#### DOI: 10.5846/stxb201908061654

闫晓露,孙才志,胡远满,钟敬秋.围垦对辽东湾北部滨海湿地土壤重金属含量的影响及生态风险评价.生态学报,2021,41(3):1055-1067. Yan X L, Sun C Z, Hu Y M, Zhong J Q.Effect of reclamation on soil heavy metal content of coastal wetland and ecological risk assessment in Northern Liaodong Bay, China.Acta Ecologica Sinica, 2021, 41(3):1055-1067.

## 围垦对辽东湾北部滨海湿地土壤重金属含量的影响及 生态风险评价

闫晓露<sup>1,2</sup>,孙才志<sup>1</sup>,胡远满<sup>2</sup>,钟敬秋<sup>1,3,\*</sup>

1 辽宁师范大学海洋经济与可持续发展研究中心,大连 116029 2 中国科学院沈阳应用生态研究所,沈阳 110016 3 中国科学院地理科学与资源研究所,北京 100101

摘要:围垦历史与围垦方式被认为是人类对滨海湿地生态系统干扰的主要因素。选取辽东湾北部区作为研究区,采集 129 个表 层土壤样品(0—20 cm),测定土壤理化性质(盐分、pH、土壤颗粒组成、土壤有机碳、硝态氮、速效磷)和重金属元素(Fe、Mn、Cu、 Cr、Cd、Ni、Zn、Pb)含量;运用多元统计和反距离权重插值方法揭示研究区土壤重金属元素的来源与空间分布特征,最后利用 Hakanson 潜在生态风险指数法对重金属的潜在生态风险进行评价。结果表明:①6 种重金属表现为彼此的显著正相关(P<0.01)。除 Pb 外,Cd、Cr、Cu、Ni 和 Zn 的浓度与土壤有机碳、黏粒、粉粒含量呈极显著正相关(P<0.01),而与砂含量呈极显著负相 关(P<0.01)。②化工、造纸、石油开采及加工等工业活动可能引起 Cr、Cu、Ni 和 Zn 的富集,持续的农业施肥和农药使用可能会 增加土壤中 Cd、Pb 的含量。③围垦初期(1990s),土壤侵蚀和淋洗脱盐对土壤重金属分布具有显著影响。随着开垦年限的延长(1960s),持续的农业施肥、工业活动(如造纸、石油开采)和城市扩建,都大大增加了土壤重金属含量的累积。④不同的围垦 方式影响下,除 Fe 标准化的 Cd 和 Pb 在水产养殖区有较高的浓度外,Fe 标准化的 Cr、Ni、Cu 和 Zn 的浓度均在自然区域(滩地和芦苇)高于人类活动区域(水产养殖、耕地、建设用地)。⑤综合潜在生态风险指数平均值为 325.69,表现为极强的生态风险 程度,其中 Cd 表现为极高生态风险的采样点比例为 46.51%,是造成区域重金属污染的主要贡献元素,特别是在水产养殖和农业地区。

关键词:滨海湿地资源;土壤重金属;空间分布;来源解析;潜在生态风险;辽东湾北部区

# Effect of reclamation on soil heavy metal content of coastal wetland and ecological risk assessment in Northern Liaodong Bay, China

YAN Xiaolu<sup>1,2</sup>, SUN Caizhi<sup>1</sup>, HU Yuanman<sup>2</sup>, ZHONG Jinggiu<sup>1,3,\*</sup>

1 Center for Studies of Marine Economy and Sustainable Development, Liaoning Normal University, Dalian 116029, China

2 Institute of Applied Ecology, Chinese Academy of Sciences, Shenyang 110016, China

3 Institute of Geographic Sciences and Natural Resources Research, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100101, China

Abstract: The history and methods of reclamation are considered as the main factors that drive human to disturb the coastal wetland ecosystems. In this study, a total of 129 samples were collected from the topsoil (0-20 cm) in Northern Liaodong Bay, and were determined for their physical and chemical properties (including salinity, pH, soil particle composition, SOC, NO<sub>3</sub>-N, and AP) and heavy metal levels (including Fe, Mn, Cu, Cr, Cd, Ni, Zn, and Pb). The heavy metals in soils were studied for sources and spatial distribution by using multivariate analysis and Inverse Distance Weight (IDW)

基金项目: 辽宁省自然科学基金项目(2020-BS-183); 辽宁省教育厅人文社科研究项目(WQ2019020); 辽宁省社会科学规划基金项(L19CJY005); 辽宁省省社科联 2021 年度辽宁省经济社会发展研究课题(2021lslybkt-055)

收稿日期:2019-08-06; 网络出版日期:2020-12-14

\* 通讯作者 Corresponding author.E-mail: zjq@ lnnu.edu.cn

http://www.ecologica.cn

interpolation method, and were evaluated for the potential ecological risk by using Hakanson's method. The results showed that: ①The levels of six heavy metals were significantly positively correlated (P<0.01) with each another. The Cd, Cr, Cu, Ni and Zn (excluding Pb) concentrations were significantly positively correlated (P<0.01) with the SOC, clay, and silt content, but were significantly negatively correlated (P<0.01) with the sand content. ②The levels of Cr, Cu, Ni and Zn in soils might be influenced by industrial activities (chemical industry, paper, oil exploitation and processing). Continuous use of fertilizers and pesticides might increase the levels of Cd and Pb in soils. ③ In the early stage of reclamation (1990s), soil erosion, leaching and desalination had significant effects on the distribution of heavy metals in soils. Until the 1960s, continuous agricultural fertilization, industrial activities (such as paper making, and petroleum exploitation), and urban expansion had greatly increased the levels of heavy metals in soils. ④ Under the influence of different reclamation methods, except that the levels of Fe standardized Cd and Pb were higher in the aquaculture areas, while the levels of Cr, Ni, Cu and Zn were higher in natural areas (marsh and reeds) than in human areas (aquaculture areas, cultivated land and construction land). ⑤The average value of the comprehensive potential ecological risk index was 325.69, showing a high level of risk. The Cd accounted for 46.51% as the highest ecological risk element in samples, which was the major contributor to heavy metal pollution, especially in aquaculture and agricultural areas.

