

# 长江中下游生态护坡坡面植被分布特征

张志永<sup>1</sup>, 李明<sup>2</sup>, 杨中华<sup>3</sup>, 刘奇<sup>2</sup>, 邹明哲<sup>3</sup>, 邹曦<sup>1</sup>, 袁玉洁<sup>1</sup>

- (1. 水利部中国科学院水工程生态研究所, 水利部水工程生态效应与生态修复重点实验室, 湖北武汉 430079;  
2. 长江航道规划设计院, 湖北武汉 430040;  
3. 武汉大学水利水电学院, 湖北武汉 430070)

**摘要:**基于防洪、安全、生态等方面的考虑, 长江中下游航道整治工程中大多数采用生态护坡结构, 达到了稳定航道兼顾生态保护的目的, 但工程运行后期的坡面植被并没有呈现出预想状态。为探究施工后的坡面植被分布特征及其成因, 于 2019 年 5 月(洪水来临前)和 10 月(洪水淹没后)开展了 2 次系统调查, 选定 9 个生态护坡样地, 每个样地内按坡面高程划分 3 个高程区域(护坡下缘、中间高程、护坡上缘)。结果表明, 坡面植被多呈斑块化, 尤其是生态护坡下缘区域。共调查到维管束植物 77 种, 其中禾本科、菊科、豆科植物种类数较多。植物群落以草本植物为主, 一年生草本植物和多年生草本植物种类数相近, 分别为 36 种和 34 种。不同高程区域, 生态护坡植被种类差异明显, 生态护坡下缘区域, 以双穗雀稗、蒺藜、水蓼等为主, 生态护坡上缘区域以芦苇、狗牙根、牛鞭草等为主。洪水淹没前后植物优势度发生了很大变化; 洪水淹没后, 低高程区域植被覆盖度下降明显, 很多样地优势种尤其是一年生草本植物优势度下降或消失。筛选植物和滞留土壤是生态护坡成功的关键, 建议优先选用狗牙根、牛鞭草、双穗雀稗和芦苇等耐水淹且根系发达的植物。与生态护坡砖型护坡相比, 钢丝网格型护坡缝隙复杂、数量多、微生境复杂度更高。

**关键词:**生态护坡; 植物群落; 分布特征; 优势种; 长江中下游

**中图分类号:** Q948.1   **文献标志码:** A   **文章编号:** 1674-3075(2021)06-0007-09

内河航道岸坡作为航道的重要组成部分, 是水陆交错带的一部分, 承担着大量的物质、能量、信息交换, 在水土保持、防洪排涝、通航等方面具有重要作用。基于防洪、排涝、安全等方面的考虑, 传统内河航道的护坡(岸)一般采用浆砌石、干砌石、现浇混凝土、预制混凝土等硬性材料以及重力挡土墙等结构形式, 阻断了水体与基质之间的物质与能量交换, 对内河航道水质、生态环境、周边景观等方面影响较大(李冬和潘美元, 2013; 于小娟和张涛, 2014)。在近 10 年的内河航道治理中, 越来越多采用生态护坡技术, 利用植物或其与其他工程材料的结合, 构建具有生态功能的防护系统, 既能维持河岸稳定, 又能提高坡面生物多样性和微生境复杂度(Sievers et al, 2018), 并改善地表水质和水生态系统健康(Wu & Dai, 2017)以及周边人居环境。

长江中下游航道整治工程中的高滩守护工程陆上护坡部分大多数采用生态护坡结构, 该结构以钢丝网格为主, 也有部分采用生态护坡砖结构。生态护坡工程实施以来, 取得了一定的预期效果, 达到了稳定航道兼顾生态保护的目的。但在设计施工过程和工程运行期, 还存在一些有待优化的工程问题, 如生态护坡工程实施后的坡面植被多呈斑块化、先锋物种多被其他植物替代等。因此, 本文对当前较为丰富的生态护坡样本进行系统调研, 揭示坡面植被年内更替机制, 优选适应于季节性淹没生态护坡生境特点的植物种类, 为后续生态护坡设计与施工以及岸坡改良提供技术支撑, 也可为类似河流河岸带的生态恢复及科学管理提供参考。

## 1 材料与方法

### 1.1 样品采集与分析

2019 年 5 月和 10 月, 调查了腊林洲(钢丝网格护岸)(112°10'52.90"E, 30°18'7.61"N)、腊林洲新护岸(生态护坡砖)(112°11'24.43"E, 30°18'7.49"N)、马家咀(钢丝网格护岸)(112°13'25.01"E, 30°9'29.36"N)、江陵高滩(生态护坡砖)(112°12'56.93"E, 30°5'58.89"N)、莱家铺(生态护坡砖)(112°40'15.51"E, 29°45'28.01"N)、

收稿日期: 2019-12-25   修回日期: 2021-03-19

基金项目: 长江航道规划设计院项目“长江中下游生态护坡坡面植被演替特征调查及形成机制研究”; 国家自然科学基金面上项目(51679154)。

作者简介: 张志永, 1979 年生, 男, 副研究员, 主要从事植物生态学研究。E-mail: zhangzy@mail.ihe.ac.cn

通信作者: 李明。E-mail: 84657659@qq.com

界牌(钢丝网格护岸)(113°24'37.56"E,29°44'56.26"N)、西河铺(钢丝网格护岸)(114°51'0.41"E,30°34'0.26"N)、戴家洲(钢丝网格护岸)(115°5'37.14"E,30°20'9.36"N)、七里湖(钢丝网格护岸)(116°54'10.98"E,30°11'41.84"N)共计 9 个生态护坡样地植被特征(图 1)。利用坡度仪测定生态护坡坡度。为了比较生态护坡与自然岸坡坡面植被的差异,在莱家铺和七里湖设置了自然岸坡,为了比较生态护坡时间长短对植被的影响,在腊林洲设置了腊林洲新护岸。按坡面高程划分为 3 个区域(护坡下缘、中间高程、护坡上缘),每个高程区域设置 3 个植被调查样方。草本植物样方 1 m × 1 m,灌木调查样方 5 m × 5 m。

