



(12) 发明专利申请

(10) 申请公布号 CN 115656470 A

(43) 申请公布日 2023. 01. 31

(21) 申请号 202211297207.0

(22) 申请日 2022.10.21

(71) 申请人 中国科学院南京土壤研究所

地址 210008 江苏省南京市北京东路71号

申请人 江西洁地环境治理生态科技有限公司

(72) 发明人 周静 杨慧娴 夏睿智 周俊

梁家妮 费佳赛

(74) 专利代理机构 北京睿智保诚专利代理事务

所(普通合伙) 11732

专利代理师 王临水

(51) Int. Cl.

G01N 33/24 (2006.01)

G01N 33/00 (2006.01)

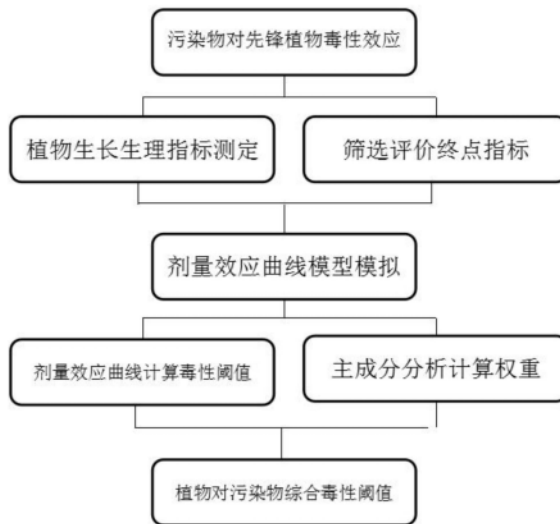
权利要求书2页 说明书7页 附图2页

(54) 发明名称

一种测定离子型稀土矿先锋植物对污染物毒性阈值的方法

(57) 摘要

本发明属于生态环境保护技术领域,本发明提供了一种测定离子型稀土矿先锋植物对污染物毒性阈值的方法。本发明方法主要包括测定离子型稀土矿污染物对先锋植物的毒性效应、筛选与污染物显著相关的指标、为各指标选取最优的剂量效应模型进行拟合、依据拟合函数计算每个评价终点指标的毒性阈值,并利用主成分分析法计算每个评价终点指标的权重、依据评价终点指标的毒性阈值与权重计算植物对污染物的综合毒性阈值。本发明对离子型稀土矿生态恢复中判断先锋植物对污染物的毒性阈值及稀土矿区植被恢复中先锋植物的筛选提供了参考价值。



1. 一种测定离子型稀土矿先锋植物对污染物毒性阈值的方法,其特征在于,包括如下步骤:

(1) 测定离子型稀土矿污染物对先锋植物的毒性效应;

(2) 基于步骤(1)得到的毒性效应测定结果,与污染物浓度进行相关性分析,筛选与污染物显著相关的指标;

(3) 以污染物浓度为自变量 x ,步骤(2)中筛选出的显著相关指标为因变量 y ,为各指标选取最优的剂量效应模型进行拟合;

(4) 筛选与污染物浓度显著相关且剂量效应关系中决定系数 >0.8 的指标作为综合毒性阈值评价终点指标,依据拟合函数计算每个评价终点指标的毒性阈值,并利用主成分分析法计算每个评价终点指标的权重;

(5) 依据评价终点指标的毒性阈值与权重计算植物对污染物的综合毒性阈值。

2. 根据权利要求1所述的一种测定离子型稀土矿先锋植物对污染物毒性阈值的方法,其特征在于,步骤(1)具体包括:

(1.1) 将等重量的离子型稀土矿区无污染土壤分别装入盆栽中,将盆栽分为不同梯度,每个梯度设置足额的生物学重复,分别加入梯度浓度且体积相同的污染物溶液后混合均匀,获得不同浓度的污染土壤;

(1.2) 在每个盆栽适宜且相同的深度播种同质量的种子,植物种植到快速生长期时进行采样,测定植物生长生理指标。

3. 根据权利要求2所述的一种测定离子型稀土矿先锋植物对污染物毒性阈值的方法,其特征在于,步骤(1.2)中所述的植物生长生理指标具体为:株高、地上地下生物量作为生长指标,叶绿素a、叶绿素b、胡萝卜素、可溶性糖、脯氨酸、过氧化氢、丙二醛、超氧化物歧化酶、过氧化物酶、谷胱甘肽过氧化物酶和谷胱甘肽作为生理指标。

4. 根据权利要求1所述的一种测定离子型稀土矿先锋植物对污染物毒性阈值的方法,其特征在于,步骤(3)中所述为各指标选取最优的剂量效应模型进行拟合的步骤具体为:

(3.1) 将R语言软件“剂量反应曲线”程序包中所包含的模型公式添加到origin的非线性拟合自定义函数中;

(3.2) 利用origin软件中的Rank modelsApp为每个指标选择最优模型建立指标和污染物的关系模型。

5. 根据权利要求4所述的一种测定离子型稀土矿先锋植物对污染物毒性阈值的方法,其特征在于,步骤(3.1)中所述的模型公式包括:

$$\text{log-logistic: } y = c + (d - c) / (1 + \exp(b * (\log(x) - \log(e))))^f;$$

$$\text{Brain-Cousens: } y = c + (d + f * x - c) / (1 + \exp(b * (\log(x) - \log(e))));$$

$$\text{Cedergreen-Ritz-Streibig: } y = c + (d + f * \exp(-1/x) - c) / (1 + \exp(b * (\log(x) - \log(e))));$$

$$\text{Weibull I: } y = c + (d - c) \exp(-\exp(b(\log(x) - \log(e))));$$

上述模型公式的参数化采用统一的结构,系数 b 表示剂量-反应曲线的斜率, c 、 d 表示反应的下限和上限, e 表示有效剂量 EC_{50} 。

6. 根据权利要求4所述的一种测定离子型稀土矿先锋植物对污染物毒性阈值的方法,其特征在于,步骤(3.2)中所述的选择最优模型的步骤具体为:

利用origin软件中的Rank models App,输入污染物浓度和对应的指标数据,勾选步骤(3.1)中添加到origin软件中的剂量效应曲线模型,软件会输出不同模型的使用拟合度(GoF)指数,包括赤池信息准则(AIC)、贝叶斯信息准则(BIC)、决定系数(R^2)、残差平方和(RSS)、均方根误差(RSS/dof),AIC、BIC、RSS、RSS/dof值越小, R^2 越接近1,则模型对数据的拟合越好,软件会依据使用拟合度指数对模型进行排序,排在前列的为最佳拟合模型。

7.根据权利要求1所述的一种测定离子型稀土矿先锋植物对污染物毒性阈值的方法,其特征在于,步骤(4)中所述依据拟合函数计算每个评价终点指标的毒性阈值的方法具体为:

(4.1)计算污染物胁迫造成指标相对于对照组产生x%的不利影响:

$$b = a * (1 \pm x\%),$$

式中:a表示污染物浓度为0时也即对照组对应的指标数值,“(1±x%)”表示若胁迫造成指标值下降为“(1-x%)”,若胁迫造成指标值上升为“(1+x%)”;

(4.2)利用计算得到的b代入指标与污染物的剂量效应关系曲线,计算出每个指标相对于对照组污染物胁迫造成x%的不利影响时对应的污染物浓度分别作为毒性阈值 EC_x 。

8.根据权利要求1所述的一种测定离子型稀土矿先锋植物对污染物毒性阈值的方法,其特征在于,步骤(4)中所述利用主成分分析法计算每个评价终点指标的权重的方法具体为:首先通过极差法对所选指标数据进行标准化处理,然后利用主成分分析,得到方差解释表和成分矩阵表,提取累计贡献率>80%的主成分来计算权重。

9.根据权利要求1所述的一种测定离子型稀土矿先锋植物对污染物毒性阈值的方法,其特征在于,步骤(5)中所述依据评价终点指标的毒性阈值与权重计算植物对污染物的综合毒性阈值的公式具体为:

$$EC_x = \sum_{i=1}^n EC_{xi} * W_i ;$$

式中: EC_x 表示综合毒性阈值, EC_{xi} 表示评价终点指标i的阈值, W_i 表示评价终点指标i的权重。

10.根据权利要求1~9任意一项所述的一种测定离子型稀土矿先锋植物对污染物毒性阈值的方法,其特征在于,所述先锋植物包括禾本科或豆科植物,所述污染物包括 NH_4^+ 、 SO_4^{2-} 或重金属污染物。

一种测定离子型稀土矿先锋植物对污染物毒性阈值的方法

技术领域

[0001] 本发明涉及生态环境保护技术领域,尤其涉及一种测定离子型稀土矿先锋植物对污染物毒性阈值的方法。

背景技术

[0002] 离子型稀土资源是世界重稀土的重要来源,具有储量大、分布广、中重稀土含量高、配比好、采冶性能优和放射性活度低的特点。随着科学技术的快速发展,对稀土元素的需求急剧增加,稀土元素的开采工艺已经造成了许多环境问题。

