

页岩气开发地块特征污染物生态风险评估 技术导则（征求意见稿）编制说明

标准编制组

二〇二三年八月

目 次

1 项目背景.....	1
1.1 任务来源.....	1
1.2 工作过程.....	2
2 制定标准的必要性分析.....	4
2.1 加强页岩气开发场地污染生态风险评估的需要.....	4
2.2 现行标准存在的问题.....	4
3 国内外标准研究概况.....	6
3.1 国外发展概况.....	6
3.2 国内发展概况.....	12
4 编制的依据与原则.....	15
4.1 编制依据.....	15
4.2 编制原则.....	15
5 主要技术内容说明.....	17
5.1 适用范围.....	17
5.2 规范性引用文件.....	17
5.3 术语和定义.....	17
5.4 页岩气开发地块特征污染物生态风险评估制定程序.....	21
5.5 《导则》框架的确定.....	21
5.6 全生命周期风险源识别.....	23
5.6.1 资料收集.....	23
5.6.2 钻井项目组成及主要风险源.....	25
5.6.3 钻井各阶段风险源识别.....	26
5.6.4 运行期.....	31
5.6.5 退役期.....	31
5.6.6 污染源分类及总结.....	31
5.7 不同工况状态下污染物识别.....	33
5.7.1 正常工况下污染物识别.....	34

5.7.2 事故工况下污染物识别	37
5.7.3 暴露场景分析	42
5.8 物种筛选	44
5.8.1 物种来源	44
5.8.2 受试物种筛选原则	47
5.8.3 推导生态风险评估阈值的物种要求	48
5.9 阈值指标选择	49
5.10 风险表征	61
5.10.1 单一污染物风险表征	61
5.10.2 复合污染物风险表征	72
5.11 风险等级划分研究	76
5.11.1 国外风险分级	76
5.11.2 国内风险分级	80
5.11.3 生态风险等级划分	81
5.12 不确定度分析	84
5.12.1 不确定度分析的定义及作用	84
5.12.2 不确定性来源、分类	84
5.12.3 不确定性量化分析	86
7 标准实施的建议	86
参考文献	87

1 项目背景

1.1 任务来源

我国页岩气资源丰富，页岩气勘探开发已取得重大突破，成为全球第三个实现规模化商业开发的国家。根据自然资源部“十三五”(2016—2020年)规划对全国油气资源的评价结果(2020年)，中国页岩气的地质资源量约为 $106\times 10^{12}\text{ m}^3$ ，是常规天然气的1.3倍；技术可采资源量约为 $20\times 10^{12}\text{ m}^3$ 。截至2021年，中国累计探明页岩气地质储量为 $28\ 211\times 10^8\text{ m}^3$ ，全部来自四川盆地志留系，资源探明率为2.6%。预测到“十四五”(2021—2025年)规划末期，中国的天然气产量将达到 $2\ 300\times 10^8\text{ m}^3$ ，其中，页岩气可达 $(300\sim 400)\times 10^8\text{ m}^3$ ，增量占比超过45%；到2030年，页岩气的产量将达到 $(800\sim 1\ 000)\times 10^8\text{ m}^3$ ^[1]。

随着我国开采规模不断扩大，页岩气开发造成的潜在生态环境问题引起社会的广泛关注。页岩气主分布区水资源匮乏、地质条件复杂多变，开发过程不一。页岩气藏的开发过程可能会带来大量破碎岩石、含重金属矿物污泥和高盐复杂有机返排液/采出水(含大量有机化合物)，已经或将造成土壤、地表水与地下水污染，潜在生态环境风险严重。系统查明页岩气藏开发全流程导致的土壤-地表水、地下水污染机制，并结合我国地质背景和页岩气开发实践，对页岩气藏开发过程中产生的毒害污染物质进行有效筛查和风险评估，明确控什么、如何控，是页岩气开发场地污染防治、推进基于风险的环境管理的前提和当务之急，亟待有效的科技支撑。

在国家重点研发计划项目“页岩气开采场地特征污染物筛查与污染防治”的支持下，标准编制组所在的该重点研发计划项目组在我国典型页岩气藏开采过程中污染物的类型、特征与产生机制研究以及提出适合我国国情的页岩气藏开采场地污染风险预警与防控技术等方面开展了一系列工作，获得了大量的研究成果和资料，在此基础之上，标准编制组通过进一步总结和凝练其中的相关研究成果开展了该标准的编制工作。

1.2 工作过程

标准编制组在已有污染场地生态风险评估方法的基础上，识别页岩气开发正常工况和事故状态下的风险源，建立土壤、地表水与地下水污染风险评价指标体系，构建页岩气开发场地生态风险评估方法。通过建立涵盖生物个体、种群和群落、生态系统三个水平的生态风险等级划分体系，定量表征页岩气开发场地生态风险，确定不同风险等级及安全阈值。

2020年，课题组开展“页岩气开发地块特征污染物生态风险评估技术导则”编制工作的前期调研和准备工作。课题组主要是通过文献调研方式，解析国外生态风险评估标准和技术规范文件的内容，以及解析国内风险评估相关标准技术规范的内容，并结合相关文献以及对我国典型页岩气开发场地实地调研的基础之上，提出本项目的“页岩气开发地块特征污染物生态风险评估技术导则”框架。

针对页岩气开发场地生态风险评估工作，子课题组提出构建本评估技术导则需要解决的8个技术要点，包括：物种选择、全生命周期风险源识别、不同工况状态下生态风险评估方法构建、阈值指标选择、风险表征方法、种群和生态系统风险评估模型建模、风险等级划分研究、不确定度分析。

2021年，围绕这8个技术要点，通过文献调研和现场勘察，初步提出并解决该技术要点的内容。经过课题组不断讨论、修改和完善标准的文本和编制说明，形成了目前的标准技术规范初稿，即《页岩气开发地块特征污染物生态风险评估技术导则》（草案）。

2021年3月—2020年12月成立《页岩气开发地块特征污染物生态风险评估技术导则》（以下简称“导则”）编制组，启动标准制定。编制组召开开题论证会，明确《导则》的编制原则、方法、技术路线和主要技术内容，形成《导则》（草案）及其编制说明，并向中国环境科学学会提交立项申请书。

2021年12月02日中国环境科学学会在北京召开《页岩气开发地块特征污染物生态风险评估技术导则》等团体标准立项论证会，经专家组质询论证后通过立项评审。

2021年12月02日-2023年3月1日期间，根据立项评审会专家意见对该标准草案进行了修编，此后又多次采用函件方式征求专家意见，根据专家意见进行修改后行程目前的“征求意见稿”稿件。2023年3月2日，在北京召开了该

标准“征求意见稿”的专家论证会议，经专家质询和讨论后形成专家评审意见；标准编制组根据上述意见对稿件继续进行了修改和完善，形成目前的标准“征求意见稿”。

2 制定标准的必要性分析

2.1 加强页岩气开发场地污染生态风险评估的需要

页岩气藏的开发过程可能会带来大量破碎岩石、含重金属矿物污泥和高盐复杂有机返排液/采出水（含大量有机化合物），已经或将造成土壤、地表水与地下水污染，潜在生态环境风险严重。系统查明页岩气藏开发全流程导致的土壤-地表水、地下水污染机制，并结合我国地质背景和页岩气开发实践，对页岩气藏开发过程中产生的毒害污染物质进行有效筛查和风险评估，明确控什么、如何控，是页岩气开发场地污染防治、推进基于风险的环境管理的前提和当务之急，亟待有效的科技支撑。

生态风险评价框架是一套标准化的方法体系，规定了生态风险评价的总体工作内容、技术路线、关键方法步骤和各阶段产出成果，为生态风险评价的科学方法有效转化为生态环境管理策略提供途径。从 20 世纪 90 年代起，以美国为代表的一批发达国家逐步构建了生态风险评价技术框架，并颁布了一系列相关标准、导则和技术文件，直接支撑了上述国家生态环境保护相关的现行法律法规，影响了有关国家的生态环境管理与决策。以美国、英国和澳大利亚都已经构建了各自的生态风险评估框架，我国对于生态风险评价的具体实施还缺乏规范性的指导方法。尤其是针对页岩气开发场地的生态风险评估，尚属于起步阶段，亟需规范性技术导则，以页岩气开发的生态风险管理提供决策支持。

2.2 现行标准存在的问题

我国页岩气开发处于规模化开发初期，“十二五”期间，建成了 4 个国家级开采示范区^[2]，“十三五”期间，四川地区建成国内首个百亿立方米级别的页岩气田^[3]。但是关于开发场地污染物的研究仅涉及对返排液地球化学特征及来源的表征，而对于不同地质、地表条件下的页岩气开发场地生态风险评估尚属空白，也尚未建立标准化的风险评估方法。

现行的部分环境行政法规和规章制度也适用于油气行业生态风险评估。如《中华人民共和国对外合作开采陆上石油资源条例》（2011年9月最新修订）和《海洋石油开发工业含油污水排放标准》（1985年颁布），这两项条例和标准主要针对具体部门的环境或运营法规，对于污染场地生态风险评估内容只是涉及，并未给出具体的指导要求。

在部分常规油气产量较高的省份（如甘肃、河北、黑龙江、辽宁、陕西、山东和新疆）通过了自己的油气开发环境法规，但是对于污染场地的生态风险评估是不涉及的。四川盆地所在的五个省（即四川、云南、贵州、湖北和湖南）没有针对石油和天然气行业的省级环境法规。《2011-2020年国家地下水污染防治计划》指出在石油和天然气勘探、开发的过程中对环境的保护措施不足是十分普遍的。我国的页岩气开发是向所有类型的企业开放的，包括没有油气勘探和开发经验的企业，因此缺乏针对页岩气开发缺乏具体的环境法规是监管体系的一个亟待解决的问题。

3 国内外标准研究概况

3.1 国外发展概况

生态风险特指外界压力对非人类的生物个体、种群、群落和生态系统的不利影响。生态风险评估是利用科学实验数据表征一种或多种外界压力(如化学胁迫)对生态系统或其组成部分造成影响的严重性和概率,综合暴露和效应分析定性或定量阐释风险。生态风险评价是在风险管理的框架下发展起来的,重点是评估人为活动引起生态系统的不利改变,最终为风险管理提供决策支持。各国政府为有效开展风险评估,相继开发了风险评估模型工具:最常用的为美国生态风险评估框架(USEPA)、欧盟物质评估系统(EUSES),这些系统可以评估化学物质对生态环境风险,通过输入化学物质的物理化学性质和危害性数据,可以推测化学物质的排放量及分布,推算暴露水平,并结合危害性数据进行风险判断。表 3.1-1 所示的为各国主要化学品环境暴露评估模型。

污染场地生态风险评估属于特定问题框架,需要在遵循一般框架的基础之上,针对其面临的问题制定更具针对性和可操作性的评估框架和体系,包括终点列表、一般概念模型、暴露-反应模型等。页岩气开发场地是近年来逐渐受到重点关注的一类污染场地。美国由于页岩气开采时间早、规模大,对页岩气开采过程产生的典型污染物地球化学特征及时空演化、污染物来源解析等开展了系列研究,但是针对页岩气开发场地的生态风险评价研究较少,开发过程产生的污染物对生态环境到底存在哪些影响、如何进行量化评估等尚未形成技术体系,而我国处于页岩气规模化开发的初期,目前关于开发场地污染物的研究仅涉及对返排液地球化学特征及来源的表征,而对于不同地质、地表条件下的页岩气开发场地生态风险评估尚属空白;国外生态风险评估研究起步较早,20 世纪 90 年代,生态风险胁迫因子已从单一的化学因子,扩展到多种化学因子及可能造成生态风险的事件,风险受体也从人体发展到种群、群落、生态系统。1998 年,美国环保局颁布了生态风险评估框架性指南,提出了生态风险评估“三步法”,即提出问题、分析问题和风险表征,美国、欧洲陆续建立了以 IRIS、REACH 法规等为代表的生态毒