现场记录样方内植物种类、高度和盖度,收割法测定植被生物量,野外调查时不能直接识别的,制作标本,编号保存,待野外工作结束后室内鉴定,依据按照《中国植物志》的描述进行生活型分类。



图 1 生态护坡样地位置

Fig.1 Location of sampling plots on ecological slope protection projects

## 1.2 数据处理

重要值(Importance value, IV)由 Curtis & McIntosh(1951)研究森林群落时首先提出,研究草本植物重要值时多采用公式(Li et al, 2012; Zhang et al, 2012):

$$\text{重要值} = (\text{相对盖度} + \text{相对高度}) / 2 \quad (1)$$

$$\text{相对盖度} = (\text{一种植物盖度} / \text{样方所有植物盖度之和}) \times 100\% \quad (2)$$

$$\text{相对高度} = (\text{一种植物高度} / \text{样方所有植物高度之和}) \times 100\% \quad (3)$$

$$\text{优势度: } Y = P_i \times f_i \quad (4)$$

Shannon-Wiener 多样性指数( $H'$ )是假设在无限大的群落中对个体随机取样,而且样本包含了群落中所有的物种,其个体出现的机会,计算公式为:

$$H' = -\sum_{i=1}^S P_i \ln P_i \quad (5)$$

Margalef 指数( $D_m$ )仅考虑群落的物种数量和总

个体数,一定大小样本中的物种数量,计算公式为:

$$D_m = (S-1) / \ln N \quad (6)$$

Pielou 均匀度指数( $J_s$ )是假设对无限大的群落随机取样,样本中两个不同种个体相遇的概率,计算公式为:

$$J_s = H' / \ln S \quad (7)$$

Simpson 指数( $D$ )是假设对无限大的群落随机取样,样本中两个不同种个体相遇的概率可认为是一种多样性的测度,计算公式为:

$$D = 1 - \sum_{i=1}^S P_i^2 \quad (8)$$

式中: $Y_i$ 为第  $i$  个物种的优势度; $P_i$ 为物种  $i$  的相对重要值; $f_i$ 为该种出现的频率; $S$ 为样方内所有物种的种数; $N$ 为所有样方内物种的重要值之和。

利用 SPSS 18.0 的非参数检验中的 Kruskal-Wallis H 方法检验高程之间和坡度等级之间植物鲜重、高度、盖度、多样性指数的差异显著性;若差异显著,选用 Dunnett's 法进行多重比较,显著水平取 0.05(王强等, 2011),选用 OriginPro 9.0 软件制图。

## 2 结果与分析

### 2.1 种类组成

本次生态护坡样地植被调查共采集到维管束植物 77 种,隶属于 67 属、28 科。其中,禾本科植物种类数最多,有 15 种,占物种总数的 19.48%;其他相对较多的种类还有菊科 11 种、豆科 6 种、唇形科 5 种、蓼科 4 种。

按照《中国植物志》的描述进行生活型分类,调查区域内一年生草本植物 36 种,占物种总数的 46.75%,主要有棒头草(*Polypogon fugax*)、黄花蒿(*Artemisia annua*)、益母草(*Leonurus artemisia*)、窃衣(*Torilis scabra*)、水蓼(*Polygonum hydropiper*)、救荒野豌豆(*Vicia sativa*)、蔊菜(*Rorippa indica*)等;多年生草本植物 34 种,占物种总数的 44.16%,主要有狗牙根(*Cynodon dactylon*)、牛鞭草(*Hemarthria altissima*)、双穗雀稗(*Paspalum paspaloides*)、香附(*Cyperus rotundus*)、喜旱莲草(*Alternanthera philoxeroides*)、芦苇(*Phragmites communis*)等;乔木 4 种,为枫杨(*Pterocarya stenoptera*)、垂柳(*Pterocarya stenoptera*)、构树(*Broussonetia papyrifera*)、盐肤木(*Rhus chinensis*);藤本植物 3 种,为乌莓(*Cayratia japonica*)、地锦(*Parthenocissus tricuspidata*)、鸡矢藤(*Paederia scandens*)。

## 2.2 优势种及其优势度的时空变化

按高程区域统计, 5月, 在生态护坡下缘区域植物群落优势种主要有双穗雀稗、救荒野豌豆、附地菜 (*Trigonotis peduncularis*) 等; 中部区域优势种主要有狗牙根、救荒野豌豆、天蓝苜蓿 (*Medicago lupulina*)、益母草等; 上缘区域优势种主要有救荒野豌豆、狗牙根、芦苇、益母草等(表1)。与5月相比, 10月生态护

坡坡面植被优势种及其优势度发生了显著变化, 优势种主要有狗牙根、双穗雀稗、牛鞭草、萎蒿 (*Artemisia selengensis*) 等(表2)。低高程区域, 很多样地优势种如救荒野豌豆优势度下降, 可能是洪水淹没导致原有植株死亡, 但种子可以在洪水结束后能够重新萌发呈新的植株。还有些物种如附地菜、天蓝苜蓿等消失, 可能是这些物种不耐水淹。

表1 生态护坡5月坡面植被优势种(优势度)