[0003] 稀土堆场污染是大量的残留化学药剂等有毒有害物质通过不同途径进入周围环境并累积的过程。由于早期采用的池浸、堆浸工艺较为落后,稀土冶炼过程中使用的大量化学试剂硫酸铵、碳酸氢铵等深度为3%,浸泡时间约150~400天,由于浓度大、时间长,造成矿区土壤酸化板结,有机质流失。浸矿溶液侧渗和毛细管作用使植物根系受损、地表的很多草本植物枯死,对植被造成较为严重的破坏。对当地矿区的生态环境造成了极大的危害。

[0004] 迫于环境压力,目前赣南稀土资源开采利用处于停产状态。在稀土资源开采利用的同时保护生态并修复环境是今后的必然要求。利用先锋植物进行矿区生态恢复是一种成本低且长期可持续的措施。先锋植物具有极其顽强的生命力,能适应离子型稀土矿区的极端条件。为了恢复矿区植被、改善生态环境,应首先种植耐性强的先锋草类,如黑麦草、芒草、狗牙根、百喜草、香根草、紫花苜蓿等,使裸地迅速被植物所覆盖,形成草丛群落,使土壤逐渐得以改良,从而逐步在矿区建立稳定和高产的生态系统。

[0005] 然而,矿区的高氨氮、硫酸根和重金属污染往往会引发先锋植物的生态生理压力,并对植物的生存和生长产生负面影响,从而影响利用先锋植物进行生态恢复的效果。因此,确定先锋植物对矿区污染物的毒性阈值,对离子型稀土矿生态恢复的先锋植物的选择具有重要意义。

发明内容

[0006] 为克服现有技术中存在的上述缺陷,本发明提供了一种测定离子型稀土矿先锋植物对污染物毒性阈值的方法,以确定先锋植物对污染物的毒性阈值,对离子型稀土矿生态恢复的先锋植物的选择具有重要意义。

[0007] 为了实现上述发明目的,本发明提供以下技术方案:

[0008] 本发明提供了一种测定离子型稀土矿先锋植物对污染物毒性阈值的方法,包括如下步骤:

[0009] (1) 测定离子型稀土矿污染物对先锋植物的毒性效应;

[0010] (2) 基于步骤(1)得到的毒性效应测定结果,与污染物浓度进行相关性分析,筛选与污染物显著相关的指标;

[0011] (3) 以污染物浓度为自变量 x ,步骤(2)中筛选出的显著相关指标为因变量 y ,为各指标选取最优的剂量效应模型进行拟合;

[0012] (4) 筛选与污染物浓度显著相关且剂量效应关系中决定系数 >0.8 的指标作为综合毒性阈值评价终点指标,依据拟合函数计算每个评价终点指标的毒性阈值,并利用主成分分析法计算每个评价终点指标的权重;

[0013] (5) 依据评价终点指标的毒性阈值与权重计算植物对污染物的综合毒性阈值。

[0014] 优选的,步骤(1)具体包括:

[0015] (1.1) 将等重量的离子型稀土矿区无污染土壤分别装入盆栽中,将盆栽分为不同梯度,每个梯度设置足额的生物学重复,分别加入梯度浓度且体积相同的污染物溶液后混合均匀,获得不同浓度的污染土壤;

[0016] (1.2) 在每个盆栽适宜且相同的深度播种同质量的种子,植物种植到快速生长期时进行采样,测定植物生长生理指标。

[0017] 优选的,步骤(1.2)中所述的植物生长生理指标具体为:株高、地上地下生物量作为生长指标,叶绿素a、叶绿素b、胡萝卜素、可溶性糖、脯氨酸、过氧化氢、丙二醛、超氧化物歧化酶、过氧化物酶、谷胱甘肽过氧化物酶和谷胱甘肽作为生理指标。

[0018] 优选的,步骤(3)中所述为各指标选取最优的剂量效应模型进行拟合的步骤具体为:

[0019] (3.1) 将R语言软件“剂量反应曲线”程序包中所包含的模型公式添加到origin的非线性拟合自定义函数中;

[0020] (3.2) 利用origin软件中的Rank models App为每个指标选择最优模型建立指标和污染物的关系模型。

[0021] 优选的,步骤(3.1)中所述的模型公式包括:

[0022] $\log\text{-logistic}: y = c + (d - c) / (1 + \exp(b * (\log(x) - \log(e))))^f$;

[0023] $\text{Brain-Cousens}: y = c + (d + f * x - c) / (1 + \exp(b * (\log(x) - \log(e))))$;

[0024] $\text{Cedergreen-Ritz-Streibig}: y = c + (d + f * \exp(-1/x) - c) / (1 + \exp(b * (\log(x) - \log(e))))$;

[0025] $\text{Weibull I}: y = c + (d - c) \exp(-\exp(b(\log(x) - \log(e))))$,

[0026] 上述模型公式的参数化采用统一的结构,系数b表示剂量-反应曲线的斜率,c、d表示反应的下限和上限,e表示有效剂量 EC_{50} 。

[0027] 优选的,步骤(3.2)中所述的选择最优模型的步骤具体为:

[0028] 利用origin软件中的Rank models App,输入污染物浓度和对应的指标数据,勾选步骤(3.1)中添加到origin软件中的剂量效应曲线模型,软件会输出不同模型的使用拟合度(GoF)指数,包括赤池信息准则(AIC)、贝叶斯信息准则(BIC)、决定系数(R^2)、残差平方和(RSS)、均方根误差(RSS/dof),AIC、BIC、RSS、RSS/dof值越小, R^2 越接近1,则模型对数据的拟合越好,软件会依据使用拟合度指数对模型进行排序,排在前列的为最佳拟合模型。

[0029] 优选的,步骤(4)中所述依据拟合函数计算每个评价终点指标的毒性阈值的方法具体为:

[0030] (4.1) 计算污染物胁迫造成指标相对于对照组产生x%的不利影响:

[0031] $b = a * (1 \pm x\%)$,

[0032] 式中:a表示污染物浓度为0时也即对照组对应的指标数值,“(1±x%)”表示若胁迫造成指标值下降为“(1-x%)”,若胁迫造成指标值上升为“(1+x%)”;

[0033] (4.2) 利用计算得到的b代入指标与污染物的剂量效应关系曲线,计算出每个指标相对于对照组污染物胁迫造成x%的不利影响时对应的污染物浓度分别作为毒性阈值 EC_x 。

[0034] 优选的,步骤(4)中所述利用主成分分析法计算每个评价终点指标的权重的方法具体为:首先通过极差法对所选指标数据进行标准化处理,然后利用主成分分析,得到方差解释表和成分矩阵表,提取累计贡献率>80%的主成分来计算权重。

[0035] 优选的,步骤(5)中所述依据评价终点指标的毒性阈值与权重计算植物对污染物的综合毒性阈值的公式具体为:

$$[0036] \quad EC_x = \sum_{i=1}^n EC_{xi} * Wi$$

[0037] 式中: EC_x 表示综合毒性阈值, EC_{xi} 表示评价终点指标i的阈值, Wi 表示评价终点指标i的权重。

[0038] 优选的,所述先锋植物包括禾本科或豆科植物,所述污染物包括 NH_4^+ 、 SO_4^{2-} 或重金属污染物。

[0039] 与现有技术相比,本发明的有益效果如下:

[0040] 本发明通过筛选离子型稀土矿污染物显著影响的植物生长生理指标作为评价终点指标,考虑了不同污染物对不同植物的特异性,合理选择毒性阈值评价指标有助于更精确地计算阈值;同时,为了避免单一的剂量效应模型拟合多种指标会存在拟合效果不佳的情况,对指标进行了多模型拟合效果评价,从而选择最佳拟合模型,提高了测算的准确性。本发明对离子型稀土矿生态恢复中判断先锋植物对污染物的毒性阈值提供了一整套可行性的方法指导,同时也为稀土矿区植被恢复中先锋植物的筛选提供了参考价值。

附图说明

[0041] 为了更清楚地说明本发明实施例或现有技术中的技术方案,下面将对实施例或现有技术描述中所需要使用的附图作简单地介绍,显而易见地,下面描述中的附图仅仅是本发明的实施例,对于本领域普通技术人员来讲,在不付出创造性劳动的前提下,还可以根据提供的附图获得其他的附图。

[0042] 图1为本发明测定方法的技术路线示意图;

[0043] 图2为本发明实施例1评价终点指标的剂量效应曲线图。

具体实施方式

[0044] 本发明提供了一种测定离子型稀土矿先锋植物对污染物毒性阈值的方法,包括如下步骤:

[0045] (1) 测定离子型稀土矿污染物对先锋植物的毒性效应;

[0046] (2) 基于步骤(1)得到的毒性效应测定结果,与污染物浓度进行相关性分析,筛选与污染物显著相关的指标;

[0047] (3) 以污染物浓度为自变量x,步骤(2)中筛选出的显著相关指标为因变量y,为各指标选取最优的剂量效应模型进行拟合;

[0048] (4) 筛选与污染物浓度显著相关且剂量效应关系中决定系数>0.8的指标作为综合毒性阈值评价终点指标,依据拟合函数计算每个评价终点指标的毒性阈值,并利用主成

分分析法计算每个评价终点指标的权重；

[0049] (5) 依据评价终点指标的毒性阈值与权重计算植物对污染物的综合毒性阈值。

[0050] 在本发明中,步骤(1)具体优选包括:

[0051] (1.1) 将等重量的离子型稀土矿区无污染土壤分别装入盆栽中,将盆栽分为不同梯度,每个梯度设置足额的生物学重复,分别加入梯度浓度且体积相同的污染物溶液后混合均匀,获得不同浓度的污染土壤;

[0052] (1.2) 在每个盆栽适宜且相同的深度播种同质量的种子,植物种植到快速生长期时进行采样,测定植物生长生理指标。

[0053] 在本发明中,步骤(1.2)中所述的植物生长生理指标具体优选为:株高、地上地下生物量作为生长指标,叶绿素a、叶绿素b、胡萝卜素、可溶性糖、脯氨酸、过氧化氢、丙二醛、超氧化物歧化酶、过氧化物酶、谷胱甘肽过氧化物酶和谷胱甘肽作为生理指标。

[0054] 在本发明中,步骤(3)中所述为各指标选取最优的剂量效应模型进行拟合的步骤具体优选为:

[0055] (3.1) 将R语言软件“剂量反应曲线”程序包中所包含的模型公式添加到origin的非线性拟合自定义函数中;

[0056] (3.2) 利用origin软件中的Rank models App为每个指标选择最优模型建立指标和污染物的关系模型。

[0057] 在本发明中,步骤(3.1)中所述的模型公式包括:

[0058] $\log\text{-logistic}: y = c + (d - c) / (1 + \exp(b * (\log(x) - \log(e))))^f$;

[0059] $\text{Brain-Cousens}: y = c + (d + f * x - c) / (1 + \exp(b * (\log(x) - \log(e))))$;

[0060] $\text{Cedergreen-Ritz-Streibig}: y = c + (d + f * \exp(-1/x) - c) / (1 + \exp(b * (\log(x) - \log(e))))$;

[0061] $\text{Weibull I}: y = c + (d - c) \exp(-\exp(b(\log(x) - \log(e))))$,

[0062] 上述模型公式的参数化采用统一的结构,系数b表示剂量-反应曲线的斜率,c、d表示反应的下限和上限,e表示有效剂量 EC_{50} 。

[0063] 在本发明中,步骤(3.2)中所述的选择最优模型的步骤具体优选为:

[0064] 利用origin软件中的Rank models App,输入污染物浓度和对应的指标数据,勾选步骤(3.1)中添加到origin软件中的剂量效应曲线模型,软件会输出不同模型的使用拟合度(GoF)指数,包括赤池信息准则(AIC)、贝叶斯信息准则(BIC)、决定系数(R^2)、残差平方和(RSS)、均方根误差(RSS/dof),AIC、BIC、RSS、RSS/dof值越小, R^2 越接近1,则模型对数据的拟合越好,软件会依据使用拟合度指数对模型进行排序,排在前列的为最佳拟合模型。

[0065] 在本发明中,步骤(4)中所述依据拟合函数计算每个评价终点指标的毒性阈值的方法具体优选为:

[0066] (4.1) 计算污染物胁迫造成指标相对于对照组产生x%的不利影响:

[0067] $b = a * (1 \pm x\%)$,

[0068] 式中:a表示污染物浓度为0时也即对照组对应的指标数值,“(1±x%)”表示若胁迫造成指标值下降为“(1-x%)”,若胁迫造成指标值上升为“(1+x%)”;

[0069] (4.2) 利用计算得到的b代入指标与污染物的剂量效应关系曲线,计算出每个指标相对于对照组污染物胁迫造成x%的不利影响时对应的污染物浓度分别作为毒性阈值 EC_x 。

[0070] 在本发明中,步骤(4)中所述利用主成分分析法计算每个评价终点指标的权重的方法具体优选为:首先通过极差法对所选指标数据进行标准化处理,然后利用主成分分析,得到方差解释表和成分矩阵表,提取累计贡献率>80%的主成分来计算权重。

[0071] 在本发明中,步骤(5)中所述依据评价终点指标的毒性阈值与权重计算植物对污染物的综合毒性阈值的公式具体优选为:

$$[0072] \quad EC_x = \sum_{i=1}^n EC_{xi} * W_i ;$$

[0073] 式中: EC_x 表示综合毒性阈值, EC_{xi} 表示评价终点指标i的阈值, W_i 表示评价终点指标i的权重。

[0074] 在本发明中,所述先锋植物优选包括禾本科或豆科植物,进一步优选为黑麦草和紫花苜蓿;所述污染物优选包括 NH_4^+ 、 SO_4^{2-} 或重金属污染物。

[0075] 下面结合实施例对本发明提供的技术方案进行详细的说明,但是不能把它们理解为对本发明保护范围的限定。

[0076] 实施例1

[0077] 以离子型稀土矿先锋植物黑麦草对铵的毒性阈值浓度测定为例,具体步骤如下:

[0078] (1)测定离子型稀土矿污染物对先锋植物的毒性效应:

[0079] 将1kg的离子型稀土矿区无污染土壤分别装入盆栽里,将盆栽分为不同梯度,每个梯度设置3个生物学重复,分别加入梯度浓度且体积相同(100ml)的氯化铵溶液后混合均匀,获得0,36,90,180,360,540和720 $mg \cdot kg^{-1}NH_4^+$ 污染土壤;

[0080] 在每个盆栽1.5cm深度种植种子50粒,植物种植到快速生长期时进行采样,测定植物生长生理指标:株高、地上地下生物量、叶绿素a、叶绿素b、胡萝卜素、可溶性糖、脯氨酸、过氧化氢、丙二醛、超氧化物歧化酶(SOD)、过氧化物酶(POD)、谷胱甘肽过氧化物酶(GPX)和谷胱甘肽(GSH)。

[0081] (2)基于步骤(1)得到的毒性效应测定结果,与污染物进行相关性分析确定与污染物显著相关的指标:利用SPSS软件对各指标数据与铵浓度进行相关性分析,结果得到 NH_4^+ 与脯氨酸, H_2O_2 ,MDA,POD,GPX和GSH具有显著的正相关关系,与植物高度,根干重,可溶性糖与 NH_4^+ 有显著的负相关。

[0082] (3)以污染物浓度为自变量x,步骤(2)中筛选出的显著相关指标为因变量y,为指标选取最优的剂量效应模型进行拟合:将R语言中剂量反应曲线(drc)包所包含的模型公式添加到origin的非线性拟合自定义函数中;利用origin的Rank models App计算同一指标在不同模型拟合下的GoF指数判断模型整体拟合程度,GoF指数越大,则模型对数据的拟合越好。

[0083] (4)以与污染物浓度显著相关且剂量效应关系拟合效果好($R^2 > 0.8$)的指标作为综合毒性阈值评价终点指标。得出结果以黑麦草的根系干重,可溶性糖,脯氨酸, H_2O_2 ,MDA和GSH作为综合毒性阈值评价终点指标。指标的剂量效应曲线拟合曲线如图2所示,黑麦草的根干重,可溶性糖,MDA, H_2O_2 与铵浓度的剂量效应曲线符合logistics模型,脯氨酸,GSH与铵浓度的剂量效应曲线符合DoseResp模型。利用各指标与污染物的剂量效应关系曲线,求出铵胁迫造成植物相对于对照组($0mg \cdot kg^{-1}NH_4^+$)产生5、10、25、50%的不利影响时对应的污

染物浓度分别作为毒性阈值 EC_5 、 EC_{10} 、 EC_{25} 、 EC_{50} 。同时利用极差法对所选指标数据进行标准化处理,然后进行主成分分析,得到方差解释表和成分矩阵表,提取累计贡献率大于80%的主成分来计算权重。得到黑麦草根干重、可溶性糖、脯氨酸、 H_2O_2 、MDA、GSH的毒性阈值 EC_5 分别为3.9、321.2、101.6、37.5、484.8、43.1 $mg \cdot kg^{-1}$ (EC_{10} 、 EC_{25} 、 EC_{50} 如表1所示),对应的指标权重为0.1194、0.1656、0.1803、0.1779、0.1763、0.1806(如表2所示)。

[0084] 表1黑麦草终点指标的毒性阈值

	根干重	可溶性糖	脯氨酸	H_2O_2	MDA	GSH
EC_5	3.9	321.2	101.6	37.5	484.8	43.1
EC_{10}	6.9	380.5	161.9	73.2	492.4	82.7
EC_{25}	16.1	483.0	289.0	171.3	502.8	185.4
[0085] EC_{50}	38.0	596.0	420.3	311.1	511.0	320.2
Model	Logistic	Logistic	DoseResp	Slogistic1	Logistic	DoseResp
RSS/dof	0.011	0.212	47.638	5.501	0.026	1.503
RSS	0.191	3.610	666.932	99.016	0.449	25.550
R^2	0.98	0.89	0.86	0.82	0.99	0.82

[0086] 表2黑麦草终点指标的权重

指标	PC1	综合评分系数	权重
特征根		5.015	
方差解释率		83.59%	
GSH	0.4387	0.4387	0.1806
脯氨酸	0.4379	0.4379	0.1803
[0088] H_2O_2	0.4321	0.4321	0.1779
MDA	0.4281	0.4281	0.1763
可溶性糖	0.4021	0.4021	0.1656
根干重	0.29	0.29	0.1194