理数据库以及评估方法，系统收集污染物剂量-效应、形态归趋、生物有效性等数据，归一化后形成标准毒性评估参数。我国虽然已建立了人群健康风险的层次化评估框架以及基于人群健康风险的污染场地评估方法，但尚未建立保护生态环境和地表水、地下水安全的评估框架，缺乏本土化的毒性数据科学支撑风险评估，对页岩气开采开发等特殊场地，也尚未建立标准化的风险评估方法。

表 3.1-1 各国主要化学品环境暴露评估模型^[4]

模型名称 Models	排放 Release	STP	环境介质 Environmental media				食物链 Food chains	使用国家或组织 Country or organization
			水 Water	土 Soil	气 Air	多介质 Multi-media		
Chesar	√	SimpleTreat	√	√	√	SimpleBox	√	欧盟 EU
EUSES	√	SimpleTreat	√	√	√	SimpleBox	√	欧盟 EU
TRA	√	SimpleTreat	√	√	√	SimpleBox		欧盟 EU
ChemSTEER	√							美国 US
SimpleTreat		√						欧盟 EU
STPWIN		√						美国 US
SimpleBox						√		欧盟 EU
LEV3EPI						√		美国 US
EQC						√		加拿大 Canada
GREAT-ER			√					欧盟 EU
E-Fast			√					美国 US
ISCST					√			美国 US
ADMER					√			日本 Japan
Fish							√	加拿大 Canada

生态风险评价研究的发展可以大致划分为 4 个阶段：第 1 阶段（20 世纪 80 年代以前）为萌芽阶段，主要是针对突发环境事件的风险评价；第 2 阶段（20 世纪 80 年代）为定量评估起步阶段，主要研究内容为毒理评价和人体健康评价；第 3 阶段（20 世纪 80-90 年代）是生态风险评价的规范化阶段，多个国家和组织颁布了生态风险评价相关的标准文件；第 4 阶段（20 世纪 90 年代至今）则是生态风险评价的发展阶段，研究人员开展了景观、区域和流域等大尺度的综合生态风险评价研究。生态风险评价的发展也逐步呈现由单一风险源到多风险源、由单一受体到多受体、由局地到区域景观水平的变化^[5]。

美国是世界上最早开展生态风险评价方法制定的国家。美国国家科学院（National Academy of Science, NAS）早在 1983 年提出风险评价的 4 个步骤，即危害识别、剂量-效应关系、暴露评价和风险表征。以这 4 个基本步骤为指导，1992 年，USEPA 依托风险评价论坛（Risk Assessment Forum）编制了《生态风险评估框架》。在该框架的基础上，USEPA 于 1998 年正式发布了《生态风险评价指南》。

《超级基金生态风险评价方法》是在 USEPA1992 年的生态风险评价框架的基础上建立的，与《生态风险评价导则》的原则一致，但作为直接针对超级基金场地规范，具有更强的强制性、规范性和可操作性。生态风险评价常用于 USEPA 对超级基金场地管理中的修复调查/可行性研究（RI/FS）阶段，其目的是评估污染场地危险化学品释放或者场地修复过程对生态环境的影响，为风险管理决策提供依据。评价的主要目标：（1）明确并表征由有害物质释放所造成的当前的及潜在的环境危害；（2）确定可满足自然资源保护目标的清理修复目标水平。评价过程应详细阐述各个层次的生态受体（组织、物种、种群和生态系统）、栖息地和暴露途径，以及环境胁迫的来源及分布。

英国环保署一直致力于建立合适的生态风险评价（ERA）框架，以衡量土壤污染所产生的生态风险。在参考了美国、澳大利亚、荷兰和加拿大所制定的生态风险评价框架之后，英国环保署于 2002 年编制了《根据土壤污染评价生态风险》的报告，提出了生态风险评价框架的构架建议。2008 年，英国环保署与食品部等多个部门机构联合，正式颁布了《针对土壤污染物的生态风险评价框架》。

在 USEPA 生态风险评价框架的基础上，澳大利亚与新西兰于 1992 年制定了当地适用的生态风险评价框架。在澳大利亚 1999 年颁布的《国家环境保护办法——场地污染评估》（NEPM）中，对该评价方法进行了完善和扩展，形成了层次化的评估框架。

美国由于页岩气开采时间早、规模大，对页岩气开采过程产生的典型污染物地球化学特征及时空演化、污染物来源解析等开展了系列研究。随着美国对页岩气开采的发展，于 2016 发布了《油气水力压裂：水力压裂水循环对美国饮用水资源的影响》，这是少数针对页岩风险评估有关的指南。但是美国针对页岩气开

发场地的生态风险评价研究仍然较少,开发过程产生的污染物对生态环境到底存在哪些影响、如何进行量化评估等尚未形成技术体系。

表 3.1-2 国外生态风险评估标准和技术规范文件

序号	发布部门	标准编号	英文标准名称	发布日期
1	Risk Assessment Forum, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC	EPA/630/R-92/00 1	Framework for Ecological Risk Assessment	Feb-92
2	Risk Assessment Forum, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC	EPA/630/R-95/00 2F	Guidelines for Ecological Risk Assessment	Apr-1998
3	Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC	EPA-600-R-16-2 36Fa; EPA-600-R-16-2 36Fb; EPA-600-R-16-2 36ES	Hydraulic Fracturing for Oil and Gas: Impacts from the Hydraulic Fracturing Water Cycle on Drinking Water Resources in the United States	Dec-2016
4	Ecological Committee on FIFRA Risk Assessment Methods (ECOFRAM)	Report	ECOFRAM Terrestrial Draft Report	May-1999
5	Office of Solid Waste and Emergency Response, United States Environmental Protection Agency	9355.4-14FSA EPA/540/F-95/04 1 PB96-963501	Soil Screening Guidance: Fact Sheet	July-1996
6	European Parliament and of the Council	Report	Council Regulation (EEC) No. 793/93; Commission Directive 93/67/EEC of 20 July 1993	1993
7	UK DETR, the Environment Agency, and IEH	Report	Guidelines for Environmental Risk Assessment and Management	July-2000

8	UK Environment Agency	Report	Introducing Environmental Risk Assessment	2000
9	Solid Waste and Emergency Response U.S. Environmental Protection Agency	EPA 540-R-97-006 OSWER 9285.7-25 PB 97-963211	Ecological Risk Assessment Guidance for Superfund: Process for Designing and Conducting Ecological Risk Assessments	June-1997
10	Risk Assessment Forum, U.S. Environmental Protection Agency Washington, DC 20460	EPA/630/R-97/00 1	Guiding Principles for Monte Carlo Analysis	March-1997
11	Risk Assessment Forum U.S. Environmental Protection Agency Washington, DC	EPA/630/P-03/00 1F	Guidelines for Carcinogen Risk Assessment	March-2005
12	Risk Assessment Forum U.S. Environmental Protection Agency Washington, DC	EPA/630/R-98/00 3	Guidelines for Mutagenicity Risk Assessment	September-1986
13	Risk Assessment Forum U.S. Environmental Protection Agency Washington, DC	EPA/630/R-95/00 1F	Guidelines for Neurotoxicity Risk Assessment	April-1998
14	Risk Assessment Forum U.S. Environmental Protection Agency Washington, DC	EPA/600/FR-91/001	Guidelines for Developmental Toxicity Risk Assessment	December-1991
15	Risk Assessment Forum U.S. Environmental Protection Agency	EPA/100/B-19/00 1	Guidelines for Human Exposure Assessment	October-2019

16	Risk Assessment Forum U.S. Environmental Protection Agency Washington, DC 20460	EPA/630/R-92/00 1	Framework For Ecological Risk Assessment	February-1 992
----	--	----------------------	---	-------------------

3.2 国内发展概况

我国生态风险评价起步较晚,于 20 世纪 80 年代开始对事故风险的生态影响加以重视,并进行研究。2004 年原国家环境保护总局发布 HJ/T 169-2004《建设项目环境风险评价技术导则》,将建设项目生态风险评价纳入环境影响评价管理范畴;环境保护部于 1997 年编制了《环境影响评价技术导则 生态影响》,并于 2011 年修订发布了 HJ19-2011,规定建设项目、区域规划的生态影响评价内容。国家水利部基于我国环境影响评价的相关要求,参考美国生态风险评估框架,于 2009 年发布了《生态风险评价导则》。该标准规定了生态影响评价的评价内容、程序、方法和技术要求,适用于建设项目的生态影响评价以及区域和规划的生态影响评价。

我国虽然已建立了人群健康风险的层次化评估框架以及基于人群健康风险的污染场地评估方法,并在化学品及其环境及健康风险评估等方面出台了一些标准、导则和指南。但尚未建立保护生态环境和地下水安全的评估框架,缺乏本土化的毒性数据科学支撑风险评估。

我国处于页岩气规模化开发的初期,目前关于开发场地污染物的研究仅涉及对返排液地球化学特征及来源的表征,而对于不同地质、地表条件下的页岩气开发场地生态风险评估尚属空白,也尚未建立标准化的风险评估方法。

表 3.2-1 国内环境风险评估相关文件

序号	发布部门	文件号	文件名称	指南性质	发布日期
1	中华人民共和国国家质量监督检验检疫总局、中国国家标准化管理委员会	GB/T 27921-2011	风险管理 风险评估技术	实施	2011.12.30
2	国家质量监督检验检疫总局、国家标准化管理委员会	GB/T24782	持久性、生物累积性和毒性物质及高持久性和高生物累积性物质的判别方法		2009.12.15
3	生态环境部	HJ 831—2022	淡水生物水质基准推导技术指南	实施	2022.3.10
4	生态环境部	HJ 1111-2020	生态环境健康风险评估技术指南 总纲	实施	2020.3.18
5	生态环境部	/	化学物质环境与健康风险表征技术导则（试行）	试行	2020.12
6	生态环境部	/	化学物质环境与健康危害评估技术导则（试行）	试行	2020.12
7	生态环境部	/	化学物质环境与健康暴露评估技术导则（试行）	试行	2020.12
8	生态环境部	HJ2.3-2018	环境影响评价技术导则 地表水环境	实施	2019.3.1
9	生态环境部	HJ 169-2018	建设项目环境风险评价技术导则	实施	2018.10.14
10	生态环境部	HJ 25.2-2014	场地环境监测技术导则	实施	2014.2.19
11	生态环境部	HJ 25.3—2014	污染场地风险评估技术导则		2014.2.19
12	生态环境部	HJ 624-2011	外来物种环境风险评估技术导则	实施	2011.9.9
13	生态环境部	HJ19-2011	环境影响评价技术导则—生态影响		2011.4.8
14	生态环境部、国家卫生健康委员会	环办固体（2019）54号	化学物质环境风险评估技术方法框架性指南（试行）	试行	2019.8.26
15	生态环境部	环办（2014）34号	企业突发环境事件风险评估指南（试行）	实施	2014.4.3
16	生态环境部	/	污染场地风险评估技术导则	征求意见稿	2009.9
17	生态环境部	征求意见稿	化学物质风险评估导则		/
18	生态环境部	/	新化学物质危害性鉴别导则	征求意见稿	/
19	水利部	SL/Z467-2009	生态风险评价导则	推荐性	2010/1/14

20	生态环境部	/	化学物质环境风险评估与管控条例	（征求意见稿）	/
----	-------	---	-----------------	---------	---

4 编制的依据与原则

4.1 编制依据

本导则主要引用我国一些术语定义以及生态风险评估技术的标准，具体如下：

GB/T 41611 页岩气术语和定义

GB/T 27921 风险管理 风险评估技术

GB 15618 土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准（试行）

GB 36600 土壤环境质量 建设用地土壤污染风险管控标准（试行）

HJ 1231 土壤环境 词汇

HJ 1257 化学物质环境管理 化学物质测试术语

HJ 682 建设用地土壤污染风险管控和修复术语

HJ 831 淡水生物水质基准推导技术指南

T/CSES 22 水环境化学污染物复合污染生态风险评估技术指南

T/CSES 23 水环境激素类化学污染物生态风险评估技术

4.2 编制原则

本导则的编制主要遵循以下原则：

（1）严格遵守我国相关法律、法规和标准。以《中华人民共和国环境保护法》《风险管理 风险评估技术》《建设项目环境风险评价技术导则》以及我国现行的环境保护法律法规、政策、条例、标准的相关规定和要求为主要依据。对国内外页岩气风险评估研究现状、法律法规、工作机制、技术现状和发展趋势等进行调研和对比分析，以便在标准制定过程中可以充分借鉴国内外的最新成果，使我国的页岩气风险评估工作能够适应我国政策法规的相关要求和发展趋势，实现与国际接轨。