Key Words: coastal wetland resource; soil heavy metal; spatial distribution; source analysis; potential ecological risk; Northern Liaodong Bay

滨海湿地是陆地生态系统和海洋生态系统交错的过渡地带,既是较为脆弱的生态敏感区,同时也是全球 生物生产量最高的生态系统之一,直接或间接地影响着人类社会的生存、发展、健康和福利<sup>[1]</sup>。滨海湿地围 垦一方面是解决沿海地区用地矛盾的主要方式,另一方面也会使滨海湿地资源受到严重损害,主要对其水文 过程、土壤以及水环境等造成一定的负面效应<sup>[2]</sup>。土壤不仅是陆地生物的物质基础,同时也在陆地生态系统 的物质循环和能量交换中扮演着重要的角色。随着沿海地区人类活动干扰时间和强度的增加,土壤重金属污 染逐渐成为威胁土壤环境和人体健康的重要因素。因此,探究人类围垦对滨海湿地土壤重金属时空变化规律 的影响以及产生的生态风险,对河口区域的土壤污染有效防治、科学安全合理利用滨海湿地资源具有重要的 指导意义。

滨海湿地围垦不仅使土壤的理化性质发生改变,而且由于受到水动力、沉积物吸附等因素的影响,湿地生态系统往往是重金属元素的汇集区,加之工业化和城市化的迅猛发展,已经导致滨海湿地土壤重金属浓度远远超过其环境背景值<sup>[34]</sup>。随着人类围垦活动强度的增大,特别是在农业围垦区,无机肥料、粪便和农药的使用使重金属在土壤中富集,其污染会对人体健康和生态系统的稳定产生直接或间接危害<sup>[5-8]</sup>。因此,近年来国内外研究多关注耕地土壤重金属浓度的变化,包括它们潜在来源、空间分布,生态风险和粮食安全等方面<sup>[9-12]</sup>。目前,一方面有关土壤环境对人类活动响应的研究多集中在某一时间尺度上,然而土壤环境同样具有时空变异特征,如何探究人类干扰下土壤重金属的时序演变则更为重要。围垦历史被认为是一种有效的"空间代时间"研究方法,该方法能够解决土壤历史数据难以获取的问题,从而了解土壤功能几十年甚至近百年的时空变异特征。另一方面,围垦方式即土地利用是土壤物理化学特征变化的最基本、最重要的人为控制因素,也是最能够反映当前人类活动对土壤生态系统作用的重要因素之一。然而,在长期的工农业围垦区中,将围垦历史与围垦方式进行综合探究区域土壤重金属时空变化、来源和潜在生态风险的研究相对较少。

辽东湾北部位于辽宁省南部的河口区域,该区域不仅是大凌河、辽河、大辽河上游工农业污染物排放的主要汇集区,而且本区域的油田开发、港口建设、海水养殖、农业开垦及城市向海拓展已经给土壤环境造成巨大威胁,影响浅海水域的生态环境<sup>[13]</sup>。2018年国务院出台《渤海综合治理攻坚战行动计划》文件中指出,辽东湾北部区是其重点治理区域之一。因此,本文分别探究围垦历史和围垦方式对土壤重金属浓度分布的影响,在来源解析基础上进行潜在的生态风险评价,以期为辽东湾北部区的土壤环境治理和湿地资源合理利用提供科学参考。

## 1 研究方法与数据来源

### 1.1 研究区概况

辽东湾是我国纬度最高的半封闭式海湾,其北部地区(东经 121°31′26″—122°10′27″,北纬 40°43′51″— 41°12′42″)是由大辽河、双台子河(现已更名为"辽河")与大凌河携带的大量泥沙入海并迅速在河口堆积形成,成为我国北方重要的典型淤泥质海岸带之一(图 1)。研究区隶属于盘锦市南部沿海典型围垦区域,属于 半湿润温带季风气候,年均气温 8.3℃,年均降水量为 611.6 mm。



图 1 研究区地理位置图、围垦历史分布区图和采样点分布图 Fig.1 Geographic location map, reclamation history map and sampling point distribution map of the study area

通过查阅《盘锦市水利志》《大洼县志》<sup>[14-15]</sup>等资料及多次实地走访可知,从第四纪冰期地质年代来看,辽 东湾北部区由于海面下降,渤海海底暴露,在海潮淹没和排水不良的作用下,形成大面积的盐碱沼泽地带,属 于退海之地。亘古以来,在这片一望无际、荒凉的盐碱海滩上,人迹罕至,在历史上被称为东北著名的"南大 荒"。自清代移民人垦到 1922 年,境内耕地全系旱田且集中于大洼县东北部、大辽河的河边,然而大洼县境 内的中、西部地区则荒地较多、耕地极少、并且夹杂着大量盐碱地块,形成"云彩地"和潮沟淤成的"沟地"。纵 观辽宁省的开发历史,大洼县是最晚地区,也是盘锦百年水稻种植历史的一个缩影。1906 年,境内已经开始 种植水稻,但是不具规模。真正形成和发展滨海湿地围垦还是近七十年的事情,大体可以分为三个阶段。第 一阶段,民国军垦与解放初期(1930s—1960s):据《营口县志》<sup>[16]</sup>记载:1924 年在今大洼县境内的南至荣兴有 雁沟村,北至小盐滩,东至魏家沟,西至平安河的地域内开垦荒地和退海荒滩。1926 年得到张作霖批准,定名 营田股份公司。1931 年 9 月,日本帝国主义侵占了我东三省,主要在今大洼县的榆树镇、王家乡、新建乡、新 立乡和新开镇抢占土地,强征中国劳工,进行农田水利建设,开发水田 23000 hm<sup>2</sup>(230 km<sup>2</sup>);第二阶段,国营 农垦全方位大发展时期(1960s—1990s):1956 年盘锦农垦局的成立,使国营农场进入大规模开发建设时期。 根据两次野外调查实地走访当地群众,将清水镇、新兴镇和赵圈河乡作为这一开发阶段的具有代表性区域;第 三阶段,综合大开发阶段(1990s—至今):双台子河入海处左岸三角洲临海地带,在县辖区的西南部,面临渤 海辽东湾,是一片广阔的退海滩涂和资源丰富的处女地。1988 年 8 月国家计委下发计农经字(88)419 号文 件,列为全国重点农业开发项目。因此,根据以上资料搜集并结合遥感影像,最终确定围垦边界(图1)。

1.2 数据来源与处理

1.2.1 土地利用数据

本文采用 2014 年的 Landsat OLI 遥感影像数据,首先在 ENVI 5.1 软件中进行遥感影像预处理;其次采用 面向对象与目视解译相结合的方式进行土地利用类型划分(14 种用地类型,如图 1);最后,运用误差矩阵,结 合 2015 年两次野外考察中记录的 189 个地面控制点,进行分类图的精度评价,结果表明分类精度和 Kappa 系数分别为 85%以上和 0.90,分类精度较好。