[0089] (5) 依据评价终点指标的阈值与权重计算植物对污染物的综合毒性阈值。通过公式:

$$[0090] \quad EC_x = \sum_{i=1}^n EC_{xi} * W_i ;$$

[0091] 式中: EC_x 表示综合毒性阈值, EC_{xi} 表示评价终点指标i的阈值, W_i 表示评价终点指标i的权重。

[0092] 最终得出黑麦草对铵的综合毒性阈值 EC_5 为171.9 $mg \cdot kg^{-1}$,同理可得 EC_{10} 为207.8 $mg \cdot kg^{-1}$, EC_{25} 为286.6 $mg \cdot kg^{-1}$, EC_{50} 为382.3 $mg \cdot kg^{-1}$ 。

[0093] 综上所述,本发明通过筛选离子型稀土矿污染物显著影响的植物生长生理指标作为评价终点指标,考虑了不同污染物对不同植物的特异性,合理选择毒性阈值评价指标有助于更精确地计算阈值;同时,为了避免单一的剂量效应模型拟合多种指标会存在拟合效果不佳的情况,对指标进行了多模型拟合效果评价,从而选择最佳拟合模型,提高了测算的准确性。本发明对离子型稀土矿生态恢复中判断先锋植物对污染物的毒性阈值提供了一整套可行性的方法指导,同时也为稀土矿区植被恢复中先锋植物的筛选提供了参考价值。

[0094] 以上所述仅是本发明的优选实施方式,应当指出,对于本技术领域的普通技术人员来说,在不脱离本发明原理的前提下,还可以做出若干改进和润饰,这些改进和润饰也应视为本发明的保护范围。

