

青藏高原典型区微塑料分布特征及来源分析

冯三三^{1,2}, 卢宏伟², 姚天次², 刘云龙¹, 唐 孟¹, 冯 玮², 卢静昭¹

(1. 华北电力大学新能源学院, 北京 102206; 2. 中国科学院地理科学与资源研究所
中国科学院陆地水循环及地表过程重点实验室, 北京 100101)

摘要: 微塑料作为一种环境中普遍存在的新型污染物正在引起越来越多的关注。本文基于2019年5—7月在青藏高原地区采集的53个水样和52个土壤样品微塑料检出结果, 分析了研究区水土环境中微塑料赋存情况, 并讨论了其潜在来源。研究区域的微塑料样点分别位于两大区域: 青藏高原南部地区和祁连山地区。青藏高原南部地区水体中微塑料浓度显著高于祁连山地区, 而土壤中微塑料丰度在两个区域差别不显著($p > 0.05$)。水土样品中微塑料浓度范围分别为0~1916.66个/m³和0~260个/kg, 平均值为(438.21±454.94)个/m³和(48.35±36.25)个/kg。水体中的微塑料以透明纤维为主, 主要聚合物为聚丙烯; 土壤微塑料中最多的是透明薄膜, 主要聚合物为聚乙烯。来源分析表明洗衣废水和旅游业带来的生活垃圾可能是水体微塑料的主要来源, 而土壤微塑料潜在主要来源是农业塑料覆膜的使用。研究结果揭示了青藏高原水土环境中微塑料的赋存形态和空间分布特征, 可为高寒地区微塑料迁移转化机制研究提供数据支撑。

关键词: 微塑料; 土壤; 人类活动; 青藏高原; 祁连山

DOI: 10.11821/dlxb202109007

1 引言

微塑料是指粒径小于5 mm的塑料^[1], 目前正在得到越来越多的关注。研究表明, 微塑料已经广泛分布在世界各地的水体和陆地环境中, 甚至在极地地区也有分布^[2]。微塑料质轻且体积小容易被生物体误食, 进而对动物消化和呼吸系统产生堵塞等物理伤害^[3-4]。微塑料还会通过饮食摄取和呼吸吸入途径进入人体, 引起各种过敏反应和细胞毒性反应、免疫反应等, 严重威胁人体健康^[5]。此外, 微塑料具有比表面积大且疏水性强的特征, 可作为多种污染物(如持久性有机污染物、重金属等)和病原菌的载体, 形成复合污染物, 产生更严重的环境风险^[6-7]。因此, 微塑料污染已经被认为是一个严峻的环境问题。

关于微塑料的研究从海洋开始, 之后逐渐转向陆地河流和湖泊。从2010年至今, 国际上关于微塑料研究的论文数量持续快速增加^[8], 调查区域集中在海洋地区, 包括地中海西北部^[9]、美国东部海岸^[10]、西北太平洋^[11]等。科学家甚至在极地地区也检测到了微塑料, 比如南极水域^[12]。中国环境微塑料研究最早可以追溯到2014年Zhao等^[13]报道的关于

收稿日期: 2020-06-29; 修订日期: 2020-12-09

基金项目: 第二次青藏高原综合科学考察研究(2019QZKK1003); 中国科学院战略性先导科技专项(XDA20040301); 国家重点研发计划(2019YFC0507801); 国家自然科学基金项目(41890824) [Foundation: The Second Tibetan Plateau Scientific Expedition and Research, No.2019QZKK1003; Strategic Priority Research Program of Chinese Academy of Sciences, No.XDA20040301; National Key Research and Development Program of China, No.2019YFC0507801; National Natural Science Foundation of China, No.41890824]

作者简介: 冯三三(1993-), 男, 山西吕梁人, 博士生, 主要从事环境微塑料污染研究。E-mail: sansanf123@163.com

通讯作者: 卢宏伟(1980-), 女, 吉林延边人, 研究员, 主要从事环境系统分析研究。E-mail: luhw@igsnnr.ac.cn

2130-2141 页

长江口漂浮微塑料的情况。之后,国内学者陆续展开相关研究,调查涉及山东半岛^[14]、南海^[15]、长江^[16]、三峡^[17]和鄱阳湖^[18]等区域,而越来越多的证据表明中国陆地环境也存在严重的微塑料问题^[19-20]。

青藏高原作为亚洲多条重要河流的水源地,也是人类活动强度较低的地区。Yin等^[21]在2018年检测了青藏高原6个采样点的水体微塑料含量,证明了微塑料存在于青藏高原水体和沉积物中。然而受限于样点数量及空间分布的单一,上述研究难以准确表征高原整体的微塑料赋存形态及特征,更难以追溯其可能来源。因此,有必要在青藏高原更广阔区域开展样品采集和微塑料检测,识别高原微塑料来源并支撑微塑料迁移转化机理的研究。鉴于物质往往通过地表径流在水土介质之间迁移,同时开展微塑料在水土环境中的检测既可以了解其在不同介质中的丰度水平、空间差异及介质间的迁移转化机理,更有助于解译水土环境中的微塑料随地表水体跨区域迁移和降解的过程,对于进一步估算河流源区微塑料输出通量乃至全流域微塑料入海总量均有重要意义。

本文将平行对比青藏高原南部人类活动低强度地区和北部祁连山高强度地区典型河流、湖泊、土壤中的微塑料检测数据,分析微塑料浓度和主要类型,识别其潜在来源,为探明高原微塑料赋存形态、空间分布,支撑迁移转化机理和人类活动的生态环境影响研究提供科学依据。

2 材料和方法

2.1 研究区域

青藏高原是世界上最高的高原,被称为“第三极”和“亚洲水塔”,为当地及周边地区10亿多人口提供了水资源。研究区域位于青藏高原东部地区(26°50'47"N~40°8'31"N, 91°57'34"E~102°36'45"E),海拔范围在1131~4666 m,包括西藏、四川、云南、青海、甘肃等5个省份的部分地区。其中,高原东南部区域是典型农牧区,由于高原的寒冷条件,以塑料覆膜和大棚为主的设施农业成为这里重要的农业类型;而位于青藏高原东北边缘的祁连山地区,前期不合理的工矿开发已经造成较为突出的生态环境问题,自2017年被确定为国家生态恢复重点区域后,随着大部分工矿企业被关停,旅游业、传统畜牧业、小型设施农业成为当地的主要产业。塑料制品也被广泛使用在青藏高原居民产生生活中,更是有大量的旅游人口进入高原地区。塑料垃圾已成为当地自然环境中微塑料的一个重要来源。