（2）充分借鉴国内外相关标准和技术指南的经验。如美国《生态风险评价导则》、英国《针对土壤污染物的生态风险评价框架》、澳大利亚《国家环境保护办法——场地污染评估》和国内环境保护、农业、国家石油部门等各部分现有技

术标准和导则，总结经验教训，对于较为成熟的共性技术直接引进或等效采用，对数据不全的适当补充验证后应用，形成标准的内容框架。

(3) 围绕环境管理，同时符合我国环境特征和管理需要，服务页岩气开发生态环境保护的总体目标，明确标准制定的工作程序，提高工作效率，保证工作质量；另外，相关页岩气开发生态风险评估导则的制定工作必须有长期的实验研究和足够的数据支持，具备良好的前期基础，确保我国的页岩气开发生态风险评估导则的科学性、准确性和实用性，为环境管理服务。

综上，在充分吸收国内外页岩气生态风险评估最新研究进展的基础上，主要借鉴吸收美国页岩气生态风险评估和英国的污染场地风险评估技术导则，同时结合我国的区域特征和环境管理需求，形成了本导则。

5 主要技术内容说明

5.1 适用范围

根据保护页岩气开发地块以及导则在页岩气开发地块生态环境保护中的作用和地位,明确规定了导则在页岩气开发地块生态环境保护的一般性原则、程序、内容和方法。

由于我国地域辽阔导致的不同区域的物种和环境条件等存在差异,从而会引起导则的使用差异,因此导则是通用型的,适用于我国页岩气开发地块生态环境保护的使用,适用于页岩气开发地块土壤、地表水与地下水的污染物的生态评估及正常工况和普通事故工况的环境影响评估,不适用于井喷等重大事故的环境应急评估,不适用于放射性污染物的环境影响评估。

5.2 规范性引用文件

导则主要引用我国一些生态风险评估技术的标准,包括 GB/T 41611、GB/T 27921、GB 15618、GB 36600、HJ 1231、HJ 1257、HJ 682、HJ 831、T/CSES 22、T/CSES 23。

5.3 术语和定义

1 页岩气 shale gas 页岩气地质评价方法 (GB/T 41611-2022)

以游离态、吸附态为主,少量溶解态,赋存于富有机质页岩层段中的天然气。

注:一般具有自生自储、大面积连续分布、储层低孔低渗、单井无自然产能或低产,需通过增产改造才能获得工业气流等特点。

2 井场 well site (GB/T 41611-2022)

页岩气单井、平台井生产设施的场所。

3 页岩气开发地块 shale gas development plots (自定义)

页岩气开发矿权所在区域。

注：我国页岩气开发涉及污染生态影响的主要有两类：其一为页岩气生产平台，一般每个平台 3~6 口井，甚至更多；其二为页岩气开发矿权区域，上述的生产平台均分布在该区域内，平台间距在 5 公里左右。本文件规定的页岩气开发地块属于第二种情况。

4 特征污染物 characteristic pollutants

在页岩气开采过程或开采后可能导致潜在污染或对周边环境介质产生影响的特有污染物。（自定义）

5 生态风险评估 ecological risk assessment （HJ 1231-2022）

应用定量的方法评估、预测各种环境污染物对生物系统可能产生的风险及评估该风险可接受程度的模式或方法。

6 危害识别 hazard identification 建设用地土壤污染风险管控和修复术语(HJ 682—2019)

根据环境介质污染状况调查获取的资料，结合地块土地（规划）利用方式，确定地块的关注污染物、地块内污染物的空间分布和可能的受体。

7 受体 receptor（T/CSES 23-2021）

暴露于胁迫因子的生态实体，包括个体、种群、群落以及生态系统。

8 暴露评估 exposure assessment（T/CSES 23-2021）

对风险受体暴露环境中化学污染物的暴露量、频率及持续时间的估计或测定过程。

9 剂量-反应(效应)关系 dose-response (effect) relationship（HJ 1257—2022）

剂量与受试生物反应（效应）之间的定量关系。

10 效应浓度 effect concentration; EC_x（HJ 1257—2022）

在给定测试周期内，与对照组相比，导致 x%受试生物出现某观察效应的受试物浓度。

11 危害浓度 hazardous concentration（HC_x）

受影响物种的累积概率达到 x%时的污染物质浓度，或（100-x）%的物种能够得到有效保护的污染物质浓度。（参考《生态安全土壤环境基准制定技术指南(征求意见稿)》）

12 毒性阈值 threshold of toxicological concern（T/CSES 22-2021）

环境介质中（地表水、地下水、土壤）污染物暴露对生物受体（水生生物、陆生生物）产生不良效应的浓度（如半数致死浓度、预测无效应浓度）。

13 半数致死剂量(浓度) median lethal dose (concentration); LD50; LC50 (HJ 1257—2022)

在给定测试周期内，导致 50%受试生物死亡的受试物剂量或浓度。

14 预测无效应浓度 predicted no effect concentration; PNEC (HJ 1257—2022)

在现有认知条件下，在受关注环境单元中预计对受试生物不会产生不良效应的最高受试物浓度。

15 最低可观察效应浓度 lowest observed effect concentration; LOEC (HJ 1257—2022)

在给定测试周期内，与对照组相比，在统计学意义上对受试生物产生显著效应 ($p < 0.05$) 的最低受试物浓度。

16 无可观察效应浓度 no observed effect concentration; NOEC (HJ 1257—2022)

在给定测试周期内，与对照组相比，在统计学意义上对受试生物未产生显著效应 ($p \geq 0.05$) 的最高受试物浓度。

17 测试终点 test endpoint (HJ 1257—2022)

与对照组相比，受试物使受试生物发生变化的可测定的特征指标，常用测试终点有死亡率、抑制率等。

18 风险表征 risk characterization (HJ 682—2019)

综合暴露评估与毒性评估的结果，对风险进行量化计算和空间表征，并讨论评估中所使用的假设、参数与模型的不确定性的过程。

19 风险商 risk quotient, RQ (T/CSSES 23-2021)

风险商通常用于对某个单一化合物进行毒性效应评估，其计算方式是通过实际检测或者利用模型预测出的环境中该化合物的浓度与表明此物质胁迫程度的毒理数值相比，得到风险商值 (RQ)。

20 物种敏感度分布 species sensitivity distribution, SSD (HJ 831—2022)

描述不同物种由于生活史、生理构造、行为特征和地理分布等的不同，对某一污染物的敏感性差异遵循的概率分布规律。

21 不确定性分析 uncertainty analysis (HJ 682—2019)

对风险评估过程的不确定性因素进行综合分析评价。

表 5.3-1 术语来源信息表

术语名称	来源标准	标准编号
页岩气	《页岩气术语和定义》	GB/T 41611-2022
井场	《页岩气术语和定义》	GB/T 41611-2022
生态风险评估	《土壤环境 词汇》	HJ 1231-2022
危害识别	《建设用地土壤污染风险管控和修复术语》	HJ 682—2019
受体	《水环境激素类化学污染物生态风险评估技术》	T/CSES 23-2021
暴露评估	《水环境激素类化学污染物生态风险评估技术》	T/CSES 23-2021
剂量-反应（效应）关系	《化学物质环境管理 化学物质测试术语》	HJ 1257—2022
效应浓度	《化学物质环境管理 化学物质测试术语》	HJ 1257—2022
危害浓度	参考《生态安全土壤环境基准制定技术指南(征求意见稿)》	/
毒性阈值	根据《水环境化学污染物复合污染生态风险评估技术指南》修改	T/CSES 22-2021
半数致死剂量（浓度）	《化学物质环境管理 化学物质测试术语》	HJ 1257—2022
预测无效应浓度	《化学物质环境管理 化学物质测试术语》	HJ 1257—2022
最低可观察效应浓度	《化学物质环境管理 化学物质测试术语》	HJ 1257—2022
无可观察效应浓度	《化学物质环境管理 化学物质测试术语》	HJ 1257—2022
测试终点	《化学物质环境管理 化学物质测试术语》	HJ 1257—2022
风险表征	《建设用地土壤污染风险管控和修复术语》	HJ 682—2019
风险商	《水环境激素类化学污染物生态风险评估技术》	T/CSES 23-2021
物种敏感度分布	《淡水生物水质基准推导技术指南》	HJ 831—2022
不确定性分析	《建设用地土壤污染风险管控和修复术语》	HJ 682—2019
页岩气开发地块	自定义	
特征污染物	自定义	

5.4 页岩气开发地块特征污染物生态风险评估制定程序

针对页岩气开发场地土壤、地表水与地下水生态风险评估，制订其评估流程主要包括 4 个流程，即：评估方案的制定、风险识别、暴露评估、风险表征、风险等级划分、评估报告编制。

5.5 《导则》框架的确定

生态风险特指外界压力对非人类的生物个体、种群、群落和生态系统的不利影响。生态风险评估是利用科学实验数据表征一种或多种外界压力(如化学胁迫)对生态系统或其组成部分造成影响的严重性和概率，综合暴露和效应分析定性或定量阐释风险。生态风险评价是在风险管理的框架下发展起来的，重点是评估人为活动引起生态系统的不利改变，最终为风险管理提供决策支持。

生态风险评估的重要特征之一是需要遵循一个程序性框架，目前通用的评估框架为：问题表述-暴露表征-生态效应表征-风险表征（如图 5.5-1 所示）。一般分为以下过程：①制订计划，根据评价内容的性质、生态现状和环境要求提出评价的目标和评价点；②风险的识别，判断分析可能存在的危害及其范围；③暴露评价和生态影响表征，分析影响因素的特征以及对生态环境中各个要素的影响程度和范围；④风险评价结果表征，对评价过程得出结论，作为环保部门或规划部门的参考，作为生态环境保护决策的依据。

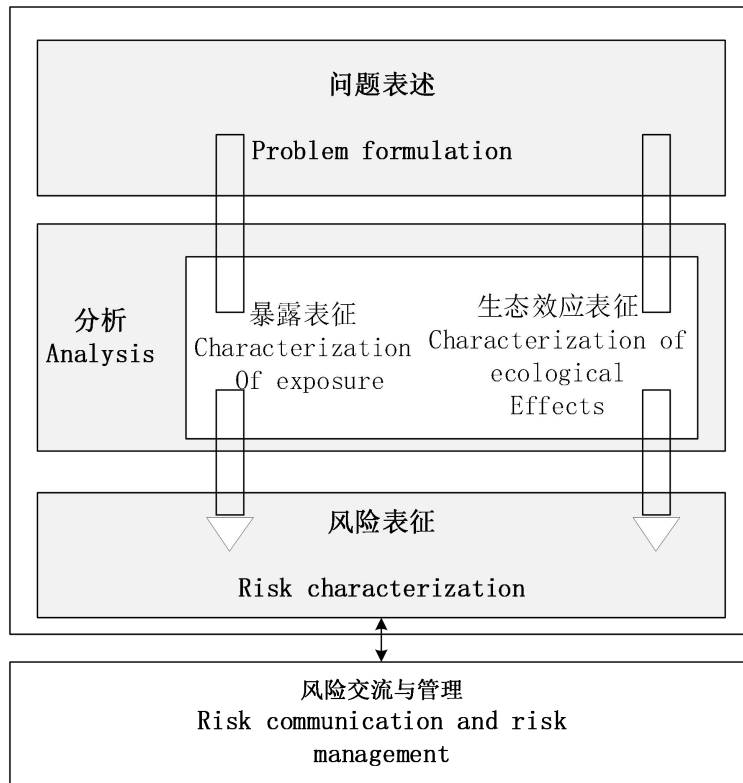


图 5.5-1 生态风险评估框架

页岩气开发污染场地生态风险评估属于特定问题框架，需要在遵循一般框架的基础之上，针对其面临的问题制定更具针对性和可操作性的评估框架和体系，包括终点列表、一般概念模型、暴露-反应模型等。本项目生态风险评估框架总体按照上述“四步法”的步骤（即危害识别、暴露评价、剂量-效应关系、风险表征 4 个部分），以“污染源-路径-风险受体”的思路，进行页岩气开发的土壤、地表水和地下水环境污染风险识别。建立针对从井场建设、钻井(含钻井固废的处置)、压裂试气、采气、集输等不同阶段工程的系统风险源识别方法。在本地化关键物种的风险源-风险受体暴露响应机理研究基础之上，建立页岩气开发区域多风险源、多风险受体的生态环境风险定量表征方法，明确页岩气开发地下水和土壤生态环境风险时空异质性。从而构建适合我国国情的页岩气开发地块生态风险指标体系和评估框架，重点是针对页岩气开发场地的生态风险识别、风险评价模式与表征方法，并在此基础上编制页岩气开发地块土壤、地表水和地下水生态风险评估技术导则，为科学进行生态风险规避提供方法依据。