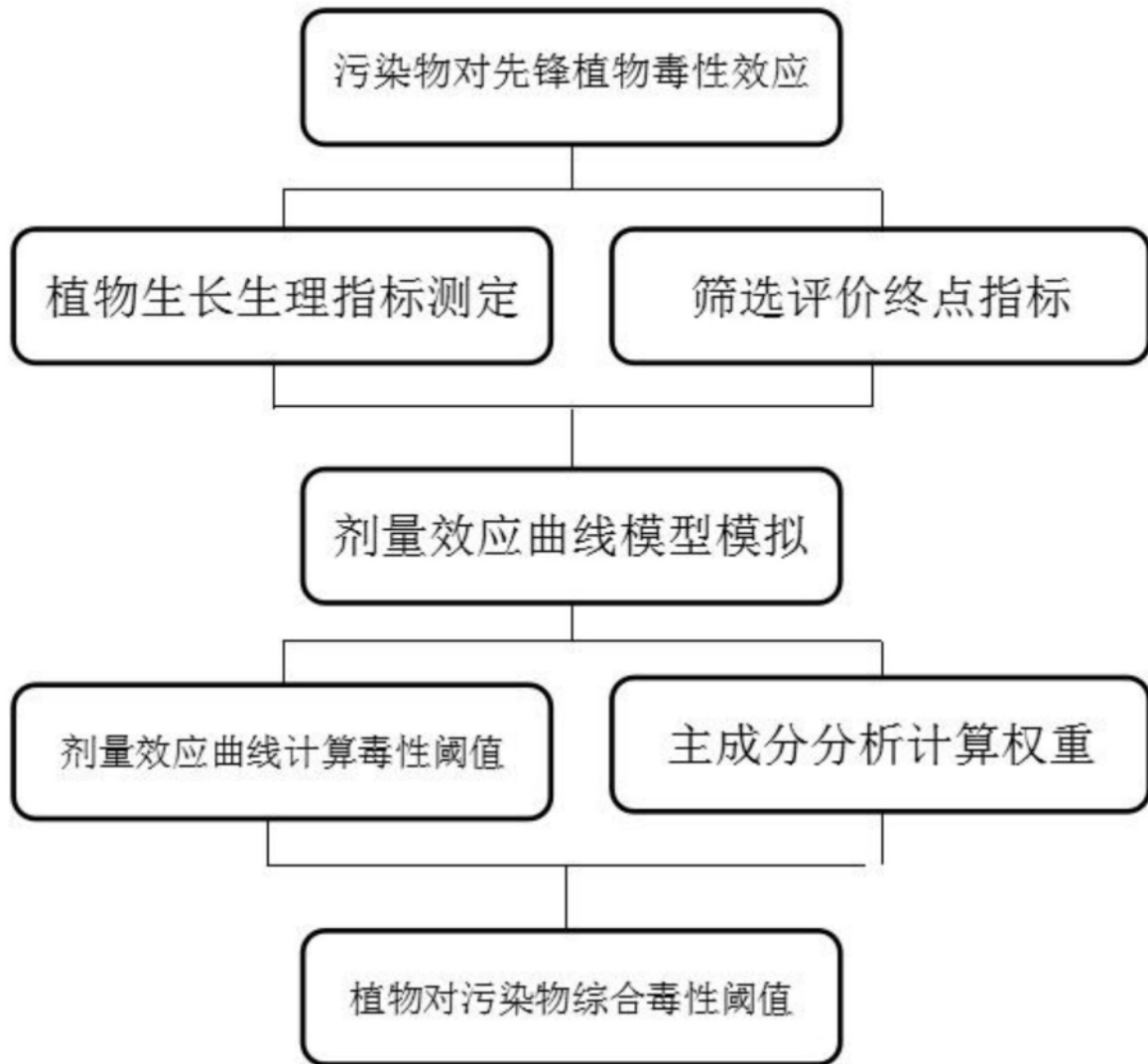


图1

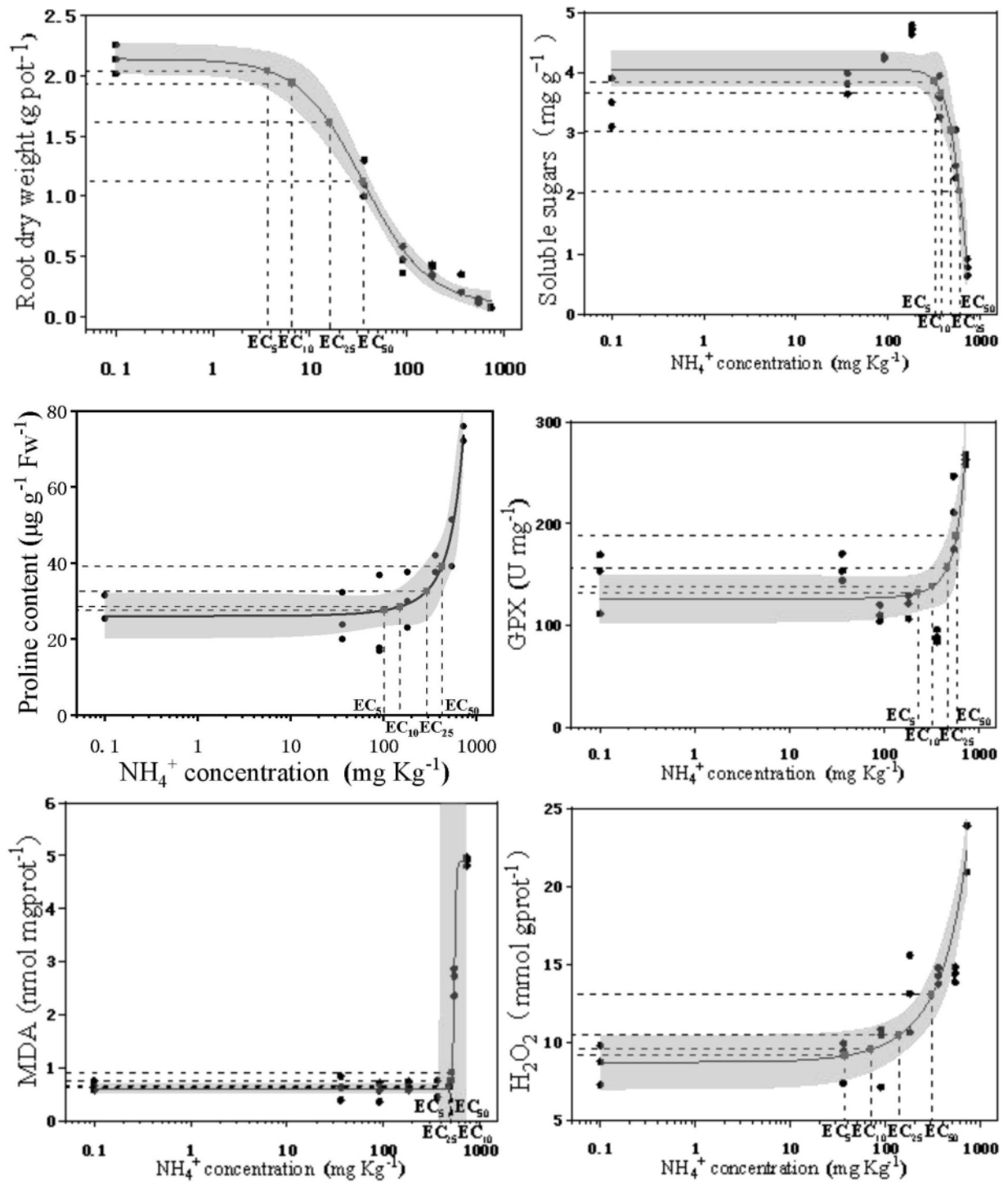


图2