1.2.2 土壤样品采集与测试分析

按照样品可获得性、代表性和均匀性原则,充分考虑区域不同的围垦历史、土地利用方式、植被覆盖与土 壤类型等特点,土壤样品于 2015 年 10 月中旬(水稻收割排水后)进行采集,并用精度为 3—5 m 的 GPS 记录 实地坐标(图 1)。在每个采样点附近,每隔 50—100 m 进行取样三次并充分混合形成一个完整的土壤样本。 所有土壤样品都用聚乙烯袋包装,同时相关信息(景观类型、土壤类型、植被覆盖)被详细记录下来,将样品带 回实验室自然条件下风干。试验共采集 129 个表层(0—20 cm)供试样品,其中 33 个样品来自于 1930s 开发 区域,27 个样品来自于 1960s 开发区域,33 个样品来自于 1990s 开发区域,30 个样品来自于芦苇沼泽湿地以 及 6 个样品来自于潮间带滩涂地区。

风干后去除杂物并研磨过筛。另外,样品中的一部分土壤继续进行研磨直到可以通过 0.149 mm 的尼龙 筛为止,供土壤金属项目测定。为了能够体现土壤质量和环境的特征,本文选取土壤理化性质和土壤重金属 共 14 个指标,采用室外与室内相结合的方式进行测量。其中盐分(Soil salinity)、pH 分别利用水盐仪(SDI-12/RS485,澳大利亚产)和土壤 pH 计进行实地测量。土壤颗粒组成(黏粒:clay;粉粒:silt;砂粒:sand)实验室 采用激光粒度分析仪(Microtrac S3500,美国生产)进行测定。针对土壤养分,本文选取土壤有机碳(Soil organic carbon,SOC)、硝态氮(NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N)和速效磷(AP)3 个指标。其中,SOC 用盐酸去除土壤碳酸钙后,采用 总有机碳分析仪(HT1300,德国耶拿)进行测定。NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 采用紫外分光光度法测定。AP 采用光电比色法 测定。

土壤金属共选取 8 个指标,分别是锰(Mn)、铁(Fe)、铜(Cu)、铬(Cr)、镉(Cd)、镍(Ni)、锌(Zn)和铅(Pb),其中铁和锰主要受岩石和土壤风化作用,其含量在自然界是十分丰富的,常被选取作为消除自然过程对重金属空间分异影响的标准化元素<sup>[17]</sup>。经过 0.149 mm 尼龙筛筛选出来的土壤样品,经过硝酸、氢氟酸和高氯酸混合物的高温消解 6 h 后,采用电感耦合等离子体原子发射光谱法(HITACHI P-4010,日本生产)进行测定<sup>[3,6]</sup>。对于测定结果,实验采用平行检验和标准对照(中国计量科学研究院 GBW-07401)对质量保证和控制进行了评价,标准回收率为 95.12%—104.47%,分析结果符合国家环境保护总局《土壤环境监测技术规范》HJ/T 166-2004 的标准要求。

1.3 研究方法

1.3.1 土壤数据统计分析方法

描述性统计可以用来计算土壤理化性质和金属元素的统计参数,以评估数据的分布特征。Kolmogorov-Smirnov(K-S)检验用来验证土壤变量概率分布的正态性。当这些变量在 0.05 显著性水平上不通过正态检验时,均采用对数变换或 Box-Cox 转换使其符合正态分布。皮尔森相关分析和因子分析用来评价土壤理化性质和重金属元素之间的关系以及污染源的识别。最后,本文采用多元方差分析方法(Multivariate Analysis of Variance, MANOVA)探究重金属浓度在不同围垦历史区与不同土地利用方式下的分布规律。所有的统计分析均是在 SPSS 13.0 软件中完成,数据转换、统计制图分别应用 MiniTab 17.0 软件和 Origin 8.6 软件。

## 1.3.2 土壤重金属潜在生态风险评价

Hakanson<sup>[18]</sup>的潜在生态风险指数法综合考虑了多种重金属元素的环境背景值、毒性响应系数、污染水平 以及环境敏感性等因素,是目前国内外有关重金属生态风险最常用的评价方法,其计算公式为:

$$PERI = \sum_{i}^{m} E_{r}^{i} = \sum_{i}^{m} T_{r}^{i} \times C_{f}^{i} = \sum_{i}^{m} T_{r}^{i} \times \frac{C^{i}}{C_{n}^{i}}$$
(1)

式中,PERI为综合潜在生态风险指数;  $E_r^i$ 为土壤中重金属元素 i的单项潜在生态风险指数;  $T_i^i$ 为重金属元素 i的毒性响应系数(Cr=2,Cd=30,Cu=Ni=Pb=5,Zn=1)<sup>[19]</sup>;  $C_f^i$ 为重金属元素 i的污染指数;  $C^i$ 为重金属元素 i的实测值(mg/kg);  $C_n^i$ 为重金属元素 i的环境背景值<sup>[20]</sup>(Cu、Cr、Cd、Ni、Zn 和 Pb 分别为 19.8、57.9、0.11、 25.6、54.2、21.4mg/kg)。本研究将土壤重金属潜在生态风险等级划分标准如表 1 所示。其中,  $E_r^i$ 分为 5 个等级,PERI 分为 4 个等级<sup>[4]</sup>。

| 表1 重金属潜在生态风险等级划分标准   |                        |                        |                     |                      |                        |  |  |  |  |
|--|------------------------|------------------------|---------------------|----------------------|------------------------|--|--|--|--|
| Table 1  | Classification standar | d for potential ecolog | gical risks of heav | y metals             |                        |  |  |  |  |
| 七 粉  |                        |                        | 风险程度 Risk le        | vel                  |                        |  |  |  |  |
| Index  | 低风险<br>Low risk        | 中等风险<br>Moderate risk  | 较强风险<br>Strong risk | 强风险<br>Stronger risk | 极强风险<br>Strongest risk |  |  |  |  |
| 单项潜在生态风险指数( <i>E<sup>i</sup></i> , )<br>Single potential ecological risk index | < 40                   | 40—80                  | 80—160              | 160—320              | ≥320                   |  |  |  |  |
| 综合潜在生态风险指数(PERI)<br>Comprehensive potential ecological risk index              | < 50                   | 50—300                 | —                   | 300—600              | ≥600                   |  |  |  |  |

为了确定土壤重金属潜在生态风险的空间分布特征并识别污染高值点,本研究应用反距离权重(Inverse Distance Weighting, IDW)方法进行插值,以 ArcGIS 10.1 软件中的地统计分析(Geostatistical Analyst)模块进行处理并出图。