2.2 样品采集

本文根据青藏高原东部地区的人口、经济和自然环境选择了105个采样点,包括53个水样点和52个土壤样点,所有样本均采集自2019年夏天(5—7月进行)。^①水样采集:在距离岸边至少5 m且水深超过1 m的位置,用带有2 L不锈钢瓶的采样杆收集地表水样20 L(深度:0~10 cm)。收集的水样用20 μ m孔径的不锈钢筛子过滤,钢筛上的残留物用蒸馏水冲洗到250 mL的玻璃瓶中,最后加入10 mL 4%福尔马林溶液冷藏保存。^②土样采集:土壤样本均取自大棚农田、覆膜农田和裸露农田(其中覆膜和大棚样点在塑料覆膜附近,而非直接取自覆膜下)。每个样点采集3个重复,分别在0.2 m×0.2 m区域内用干净的不锈钢铁铲从第一层(0~3 cm)和第二层(3~6 cm)收集土壤样本,并去掉其中大于3 cm的大块垃圾。在每个采样点分别收集到约1.2 kg的土壤样品两份并封装于铝箔袋中保存。

2.3 样品前处理

水样置于干净的锥形瓶中并加入0.05 M的Fe(II)溶液少许和30%的H₂O₂约50 mL,

表 1 采样点经纬度信息

Tab. 1 Longitude and latitude information of sampling sites

水体	纬度(°N)	经度(°E)	土壤	纬度(°N)	经度(°E)
W1	29.9790	95.6800	S1	29.5816	94.4493
W2	29.9314	95.6188	S2	29.9088	95.6124
W3	29.8656	95.7580	S3	30.9411	97.3638
W4	29.5530	96.8330	S4	29.9016	98.4488
W5	31.1399	97.1754	S5	29.6716	98.5950
W6	29.7600	97.9788	S6	28.8525	99.8280
W7	30.0180	99.1219	S7	27.6263	99.7413
W8	27.8209	99.7097	S8	26.8466	100.0669
W9	27.7399	100.8171	S9	27.1986	100.2738
W10	27.8035	100.7547	S10	27.7513	100.7861
W11	29.0487	100.2955	S11	28.2800	99.1772
W12	29.4538	94.4647	S12	28.2969	98.8675
W13	29.0504	93.0682	S13	28.4927	97.0116
W14	29.1476	92.5725	S14	28.4925	97.0077
W15	26.8880	99.9611	S15	28.6233	97.3430
W16	27.7711	99.4275	S16	29.7402	96.0019
W17	28.3644	99.5488	S17	29.9602	95.3766
W18	28.4183	99.2544	S18	29.5766	94.4697
W19	28.3505	99.0677	S19	29.0727	92.8952
W20	28.9069	99.0538	S20	29.0632	92.8265
W21	31.6231	98.5944	S21	29.2605	91.9597
W22	31.9563	98.8764	S22	26.8880	99.9611
W23	32.4951	97.8555	S23	27.9597	99.4127
W24	33.0128	97.2381	S24	27.9936	99.5488
W25	32.9800	97.2405	S25	29.0427	99.3772
W26	33.2240	96.4812	S26	31.8666	98.1097
W27	32.9762	95.1020	S27	32.4702	97.8994
W28	32.9004	95.2597	S28	32.4951	97.8555
W29	36.8499	101.8731	S29	33.0128	97.2381
W30	36.5093	101.8476	S30	32.9800	97.2405
W31	36.9029	101.0161	S31	32.9994	97.1530
W32	36.5459	100.7194	S32	33.2240	96.4812
W33	36.5862	100.4869	S33	33.7388	96.2361
W34	37.3574	97.3215	S34	33.6151	95.1472
W35	37.3149	96.9262	S35	32.9004	95.2597
W36	37.3166	96.8826	S36	38.1580	102.512
W37	37.4626	95.6045	S37	36.5092	101.8512
W38	37.4505	95.5430	S38	37.1940	102.6125
W39	37.8555	95.4363	S39	37.3553	97.3212
W40	37.8200	95.2100	S40	37.4626	95.6045
W41	38.8000	94.3400	S41	37.9100	95.1200
W42	39.9521	94.3352	S42	38.8200	94.3400
W43	40.1420	94.6549	S43	40.1159	94.6868
W44	39.7464	98.2916	S44	39.7294	98.3033
W45	39.7480	98.2928	S45	39.8019	98.3240
W46	39.7653	98.3067	S46	39.1162	100.1361
W47	38.9559	100.4183	S47	39.1569	99.3994
W48	38.9575	100.3925	S48	38.8878	100.4997
W49	39.1503	99.2850	S49	38.5736	100.7875
W50	39.1628	99.2861	S50	38.2825	100.9064
W51	38.2003	100.9344	S51	37.4492	101.3555
W52	38.0717	100.3964	S52	37.0264	101.5508
W53	37.4566	101.4044			

将以上混合液加热至 70 °C 并持续 72 h, 以保证充分氧化样品中的有机物质, 消解时间根据部分样品情况适当延长直至全部消解彻底。化学降解之后混合液倒入烧杯中用蒸馏水稀释, 最后把稀释后的液体慢慢通过 GF/C 过滤器过滤 (0.45 μm 孔隙大小, 47 mm 直径)。过滤完样品的滤纸置于干净的玻璃培养皿中 (直径 5 cm) 待测。

土壤样品中微塑料分离使用密度分离法并选择饱和 NaCl (1.2 g/cm³) 作为浮选剂。每个采样点的 3 个土壤样品首先在 50 °C 下烘 24 h, 烘干后的样品通过 2 mm 孔径的不锈钢筛, 选取通过筛网的 100 g 土壤样本倒入 1000 mL 烧杯并加入 900 mL 浮选液。混合液搅拌 30 min 后静置 24 h, 收集上清液于干净的锥形瓶中。浮选过程重复 3 次以充分提取土壤中的微塑料, 密度分离后上清液的化学降解和过滤过程与水样处理方法相同。