5.6 全生命周期风险源识别

初步识别页岩气开发场地的全生命周期（包括施工期、运行期和退役期）各个工程环节的风险源，生态风险评估需要在对上述各个时期的各个工程阶段精准识别主要的环境影响因素及其潜在的风险受体基础之上，构建暴露场景，进行生态风险评估。

通过调研重庆涪陵和四川长宁地区页岩气开发场地的环境影响报告书和竣工环保验收报告，以及结合对这 2 个地区页岩气开发场地的实地调研，初步识别页岩气开发场地的全生命周期（包括施工期、运行期和退役期）各个工程环节的风险源。

5.6.1 资料收集

通过查阅四川省生态环境厅和重庆市生态环境局近三年公示的页岩气开采相关的环境影响评价报告书和竣工环保验收报告，分类收集并整理后汇集成下表，为后续识别页岩气开发场地的全生命周期各个工程环节的风险源提供基础资料。

表 5.6-1 环境影响评价报告书

序号	项目名称	建设单位	环评单位	编写日期
1	川西气田产能建设项目	中国石油化工股份有限公司西南油气分公司	北京国寰环境技术有限责任公司	2018.6
2	双鱼石区块栖霞组气藏试采地面工程	中国石油天然气股份有限公司西南油气田分公司川西北气矿	中煤科工集团重庆设计研究院有限公司	2019.1
3	宁 209H13 平台钻井工程	四川长宁天然气开发有限责任公司	中煤科工集团重庆设计研究院有限公司	2018.1
4	天府新区集输气管道工程成眉支线	四川省中油天然气管道有限公司	重庆九天环境影响评价有限公司	2019.5
5	威 202H10-9 井钻井工程	中国石油集团川庆钻探工程有限公司页岩气勘探开发项目经理部		2018.1
6	威 202H12 平台钻井工程	中国石油集团长城钻探工程有限公司四川页岩气项目部		2018.1
7	威 202H55 平台钻井工程	中国石油集团长城钻探工程有限公司四川页岩气项		2018.1

		目部		
8	威 204H12 平台钻井工程	中国石油集团川庆钻探工程有限公司页岩气勘探开发项目经理部		2018.1
9	威 204H38 平台钻井工程	中国石油集团川庆钻探工程有限公司页岩气勘探开发项目经理部		2018.1
10	威荣页岩气田龙马溪组页岩气产能建设项目地面工程	中国石油化工股份有限公司西南油气分公司页岩气项目部		2018.12
11	威页 41#平台钻采工程	中国石油化工股份有限公司西南油气分公司页岩气项目部		2018.3
12	威远页岩气田集输气管道工程	中国石油天然气股份有限公司西南油气田分公司蜀南气矿		2018.1
13	威远-天府新区输气管道工程	四川省天然气管道投资有限责任公司	上海建科环境技术有限公司	2019.7
14	钻井油基岩屑及含油污泥资源化利用技术改造项目	内江瑞丰环保科技有限公司	四川省环科源科技有限公司	2018.9
15	元坝-德阳输气管道工程	四川省天然气管道投资有限责任公司	北京中咨华宇环保技术有限公司	2018.5
16	长宁、威远、昭通三个区块页岩气开发产能建设项目		北京中油建设项目劳动安全卫生预评价有限公司	2015.12
17	宁 209H13 平台、宁 2099H16 平台钻井工程（重新报批）	四川长宁天然气开发有限责任公司	中煤科工集团重庆设计研究院有限公司	2018.3
18	自 204 井钻井工程（直改平）	四川页岩气勘探开发有限责任公司		2018.1
19	自 2001H7 平台钻进工程	四川页岩气勘探开发有限责任公司		2018.3
20	南川-两江新区天然气输气管道工程项目	重庆渝通天然气管道有限公司	重庆梁江源环境影响评价有限公司	2020.1
21	南川页岩气水江镇油基岩屑回收利用站		中煤科工集团重庆设计研究院有限公司	2017.11

5.6.2 钻井项目组成及主要风险源

初步识别页岩气开发场地的全生命周期（包括施工期、运行期和退役期）各个工程环节的风险源，生态风险评估需要在对上述各个时期的各个工程阶段精准识别主要的环境影响因素及其潜在的风险受体基础之上，构建暴露场景，以进行生态风险评估。

表 5.6-2 项目主要环境影响因素及污染物种类一览表

名称	建设阶段	建设内容	可能产生的环境影响
主体工程	钻前工程	井场建设，进场公路建设，平台水池建设，泥浆储备罐的基础建设，活动房建设等	临时占用部分土地，改变土地利用现状，破坏植被，改变自然地形地貌，可能导致水土流失，施工扬尘、噪声、固废等。
	钻井工程	平台内进行钻井	钻井过程产生废水、废气、固废和噪声等。
	压裂测试工程	射孔及压裂完井	泵注噪声、压裂返排液，测试放喷过程产生废气和放喷噪声以及热辐射。
辅助工程	给水	井场储水罐	占用部分土地，改变土地利用现状。
	排水	旱厕建设、废水收集池	改变土地利用现状，渗漏到周围环境
	供电	备用柴油机发电机组（电网停电时使用）	设备运行过程产生废水、噪声
	泥浆循环系统	安装泥浆循环系统包括泥浆循环罐、振动筛、离心机等设备。	设备运行过程产生废水、噪声、废泥浆、钻井岩屑等。
环保工程	清洁化操作平台	岩屑收集罐、隔油罐、沉淀罐、清水回用罐、材料堆放棚、螺旋传输装置	用于暂存钻井废水，暂存和处置钻井岩屑和废钻井泥浆，若处置不当或者发生泄漏现象，导致土壤、植被破坏以及地下水、地表水等污染。
	放喷池	修建放喷池配备 10m ² 集酸池	测试放喷用，临时占用土地，测试放喷废气、废液、噪声等
	平台水池	修建平台水池	暂存钻井用水、钻井作业废水及压裂返排液。
	清污分流	修建场内排水明沟，接入方井；修建雨水沟实行清污分流。	可能造成水土流失，处置不当或者发生泄漏现象，导致土壤、植被破坏以及地下水等污染。
	分区防渗	对井场区域、平台水池，	/

		清洁化生产操作平台和放喷池等采取分区防渗。	
	废油桶	废油桶放置平台	若发生泄漏现象，导致土壤、植被破坏以及地下水等污染。

5.6.3 钻井各阶段风险源识别

5.6.3.1 钻前准备阶段

钻前工程工艺流程及产污环节示意图，如下：

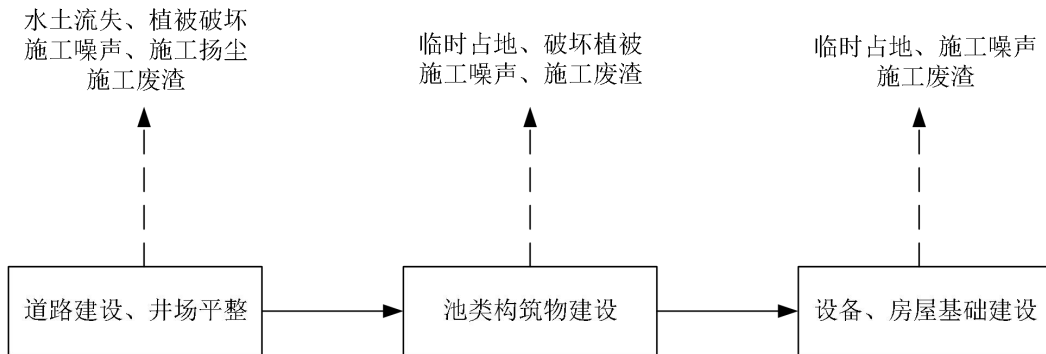


图 5.6-1 钻前风险识别图

主要风险源：

噪声：推土机、挖掘机、载重汽车运行产生

废气：道路施工粉尘、运输和作业车辆排放的尾气

废水：基础施工产生的废水（SS）及生活污水（COD、SS、NH₃-H）

固废：开挖产生的表土

5.6.3.2 钻井阶段

钻井工程主要包括钻井设备安装、钻井、钻井辅助作业、固井和完钻设备搬迁等过程；油气测试工程包括完钻后洗井、射孔、压裂、测试放喷，以及完井后设备的搬迁和井场的清理等过程。项目钻井及完井工程作业流程及产污环节见图 5.7-2。