## 2 结果与分析

### 2.1 土壤数据的描述性统计

土壤理化性质和重金属浓度的描述性统计见表 2。土壤颗粒组成的统计结果表明,研究区的土壤质地主要由粉质壤土和沙质壤土组成;土壤 pH 值变化范围从 6.65 到 8.80,呈弱酸性至弱碱性;土壤盐度变化范围为 0.01—0.62 ms/m,变异系数高达 97.33%,空间变异较为显著;反映土壤养分情况的土壤有机碳、硝态氮和速效 磷含量变化范围分别为 0.05%—2.88%、0.25—10.72、0.72—26.46 mg/kg,根据全国第二次土壤普查养分分级 标准,研究区土壤养分总体处于较低水平;辽宁省典型污染重金属元素 Cu、Cr、Cd、Ni、Zn 和 Pb 的含量范围分 别为 4.55—31.67、50.65—275.79、0.26—3.46、20.87—59.34、53.40—149.50、2.95—19.57 mg/kg,参照辽宁省土 壤背景值<sup>[20]</sup>和国家二级标准<sup>[21]</sup>,只有 Pb 的平均值低于土壤背景值,Cu、Cr、Cd、Ni 和 Zn 均高于辽宁省土壤 背景值,除 Cd 高于国家标准,其他都低于国家标准。土壤重金属元素的变异系数在 12.63%—58.23%范围内变化。其中,Cd、Cr、Cu、Mn 和 Pb 重金属元素的浓度都具有较高的变异系数(>30%),表明它们的分布可能受人为活动的影响。Fe,Ni 和 Zn 元素具有较低的变异系数(<30%),表明它们在研究区分布得较为均匀,可能受土壤本底值的影响较大。

## 2.2 土壤数据的相关性

根据表 3 所示,6 种重金属(Cd、Cr、Cu、Ni、Pb、Zn)表现为彼此的显著正相关(P<0.01)。其中,Cu 与 Ni、Zn 的浓度密切相关(0.52 和 0.71),Cr 和 Ni,Cr 和 Zn 以及 Ni 和 Zn 的相关系数分别为 0.71、0.52 和 0.57,表明这些金属可能来自于相同的人为活动。Pb 与 Cu、Ni 和 Zn 呈显著相关(P<0.01),但与 Cd 和 Cr 表现为较弱的相关性,暗示 Cd、Cr 和 Pb 可能有不同的来源。Turer 等<sup>[22]</sup>研究表明大气沉降是土壤和沉积物中 Pb 的重要来源。Fe 和 Mn 的浓度分布呈显著正相关(P<0.01),表明这两种元素具有相似的化学行为,在自然界中部分

## 以氧化形式存在,部分以氢氧化物的形式存在<sup>[23]</sup>。

| Table 2 Descriptive statistics for soil properties and heavy metal concentrations in topsoil |                         |               |                         |                      |                              |                                       |   |  |  |  |
|--|-------------------------|---------------|-------------------------|----------------------|------------------------------|---------------------------------------|---|--|--|--|
| 变量<br>Variable   | 最小值<br>Minimum<br>value | 中位数<br>Median | 最大值<br>Maximum<br>value | 平均值<br>Mean<br>value | 标准差<br>Standard<br>deviation | 变异<br>系数/%<br>Variable<br>coefficient | 辽宁省背景值 <sup>[16]</sup><br>Background<br>value of Liaoning | 国家二级标准 <sup>[17]</sup><br>National<br>standard level |  |  |
| Cu/(mg/kg)   | 4.55                    | 15.65         | 31.67                   | 17.23                | 6.05                         | 35.10                                 | 19.8  | 50   |  |  |
| Cr/(mg/kg)   | 50.65                   | 153.43        | 275.79                  | 154.95               | 52.16                        | 33.66                                 | 57.9  | 250  |  |  |
| Cd/(mg/kg)   | 0.26                    | 1.63          | 3.46                    | 1.41                 | 0.82                         | 58.23                                 | 0.11  | 0.4  |  |  |
| Ni/(mg/kg)   | 20.87                   | 39.33         | 59.34                   | 40.71                | 9.13                         | 22.44                                 | 25.6  | 70   |  |  |
| Zn/(mg/kg)   | 53.40                   | 99.59         | 149.50                  | 102.21               | 19.44                        | 19.02                                 | 54.2  | 200  |  |  |
| Pb/(mg/kg)   | 2.95                    | 11.26         | 19.57                   | 11.97                | 3.66                         | 30.54                                 | 21.4  | 100  |  |  |
| Mn/(mg/kg)   | 25.78                   | 96.42         | 211.90                  | 100.46               | 30.94                        | 30.80                                 |   |  |  |  |
| Fe/(g/kg)  | 0.63                    | 0.93          | 1.18                    | 0.93                 | 0.12                         | 12.63                                 |   |  |  |  |
| 土壤盐分 Salinity/(ms/m)   | 0.01                    | 0.11          | 0.62                    | 0.15                 | 0.14                         | 97.33                                 |   |  |  |  |
| pH   | 6.65                    | 7.95          | 8.80                    | 7.89                 | 0.48                         | 6.07                                  |   |  |  |  |
| SOC/%  | 0.05                    | 0.84          | 2.88                    | 0.93                 | 0.48                         | 51.81                                 |   |  |  |  |
| $NO_3^N/(mg/kg)$   | 0.25                    | 1.56          | 10.72                   | 2.35                 | 2.23                         | 94.68                                 |   |  |  |  |
| AP/(mg/kg)   | 0.72                    | 5.61          | 26.46                   | 7.23                 | 5.41                         | 74.80                                 |   |  |  |  |
| 黏粒 Clay/%  | 1.04                    | 2.83          | 6.02                    | 3.04                 | 1.04                         | 34.09                                 |   |  |  |  |
| 粉粒 Silt/%  | 9.59                    | 37.19         | 66.58                   | 37.63                | 10.46                        | 27.81                                 |   |  |  |  |
| 砂粒 Sand/%  | 25.60                   | 59.07         | 89.25                   | 58.72                | 11.63                        | 19.81                                 |   |  |  |  |

表 2 土壤性质和土壤重金属含量的描述性统计

SOC:土壤有机质 Soil organic matterAP: 有效磷 Available phosphorus

土壤有机质、pH、盐度和土壤质地可以直接或者间接地影响沉积物中重金属元素的迁移和溶解<sup>[24]</sup>。相关矩阵分析表明(表 3),除 Cr(*P*<0.01)和 Ni 外(*P*<0.05),没有其他金属元素与盐度表现出显著的相关性。Cd、Cr、Cu、Ni 和 Zn(除 Pb 外)浓度与土壤有机碳、黏粒、粉粒含量呈极显著正相关(*P*<0.01),而与砂含量呈极显著负相关(*P*<0.01)。相关研究表明,土壤有机质和细颗粒(黏粒和粉粒)的强吸收能力有利于重金属元素的汇集<sup>[25]</sup>。然而,Fe、Mn 和土壤有机碳之间没有显著相关性,表明土壤有机碳的输入可能是受到外界因素影响。