Tab.1 Dominant species (dominance) on the ecological protection slopes in May

编号	地点	坡下缘	坡中部	坡上缘
1	腊林洲	救荒野豌豆(0.52)、双穗雀稗(0.11)、野黍(0.10)、益母草(0.03)、看麦娘(0.02)	救荒野豌豆(0.50)、双穗雀稗(0.34)、野黍(0.02)	救荒野豌豆(0.33)、双穗雀稗(0.16)、构树(0.08)、狗尾草(0.05)、野胡萝卜(0.02)
2	腊林洲新护岸	附地菜(0.34)、救荒野豌豆(0.28)、双穗雀稗(0.11)、天蓝苜蓿(0.07)、野老鹳草(0.05)	救荒野豌豆(0.34)、天蓝苜蓿(0.30)、附地菜(0.09)、双穗雀稗(0.09)、狗牙根(0.05)、野老鹳草(0.04)	救荒野豌豆(0.39)、狗牙根(0.28)、益母草(0.05)、野胡萝卜(0.02)
3	马家咀	双穗雀稗(0.61)、救荒野豌豆(0.35)	双穗雀稗(0.31)、狗牙根(0.13)、益母草(0.15)、问荆(0.05)、天蓝苜蓿(0.03)、附地菜(0.03)	救荒野豌豆(0.44)、牛鞭草(0.20)、益母草(0.10)、狗尾草(0.03)
4	江陵高滩	棒头草(0.23)、清明草(0.08)、天蓝苜蓿(0.09)、救荒野豌豆(0.12)、附地菜(0.25)	狗牙根(0.30)、天蓝苜蓿(0.35)、益母草(0.05)、泽漆(0.05)、附地菜(0.12)	狗牙根(0.36)、天蓝苜蓿(0.22)、救荒野豌豆(0.07)、泽漆(0.11)、猪殃殃(0.05)、附地菜(0.09)
5	菜家铺	救荒野豌豆(0.63)、猪殃殃(0.16)、附地菜(0.09)、紫云英(0.04)	救荒野豌豆(0.46)、益母草(0.13)、双穗雀稗(0.08)、狗牙根(0.05)、假换阳参(0.02)	救荒野豌豆(0.48)、狗牙根(0.20)、水芹(0.16)、双穗雀稗(0.05)、益母草(0.03)
6	界牌	芦苇(0.30)、双穗雀稗(0.13)、救荒野豌豆(0.12)、棒头草(0.10)、通泉草(0.10)、附地菜(0.06)	救荒野豌豆(0.36)、天蓝苜蓿(0.11)、野黍(0.08)、双穗雀稗(0.05)、泽漆(0.04)、黄花蒿(0.03)、芦苇(0.03)、狗牙根(0.02)、野老鹳草(0.02)	救荒野豌豆(0.32)、天蓝苜蓿(0.15)、狗牙根(0.11)、益母草(0.18)、水芹(0.04)
7	西河铺	牛鞭草(0.64)、香附(0.24)、野老鹳草(0.11)	牛鞭草(0.53)、救荒野豌豆(0.13)、野老鹳草(0.06)、猪殃殃(0.06)、香附(0.03)	芦苇(0.59)、救荒野豌豆(0.12)、水芹(0.06)、牛鞭草(0.03)
8	戴家洲	双穗雀稗(0.24)、酸模叶蓼(0.20)、救荒野豌豆(0.16)、野胡萝卜(0.09)、艾蒿(0.05)、焯菜(0.02)	救荒野豌豆(0.37)、狗牙根(0.15)、牛鞭草(0.03)、芦苇(0.03)、艾蒿(0.03)、野胡萝卜(0.02)	芦苇(0.36)、救荒野豌豆(0.18)、乌菘梅(0.05)、问荆(0.30)
9	七里湖	鹅肠菜(0.30)、紫苏(0.29)、看麦娘(0.03)、益母草(0.10)	益母草(0.33)、鹅肠菜(0.17)、救荒野豌豆(0.17)、双穗雀稗(0.04)	救荒野豌豆(0.34)、益母草(0.14)、猪殃殃(0.04)

表2 生态护坡10月坡面植被优势种(优势度)

Tab.2 Dominant species (dominance) on the ecological protection slopes in October

编号	地点	坡下缘	坡中部	坡上缘
1	腊林洲	双穗雀稗(0.47)、萎蒿(0.07)、芦苇(0.08)	双穗雀稗(0.52)、牛鞭草(0.16)、狗牙根(0.15)	狗牙根(0.51)、牛鞭草(0.14)、双穗雀稗(0.05)、芦苇(0.12)
2	腊林洲新护岸	狗牙根(0.18)、蓼子草(0.02)、蚬果芥(0.74)	狗牙根(0.91)、香附(0.03)	狗牙根(0.70)、香附(0.24)
3	马家咀	双穗雀稗(0.62)、萎蒿(0.26)	水蓼(0.38)、狗牙根(0.06)、牛鞭草(0.18)、萎蒿(0.18)	狗牙根(0.46)、芦苇(0.07)、白茅(0.02)、荔枝草(0.06)、乌菘梅(0.02)、萎蒿(0.06)
4	江陵高滩	蓼子草(0.32)、双穗雀稗(0.27)、狗牙根(0.18)	狗牙根(0.76)、牛鞭草(0.03)、钻叶紫菀(0.05)	狗牙根(0.60)、钻叶紫菀(0.39)
5	菜家铺	救荒野豌豆(0.63)、狗牙根(0.22)、猪殃殃(0.16)、附地菜(0.09)、紫云英(0.04)	救荒野豌豆(0.46)、益母草(0.13)、野黍(0.08)、狗牙根(0.05)、假换阳参(0.02)	救荒野豌豆(0.48)、狗牙根(0.20)、水芹(0.16)、野黍(0.05)、益母草(0.03)
6	界牌	双穗雀稗(0.59)、莎草(0.42)	莎草(0.39)、双穗雀稗(0.29)、牛鞭草(0.04)、狗牙根(0.03)、萎蒿(0.03)	狗牙根(0.54)、苍耳(0.09)、莎草(0.05)、萎蒿(0.04)、牛鞭草(0.03)、双穗雀稗(0.03)
7	西河铺	双穗雀稗(0.51)、香附(0.26)、救荒野豌豆(0.06)	双穗雀稗(0.28)、芦苇(0.09)、萎蒿(0.08)、香附(0.04)	狗牙根(0.29)、喜旱莲子草(0.04)、乌菘梅(0.03)
8	戴家洲	救荒野豌豆(0.43)、苍耳(0.12)	狗牙根(0.50)、香附(0.17)、芦苇(0.08)、苍耳(0.04)	狗牙根(0.50)、芦苇(0.43)
9	七里湖	香附(0.20)、双穗雀稗(0.09)、萎蒿(0.04)	芦苇(0.64)、香附(0.24)	芦苇(0.63)、苍耳(0.07)、狗牙根(0.04)、牛鞭草(0.02)

### 2.3 植物群落特征沿程及时间变化

**2.3.1 植被盖度和高度** 5月,生态护坡坡面下缘区域植被盖度为30.00%~97.00%,均值为(67.74±25.73)%,高度为12.98~47.72 cm,均值为(24.22±10.66)cm;中部区域植被盖度为(79.59±21.39)%,高度均值为(26.36±9.38) cm;上缘区域植被盖度为(81.15±24.93)%,高度均值为(30.72±10.64) cm。沿长江干流从上到下游,生态护坡坡面下缘、中部和上缘区域植被盖度和高度均没有明显的变化规律(图2,图3)。