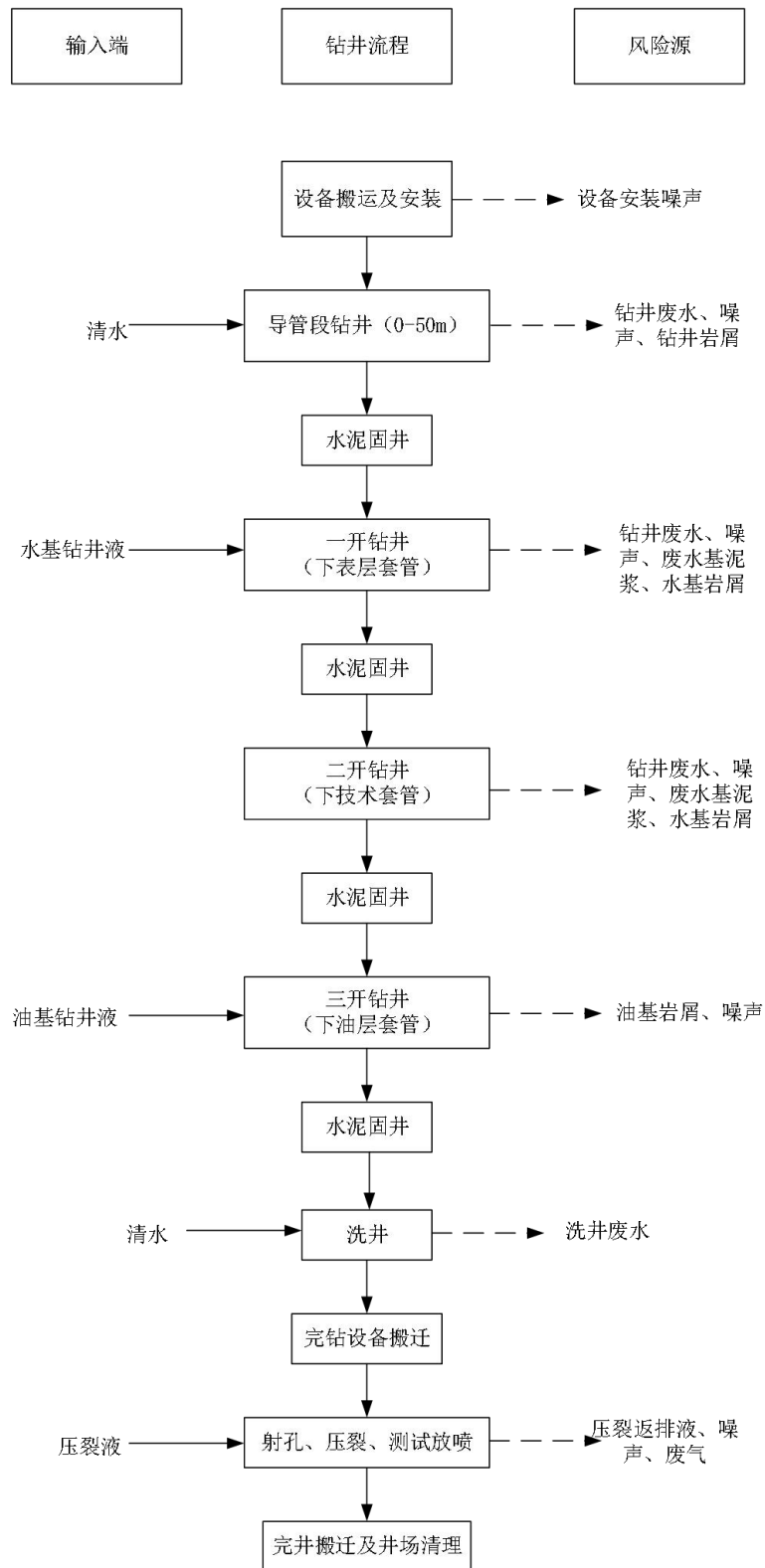


图 5.6-2 全生命周期风险源识别图

①清水钻段：

清水钻阶段产生的主要污染物为钻机、泥浆泵和振动筛等设备产生的噪声；在沉淀罐清掏出的岩屑。由于该阶段所使用的泥浆体系为清水，除附着于岩屑部

分外的其他泥浆均可循环使用，在沉淀罐中分离出的上清液全部回用与配制泥浆，钻井阶段结束后剩余的清水泥浆还可用于下阶段钻井液配浆使用，因此该阶段无钻井废水产生。

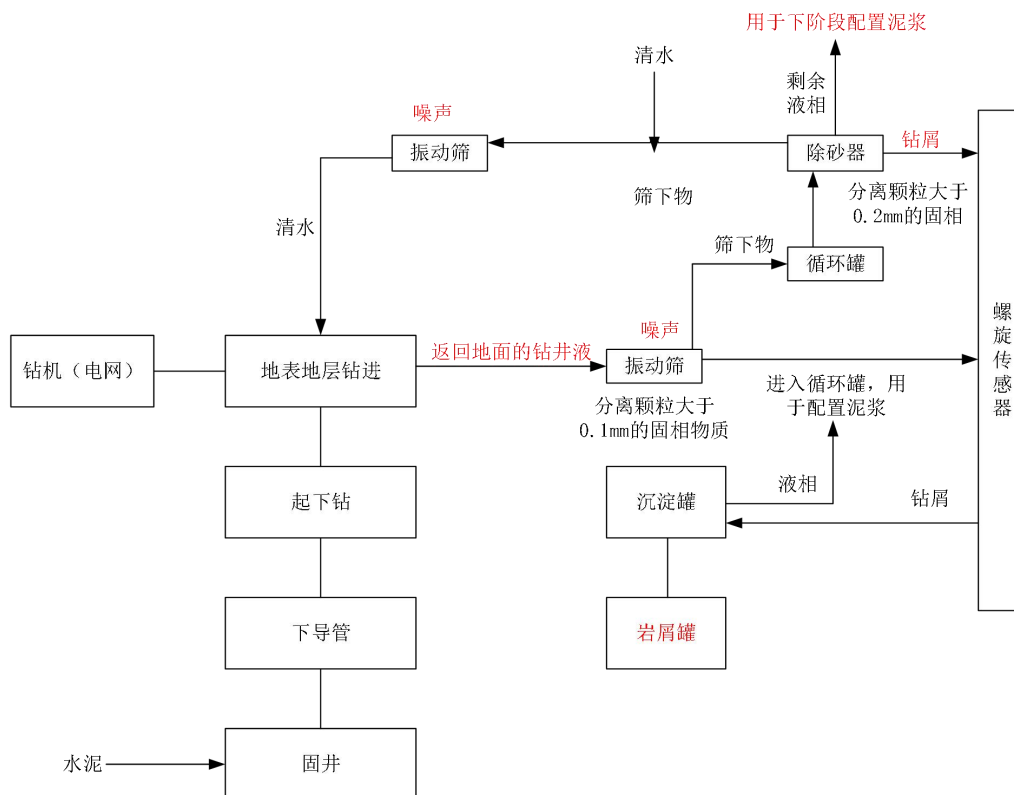


图 5.6-3 清水钻井风险源识别图

主要污染源：

噪声：设备运行噪声

废水：钻井废水

固废：钻井岩屑

②水基泥浆钻阶段：

水基泥浆钻井阶段产生的主要污染物为钻机、泥浆泵、振动筛和离心机等设备产生的噪声，在沉淀罐清掏出的岩屑和在清洁化操作平台循环罐中经检测性能不满足使用要求的废水基泥浆，以及在钻井过程中产生的钻井废水；此外，钻井过程各钻井设备将使用润滑油，将产生少量油类，为危险废物。

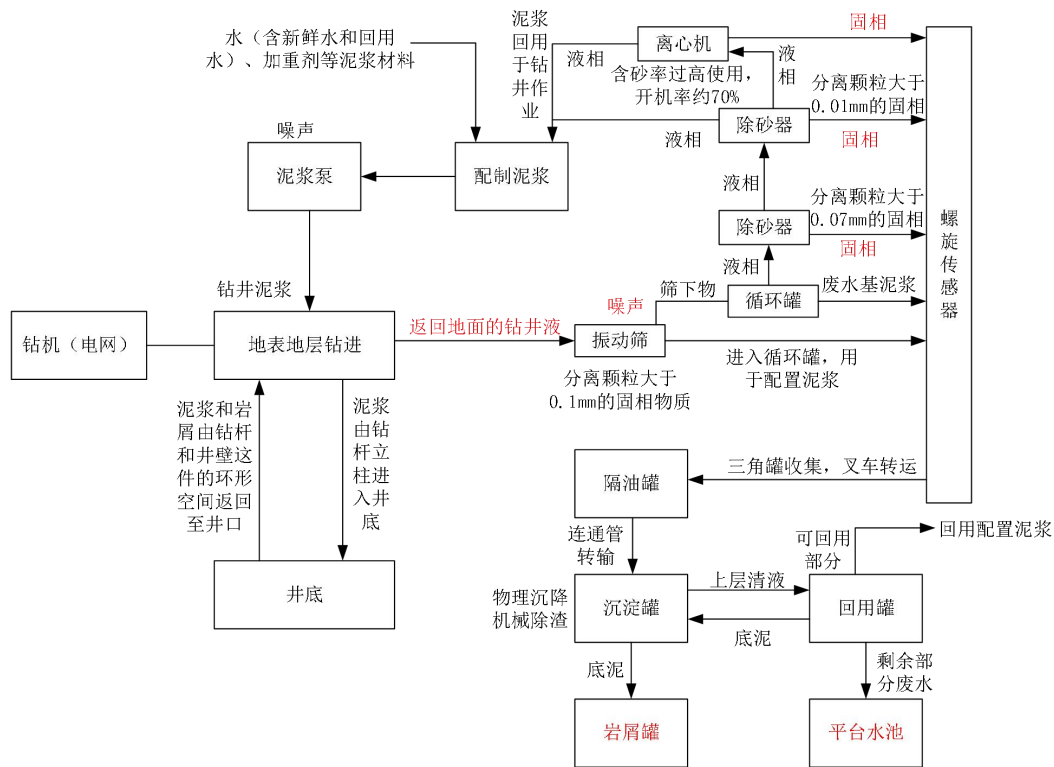


图 5.6-4 水基泥浆钻井风险源识别图

主要污染源:

废水: 钻井废水、废水基泥浆

固废: 钻井岩屑

其他污染物: 设备废弃润滑油

③油基泥浆钻井阶段:

钻井过程中井底排出的岩屑和泥浆混合物经振动筛、离心机等设备筛选分离, 筛分出的油基泥浆通过泥浆回收装置收集后全部回用于油基泥浆体系, 分离出的油基岩屑为危险废物, 由油基岩屑收集罐临时收集后及时由具有相应类别的危险废物单位拉运处置, 整个油基泥浆钻井阶段无钻井废水产生。油基泥浆循环系统中自带有油基回收装置, 将岩屑中夹带的油基泥浆回收利用, 见图 5.7-5。

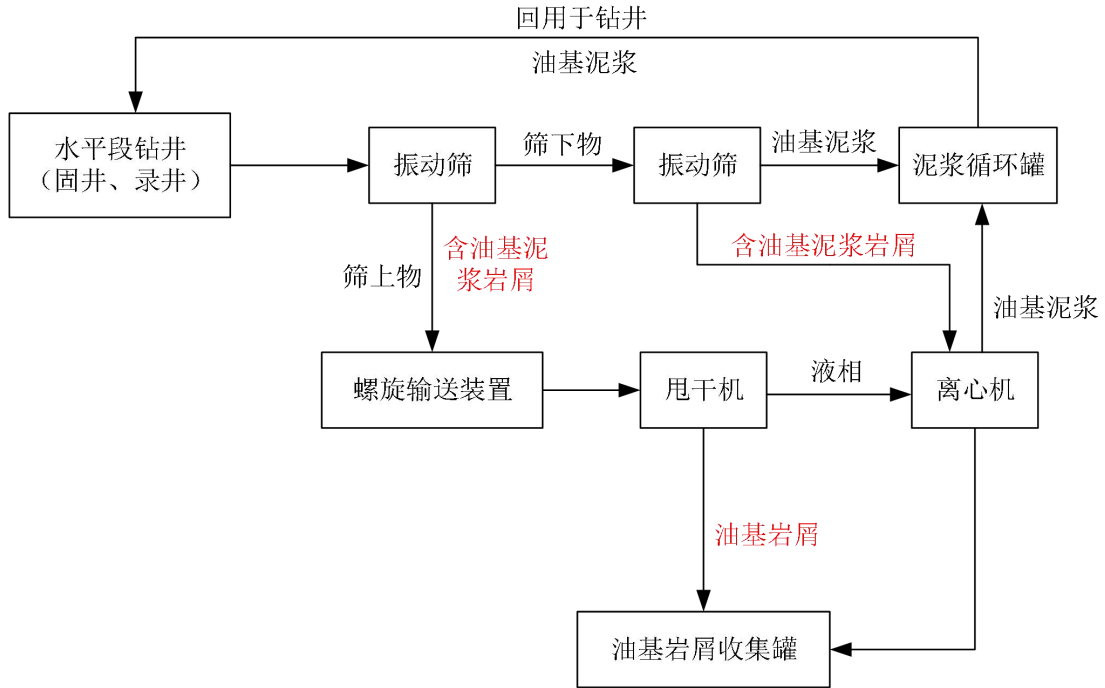


图 5.6-5 油基泥浆钻井风险源识别图

主要污染源:

废水: 钻井废水

固废: 油基钻井岩屑

其他污染物: 废弃设备润滑油、废弃油基泥浆

④油气测试阶段:

当钻井钻至目的层后, 将对气井进行油气测试作业, 以取得该井施工段流体性质、测试产能、地层压力等详细工程资料。油气测试作业包括洗井、射孔、压裂和测试放喷等过程, 其作业工艺流程及产污环节见图 5.7-6。

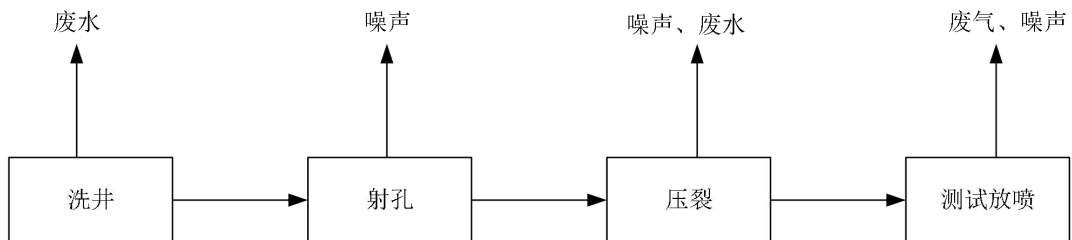


图 5.6-6 清水钻段风险源识别图

主要污染物:

废水: 洗井废水、压裂返排液

废气: 燃烧产生废气

5.6.4 运行期

废水：生活污水、气田废水

废气：清管放空燃烧废气

固废：清管废渣、生活固废

噪声：设备工作噪声

5.6.5 退役期

固废：场地碎石、拆除地面硬化及防渗、旱厕等设施拆除废物

封井：井下渗漏

5.6.6 污染源分类及总结

5.6.6.1 大气

①扬尘和机械尾气

扬尘中主要污染物为 TSP，机械尾气主要污染物为 NO_x 和 CO。累计施工工时不长，不会对周围生态环境造成明显污染，不属于主要污染源。

②测试放喷燃烧废气

单井测试放喷时间约 1~2 天，间歇放喷，每次持续放喷时间约 4~6h，产物为 NO_x、CO₂ 和水，不属于主要污染源。

③事故放喷燃烧废气

事故放喷时间较短，约 2~4h，属于临时排放，产物为 NO_x、CO₂ 和水，不属于主要污染源。

5.6.6.2 废水

①生活污水

井场工作人员产生，主要污染物为 COD、BOD₅、SS、NH₃-N，不属于主要污染源。

②钻井废水、洗井废水

钻井废水和洗井废水中都含有大量的化学添加剂，对环境能造成严重的污染，属于主要污染源。

③压裂废水

压裂液中有稠化剂、交联剂、高温稳定剂、破胶剂等一些助剂，对生态环境能造成严重的污染，属于主要污染源

5.6.6.3 噪声

①机械噪声

包括钻机、泥浆泵、离心机以及其他机械产生的噪声。

②作业噪声

包括固井作业、下套管、起下钻具、钻机气路控制系统操作时快速放气阀放气等。

③测试放喷的高压气流噪声

间歇性放气，噪声为间歇性产生。

钻井过程为 24 小时连续运行，故钻机等设备的运行对周围的声环境影响较大，属于主要污染源之一。

5.6.6.4 固体废物

①废钻井泥浆及岩屑

A 废水基泥浆及水基岩屑

废水基泥浆及水基岩屑不在《国家危险废物目录》中规定的危险废物之列，不属于危险废物。两者都不会对生态环境造成严重的污染，不属于主要污染源。

B 油基泥浆及油基岩屑

油基泥浆中含有大量化学添加剂，会对周围生态环境造成严重的污染；油基岩屑属于《国家危险废物目录》中的“HW08 废矿物油与含矿物油废物”，属于危险废物，会对生态环境造成严重污染，两者都属于主要污染源。

②废油

废油主要为机械润滑废油、保养废油和下套管产生废油，废油含有的成分会对环境造成严重污染，属于主要污染源。

③生活垃圾

生活垃圾来源于钻井施工作业人员的生活，不属于主要污染源。

④废包装材料

废包装材料主要为各原辅材料的包装，不涉及化工原料，不属于主要污染源。

表 5.7-3 污染源一览表

序号	工程阶段	工程环节	污染物类别
1	钻前阶段	三通一平	扬尘 (TSP)、尾气 (NOX、CO)
2	钻井阶段	测试放喷	燃烧废气 (NOX、CO ₂)
3	钻井阶段	下钻, 完钻	钻井废水、洗井废水
4	钻井阶段	压裂	压裂返排液
5	钻井阶段	作业期间	噪声
6	钻井阶段	钻井期间	废水基泥浆、水基岩屑
7	钻井阶段	钻进期间	油基泥浆、油基岩屑
8	钻井阶段	全过程	废油 (润滑废油、保养废油和下套管产生废油)

5.7 不同工况状态下污染物识别

生态环境风险主要关注一定区域内不确定性事故或灾害对生态系统及其组分可能产生的不利作用,具有客观性和动态性等特点。作业事故引发的溢流井喷,以及大量钻井液通过井喷后压井作业失败形成的裂缝进入地层,都会造成污染。本项目以长宁页岩气开发场地、涪陵页岩气开发场地、延长页岩气开发场地为典型区域,从页岩气开发中的井场建设、钻井、压裂试气、采气、集输等整个开采过程有效识别风险源,从而识别页岩气开发正常工况和事故状态下风险源的异同点。

页岩气开发正常工况下引起的地下水和土壤污染环节即工程本身造成的环境污染,包括注入地下的压裂液滞留物引起的地下水生态风险、固废堆放引起的土壤生态风险等;事故状态下的风险源包括钻井过程中的泄漏、压裂液中污染流体的泄漏以及返排液的处理等可能污染地下水的生产环节,以及作业事故引发的溢流井喷带来的土壤生态风险。采用文献计量学和频数统计法等研究方法,筛选页岩气开发不同工况下场地土壤、地表水和地下水污染风险的共性指标和个性指标,建立不同工况条件下土壤、地表水和地下水的污染风险评价指标体系,并构建相应的生态风险评估方法,包括针对正常工况下页岩气开发长期的、累积性的生态风险评估方法,以及事故情况下突发性、高负荷的生态风险评估方法。

从重庆涪陵地区的实际开发情况来看,正常工况下常发生的污染事件包括:

(1) 由于钻井液中混入部分润滑油等石油类物质,对地下水的影响主要为浑浊度的增加和石油类浓度增高;(2) 钻井平台钻井液漏失对岩溶泉水质和地表溪沟

水质造成影响；(3) 井场平台的废水池在固化过程中，因施工操作不规范，导致池体底部出现裂痕，池内污水外渗。(4) 钻井平台固化池经常存在不同程度的裂缝和浸出液渗漏情况。目前，尚未收集到事故工况下的资料。

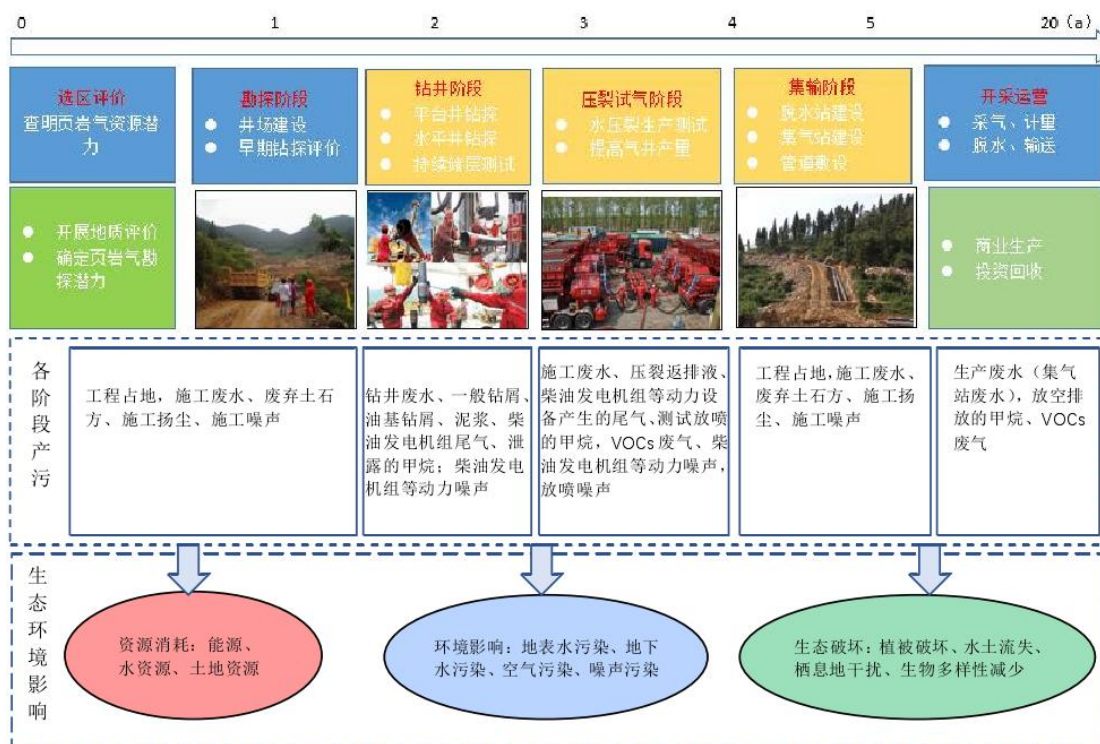


图 5.8-1 全周期风险源识别^[6]

5.7.1 正常工况下污染物识别

正常工作状态下，钻井工程产生污染物的特点是长效性、累积性。因此，对整个钻井工程中产生污染物的阶段都要进行识别，找出每种类型的污染物。对不同种类的污染物进行整理，了解各种污染物的特点，为后续的物种筛选、毒性实验提供基础帮助。

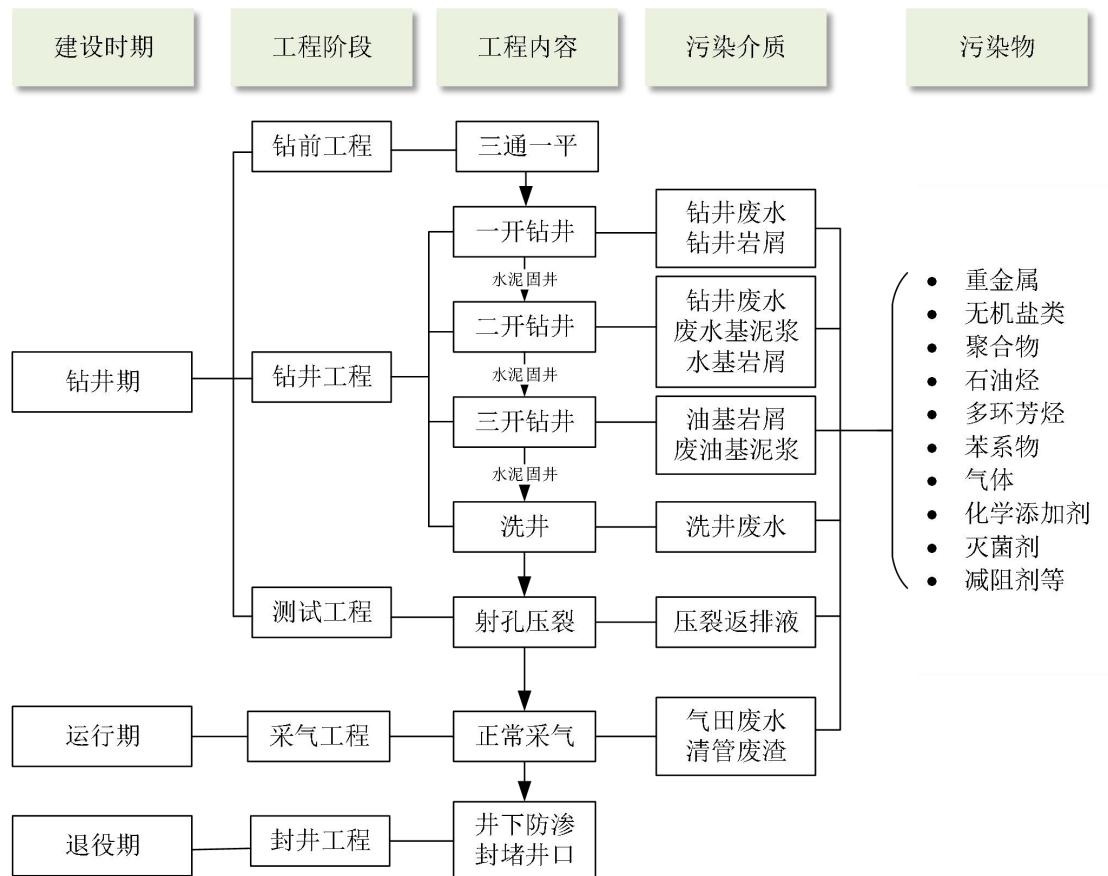


图 5.7-2 正常工况污染物识别

5.7.1.1 污染物种类

(1) 钻井废水：

钻井废水主要来自于废弃的泥浆、岩屑冲洗、钻井设备冲洗形成的废水，可以看成是钻井液被水高倍稀释的产物，其特性受钻井液配比影响很大。从钻井废水组成来看，主要包含了岩屑、膨润土、化学处理剂等。其特性是 pH 呈碱性；由于含有有机质及其分解产物，其 COD、氨氮浓度高；而膨润土颗粒及岩屑又导致悬浮物含量很高；钻井液中的盐水成分又导致氯化物含量高。