| Table 3 Person's correlation matrix for soil properties and heavy metal concentrations |          |          |          |          |          |          |         |         |                  |          |          |                    |         |            |            |            |
|--|----------|----------|----------|----------|----------|----------|---------|---------|------------------|----------|----------|--------------------|---------|------------|------------|------------|
|  | Cu       | Cr       | Cd       | Ni       | Zn       | Pb       | Mn      | Fe      | 土壤盐分<br>Salinity | рН       | SOC      | NO <sub>3</sub> -N | AP      | 黏粒<br>Clay | 粉粒<br>Silt | 砂粒<br>Sand |
| Cu   | 1        |          |          |          |          |          |         |         |                  |          |          |                    |         |            |            |            |
| Cr   | 0.47 **  | 1        |          |          |          |          |         |         |                  |          |          |                    |         |            |            |            |
| Cd   | 0.22 **  | 0.20 **  | 1        |          |          |          |         |         |                  |          |          |                    |         |            |            |            |
| Ni   | 0.52 **  | 0.71 **  | 0.30 **  | 1        |          |          |         |         |                  |          |          |                    |         |            |            |            |
| Zn   | 0.71 **  | 0.52 **  | 0.19 **  | 0.57 **  | 1        |          |         |         |                  |          |          |                    |         |            |            |            |
| Pb   | 0.43 **  | 0.25 **  | 0.23 **  | 0.35 **  | 0.37 **  | 1        |         |         |                  |          |          |                    |         |            |            |            |
| Mn   | 0.29 **  | -0.11    | 0.05     | -0.10    | 0.16     | 0.13     | 1       |         |                  |          |          |                    |         |            |            |            |
| Fe   | 0.57 **  | 0.35 **  | 0.24 **  | 0.27 **  | 0.28 **  | 0.20 **  | 0.39 ** | 1       |                  |          |          |                    |         |            |            |            |
| Salinity   | 0.03     | 0.25 **  | 0.07     | 0.20 *   | -0.02    | 0.07     | 0.01    | -0.03   | 1                |          |          |                    |         |            |            |            |
| pН   | -0.14 *  | -0.09    | -0.13    | -0.17    | -0.04    | -0.33 ** | 0.24 ** | 0.18 ** | 0.38 **          | 1        |          |                    |         |            |            |            |
| SOC  | 0.32 **  | 0.24 **  | 0.34 **  | 0.26 **  | 0.25 **  | 0.13     | 0.02    | 0.07    | -0.30            | -0.32 ** | 1        |                    |         |            |            |            |
| NO <sub>3</sub> -N   | 0.01     | -0.07    | -0.06    | -0.07    | -0.08    | 0.18     | 0.09    | -0.05   | -0.26 **         | -0.22 *  | 0.33 **  | 1                  |         |            |            |            |
| AP   | -0.10    | -0.01    | 0.12     | -0.06    | -0.05    | 0.16     | -0.03   | -0.01   | -0.09            | -0.10    | 0.05     | 0.15               | 1       |            |            |            |
| Clay   | 0.29 **  | 0.37 **  | 0.13 **  | 0.29 **  | 0.23 **  | 0.13     | 0.20 *  | 0.16    | 0.27 **          | 0.18     | 0.37 **  | -0.21 *            | -0.22 * | 1          |            |            |
| Silt   | 0.35 **  | 0.43 **  | 0.23 **  | 0.35 **  | 0.32 **  | 0.05     | 0.17    | 0.06    | 0.13             | 0.05     | 0.23 **  | 0.04               | -0.22 * | 0.78 **    | 1          |            |
| Sand   | -0.37 ** | -0.44 ** | -0.15 ** | -0.36 ** | -0.27 ** | -0.06    | -0.17   | -0.12   | -0.07            | 0.01     | -0.26 ** | 0.03               | 0.28 ** | -0.82 **   | -0.99 **   | 1          |

表 3 土壤性质与重金属浓度的皮尔森相关分析

 $*\,P{<}0.05\,;\,**\,P{<}0.01$ 

## 2.3 土壤数据的因子分析

对于土壤中分布的重金属元素,若用参考元素对其进行标准化可以消除自然过程的影响,从而人为因素 能够被定量描述。Fe 主要来自于岩石和土壤的风化作用,通常较少受到人为影响<sup>[17]</sup>。根据表 2 和表 3 所示, Fe 的浓度有较低的变异系数,并且与其他土壤金属呈显著正相关,表明 Fe 可作为标准化数据的参考元素并 且能够校正土壤粒径对金属分布的影响。因此对原始数据和 Fe 标准化数据(Cu、Cr、Cd、Ni、Zn 和 Pb 分别与 Fe 的比值)进行因子分析,以进一步确定土壤理化性质和重金属之间的关系以及重金属元素的来源(图 2,表 4)。



图 2 土壤理化性质和重金属旋转因子负荷矩阵散点图(原始数据和 Fe 标准化数据) Fig.2 Scatter plots of rotated component matrix for soil properties and heavy metals (Raw data and Fe-normalization) Salinity: 土壤盐分; Clay: 黏粒; Silt; 粉粒; Sand; 砂粒; SOC:土壤有机质 Soil organic matter; AP: 有效磷 Available phosphorus

对于原始数据,总共有四个因子被提取,占总方差的 61.69%。旋转因子负荷矩阵表明,第一个因子(F1) 占总方差的 19.61%,包括 Cr、Cu、Ni、Zn、土壤颗粒组成和土壤有机碳,这一结果也印证了相关矩阵分析的结 果。第二因子(F2)主要包括盐度、pH 和硝态氮,因子负荷均大于 0.60。Fe 和 Mn 是第三因子(F3)的主控因 子,因子负荷均大于 0.7,表明 Fe 和 Mn 两种金属元素可能受土壤母质的影响。占总方差 11.12%的第四因子 中密切相关的指标有重金属 Cd,Pb 和土壤速效磷(因子负荷分别为 0.64、0.78 和 0.64)。对于 Fe 标准化数 据,同样也有四个因子被提取,并且解释总方差的 60.12%。第一个因子只包括土壤粒径(负荷> 0.80),第二 个因子包括 Fe 标准化的 Cr、Cu、Ni 和 Zn,负荷均大于 0.60。这表明,Fe 标准化后土壤粒径对重金属的影响变 小。尽管负荷系数是不同的,但从 Fe 标准化数据中提取的第三个和第四个因子所包含的指标与从原始数据 中提取的第二和第四个因子所包含的指标是相同的。总体来看,土壤颗粒组分对土壤理化性质和重金属的分 布具有显著影响。一般而言,Cr 和 Ni 主要源于成土母质。但研究区 Cr 和 Ni 的平均含量远超辽宁省土壤背 景值,因此根据因子分析结果可推测 Cr、Cu、Ni 和 Zn 主要受人为因素影响。辽东湾北部区每年有大量的化 工、造纸、石油开采及加工等行业的废水汇入辽河,人类活动特别是工业活动可能是造成这 4 种重金属元素富 集的主要原因之一<sup>[26]</sup>。Cd、Pb 和速效磷含量之间的关系表明,研究区化肥和农药的使用可能是增加土壤中 Cd、Pb 含量的主要原因之一<sup>[27]</sup>。在欧美部分发达国家,磷肥中镉含量被立法限制,并持续削减镉含量标准, 施用量更被严格控制。然而,辽宁省磷肥施用并未受到严格控制,磷肥使用面临巨大滥用问题<sup>[28]</sup>。根据辽宁 农业统计公报显示,2011—2017年辽宁省化肥施用量约 425万 t/a,其中磷肥施用量达 43.5万 t/a,按照抽样 实验数据磷肥的镉含量计算,辽宁省仅磷肥一项年均镉伴肥施用量约达 261—274.05 kg,逐年累加结果更是 触目惊心。对于元素 Pb,农药的投入可能增加表层土壤重金属 Pb 的浓度,但是随着围垦时间的增加,灌溉水 的排灌容易导致该元素发生迁移,因此表层土壤的 Pb 含量较低,这与描述性统计中 Pb 含量大部分低于背景 值的结果相吻合。