与5月相比,10月所有样地的生态护坡下缘区域植被盖度均值下降。除腊林洲新护岸和马家咀护岸外,其余样地的中部区域植被盖度均值下降。不同样地的上缘区域植被盖度和高度有增有减(图3)。

**2.3.2 多样性指数** 5月,生态护坡坡面下缘区域Shannon-Wiener多样性指数、Margalef指数、Pielou均匀度指数、Simpson指数均值为(1.45±0.49)、(1.23±0.76)、(0.64±0.21)、(0.69±0.13),中部区域为(1.65±0.32)、(1.54±0.46)、(0.74±0.13)、(0.75±0.06),上缘区域为(1.59±0.28)、(1.44±0.26)、(0.71±0.07)、(0.74±0.06)。

与5月相比,10月除西河浦样地下缘区域、中部区域和上缘区域Shannon-Wiener多样性指数略微增加外,其余样地的生态护坡下缘区域多样性指数下降(图4)。

与5月相比,10月生态护坡所有样地的下缘区域、上缘区域Margalef指数下降;除西河浦外,其余样地的中部区域Margalef指数下降(图5)。

与5月相比,10月除腊林洲新护岸下缘区域Pielou均匀度指数下降外,其余样地如腊林洲、马家咀、江陵高滩、莱家铺、界牌、西河浦样地的生态护坡下缘区域Pielou均匀度指数增加;除腊林洲新护岸、戴家洲生态护坡中部区域稍微下降外,其余样地生态护坡中部区域Pielou均匀度指数增加;除腊林洲新护岸、七里湖生态护坡上缘区域Pielou均匀度指数下降外,其余样地生态护坡上缘区域Pielou均匀度指数增加(图6)。

与5月相比,10月除西河浦生态护坡下缘区域、中部区域、上缘区域Simpson指数增加外,其余样地的生态护坡下缘区域、中部区域、上缘区域Simpson指数下降(图7)。