2.4 微塑料的观察和鉴定

将培养皿中风干后的滤膜在体视显微镜 (重庆重光实业有限公司, UB100-CV320) 下观察计数, 分析统计微塑料的粒径、颜色、形状和数量。使用显微 Raman 光谱仪 (Gloucestershire Bristol Gloucestershire, 英国) 对微塑料颗粒的聚合物组成进行进一步鉴定 (入射激光波长设置为 532 nm, 拉曼光谱范围为 0~3200/cm)。将塑料颗粒的光谱特征峰与 Bruker 参考库 (Bruker Daltonic Inc, 美国) 中的标准数据库进行比较, 最终确定聚合物类型。

2.5 质量控制和数据分析

实验过程采取充分预防措施避免样品污染的可能。所有采样仪器 (铁锹、不锈钢网筛、不锈钢杯) 在使用前均用蒸馏水冲洗以避免交叉污染, 所有玻璃器皿 (玻璃烧杯、锥形烧瓶、培养皿和过滤装置等) 在清洗后加热到 400 °C 保持 5 h 以去除可能的有机物质, 所有室内实验过程都在干净的层流柜中进行, 且实验过程穿着棉质实验服和手套 (丁腈), 玻璃器皿上覆盖锡箔以避免污染。在 10 份空白样品 (蒸馏水) 中检出 3 个微塑料 (天然物质纤维粒子), 浓度为 (6.66 \pm 0.1) 个/m³, 占水样平均微塑料浓度的 2.96%, 因此最终样品的微塑料浓度以检测结果扣除空白样中的微塑料浓度为准。利用独立样本 *t* 检验对不同组别数据间的差异进行显著性检验, 以 $p < 0.05$ 作为差异显著的标准。

3 结果分析与讨论

3.1 水体微塑料

3.1.1 丰度和空间分布 本文中大多数水体样本都有微塑料检出 (检出率达 95%) (图 1a)。其中南部水体中微塑料的丰度范围 0~1916.67 个/m³, 平均值 (\pm 标准差) 为 (584.82 \pm 581.56) 个/m³, 而北部祁连山地区全部检出范围为 66.67~733.33 个/m³ (平均值 277.33 个/m³)。Wong 等^[22]在中国台湾大寒河的调查中发现微塑料 (> 300 μm) 平均丰度仅为 (83.7 \pm 70.8) 个/m³, Mao 等^[23]利用 71 μm 滤网对内蒙古乌梁素海的微塑料调查显示平均丰度高达 4141 个/m³ (高于本研究中平均值一个数量级), Di 等^[17]对中国三峡水库地表水的检测结果显示微塑料丰度 (> 48 μm) 范围为 1597~12611 个/m³, 韩国纳克东河微塑料丰度平均值 (\pm 标准差) 在 (293 \pm 83) 个/m³ (上游) 至 (4760 \pm 5242) 个/m³ (下游) 之间^[24]。由于本文与上述研究采用类似实验方法, 说明青藏高原地表水的微塑料含量低于大部分地区。

研究区域内的水体微塑料丰度空间变化较大, 从图 1a 可以看出, 青藏高原南部的微塑料含量 (平均值 581.85 个/m³) 显著高于北部祁连山地区 (平均值 277.33 个/m³)。已有研究证明, 人口密度、到城市中心或工业活动中心的距离会影响微塑料在淡水环境中的分布^[25-26]。研究中南部区域的采样点大部分位于县城附近, 人口密度较大可能是微塑料浓

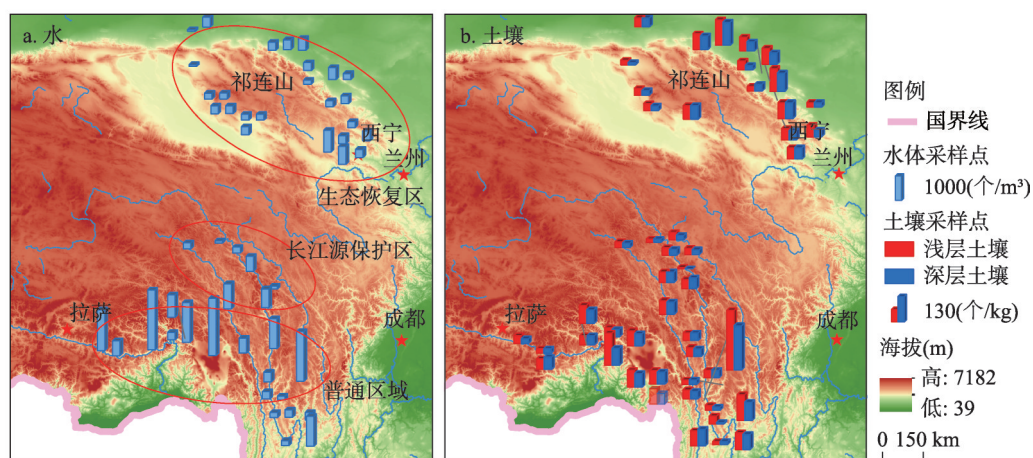


图1 水体和土壤中微塑料取样点及丰度

Fig. 1 Sampling sites and abundance of microplastics in surface water and soil

度较高的原因。研究区最南边的边境地区和中部金沙江流域上游地区微塑料含量极低,部分样点甚至未检出,说明金沙江上游作为长江源的自然保护区人类活动干扰程度较低。与之类似,祁连山地区作为国家生态恢复重点区域在环境治理方面日趋严格,因此除了青海湖以外所有采样点的微塑料含量均低于高原南部地区。由此可见,生态保护区的建设能够显著降低当地表层水体的微塑料含量。

从图2可以看出,城市(县城以上)河流水体中的微塑料浓度显著高于乡村河流,而自然湖泊中微塑料的丰度平均值介于两者之间,反映了不同强度人类活动对水体微塑料含量的影响。本文中微塑料含量最高的河流样点位于德钦县城河道(1916.67个/m³),这可能与周边城市生活和医疗废水的排入有关,因为小尺寸的微塑料会通过城市污水管网进入河流^[27],有的甚至是随污水直排入河,加之城市水体较低流速带来的累积效应,共同导致城市内部河流微塑料含量较高。我们在南北2个区域的湖泊中都检测到了较高浓度的微塑料,分别是位于公路边的然乌湖(1916.67个/m³) (南部区域)和著名旅游景点青海湖(733.33个/m³) (祁连山地区的最高浓度)。自然湖泊中较高的微塑料含量一方面是由于湖泊作为一个封闭环境是很多微塑料迁移的终点,另外由于这些湖泊多是旅游景点,旅游活动成为当地水体微塑料的重要来源。