| 市八       | 原始数据 Original data                |                            |   |  |  |  |  |  |
|----------|-----------------------------------|----------------------------|---|--|--|--|--|--|
| Compnent | 特征值<br>Characteristic value       | 贡献率/%<br>Contribution rate | 累积贡献率/%<br>Accumulating contribution rate |  |  |  |  |  |
| 1        | 3.14                              | 19.61                      | 19.61                                     |  |  |  |  |  |
| 2        | 2.96                              | 18.53                      | 38.14                                     |  |  |  |  |  |
| 3        | 1.99                              | 12.43                      | 50.57                                     |  |  |  |  |  |
| 4        | 1.78                              | 11.12                      | 61.69                                     |  |  |  |  |  |
| 武公       | <br>Fe 标准化数据 Fe-standardized data |                            |   |  |  |  |  |  |
| Compnent | 特征值<br>Characteristic value       | 贡献率/%<br>Contribution rate | 累积贡献率/%<br>Accumulating contribution rate |  |  |  |  |  |
| 1        | 2.90                              | 19.31                      | 19.31                                     |  |  |  |  |  |
| 2        | 2.63                              | 17.51                      | 36.82                                     |  |  |  |  |  |
| 3        | 1.86                              | 12.43                      | 49.25                                     |  |  |  |  |  |
| 4        | 1.63                              | 10.87                      | 60.12                                     |  |  |  |  |  |

表 4 土壤性质与重金属旋转平方载荷的总和

提取方法:主成分分析;旋转方法:正交旋转法

## 2.4 围垦历史对土壤重金属浓度的影响

由于农业、工业和交通基础设施建设等围填海活动强度的增大,世界上许多国家沿海地区发生了严重的 土壤和水环境重金属污染问题<sup>[29]</sup>。在农业围垦区中,土壤重金属浓度一般会随着围垦时间的延长而逐渐增 加<sup>[6]</sup>,但是研究区并不是所有重金属元素都表现出相同的变化趋势。在不同围垦历史区中,Fe标准化的重金 属浓度和显著性差异如图 3 所示。对于 Fe标准化的 Cd、Cr和 Cu 三种重金属元素,在围垦初期(1990s)均展 示了显著下降的趋势(P<0.05),而在 1960s 和 1930s 的围垦区又表现出显著增加的趋势。随着开垦年限的增 加,Fe标准化的 Ni表现为下降趋势,并且在湿地与围垦区(1960s 和 1930s)中存在显著性差异(P<0.05)。对 于 Zn和 Pb,从早期的湿地围垦到 1960s 围垦区中呈上升趋势,然而 Zn和 Pb的含量在 1930s 围垦区中(P< 0.05)却显著下降。研究表明,Cd、Zn和 Pb的浓度与磷肥施用有关<sup>[30]</sup>,围垦历史较长的区域(1930s)速效磷 含量较低,导致这一区域 Zn和 Pb的浓度也较低。此外,淋溶灌溉作用促进土壤重金属从表层向土壤深层迁 移,其中迁移最多的是 Pb,其次为 Zn<sup>[31]</sup>。

在 1990s 围垦区中,6 种 Fe 标准化重金属的浓度均低于天然湿地区,表明早期开垦对其分布具有显著影响。在围垦初期,由于水分蒸发形成大面积的盐渍土,其中大部分用于水产养殖,或者被废弃。芦苇在废弃地上广泛生长,通过土壤养分的富集,有效地改善了土壤的质量,吸附了一定浓度的土壤重金属元素。然而,由于农业开发,淋溶和土壤侵蚀等方式引起土壤的快速脱盐过程,累积在湿地中的重金属会在围垦初期大量流失,导致有机物质和可溶性金属被释放<sup>[32]</sup>。随着围垦历史的增加(1960s—1990s),淋溶过程已经在年轻的

1063

围垦区中完成,除重金属 Ni 以外,持续农业活动和工业生产可能是导致 Cd、Cr、Cu、Pb 和 Zn 浓度在老围垦区 增加的主要原因。



图 3 在不同围垦历史区中 Fe标准化土壤重金属分布的多元方差分析



## 2.5 围垦方式对土壤重金属浓度的影响

土壤环境对人类活动的响应除表现在时间尺度上,在空间尺度即当前的土地利用方式同样具有显著效应。因此,基于上述围垦历史的影响分析,在不同围垦方式下,6种Fe标准化的重金属浓度以及显著性差异如图4所示。总体来看,Cr表现出最高的中位数值,其次是Zn、Ni、Cu、Pb和Cd。然而,尽管Fe标准化的Pb在水产养殖地的浓度远远高于其他土地利用方式,但是方差分析表明,Fe标准化的Cu、Zn和Pb的浓度在6种土地利用水平之间没有显著性差异(P>0.05)。Fe标准化的Cr在滩涂地区为229.52 mg/g,显著高于建设用地的110.99 mg/g。同样Fe标准化的Ni在滩涂(56.98 mg/g)显著高于农业和建成区(41.17 mg/g和36.84 mg/g)。关于Fe标准化的Cd,在水产养殖区其浓度最高(2.48 mg/g),明显高于滩地(1.52 mg/g)和建设用地(0.76 mg/g)。总体来看,除Fe标准化的Cd和Pb在水产养殖区有较高的浓度外,Fe标准化的Cr、Ni、Cu和