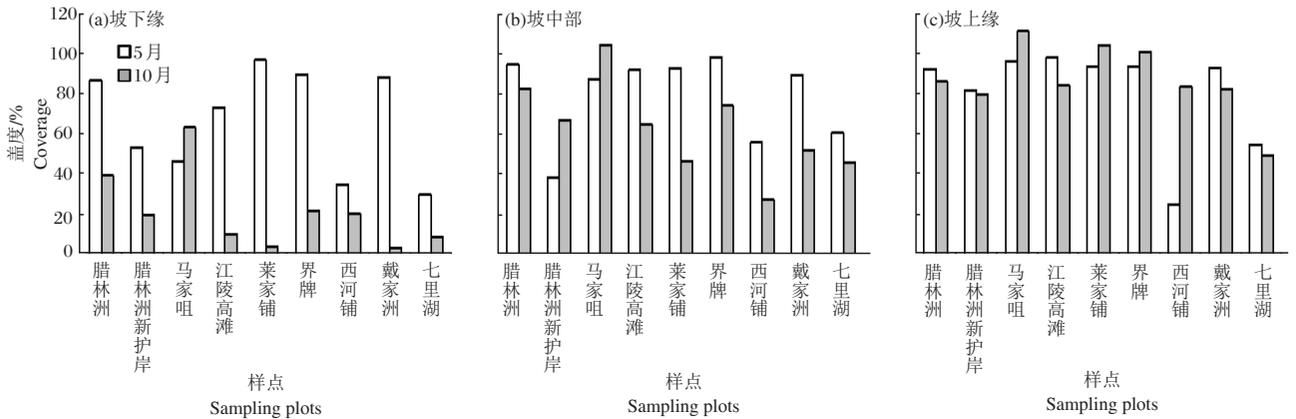


图2 生态护坡不同部位样地的植被盖度

Fig.2 Vegetation coverage of different sampling plots by elevation

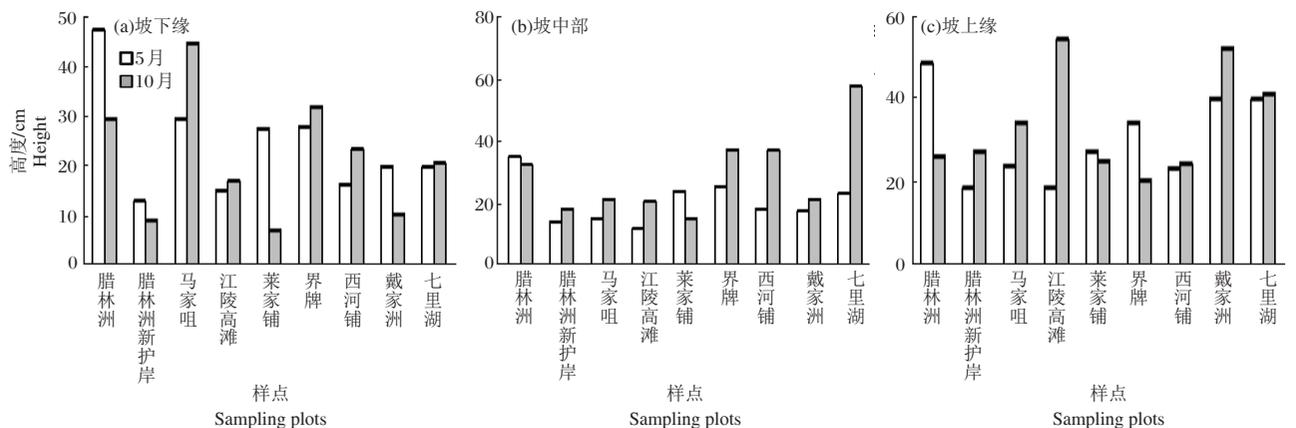


图3 生态护坡不同部位样地的植被高度

Fig.3 Plant height at different sampling plots by elevation

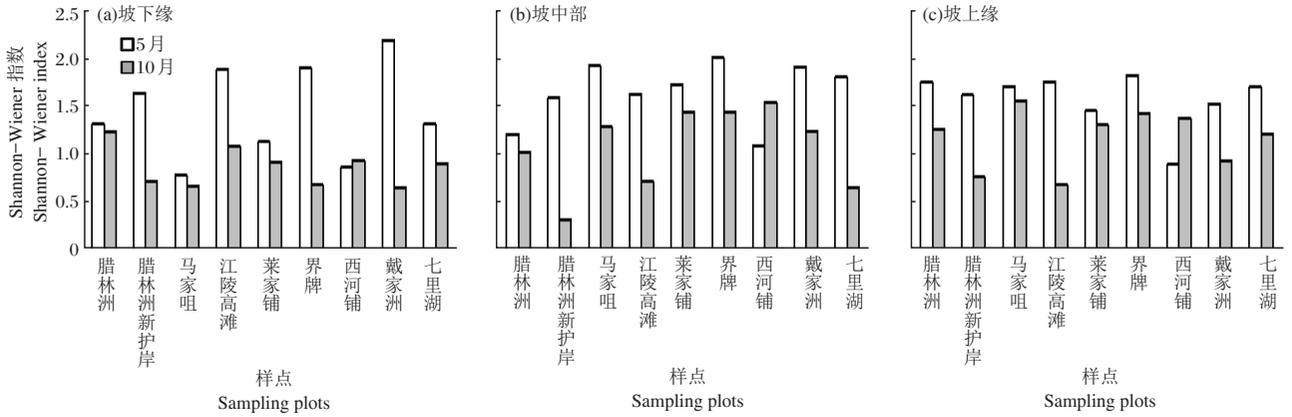


图4 生态护坡不同部位样地的植被 Shannon-Wiener 多样性指数

Fig.4 Shannon-Wiener diversity index of the vegetation community at different sampling plots by elevation

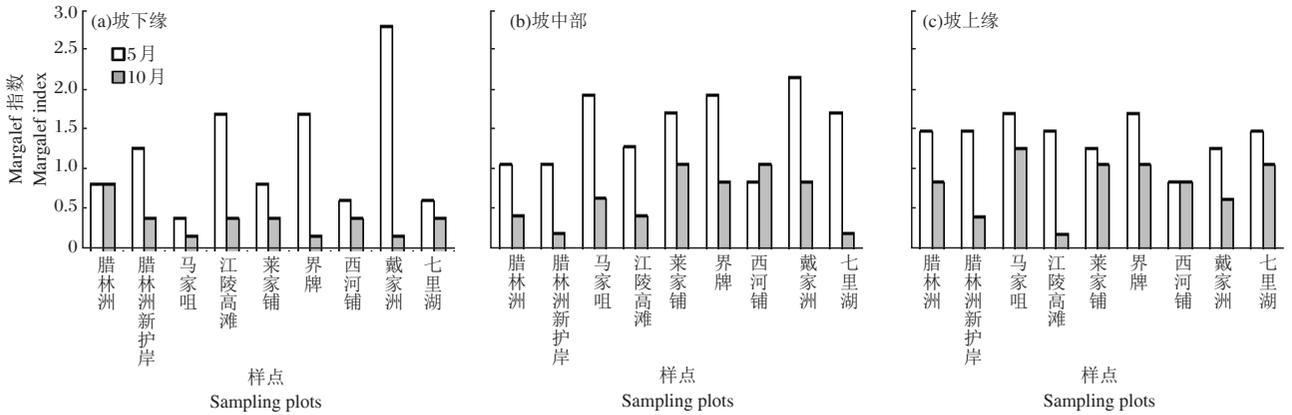


图5 生态护坡不同部位样地的植被 Margalef 指数

Fig.5 Margalef index of the vegetation community at different sampling plots by elevation

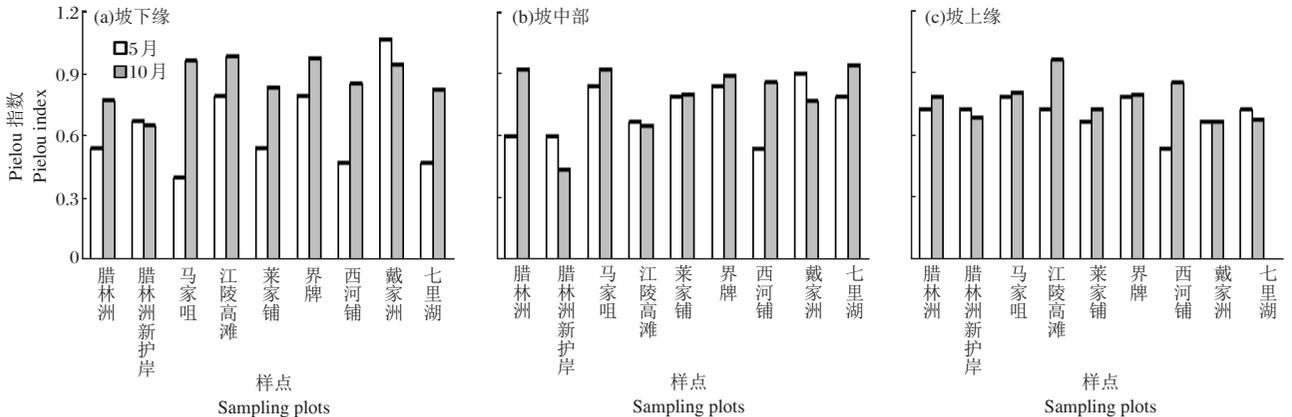


图6 生态护坡不同部位样地的植被 Pielou 均匀度指数

Fig. 6 Pielou evenness index of the vegetation community at different sampling plots by elevation

2.4 不同生态护坡部位的植物群落特征

图8可见,5月,生态护坡上缘区域植被盖度和高度均值最大,下缘区域最小;中部区域Shannon-Wiener多样性指数、Margalef指数、Pielou均匀度指数、Simpson指数均值最大,下缘区域最小。

化不同。下缘区域和中部植被盖度均值下降,而上缘区域植被盖度增加;下缘区域植被高度下降,而中部区域和上缘区域植被高度增加。

与5月相比,10月生态护坡不同部位Shannon-Wiener多样性指数、Simpson指数、Margalef指数均有不同程度的下降,不同部位Pielou均匀度指数均有不同程度的增加。