3.1.2 形态特征和化学组成 根据尺寸将微塑料分为5种类型:<50 μm、50~100 μm、100~500 μm、0.5~1 mm和>1 mm。从图3a可以看出,水体中微塑料以小尺寸为主,小于100 μm的微塑料占比接近一半(49%),其次100~500 μm的占比31%,而尺寸较大的微塑料(500~1000 μm和1~5 mm)则分别占到了12%和8%。

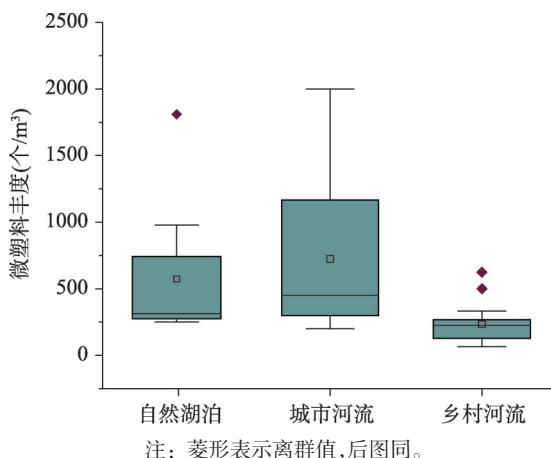


图2 不同类型水体中微塑料的丰度箱线图

Fig. 2 The boxplot of microplastics abundance in different types of water bodies

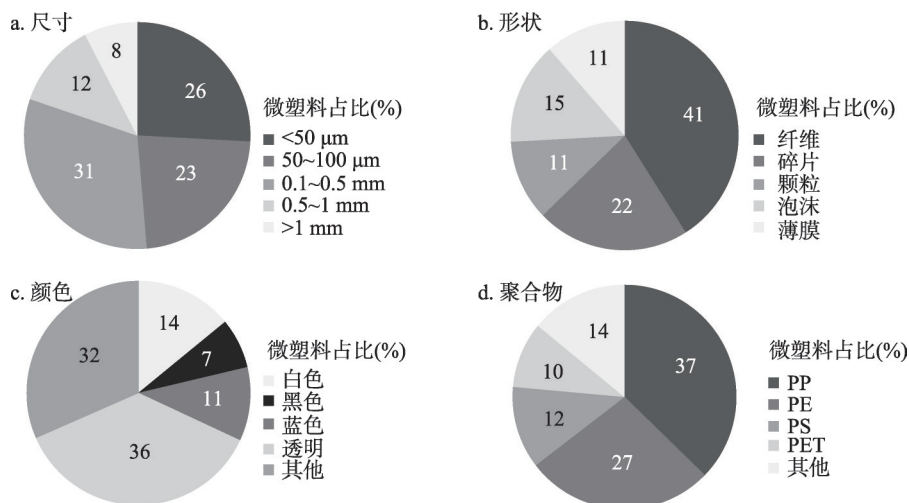


图3 水体中不同类型微塑料特征

Fig. 3 The percentage of different types of microplastics in water bodies

水体中微塑料的主要形状包括纤维、薄膜、碎片、颗粒和泡沫(图3b)。其中,纤维占主要地位(41%),这与大多数水体中微塑料的研究结果一致^[9-11];接下来是碎片(22%)、泡沫(15%)、薄膜(11%)和颗粒(11%)。颜色方面以透明为主,平均比例为36%(图3c),其次为其他颜色(31%)、白色(14%)、蓝色(11%)和黑色(7%)。水体中大比例的微塑料被鉴定为聚丙烯(37%),其次为聚乙烯(27%)、其他类(14%)、聚苯乙烯(10%)和聚酯(10%)(图3d)。

3.2 土壤微塑料

3.2.1 丰度和空间分布 52个土壤样品中有48个检测到微塑料(图4)。其中,南部地区有4个样点未检出,微塑料丰度总体范围是0~260个/kg(平均值为 (48.57 ± 41.03) 个/kg),0~3 cm和3~6 cm层的丰度分别为 (53.13 ± 46.59) 个/kg和 (43.87 ± 33.73) 个/kg;北部祁连山地区样品全部检出,其范围是10~110个/kg(平均值为 (47.94 ± 25.06) 个/kg),第一层和第二层的丰度分别为 (52.86 ± 40.55) 个/kg和 (43.75 ± 30.57) 个/kg。从图1b可以看出,土壤微塑料浓度最高值位于得荣县一处山谷的地膜梯田旁,0~3 cm和3~6 cm层土壤中微塑料含量分别达到260个/kg和193.33个/kg。未检测到微塑料的采样点均位于金沙江流域的4处裸露耕地。Liu等^[19]在上海郊区农田土壤中检测到的微塑料浓度略高于本文结果,Blasing^[28]在中国渤海附近滩涂土壤检测到微塑料浓度高达634个/kg,表明青藏高原土壤微塑料含量低于大部分已研究区域。

从空间分布来看(图1b),金沙江上游的长江源保护区土壤微塑料浓度较低,南北2个区域含量接近(祁连山地区: (47.94 ± 25.06) 个/kg、南部 (48.57 ± 41.03) 个/kg)($p > 0.05$)。相比于土壤,祁连山生态恢复区对