(2) 压裂返排液：

水力压裂过程注入大量掺有化学添加剂的水，然后以液体的形式回流到表面就是压裂返排液。在压裂操作后的几天，能收集到高达 60% 的返排液，出水量巨大。如何处理这些大量废水是当前所面临的挑战。压裂液中的物质包括支撑剂、表面活性剂、阻垢剂、pH 调节剂、缓蚀剂和生物灭菌剂。其特点是 pH 中性偏

碱；支撑剂和岩石碎屑导致悬浮物含量高；胍胶等有机物成分导致 COD 浓度高；而压裂液中的盐水成分占比少因此其氯化物含量较低。

表 5.7-1 部分压裂液成分表

序号	添加剂类型	主要化合物	作用
1	酸	盐酸	有助于溶解矿物和造缝
2	抗菌剂	戊二醛	清楚生成腐蚀性产物的细菌
3	破乳剂	过硫酸铵	使凝胶剂延迟破裂
4	缓蚀剂	甲酰胺	防止套管腐蚀
5	交联剂	硼酸盐	当温度升高时保持压裂液的黏度
6	减阻剂	原油馏出物	减小压裂液与套管的摩擦力，减小压力损失
7	凝胶	瓜胶或羟乙基纤维素	增加清水的浓度以便携沙
8	金属控制剂	柠檬酸	防止金属氧化物沉淀
9	防塌剂	氯化钾	使携带液卤化以防止流体与地层黏土反应
10	pH 调整剂	碳酸钠或碳酸钾	保持其他成分的有效性，如交联剂
11	防垢剂	乙二醇	防止管道结垢
12	表面活性剂	异丙醇	减小压裂液的表面张力并提高其返液率
13	支撑剂	石英砂、二氧化硅	支撑裂缝

(3) 生产废水：

生产废水主要来自于生产阶段和气井的整个生命周期内从井内持续流出的高盐废水。含有更多的盐碱和页岩层丰富的无机污染物的成分。盐分来源于页岩层内部或者临近区域的地下卤水，或直接来源于岩石结构中的盐分。其特征是产生量少，悬浮物含量降低，但由于地层本身盐分含量较高，因此其氯化物含量很高。由于有些有机酸能溶解岩层中的二价铁，有些有机物质能将岩层中的三价铁还原成为二价铁而使之溶于水中，所以水中富含铁离子。

(4) 废油基泥浆：

典型的油基钻井液包含约 46%连续相基液（一般采用柴油或白油）、33%重晶石、18%盐水、2%乳化剂、1%胶凝剂和其他的组成部分^[7]。

(5) 废水基泥浆：

主要由加重剂、黏土、化学处理剂、水、油及钻屑等组成的多相胶体-悬浮体体系，含有多种导致环境污染的成分，例如高 pH 值、油类、重金属类（如铜、汞、镉、铅、钡等）、盐类、化学添加剂、杀菌剂、高分子有机化合物降解时产生的低分子有机化合物和碱性物质等^[8]。主要环境污染指标是高 COD、高 BOD、Cl⁻、悬浮固体、高油类、高 pH 值及可能的重金属盐类。

(5) 油基岩屑:

含油率一般在 10%~40%，含水率达到 10%~20%，其中还含有大量的苯系物、酚类、蒽、甾等有毒物质，成分复杂，属于多项体系，一般由水包油（O/W）、油包水（W/O）以及大量的悬浮物质组成^[9]。

5.7.1.2 评价指标的选择

(1) 地下水污染风险评价指标

通过文献计量学、理论分析法和频数统计法，对当前个行业有关的地下水环境评价指标进行筛选，确定页岩气开发过程中的共性评价指标，同时通过对国内外页岩气开发的工程案例调研，确定页岩气开发对地下水环境造成污染的产污节点。在此基础上，筛选页岩气开发对地下水环境造成风险的个性评价指标^[10]。

表 5.8-2 页岩气开发对地下水污染风险评价指标

评价目标	指标分类	评价指标	指标单位	
页岩气开发 地下水污染 风险评价	共性指标	含水层岩性		
		含水层导水系数		
		地形坡度		
		土壤介质		
		亚硝酸盐占总指标频数百分比	%	
		地下水埋深	m	
	常规污染负荷指标（氨氮、总硬度、硫酸盐、COD _{Cr} 、pH、高锰酸盐指数、石油类和溶解性总固体）			
	特征污染源指标（苯系物、放射性物质和甲烷含量及其碳同位素）			
	个性指标	断裂性质		
		返排液返排率	%	
		返排液回用率	%	
		钻井废水产生量	m ³	
		压裂废水产生量	m ³	
设备泄漏概率（包括钻井设备、钻井管道和水力压裂设备）		%		
废弃井分布				
	钻井泥浆循环率	%		

5.7.2 事故工况下污染物识别

事故工况的状态下，钻井工程产生污染物的特点是短效性、爆发性。因此，对整个钻井工程中可能出现事故的工程阶段都要进行事故类型和污染物种类的

识别，找出不同阶段不同事故污染的特点。通过工程阶段和时间节点的交叉精确锁定污染的类型及种类，为后续的事故染污的现场处理及事先预防提供坚实的基础资料。

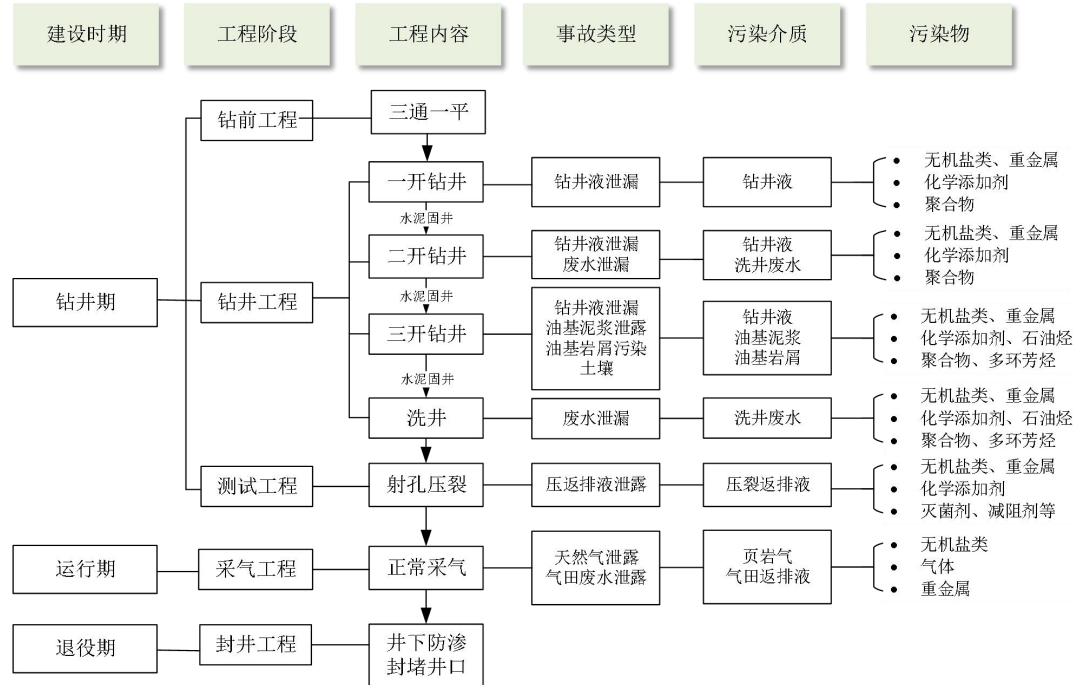


图 5.7-3 事故工况污染物识别

事故工况下生态风险评估方法的思路：“确定污染源—测定污染量—评估生态风险”。

5.7.2.1 废水的泄漏

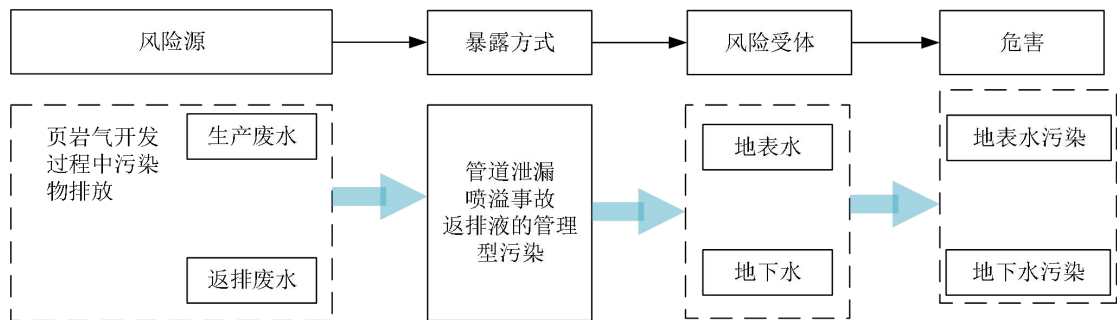


图 5.7-4 废水污染途径

评估方法一：

(1) 污染物包气带入渗深度评估

在应急条件下，事故场地泄漏的污染物是否能够进入地下水是判断污染物迁移扩散影响范围的关键，可以通过调查资料估算污染物的平均入渗深度。

对于 NAPL 污染物：

$$h_m = \frac{Q}{A\rho_b D 10^{-6}}$$

式中：

h_m ——污染物平均入渗深度（m）；

Q ——入渗污染物总量（kg）；

A ——场地污染物泄露区面积（ m^2 ）；

A ——场地土壤干容重（ kg/m^3 ）；

D ——场地土壤污染物的饱和浓度（ mg/kg ）。

对于可混溶的无机污染物：

$$h_m = \frac{V}{A(n - \theta)}$$

式中：

V ——泄露入渗地下的溶液总体积（ m^3 ）；

A ——场地污染物泄露区面积（ m^2 ）；

n ——有效孔隙度；

θ ——土壤初始含水量（无量纲）。

将污染物平均入渗深度与地下水水位埋深进行比较，可大致判断事故泄漏是否会导致污染物进入地下水。上述公式只是针对污染物泄漏后进行的应急评估，对于后期降水、地表水等入渗影响并未涉及。

（2）污染物进入含水层后的迁移速度估算

可以利用达西公式对与水可混溶的污染物在地下含水层中的对流迁移进行计算（与水非混溶的污染物，其迁移速度的估算比较复杂和困难，仅供参考）：

$$V = \frac{K \Delta h}{n_e \Delta l}$$

式中：

V ——污染物对流迁移的速度（m/d）；

K ——渗透系数（m/d）；

n_e ——有效孔隙度（无量纲）；

$\frac{\Delta h}{\Delta l}$ ——水力梯度（无量纲）， Δh 为污染物迁移路径上的水头差， Δl 为相应的迁移距离。

评估方法二：

沿“污染源-路径受体”的思路，从危险性、暴露性及脆弱性等三方面定量表征页岩气开发地表水与地下水污染风险，以污染负荷量化地表水与地下水污染危险性，以地表水与地下水环境敏感性反映水环境脆弱性，并提出污染物水体可达性的评价方法，并以此量化污染物到达水体路径，表征水污染风险暴露性，具体公式如下：

$$R_u = T_u \times E_u \times V_u$$

式中： R_u 地表水污染风险， T_u 危险性， E_u 暴露性， V_u 脆弱性。

$$T_a = P_s = P_y W_y + \sum_{i=1}^6 P_i W_i$$

式中， T_a 为危险性指数， P_s 为水环境压力，即综合污染负荷指数， P_y 页岩气开发废水排放量， w_y 为页岩气开发废水排放量指标权重， P_i 为第 i 项背景污染强度值， w_i 为第 i 项背景污染指标权重。