与5月相比,10月生态护坡不同部位植被特征变

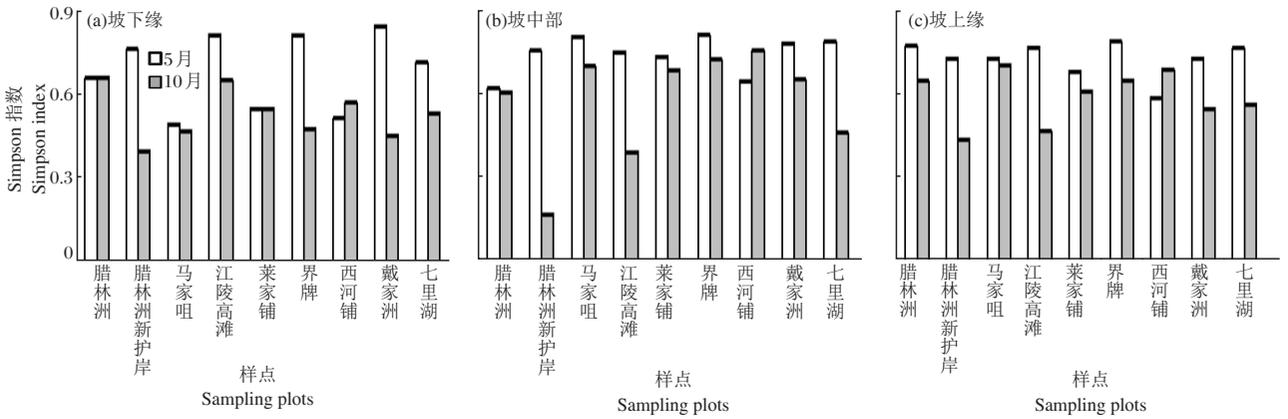


图 7 生态护坡不同部位样地的植被 Simpson 指数

Fig.7 Simpson index of the vegetation community at different sampling plots by elevation

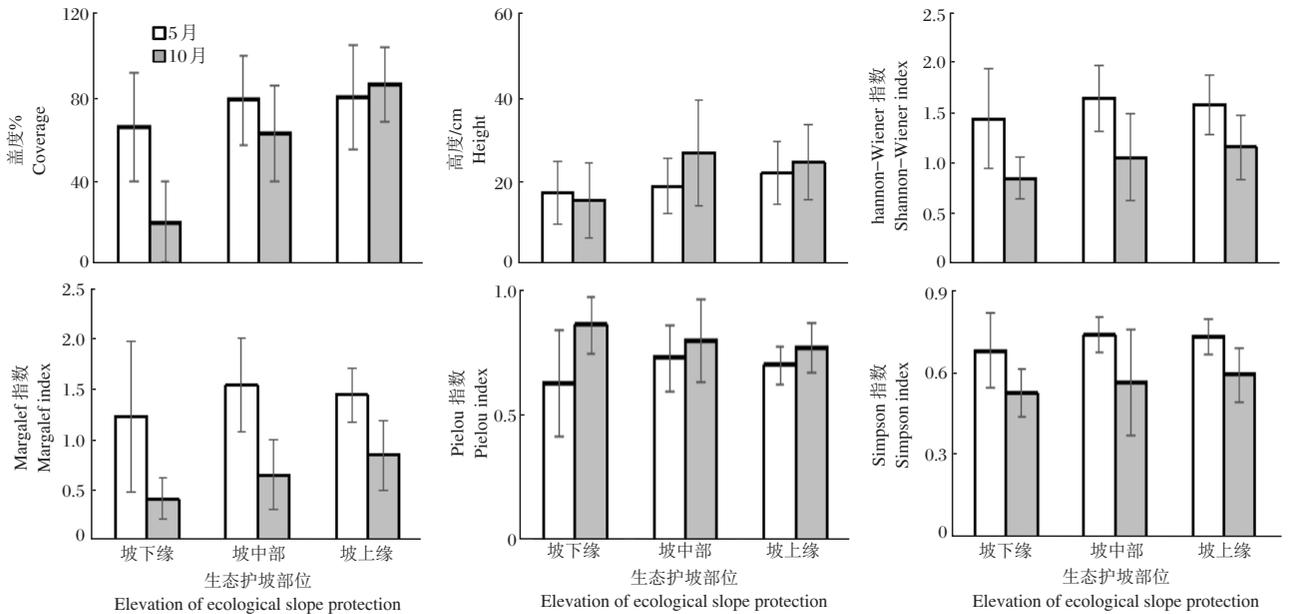


图 8 生态护坡不同部位植被高度、盖度及多样性指数

Fig. 8 Plant height, coverage and biodiversity on the ecological protection slopes by elevation

### 2.5 不同护坡类型植被特征比较

从图9中可以看出,马家咀采用钢丝网格的生态护坡植被覆盖度较高、长势较好;而水泥护坡的植被覆盖度很低。钢丝网格型护坡植被高度、Shannon-Wiener 多

样性指数、Margalef 指数、Pielou 指数、Simpson 指数高于生态护坡砖型护坡,盖度与生态护坡砖型护坡相近。这可能与钢丝网格型护坡缝隙复杂数量多,微生物复杂度高,能够滞留住更多的土壤有关。



(a)水泥护坡 (b)钢丝网格护坡  
(a)Slope protected by concret (b)Slope protected by steel wire mesh

图 9 马家咀不同护坡类型的植被效果比较

Fig.9 Comparison of the vegetation community at slopes with different protection technologies in Majiazui

### 3 讨论

#### 3.1 生态护坡植被的内在适应机制

影响河岸带生态护坡坡面植物生长的内在机制包括植物本身的耐水性、抗干旱能力、植物的繁殖对策以及种源扩散对策等。本研究表明,生态护坡区域狗牙根、芦苇、双穗雀稗、牛鞭草等多年生植物占有优势地位,这主要是因为双穗雀稗和狗牙根为多年生草本植物,在洪水淹没期间,根系仍能维持活力,生态护坡出露后能很快萌发(洪明等,2011; Abiko et al, 2012);另外,狗牙根和牛鞭草具有极强的营养繁殖能力,其茎节与茎节之间一旦遇到土壤,能够萌发根系,使其拥有众多的细根,凭借无性繁殖,逐渐蔓延至新的领地。一年生草本植物救荒野豌豆、苍耳、水蓼、附地菜、天蓝苜蓿也是生态护坡常见的优势物种,虽然这些植物不耐淹,但种子产量