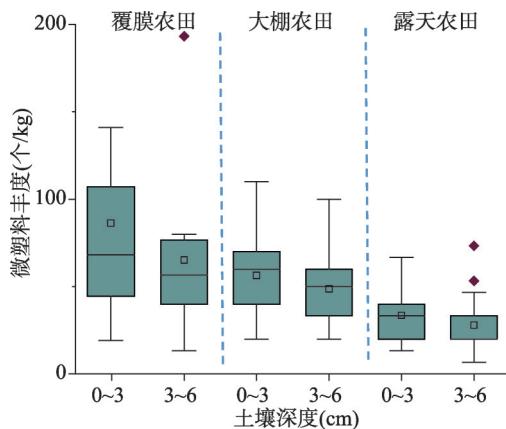


图4 不同类型土壤中的微塑料丰度

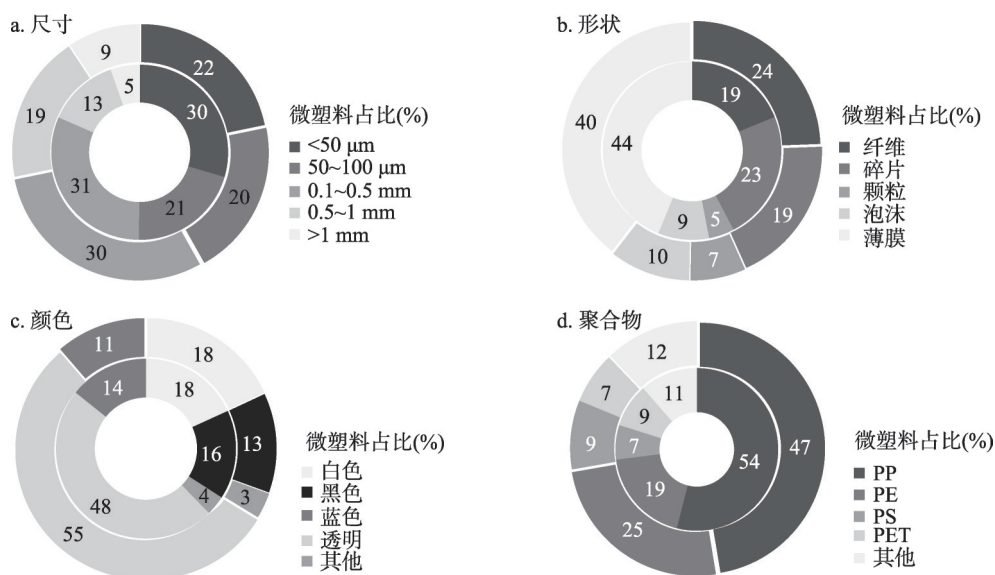
Fig. 4 Microplastic abundances in different soil environments

水体微塑料问题的改善可能更明显。比较3种不同类型土壤的微塑料丰度(图4),从高到低分别是地膜覆盖土壤>大棚土壤>裸露土壤,且每类均是浅层土壤平均值高于深层土壤。不同耕地类型土壤微塑料含量的差异表明土地利用方式是影响土壤微塑料含量的重要原因。

3.2.2 微塑料特征 如图5a所示,土壤中微塑料的尺寸以100~500 μm 占据绝对优势,分别占比30%(0~3 cm层)和31%(3~6 cm层)。而大于1 mm的大尺寸微塑料在不同土层中仅占9%(0~3 cm层)和5%(3~6 cm层)。薄膜在土壤中含量最高(图5b),纤维和碎片也广泛存在,其中纤维在第一层土中含量较高,可能源自长期农业活动过程中人类自身以及通过农业工具带入土壤的塑料降解。其他形状占比分别是纤维(24%)>碎片(19%)>泡沫(10%)>颗粒(7%)(0~3 cm层)和碎片(23%)>纤维(19%)>泡沫(9%)>颗粒(5%)(3~6 cm层)。透明色微塑料占比最高(图5c),在浅层和深层土壤中分别达到55%和48%;第一、二层土壤中其他颜色占比由大到小依次是白色(18%、18%)、黑色(13%、16%)、其他(14%、11%)和蓝色(3%、4%)。聚合物鉴定表明土壤微塑料中含有大量聚乙烯(PE)(图5d),随后是聚酰胺(PA)、聚苯乙烯(PS)、聚丙烯(PP)和其他。较高的聚乙烯含量可能与设施农业中塑料覆盖物的使用有关^[29-30]。

3.3 微塑料在水土环境中的差异分析

本文对水土样品中的微塑料组成进行比较(图6),可以发现土壤中聚乙烯的含量(50.5%)高于水中(27%),而水体中聚丙烯的含量最高(37%,图4d),说明水土环境中的微塑料来源可能不同。土壤中两个土层的微塑料组成非常相似,但第二层土壤中的小尺寸微塑料(<100 μm)占比更高(51%>42%),可能是由于农业耕作加速了土壤表层微塑料颗粒的破碎化,频繁的土壤翻动使得更多粒径小的塑料颗粒进入土壤下层。此外,无论水体还是土壤中的微塑料都是以透明和小尺寸为主,说明这些微塑料应该已经经过了一段时间的风化和降解,逐渐褪色至透明。两种介质中微塑料的相似特征在一定



注: 外圈为第一层土壤(0~3 cm层),内圈为第二层土壤(3~6 cm层)。

图5 土壤中不同类型微塑料特征

Fig. 5 The percentage of different types of microplastics in soil

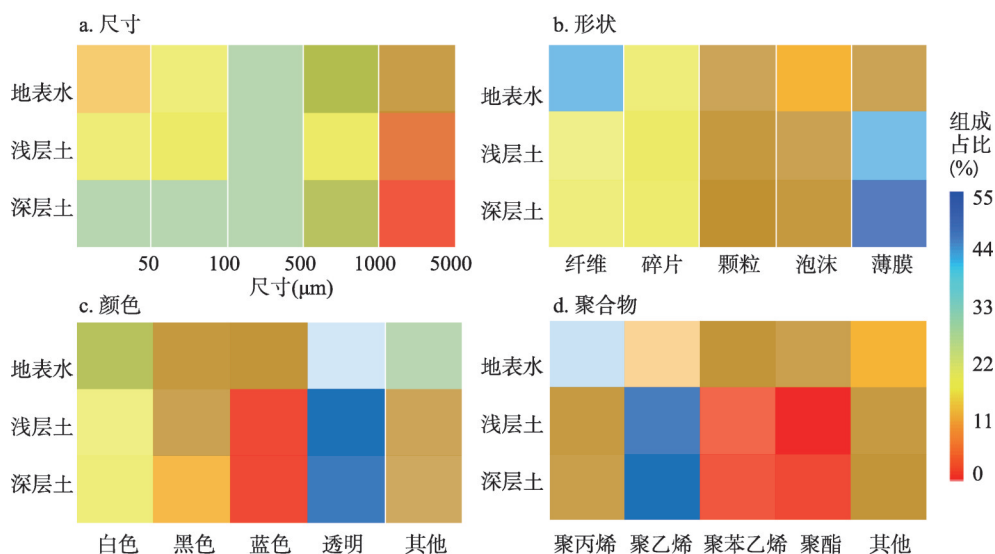


图6 微塑料在不同环境中的尺寸、形状、颜色和聚合物分布

Fig. 6 Size, shape, color and polymer distribution of microplastics within different environments