Zn的浓度均在自然区域(滩地和芦苇)高于人类活动区域(水产养殖、耕地、建设用地)。

图 4 在不同土地利用方式下土壤重金属的多元方差分析

## 2.6 土壤重金属潜在生态风险评价

从单项重金属潜在生态风险系数 E<sup>†</sup>,来看(表 5),Cd 的危害系数最高,平均值为 302.56,E<sup>†</sup>,≥320 的采样 点占总样点数的 46.51%,表现出极强的生态风险;其他重金属 Cu、Cr、Ni、Zn 和 Pb 的潜在生态风险系数平均 值分别为 4.78、4.97、8.89、1.90 和 2.59,生态风险程度为低风险。从变异系数来看,Cu、Cr 和 Cd 的变异系数较 大,分别为 40.31%、41.60%和 81.92%,表明辽河下游区域中的 Cu、Cr 和 Cd 的生态风险变化幅度大,与研究区 污染源的分布有关。根据表 5,重金属的综合潜在生态风险指数平均值为 325.69,表现为极强的生态风险程 度;危害指数最大值为 1880.51,最小值为 13.07,变异系数为 76.70%,表明重金属的危害指数具有较大差异 性,主要贡献因子是 Cu、Cr 和 Cd。

从重金属潜在生态风险的空间分布来看(图5),研究区土壤重金属空间分布规律明显。除 Cd 外,其余 5 种重金属无论是在不同的围垦历史区还是在不同的围垦方式下,均表现出低风险值。尽管如此,Cr、Ni 及 Zn 在辽河入海口区域却分布相对较高的风险值。Cd 的极高生态风险是辽东湾北部区最严重的重金属污染形

Fig.4 Multiple comparison analysis of ANOVA and box plots for Fe-normalized heavy metal concentrations in different land use

式,特别是在水产养殖和农业地区。近 30 年来,越来越多的滨海湿地围垦用于农业种植和文蛤渔业养殖。长 期施肥可提高土壤肥力并增加土壤有机质含量。然而,土壤有机质具有强大的吸附重金属的能力。因此,化 肥的广泛施用不仅会造成表层土壤重金属的污染,而且会增加重金属引起的潜在食品安全风险。人类摄入 Cd 的主要途径是食用食品,因此,从食品安全角度出发,应该特别注意 Cd 元素在海产品和水稻中的生物富集 研究。

| Table 5 Single Fotential Ecological Kisk and comprehensive Fotential Ecological Kisk of neavy metals |       |       |         |       |            |       |         |  |  |
|--|-------|-------|---------|-------|------------|-------|---------|--|--|
| 项目   |       | 自     | 龟项潜在生态  |       | 综合潜在生态风险指数 |       |         |  |  |
| Item   | Cu    | Cr    | Cd      | Ni    | Zn         | Pb    | PERI    |  |  |
| 最大值 Maximum value  | 11.43 | 10.17 | 1854.85 | 14.57 | 3.35       | 6.38  | 1880.51 |  |  |
| 最小值 Minimum value  | 0.56  | 0.03  | 0.08    | 4.54  | 0.81       | 0.62  | 13.07   |  |  |
| 平均值 Mean value   | 4.78  | 4.97  | 302.56  | 8.89  | 1.90       | 2.59  | 325.69  |  |  |
| 标准偏差 Standard deviation  | 1.93  | 2.07  | 247.87  | 2.05  | 0.42       | 0.93  | 249.82  |  |  |
| 变异系数 Variable coefficient/%  | 40.31 | 41.60 | 81.92   | 23.04 | 22.09      | 35.77 | 76.70   |  |  |

表 5 单项潜在生态风险与综合潜在生态风险 Table 5 Single Potential Ecological Risk and comprehensive Potential Ecological Risk of heavy metals



图 5 土壤重金属单项潜在生态风险与综合潜在生态风险指数的空间分布

Fig.5 Spatial distribution of single potential ecological risk and comprehensive potential ecological risk (PERI) of heavy metals

## 3 讨论

滨海湿地位于辽河的终点,是辽河入海的必经之地。上游地区的农业,工业和生活污水对辽河的排放,引 起了沉积物中显著的重金属富集,并对河口生态环境带来严重负面影响。除受到人为因素的干扰,细小土壤 颗粒组成和湿地厌氧条件也是造成重金属吸附在沉积物中的主要环境因素。河口海岸区对我国海湾及沿海 区域经济发展意义重大,其特殊的沉积背景及过度的人类干扰,将会导致湿地土壤中的重金属累积到有毒水 平,从而造成人居环境和健康的巨大风险,最终影响区域自然资源的可持续利用。要解决问题,先要追根溯 源。因此,在未来的研究中,将会增加更为详细的工农业生产活动方式下土壤重金属的样品采集与分析,运用 更为科学的来源解析方法,发现小尺度下土壤重金属的空间变异特征,以期揭示更为准确的干扰因素,从而为 区域生态环境修复提供有利科学参考。

## 4 结论

(1)研究区测得的 6 种典型污染重金属,只有 Pb 的平均值低于土壤背景值,Cu、Cr、Cd、Ni 和 Zn 均高于 辽宁省土壤背景值,除 Cd 高于国家标准,其他都低于国家标准。土壤颗粒组成是控制重金属浓度分布的主 要物理因素。Cr、Cu、Ni 和 Zn 可能有共同的人为活动来源,特别是工业活动的影响。持续的农业施肥可能会 增加土壤中 Cd、Pb 的含量。

(2) 围垦历史能够较好地反映重金属浓度的演化过程。围垦初期(1990s),土壤侵蚀和淋洗脱盐对土壤 重金属分布具有显著影响。随着开垦年限的延长(1960s),持续的农业施肥、工业活动(如造纸、石油开采)和 城市扩建,都大大增加了土壤重金属含量的累积。

(3) 不同的围垦方式影响下,除 Fe 标准化的 Cd 和 Pb 在水产养殖区有较高的浓度外,Fe 标准化的 Cr、Ni、Cu 和 Zn 的浓度均在自然区域(滩地和芦苇)高于人类活动区域(水产养殖、耕地、建设用地)。

(4) Cd 的极高生态风险是辽东湾北部区最严重的重金属污染形式,且分布趋势与综合潜在生态风险空间分布趋于一致,特别是在水产养殖和农业地区。增加生态用地,发展生态农业(如稻蟹养殖),重点地区建设自然保护区、定期疏浚沟渠等措施可以有效减少重金属进入河流的可能性,从而减少重金属对研究区水环境的威胁。另外,过量 Cd 的富集可能会导致健康问题,从食品安全角度出发,应该特别注意 Cd 元素在海产品和水稻中的生物富集。