大,7-8月洪水来临之前,这些种子能够完全成熟,种子数量多,且水淹期间大多数种子没有失去活力,水位消退后,能够迅速萌芽和生长迅速,在种间竞争中具有优势。

植物的种源(尤其是借助于风力传播和水力传播的植株繁殖体)传播策略,显著影响生态护坡坡面植被的生态学过程(Cubley & Brown, 2016; Boland, 2017)。救荒野豌豆果实成熟时干燥开裂,产生的机械弹射力把种子弹射出去。之所以水蓼、附地菜、天蓝苜蓿等一年生植物也能成为生态护坡常见的优势物种,是因为这些植物的种子体积小、数量多,可借助于风力或水流传播至新的位置,一旦环境适宜,便可以萌发成新的植株。水生植物大藻、水葫芦也可以借助于水流,从上游的某个区域进入水体,随着水流漂浮至下游,一旦经过钢丝网格护坡区域,钢丝网格可以挂住这些植物,滞留于石头缝中,生根生长(图10)。



图10 植物种源扩散对策

Fig.10 Propagation strategies for plant seeds

#### 3.2 影响生态护坡植被生存生长的外界环境因子

影响生态护坡植被生存和生长的外界因子包括生态护坡坡面土层厚度、地形坡度、土壤基质氮磷等营养盐以及受洪水水淹持续时间、水淹深度(高程)、生态护坡面出露时间等。不论是钢丝网格型护坡还是生态护坡砖护坡,土壤的有无直接决定着植物是否存在,而土壤氮磷等营养盐含量决定着植被覆盖度和生物量的大小。在现场调查期间,水泥型护坡的坡面没有土壤,也无植被覆盖,仅在水泥缝隙中零星分布有少量的草本植物。生态护坡下缘植被常呈斑块化分布,可能的原因就是此区域土壤基质较少,又遭洪水频繁淹没。与生态护坡相比,自然岸坡(如莱家铺和七里湖等)水土流失严重,塌方现象常见,常呈斑块化分布,植被覆盖度更低。与生态护坡砖型护坡相比,钢丝网格型护坡缝隙复杂、数量多,微生境复杂度更高,能够滞留住更多的土壤,植被覆盖度也更高。由于长江中下游受波浪和洪水频繁冲刷,对生态护坡的稳定性要求较高,坡度以中缓坡为

主。本次调查区域的护坡坡度十分相近,在 $14^{\circ} \sim 18^{\circ}$ ,不能揭示生态护坡坡度差异是否对坡面植被产生影响。但已有研究表明,坡度显著影响水库消落区植物的鲜重和覆盖度(张志永等,2013)。

洪水持续水淹时间显著影响着生态护坡植物群落分布特征。不同高程区域受水淹时长差异明显,低高程区域受水淹时间较长,较高高程区域受水淹时长短,导致不同高程区域植物特征有明显差异。本次研究表明,生态护坡下缘区域植被覆盖度和生物量最低,植物群落 Shannon-Wiener 指数、Margalef 指数、Simpson 指数等多样性指数也最低。程莅登等(2019)认为不同高程区域植物群落分布及多样性的差异,水淹是主要原因。

洪水淹没频次及持续水淹时间显著影响生态护坡生境特征,间接影响植被的分布格局。由于生态护坡下缘区域经常受到洪水冲刷和侵蚀,土壤有机质及氮含量较低。关于土壤营养盐成分对植被特征的影响,不同研究区域的结果不尽相同。有机质对新疆白杨河河岸带植被特征的影响显著(张江英等,

2007);土壤含水率、有机质和全氮对黑河河岸带植被的影响显著(许莎莎等,2011);土壤 pH、有机质和土壤含水率对在昆仑山北坡策勒河河岸带植被的影响显著(桂东伟等,2010);也有学者认为季节性洪水是影响河岸带植被组成和分布格局的决定性因素(Goebel et al,2012;张志永等,2015)。

生态护坡坡面植物群落特征受到植物内在的适应机制和外界环境条件等多种因素影响。生态护坡不同高程区域土壤受水淹和洪水冲刷的时间长短不同,植物群落特征及土壤理化性质的差异将逐步显现。为了正确理解和预测洪水对生态护坡坡面植被及生境特征的累积影响,需要长时间序列的监测。实施生态护坡工程时,植物物种选择是核心,可优先选择具有较强耐水淹能力和抗干旱能力的多年生植物,如狗牙根、牛鞭草等,可以减少二次播种或栽植成本。如何滞留住土壤,不被洪水冲刷走是关键,建议多采用钢丝网格石笼护坡,因为石头缝隙中能够滞留部分土壤,常有植被分布。

综上,实施生态护坡工程时,植物物种选择是关键。可考虑按高程分层设计,低高程区域,优先选择具有较强耐水淹能力、抗干旱能力的多年生植物如狗牙根、牛鞭草、双穗雀稗等低矮草本植物。在生态护坡上缘区域可适当增加芦苇和茭蒿等高秆草本植物,这样既能保证生态护坡坡面有一定的植被覆盖,又可减少二次播种或栽植成本,建议多采用钢丝网格型护坡。长江中下游生态护坡工程实施虽然已有 10 年左右,但长江洪水对植被的影响还处于累积过程,建议进行长期调查和监测,揭示生态护坡坡面植物群落特征演替规律,为后续生态护坡工艺设计与施工以及岸坡生境改善提供数据支撑。

#### 参考文献

程莅登,邓洪平,何松,等,2019. 长江重庆段消落区植物群落分布格局与多样性[J]. 生态学杂志,38(12):3626-3634.

桂东伟,雷加强,曾凡江,等,2010. 中昆仑山北坡策勒河流域生态因素对植物群落的影响[J]. 草业学报,19(3):38-46.