程度上也与其迁移过程有关, 水体中的部分微塑料来自于地表径流带入的土壤微塑料, 而土壤中的部分微塑料则来自于灌溉过程中的塑料制品使用 (如灌溉水管)。

利用扫描电镜进一步观察微塑料薄膜的细微形貌 (图7), 发现表面有裂纹、孔隙等 (图7a、7c), 说明塑料薄膜可能是通过光氧化或土壤颗粒机械磨损等方式分解^[31]。此外, 扫描电镜照片显示, 存在其他物质附着在微塑料表面 (图7d), 这之前报道的水生环境中有微生物定植在微塑料表面的现象相吻合^[32]。由于微塑料比表面积大且疏水性

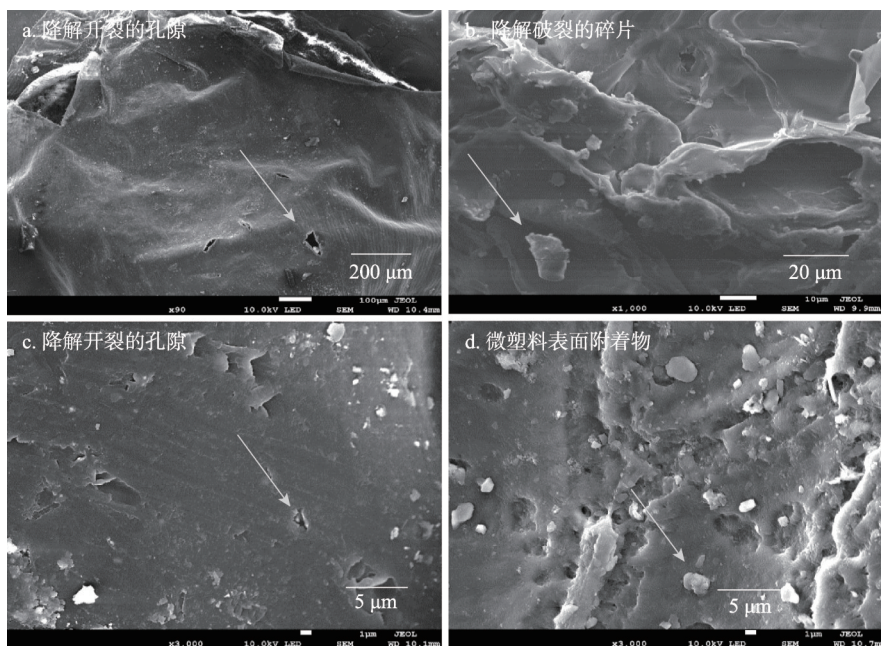


图7 塑料薄膜微塑料扫描电镜照片

Fig. 7 Scanning electron microscope (SEM) images of the film microplastics

强, 可以作为很多有机物质的载体甚至微塑料的附着体, 因此表面附着的污染物质 (如重金属、有机污染物等) 可能对环境造成更大风险。同时, 经风化后的微塑料表面会变得更加粗糙, 其吸附污染物的能力也会随老化时间逐渐增加^[33], 因此经过长期风化的微塑料对生态环境的潜在危害尤其应给予重视。

3.4 来源分析

已有研究表明, 微塑料丰度与城市化水平和人口密度显著相关^[34]。在本文中, 与城市相邻的河流中微塑料丰度较高, 农村地区丰度较低 (图2)。根据其形态特征和聚合物组成 (图3、图5), 可以推测其潜在来源。例如, 水体中含量最高的是纤维, 且80%以上均为聚丙烯和聚酯, 多来自于合成纺织材料 (服装、包装袋等) 在日常消耗后运输至污水/废物处理厂, 最终到达天然水体^[35-36]。该结论也与Browne等^[37]对家庭洗衣废水中的微塑料研究结果相符。除生活污水 (特别是洗衣废水) 排放引入外, 水体中的微塑料碎片还可能来自于可重复使用塑料包装的破损、磨损和风化。尤其在几个湖泊采样点中发现大量低密度的聚丙烯, 很可能来自游客衣物和所携带塑料包装的纤维脱落。例如, 在微塑料丰度最高的然乌湖水样品中发现多种透明和黑色碎片, 应来自于游客及其交通工具 (轮胎摩擦)。此外, 在没有人类居住和污水排放的自然河流中也检测到了微塑料的存在, 可能来自于大气传输。

水土环境中的典型微塑料照片如图8所示。土壤中的微塑料主要是呈透明薄膜状的聚乙烯, 且覆膜农田和大棚农田的微塑料水平高于裸露耕地, 说明土壤微塑料主要来自于农业塑料覆膜的破碎降解。Huang等^[31]发现连续地膜覆盖5年、15年和24年的土壤中微塑料丰度随覆膜时间不断增加, 说明地膜是陆地环境中大塑性和微塑性污染的重要来源。本文中的德钦县梯田附近检测到最高的微塑料含量, 也是由于该地在近10年连续使用覆膜, 进一步证明了塑料覆膜对土壤微塑料含量的重要贡献。由于微塑料会降低土壤饱和导水率, 影响土壤微生物活性和丰度并最终影响土壤肥力^[38-39], 因此有必要对农业用地的残留可见塑料覆膜进行定期清理和有序管理, 防止其在土壤中进一步降解污染环境。土壤微塑料的其他来源还包括: 有机肥料、大气传输 (干湿沉降) 等。

