, 李书田, 王秀斌, 等. 我国商品有机肥料和有机废弃物中重金属的含量状况及分析[J]. *农业环境科学学报*, 2005, 24(2): 392-397.
LIU Rong-le, LI Shu-tian, WANG Xiu-bin, et al. Contents of heavy metal in commercial organic fertilizers and organic wastes[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2005, 24(2): 392-397. (in Chinese)
- [10] 张乃明. 大气沉降对土壤重金属累积的影响[J]. *土壤与环境*, 2001, 10(2): 91-93.
ZHANG Nai-ming. Effects of air settlement on heavy metal accumulation in soil[J]. *Soil and Environmental Science*, 2001, 10(2): 91-93. (in Chinese)
- [11] Bissen M, Frimmel F H. Speciation of As(III), As(V), MMA and DMA in contaminated soil extracts by HPLC-ICP/MS[J]. *Fresenius Journal of Analytical Chemistry*, 2000, 367: 51-55.
- [12] 何薪. 河套平原农业灌溉影响下地下水中砷迁移富集规律研究[D]. 武汉: 中国地质大学, 2010: 5-7.
HE Xin. Study on migration and enrichment of arsenic in groundwater under the influence of irrigated agriculture in Hetao Plain[D]. Wuhan: China University of Geosciences, 2010: 5-7. (in Chinese)
- [13] 索有瑞, 鲁长征, 李刚. 青海生态经济林浆果资源与开发[M]. 北京: 中国林业出版社, 2012: 386-496.
SUO You-rui, LU Chang-zheng, LI Gang. Qinghai ecological forest berries resources and development[M]. Beijing: China Forestry Publishing House, 2012: 386-496. (in Chinese)
- [14] 刘文勇, 满秀玲. 鸡西矿区废弃地重金属含量及其污染评价[J]. *水土保持学报*, 2007, 21(6): 70-74.
LIU Wen-yong, MAN Xiu-ling. Evaluation and content of heavy metal pollution in mine areas wasteland of Jixi[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2007, 21(6): 70-74. (in Chinese)
- [15] 刘庆, 王静, 史衍玺, 等. 绿色食品产地土壤重金属空间分布与污染评价[J]. *水土保持学报*, 2007, 21(3): 90-94.
LIU Qing, WANG Jing, SHI Yan-xi, et al. Distribution and evaluation of soil heavy metal in green food producing area[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2007, 21(3): 90-94. (in Chinese)
- [16] 中国环境监测总站. 中国土壤元素背景值[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1990: 87-256.
China National Environmental Monitoring Center. Chinese soil elements background value[M]. Beijing: China Environmental Science Press, 1990: 87-256. (in Chinese)