## 参考文献(References):

- [1] 张晓龙,李培英,李萍,徐兴永.中国滨海湿地研究现状与展望.海洋科学进展,2005,23(1):87-95.
- [2] 李建国,赵宴青,袁冯伟,王欢,张椿林,岳梦凡,濮励杰,徐彩瑶,张忠启,刘丽.滨海滩涂围垦对土壤团聚体分布及其有机碳富集的 影响——以江苏省如东县垦区为例.土壤通报,2018,49(3):552-559.
- [3] Bai J H, Xiao R, Cui B S, Zhang K J, Wang Q G, Liu X H, Gao H F, Huang L B. Assessment of heavy metal pollution in wetland soils from the young and old reclaimed regions in the Pearl River Estuary, South China. Environmental Pollution, 2011, 159(3): 817-824.
- [4] 袁红明,赵广明,李雪,叶思源.江苏盐城大丰滨海湿地表层沉积物重金属空间分布特征及潜在生态风险评价.海洋地质前沿,2018,34 (9):51-59.
- [5] Xu L Q, Yang W, Jiang F, Qiao Y J, Yan Y E, An S Q, Leng X. Effects of reclamation on heavy metal pollution in a coastal wetland reserve. Journal of Coastal Conservation, 2018, 22(2): 209-215.
- [6] 周旭,吕建树.山东省广饶县土壤重金属来源、分布及生态风险.地理研究,2019,38(2):414-426.
- [7] Abdallah M A M. Ecological risk assessment of heavy metals from the surficial sediments of a shallow coastal lagoon, Egypt. Environmental Technology, 2011, 32(9): 979-988.
- [8] Wu G, Kang H B, Zhang X Y, Shao H B, Chu L Y, Ruan C J. A critical review on the bio-removal of hazardous heavy metals from contaminated soils: issues, progress, eco-environmental concerns and opportunities. Journal of Hazardous Materials, 2010, 174(1/3): 1-8.
- [9] 杨磊,李明亮,龚绪龙,吴曙亮.江苏沿海典型围垦区土壤重金属分布特征及来源分析.海洋环境科学,2016,35(6):915-919,925-925.
- [10] 叶必雄,刘圆,虞江萍,杨林生,王五一,欧阳竹.畜禽粪便农用区土壤—小麦系统中重金属污染及迁移.地理研究,2013,32(4):

645-652.

- [11] Ramachandra T V, Sudarshan P B, Mahesh M K, Vinay S. Spatial patterns of heavy metal accumulation in sediments and macrophytes of Bellandur wetland, Bangalore. Journal of Environmental Management, 2018, 206: 1204-1210.
- [12] Hu J, Zhou S Q, Wu P, Qu K J. Assessment of the distribution, bioavailability and ecological risks of heavy metals in the lake water and surface sediments of the Caohai plateau wetland, China. PLoS One, 2017, 12(12): e0189295.
- [13] Li C, Sun M H, Song C W, Tao P, Yin Y Y, Shao M H. Assessment of heavy metal contamination in the sediments of the Shuangtaizi estuary using multivariate statistical techniques. Soil and Sediment Contamination: An International Journal, 2017, 26(1): 45-58.
- [14] 盘锦市水利志编纂委员会.盘锦市水利志(1451-1990).盘锦:盘锦市水利志编纂委员会,1994.
- [15] 盘锦市大洼县地方志编纂委员会. 大洼县志. 沈阳: 沈阳出版社, 1998.
- [16] 营口市史志办公室. 营口市志. 北京: 中国社会科学出版社, 2004.
- [17] Duan D D, Ran Y, Cheng H F, Chen J A, Wan G J. Contamination trends of trace metals and coupling with algal productivity in sediment cores in Pearl River Delta, South China. Chemosphere, 2014, 103: 35-43.
- [18] Hakanson L. An ecological risk index for aquatic pollution control, a sedimentological approach. Water Research, 1980, 14(8): 975-1001.
- [19] Delgado J, Barba-Brioso C, Nieto J M, Boski T. Speciation and ecological risk of toxic elements in estuarine sediments affected by multiple anthropogenic contributions (Guadiana saltmarshes, SW Iberian Peninsula): I. Surficial sediments. Science of the Total Environment, 2011, 409 (19): 3666-3679.
- [20] 吴燕玉,李娟,王新.辽宁省土壤元素背景值研究.北京:中国环境科学出版社,1994.
- [21] 国家环境保护局,国家技术监督局.GB 15618—1995 土壤环境质量标准.北京:中国标准出版社,2006.
- [22] Turer D, Maynard J B, Sansalone J J. Heavy metal contamination in soils of urban highways comparison between runoff and soil concentrations at Cincinnati, Ohio. Water, Air, and Soil Pollution, 2001, 132(3/4): 293-314.
- [23] Chapman P M, Wang F Y, Janssen C, Persoone G, Allen H E. Ecotoxicology of metals in aquatic sediments: binding and release, bioavailability, risk assessment, and remediation. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 1998, 55(10): 2221-2243.
- [24] Jiao W, Wei O Y, Hao F H, Liu B, Wang F L. Geochemical variability of heavy metals in soil after land use conversions in Northeast China and its environmental applications. Environmental Science; Processes & Impacts, 2014, 16(4); 924-931.
- [25] Laing G D, Rinklebe J, Vandecasteele B, Meers E, Tack F M G. Trace metal behaviour in estuarine and riverine floodplain soils and sediments: a review. Science of the Total Environment, 2009, 407(13): 3972-3985.
- [26] Han Y M, Du P X, Cao J J, Posmentier E S. Multivariate analysis of heavy metal contamination in urban dusts of Xi'an, Central China. Science of the Total Environment, 2006, 355(1/3): 176-186.
- [27] Shan Y S, Tysklind M, Hao F F, Ouyang W, Chen S Y, Lin C Y. Identification of sources of heavy metals in agricultural soils using multivariate analysis and GIS. Journal of Soils and Sediments, 2013, 13(4): 720-729.
- [28] 李玉超, 余涛, 杨忠芳, 于成广, 王诚煜. 辽宁盘锦市农田土壤重金属元素时空变化研究. 现代地质, 2016, 30(6): 1294-1302.
- [29] 张春鹏,李富祥.鸭绿江口湿地滩涂表层沉积物重金属空间分布特征及生态风险评价.应用生态学报,2016,27(9):2884-2890.
- [30] Jiao W, Ouyang W, Hao F H, Wang F L, Liu B. Long-term cultivation impact on the heavy metal behavior in a reclaimed wetland, Northeast China. Journal of Soils and Sediments, 2014, 14(3): 567-576.
- [31] Li Q S, Liu Y N, Du Y F, Cui Z H, Shi L, Wang L L, Li H J. The behavior of heavy metals in tidal flat sediments during fresh water leaching. Chemosphere, 2011, 82(6): 834-838.
- [32] 杨海君,张海涛,刘亚宾,许云海,戴金鹏.不同修复方式下土壤-稻谷中重金属含量特征及其评价.农业工程学报,2017,33(23): 164-171.