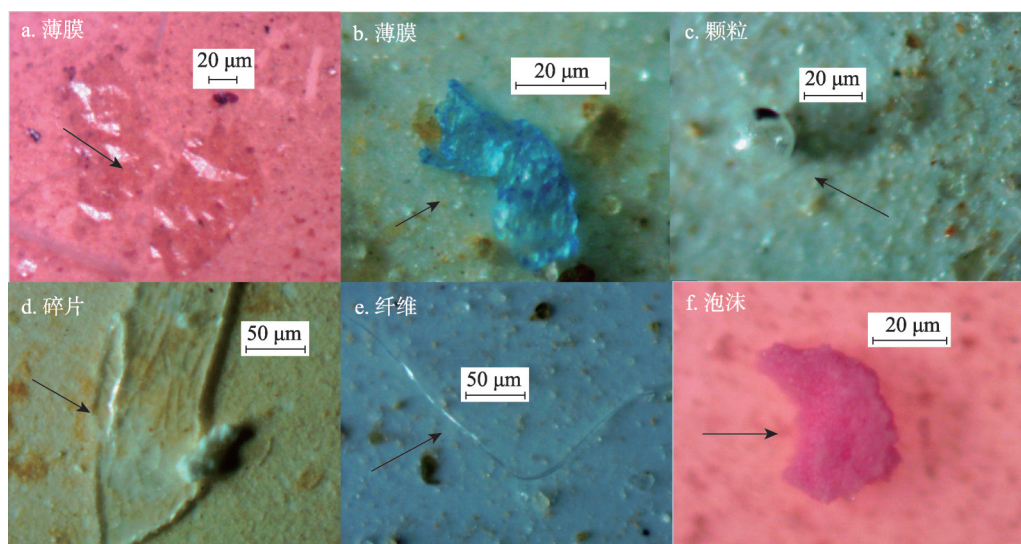


图8 典型微塑料照片

Fig. 8 Photo of typical microplastics

4 结论与展望

本文基于青藏高原地区水土样品微塑料检测结果, 分析了高原南部地区和东北部祁连山地区水土环境中的微塑料赋存情况并讨论了其潜在来源。研究发现: 青藏高原微塑料含量低于已有相关研究的大部分地区, 但城市和湖泊景点周边的地表水体以及接近塑料大棚和塑料覆膜的农田土壤中微塑料含量较高。水体中的微塑料多来自于洗衣废水和生活垃圾浸出, 而土壤中的微塑料主要来自于农业覆膜的使用。不同区域微塑料的丰度差异表明生态保护区的建立能够显著降低水体微塑料含量, 但对土壤微塑料的影响尚无明显证据。

本文选取的 105 个采样点覆盖了青藏高原东南部和东北部约 40 万 km² 的空间范围, 但受条件限制只采集了同一时期的样品, 缺乏对不同代表性时段 (如旅游旺季和淡季、耕作期和休耕期、丰水期和枯水期) 不同介质中微塑料赋存特征的全面调查。今后应根据不同时期水土环境和人类活动的特点制定持续性采样方案, 并开展野外实验, 确保微塑料浓度检测和来源分析的准确性。水体类型应进一步考虑各类生活、工业、农业和养殖污/废水的调查取样, 从而更全面地了解微塑料组成并为后续塑料污染控制提供科学依据。

参考文献(References)

- [1] Thompson R C, Olsen Y, Mitchell R P, et al. Lost at sea: Where is all the plastic? *Science*, 2004, 304: 838-838.
- [2] Morgana S, Ghigliotti L, Estévez-Calvar N, et al. Microplastics in the Arctic: A case study with sub-surface water and fish samples off Northeast Greenland. *Environmental Pollution*, 2018, 242: 1078-1086.
- [3] Aymerich I, Acuña V, Ort C, et al. Fate of organic microcontaminants in wastewater treatment and river systems: An uncertainty assessment in view of sampling strategy, and compound consumption rate and degradability. *Water Research*, 2017, 125: 152-161.
- [4] Wesch C, Bredimus K, Paulus M, et al. Towards the suitable monitoring of ingestion of microplastics by marine biota: A review. *Environmental Pollution*, 2016, 218: 1200-1208.
- [5] Campanale C, Massarelli C, Savino I, et al. A detailed review study on potential effects of microplastics and additives of concern on human health. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 2020, 17: 1212. DOI: 10.3390/ijerph17041212.
- [6] Tanaka K, Takada H, Yamashita R, et al. Accumulation of plastic-derived chemicals in tissues of seabirds ingesting marine plastics. *Marine Pollution Bulletin*, 2013, 69: 219-222.
- [7] Cole M, Lindeque P, Halsband C, et al. Microplastics as contaminants in the marine environment: A review. *Marine Pollution Bulletin*, 2011, 62: 2588-2597.
- [8] Law K L, Moret-Ferguson S, Maximenko N A, et al. Plastic accumulation in the North Atlantic subtropical gyre. *Science*, 2010, 329: 1185-1188.
- [9] Collignon A, Hecq J H, Glagani F, et al. Neustonic microplastic and zooplankton in the north western Mediterranean Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 2012, 64: 861-864.
- [10] Cohen J H, Internicola A M, Mason R A, et al. Observations and simulations of microplastic debris in a tide, wind, and freshwater-driven estuarine environment: The Delaware bay. *Environmental Science & Technology*, 2019, 53: 14204-14211.
- [11] Wang S M, Chen H Z, Zhou X W, et al. Microplastic abundance, distribution and composition in the mid-west Pacific Ocean. *Environmental Pollution*, 2020, 264: 114125. DOI: 10.1016/j.envpol.2020.114125.
- [12] Suaria G, Perold V, Lee J R, et al. Floating macro- and microplastics around the southern ocean: Results from the Antarctic circumnavigation expedition. *Environment International*, 2020, 136: 105494. DOI: 10.1016/j.envint.2020.105494.
- [13] Zhao S Y, Zhu L X, Wang T, et al. Suspended microplastics in the surface water of the Yangtze Estuary System, China: First observations on occurrence, distribution. *Marine Pollution Bulletin*, 2014, 86: 562-568.
- [14] Zhou Qian. Occurrences and ecological risks of microplastics in the typical coastal beaches and seas [D]. Yantai: Yantai Institute of Coastal Zone Research, Chinese Academy of Sciences, 2016. [周倩. 典型滨海滩涂及近海环境中微塑料污

染特征与生态风险[D]. 烟台: 中国科学院烟台海岸带研究所, 2016.]