洪明,郭泉水,聂必红,等,2011. 三峡库区消落带狗牙根种群对水陆生境变化的响应[J]. 应用生态学报,22(11):2829-2835.

李冬,潘美元,2013. 生态护坡技术在长江航道工程中的应用[J]. 中国水运,13(7):162-164.

王强,刘红,张跃伟,等,2012. 三峡水库蓄水后典型消落带植物群落时空动态——以开县白家溪为例[J]. 重庆师范大学学报(自然科学版),29(3):66-69.

许莎莎,孙国钧,刘慧明,等,2011. 黑河河岸带植被与环境因

子间的相互作用[J]. 生态学报,31(9):2421-2429.

于小娟,张涛,2014. 航道植物生态护坡固土模式与结构稳定性研究现状及发展[J]. 四川建筑科学研究,40(3):144-148.

张江英,周华荣,高梅,2007. 白杨河-艾里克湖湿地及周边植物群落与环境因子的关系[J]. 干旱区地理,30(1):101-107.

张志永,万成炎,郑志伟,等,2013. 三峡水库小江消落区生境异质性对植物群落影响[J]. 长江流域资源与环境,22(11):1506-1513.

张志永,程丽,郑志伟,等,2015. 汉丰湖入湖支流产带植物群落特征及其环境影响分析[J]. 水生态学杂志,36(1):9-18.

中国科学院中国植物志编辑委员会,1993. 中国植物志[M]. 北京:科学出版社.

Abiko T, Kotual L, Shiono K, 2012. Enhanced formation of aerenchyma and induction of a barrier to radial oxygen loss in adventitious roots of *Zea nicaraguensis* contribute to its waterlogging tolerance as compared with maize (*Zea mays*) [J]. Plant, Cell and Environment, 35:1618-1630.

Boland J M, 2017. Linking seedling spatial patterns to seed dispersal processes in an intermittent stream[J]. Madrono, 64(2):61-71.

Cubley E S, Brown R L, 2016. Restoration of hydrochory following dam removal on the Elwha River, Washington[J]. River Research and Applications, 32(7):1566-1575.

Curtis J T, McIntosh R P, 1951. An upland forest continuum in the prairie-forest border region of Wisconsin[J]. Ecology, 32(3): 476-496.

Goebel P C, Pregitzer K S, Palik B J, 2012. Influence of flooding and landform properties on riparian plant communities in an Old-Growth Northern Hardwood Watershed[J]. Wetlands, 32(4):679-691.

Li J P, Dong S K, Yang Z F, et al, 2012. Effects of cascade hydropower dams on the structure and distribution of riparian and upland vegetation along the middle-lower Lancang-Mekong River[J]. Forest Ecology and Management, 284:251-259.

Sievers M, Hale R, Parris K M, et al, 2018. Impacts of human-induced environmental change in wetlands on aquatic animals[J]. Biological reviews, 93(1):529-554.

Wu Y, Dai H, Wu J, 2017. Comparative study on influences of bank slope ecological revetments on water quality purification pretreating low-polluted waters[J]. Water, 9(9): 636-649.

Zhang J T, Xiang C L, Li M, 2012. Effects of Tourism and Topography on Vegetation Diversity in the Subalpine Meadows of the Dongling Mountains of Beijing, China[J]. Environmental Management, 49:403-411.

## Vegetation Distribution on the Ecological Protection Slopes of the Middle and Lower Yangtze River

ZHANG Zhi-yong<sup>1</sup>, LI Ming<sup>2</sup>, YANG Zhong-hua<sup>3</sup>, LIU Qi<sup>2</sup>, ZOU Ming-zhe<sup>3</sup>, ZOU Xi<sup>1</sup>, YUAN Yu-jie<sup>1</sup>

(1. Key Laboratory of Ecological Impacts of Hydraulic-Projects and Restoration of Aquatic Ecosystem of Ministry of Water Resources, Institute of Hydroecology, Ministry of Water Resources and Chinese Academy of Sciences, Wuhan 430079, P.R.China;

2. Changjiang Waterway Institute of Planning and Design, Wuhan 430040, P.R.China;

3. School of Water Resources and Hydropower Engineering, Wuhan University, Wuhan 430070, P.R.China)

**Abstract:** Based on consideration of flood control, safety and ecosystem conservation, ecological slope protection structures were adopted for most waterway regulation projects in the middle and lower reaches of Yangtze River. However, the vegetation community did not develop to the extent expected in most ecological slope protection projects. The aim of this study was to characterize the distribution and formation mechanisms of the vegetation community on ecological protection slopes and provide a reference for improving their design to increase effectiveness. Systematic vegetation surveys were carried out on nine plots with different ecological slope protection structures in May (before flood season) and October (after flood season) of 2019. Each plot was divided into three areas by elevation (slope toe, middle and upper edge of the ecological protection slope). Plant species, height, coverage and biomass were recorded for each plot. Results show that the slope vegetation community was patchy, especially in the lower edge area. A total of 77 vascular plant species from 67 genera and 28 families were recorded, with dominance by Gramineae (15 species), Compositae (11 species) and Leguminosae (6 species). The plant communities were dominated by herbaceous plants, including 36 annuals and 34 perennials, and the dominant species clearly varied with elevation. Dominant species on the lower edges of the ecological protection slopes included *Paspalum bicornatum*, *Artemisia selengensis* and *Polygonum hydropipectus*, while *Phragmites communis*, *Hemarthria altissima* and *Cynodon dactylon* dominated the upper slope areas. Plant dominance also changed markedly before and after flooding. Vegetation coverage, especially in low elevation areas, clearly decreased after inundation. The extent of species dominance, especially the annual herbaceous plants, decreased significantly and some species simply disappeared. The success of ecological slope protection depends primarily on plant selection and soil retention. We recommend selecting plants with strong resistance to high water and a well-developed root system, such as *Hemarthria altissima*, *Cynodon dactylon*, *Paspalum paspaloides* and *Phragmites communis*. With regard to the soil retaining substrate that is constructed on ecological slope protection projects, steel wire mesh provides more gap and microenvironment complexity than stone or concrete.

**Key words:** ecological slope protection; plant community; plant distribution; dominant species; lower reaches of the Yangtze River