- [15] Koongolla J B, Lin L, Pan Y F, et al. Occurrence of microplastics in gastrointestinal tracts and gills of fish from Beibu Gulf, South China Sea. *Environmental Pollution*, 2020, 258: 113734. DOI: 10.1016/j.envpol.2019.113734.
- [16] Zhao S Y, Wang T, Zhu L X, et al. Analysis of suspended microplastics in the Changjiang Estuary: Implications for riverine plastic load to the ocean. *Water Research*, 2019, 161: 560-569.
- [17] Di M X, Wang J. Microplastics in surface waters and sediments of the Three Gorges Reservoir, China. *Science of the Total Environment*, 2018, 616/617: 1620-1627.
- [18] Yuan W K, Liu X N, Wang W F, et al. Microplastic abundance, distribution and composition in water, sediments, and wild fish from Poyang Lake, China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2019, 170: 180-187.
- [19] Liu M T, Lu S B, Song Y, et al. Microplastic and mesoplastic pollution in farmland soils in suburbs of Shanghai, China. *Environmental Pollution*, 2018, 242: 855-862.
- [20] Zhang G S, Liu Y F. The distribution of microplastics in soil aggregate fractions in southwestern China. *Science of the Total Environment*, 2018, 642: 12-20.
- [21] Jiang C B, Yin L S, Li Z W, et al. Microplastic pollution in the rivers of the Tibet Plateau. *Environmental Pollution*, 2019, 249: 91-98.
- [22] Wong G, Löwemark L, Kunz A, et al. Microplastic pollution of the Tamsui River and its tributaries in northern Taiwan: Spatial heterogeneity and correlation with precipitation. *Environmental Pollution*, 2020, 260: 113935. DOI: 10.1016/j.envpol.2020.113935.
- [23] Mao R F, Hu Y Y, Zhang S Y, et al. Microplastics in the surface water of Wuliangshuai Lake, northern China. *Science of the Total Environment*, 2020, 723: 137820. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.137820.
- [24] Eo S, Hong S H, Song Y K, et al. Spatiotemporal distribution and annual load of microplastics in the Nakdong River, South Korea. *Water Research*, 2019, 160: 228-237.
- [25] Free C M, Jensen O P, Mason S A, et al. High-levels of microplastic pollution in a large, remote, mountain lake. *Marine Pollution Bulletin*, 2014, 85: 156-163.
- [26] Eriksen M, Mason S, Wilson S, et al. Microplastic pollution in the surface waters of the Laurentian Great Lakes. *Marine Pollution Bulletin*, 2013, 77: 177-182.
- [27] Long Z X, Pan Z, Wang W L, et al. Microplastic abundance, characteristics, and removal in wastewater treatment plants in a coastal city of China. *Water Research*, 2019, 155: 255-265.
- [28] Bläsing M, Amelung W. Plastics in soil: Analytical methods and possible sources. *Science of the Total Environment*, 2018, 612: 422-435.
- [29] Kyrikou I, Briassoulis D, Hiskakis M, et al. Analysis of photo-chemical degradation behaviour of polyethylene mulching film with pro-oxidants. *Polymer Degradation and Stability*, 2011, 96: 2237-2252.
- [30] Ramos L, Berenstein G, Hughes E A, et al. Polyethylene film incorporation into the horticultural soil of small periurban production units in Argentina. *Science of the Total Environment*, 2015, 523: 74-81.
- [31] Huang Y, Liu Q, Jia W Q, et al. Agricultural plastic mulching as a source of microplastics in the terrestrial environment. *Environmental Pollution*, 2020, 260: 114096. DOI: 10.1016/j.envpol.2020.114096.
- [32] Zettler E R, Mincer T J, Amaral-Zettler L A. Life in the "plastisphere": Microbial communities on plastic marine debris. *Environmental Science & Technology*, 2013, 47: 7137-7146.
- [33] Hüffer T, Weniger A K, Hofmann T. Sorption of organic compounds by aged polystyrene microplastic particles. *Environmental Pollution*, 2018, 236: 218-225.
- [34] Mani T, Primpke S, Lorenz C, et al. Microplastic pollution in benthic midstream sediments of the Rhine river. *Environmental Science & Technology*, 2019, 53: 6053-6062.
- [35] Dris R, Gasperi J, Saad M, et al. Synthetic fibers in atmospheric fallout: A source of microplastics in the environment? *Marine Pollution Bulletin*, 2016, 104: 290-293.
- [36] Liu K, Wang X H, Fang T, et al. Source and potential risk assessment of suspended atmospheric microplastics in Shanghai. *Science of the Total Environment*, 2019, 675: 462-471.
- [37] Browne M A, Crump P, Niven S J, et al. Accumulation of microplastic on shorelines worldwide: Sources and sinks. *Environmental Science & Technology*, 2011, 45: 9175-9179.
- [38] Wang F, Wong C S, Chen D, et al. Interaction of toxic chemicals with microplastics: A critical review. *Water Research*, 2018, 139: 208-219.
- [39] Kasirajan S, Ngouajio M. Polyethylene and biodegradable mulches for agricultural applications: A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 2013, 33: 443. DOI: 10.1007/s13593-011-0068-3.

Distribution and source analysis of microplastics in typical areas of Qinghai-Tibet Plateau

FENG Sansan^{1,2}, LU Hongwei², YAO Tianci², LIU Yunlong¹,

TANG Meng¹, FENG Wei², LU Jingzhao¹

(1. School of New Energy, North China Electric Power University, Beijing 102206, China;

2. Institute of Geographic Sciences and Natural Resources Research, CAS, Beijing 100101, China)

Abstract: Microplastics as emerging pollutants have attracted increasing attention. This study explored the microplastics in water and soil environments of Qinghai-Tibet Plateau and discussed their potential sources. We collected 53 water samples and 52 soil samples from May to July in 2019 in two major regions, i.e. the southern Qinghai-Tibet Plateau and the Qilian Mountains region (national ecological restoration area in the plateau). The microplastic abundance of water in the southern Qinghai-Tibet Plateau was significantly higher than that in the Qilian Mountains, while no significant difference existed in soil samples between two regions ($p > 0.05$). The concentration ranges of microplastics were 0-1916.66 items/m³ and 0-260 items/kg in water and soil, with the average values being (438.21 ± 454.94) items/m³ and (48.35 ± 36.25) items/kg, respectively. Microplastics in water were mostly transparent fiber with the main polymer being polypropylene, while the most common form in soil was transparent film with the dominant polymer being polyethylene. Source analysis showed that the major sources of microplastics in water might be laundry wastewater and waste from tourism, while agricultural plastic mulch would be potentially responsible for microplastics in soil. The results proved the existence of microplastics in most of soil and water environments in the Qinghai-Tibet Plateau, and provided important supports for future studies on microplastics migration and transformation mechanism at high altitudes.

Keywords: microplastics; soil; human activities; Qinghai-Tibet Plateau; Qilian Mountains