指标权重 W_i 采用信息商法确定。信息论的基本理论中，信息和商分别是系统有序和无序程度的度量。如果指标的信息商越小，则该指标提供的信息量越大，在综合评价中所起的作用越大，权重就越高。信息商是获取系统信息有序程度及其效用评价方法，通过信息商进行的权重计算，可消除主观因素干扰，使评价结果更符合客观实际。先将各评价指标归一化，其次计算各指标信息商及对应权重。具体公式如下：

$$r_{ij}^* = \frac{r_{ij} - \max(r_{ij})}{\max(r_{ij}) - \min(r_{ij})}$$

$$B = (b_{ij}) = \frac{r_{ij}}{\sum_{j=1}^n r_{ij}}$$

$$h_i = -\frac{1}{\ln^n} \sum_{n=1}^n b_{ij} \ln b_{ij}$$

$$W_i = (1 - h_i) / (n - \sum_{i=1}^n h_i)$$

$$E_a = A_p = \omega e^{aR_1 - bD_1 + cS + dH}$$

式中， E_a 暴露性指数， A_p 水污染物可达性指数， ω 为 s 坡度、 H 高差、 R_1 降雨侵蚀力、 D_1 到水体的成本距离。

$$R_1 = \sum_{i=1}^{12} (0.3046P_i - 2.6398)$$

式中， R_1 为年降雨侵蚀力 ($J\text{-cm}/(\text{hm}^2\cdot\text{h})$)， P_i 为 1~12 月份多年月平均降雨量 (mm)。

$$V_a = \sqrt[3]{W \times U \times T}$$

式中， V_a 为地表水环境脆弱性指数， W 为水功能指数， U 为集中式饮用水源地个数， T 为水体通达性。

常见污染事故：

(1) 集液池池底破裂或固井质量不合格导致压裂返排液泄漏：

集液池泄漏后进入地下，首先在包气带中垂直向下迁移，并进入到含水层中。污染物进入地下后，以对流作用和弥散作用为主。另外，污染物在含水层的迁移行为还包括吸附解析、挥发和生物降解。根据项目污染物的理化特征，出于保守性考虑，本次地下水污染模拟过程中未考虑污染物在含水层中的挥发、吸附解析和生物化学反应。这种相对保守的预测情景可以为项目防控体系提供更为可靠的依据，符合工程设计的思想。建设项目地下水流向呈一维流动，地下水位动态稳定，因此污染物在含水层中的迁移，可概化为瞬时注入示踪剂(平面瞬时点源)的一维稳定流动二维水动力弥散问题，本次评价选用《环境影响评价技术导则地下水环境》(HJ610-2016) 附录 D.1.2.2.1 推荐的常用地下水评价预测模型中污染物瞬时源浓度的解析解预测模型，解析解模型如下所示：

$$C(x, y, t) = \frac{m_M/M}{4\pi n t \sqrt{D_L D_T}} e^{-\left[\frac{(x-ut)^2}{4D_L t} + \frac{y^2}{4D_T t}\right]}$$

式中： x, y -计算点处的位置坐标； t -时间， d ； $C(x, y, t)$ - t 时刻点 x, y 处的示踪剂浓度， mg/L ； M -承压含水层的厚度， m ； m_M 长度为 M 的线源瞬时注入的示踪剂质量， kg ； u -水流速度， m/d ； n -有效空隙度，无量纲； D_L -纵向弥散系数， m^2/d ； D_T -横向 Y 方向的弥散系数， m^2/d ； π -圆周率。

5.7.2.2 油基岩屑的泄漏

涪陵油气田的油基岩屑的主要污染物是有机物、重金属和碱性盐。有机物主要包括烃类、非烃类、胶质和沥青质三大类，烃类包括烷烃类、芳烃类两大类，

主要是烷烃类，含量达 73%；非烃类主要包括脂肪酸甲酯、硬脂酸盐等，沥青质与胶质主要为含 S/N 等杂原子的环状化合物^[1]。

结合土壤污染评价结果选择评价污染物，将评价中超标倍数或单项污染指数大于 0，且对人类健康和环境危害较大的化学组分作为风险评价污染物。

应针对不同的目标受体，选用不同的方法评价：

a) 人群健康。依据现状土地利用状况、土壤污染浓度及平面分布，直接参考国内外相关标准的指导值、限值、修复行动值进行定性评价；或采用国家环境保护部污染场地风险评估技术导则、美国的 RBCA (Risk-Based Corrective Action)、英国的 CLEA (Contaminated Land Exposure Assessment) 等评价方法进行定量评价；

b) 地下水。宜通过包气带的渗透性、场地的降水量及污染物的下渗能力等几个方面评价场地污染源区污染物对其下面地下水污染的可能性。宜采用美国 DRASTIC 模型、本技术要求目标浓度反演法（情形 1）、美国的 RBCA 方法进行评价；

c) 农作物。从影响农作物生长、产量的风险，以及由食用农作物对人体产生的间接危害风险两个方面去评价。可直接采用农田质量标准进行定性评价；

d) 敏感生态环境。评价表层污染土壤在地形、降水径流、风力等作用下，迁移和流入污染场地内或邻近功能水体、自然保护区等敏感生态环境风险。宜采用国家环境影响评价方法评价。

5.7.3 暴露场景分析

页岩气开发地块特征污染物环境暴露场景分析，首先要通过工程分析和现场勘察途径明确污染介质的排放种类、排放时间、排放途径、排放频率模式、介质暂存场所、环境污染控制措施等；在上述基础之上，进一步明确污染介质进入环境的暴露途径、污染介质中优先关注污染物的种类、环境关键生物受体和生态过程等，最终构建出污染物的暴露场景。

页岩气开发各工程阶段（井场建设、钻井、压裂试气、采气、集输等）产生的污染介质及其所含污染物类型非常复杂，因此应从污染介质特征和化学物质生态毒性效应等方面筛选优先关注的特征污染物，从而进一步分析其环境暴露场景。

(1) 页岩气开发过程产生的污染介质主要为废水和固体废弃物。废水主要包括钻井废水、洗井废水、压裂返排液以及废水处理站的尾水等；固体废弃物主要包括钻井岩屑、水基岩屑、油基岩屑、清管废渣和污水处理站污泥等。

(2) 页岩气开发过程主要产污环节及其潜在的生态环境风险源主要包括：钻井工程中发生的钻井液泄漏（一开至三开钻井）、洗井废水泄漏（洗井），测试工程中发生的压裂返排液泄漏（射孔压裂），以及井场平台废水池或废水处理站发生的废水泄漏（包括管道跑冒滴漏、池底底部出现裂缝）等情景时，则会对地块及其周边地表水、土壤和地下水造成污染。水基岩屑和油基岩屑等固体废弃物产生量大，处理成本高，堆存、转运和处理处置过程对土壤及地下水都具有潜在威胁；大量堆存的固废在降水淋溶情况下，通过地表径流液会对周边地表水造成污染。作业事故引发的溢流井喷等事故工况则会给周边生态环境带来很大的生态风险。

(3) 页岩气开发使用的钻井液、压裂返排液等添加种类繁多的化学药剂（石油烃类、重金属、无机盐、杀菌剂、高分子有机化合物），且地层地球化学物质（无机盐、重金属等）也会被钻井液或压裂返排液带出地表。目前，受关注的污染物种类主要有以下几种：季铵盐类化合物、非离子表面活性剂、芳烃化合物、重金属、高含量无机盐。结合污染物生态毒理效应研究结果，优先关注的特征污染物包括多环芳烃、重金属（Ba, Sr, As, Pb, Tl, Cd）、壬基酚、戊二醛等。

(4) 地表水水体的关键受体主要包括浮游生物、底栖动物、甲壳类和鱼类；微生物群落变化也是指示地表水体是否受污染物影响的重要指标。

(5) 土壤环境污染物的关键受体根据暴露途径分成土壤直接接触、土壤和食物摄入、土壤-地下水迁移 3 类。土壤直接接触途径是土壤环境生态安全阈值确定的主要暴露途径，并以陆生植物（生产者）、无脊椎动物（消费者）和土壤微生物（分解者）及其主导的生态功能作为该途径的关键受体。

5.8 物种筛选

5.8.1 物种来源

从保护生物多样性的角度出发,制定标准必须考虑不同生物分类和营养级别的各种水生生物;并且物种多样性存在地理分布差异,这影响着不同地区的物种敏感度分布。从美国基准中测试急性毒性的程序要求来看,鱼科生物(salmonidae)的毒性反应处于显著的地位,这与该科的鱼类在北美洲分布广泛有关。因此,USEPA 特别规定在制定水生生物基准时不能使用北美地区以外的物种,以免影响到美国基准的正确性。同样,澳大利亚利用 SSD 方法推导水生态基准时,也建议只用澳大利亚本地的或者区域水生态毒理数据。然而由于慢性毒性试验的复杂性以及高成本使得这类毒性数据很难获得,特别是针对特定区域的水生物种。由于基于某一区域水生物种毒性数据推导的水生态基准能否为其他区域的水生物种提供足够保护的不确定性,使得非本地种是否可以用来推导区域水生态基准一直存在争议。这种争议的根本原因是本地物种毒性数据的缺乏,尤其是在中国。中国由于地理区域广阔,水生物种类种类繁多,本地物种的实验室培育以及毒性试验仍然缺乏标准的方法^[12]。

Maltby 等研究了 16 种杀虫剂,指出栖息环境(海水、淡水、静水、流水)和地理分布区域(古北区、新北区、温带、热带)对于构建物种敏感度分布曲线(用于推导水生态基准)没有显著性影响,而物种的种类则影响其敏感度分布。

然而有研究发现,在仔细比较本地种数据和非本地种数据时,其物种组成存在一定的差异性,因此在数据的比较过程中缺乏一种等价性。通常情况下,由于本地物种毒性数据的缺乏,用于推导基准值的本地物种,其生物多样性相对较低,这样引入高敏感物种而引起推导结果发生偏颇的可能性大大增加。另一个需要考虑的因素是有效数据的代表性,比如所筛选的物种必须能够代表特定区域水环境自然特征。因此,虽然在本地数据极度缺少的情况下不得不通过非本地物种的毒性结果来推导本区域水生态基准,为了避免数据的偏颇和可能出现的结果上的差异,在比较本地种和非本地种时,一定要考虑数据的对等性和代表性。

基准或者标准采用的受试物种应包含不同营养级别和生物类别,主要包括三类:

- (1) 本土物种，以敏感的本土物种为主；
- (2) 引进物种；
- (3) 国际通用物种，并在我国自然生态环境中有广泛分布。针对我国珍稀或濒危物种、特有物种，应根据国家野生动物保护的相关法规选择性使用作为受试物种。

陆生生物指在陆地上生活的生物，主要包括陆生动物、陆生植物和土壤生物。其中陆生动物按类别分为哺乳类、鸟类、爬行类和两栖动物类 4 类；陆生植物按栖息环境分为湿生植物、旱生植物和中生植物 3 类；土壤生物主要分为土壤动物和土壤微生物。陆生生物与其所处环境相互作用构成的陆生生态系统，占地球表面总面积的 1/3，以大气和土壤为介质，生境复杂，类型众多，是自然生态系统的重要组成^[13]。

不同于水生生物，陆生生物暴露途径多而复杂，不能简单地将环境浓度用作暴露浓度。由于页岩气开采陆生生物可以通过多种途径暴露于农药：摄取受污染的食物和土壤、饮用水或在受污染的水中游泳；呼吸受污染的空气；将颗粒形式的农药误认为是粗砂或种子而食入；动物的表皮接触了农药颗粒或受污染的作物、水体或土壤；储积在皮毛中的农药残留还有可能成为经口暴露源。在进行农药对陆生生物的暴露评估时，往往需要考虑主要暴露途径的暴露量或不同暴露途径的总暴露量。鉴于陆生暴露评估的复杂性，USEPA 因此开发一系列针对各种暴露途径的评估模型，见表。

表 5.8-1 USEPA 开发的陆生生物暴露评估模型

模型名称	模型用途
BeeBEX	第 1 层次模型，用于计算蜜蜂的暴露量和风险商值
MCnest	用于定量估算农药对鸟类繁殖和种群的影响
SIP	估算鸟类和哺乳动物通过饮水途径摄入的农药量
STIR	估算鸟类和哺乳动物通过吸入途径摄入的农药量
T-REX	用于计算鸟类和哺乳动物食物上的农药残留量
TIM	用于定量估算暴露于农药的鸟类的死亡率
TerrPlant	第 1 层次模型，用于计算单种农药施用对植物的暴露量
T-HERPS	用于计算陆生两栖动物和爬行动物通过经失误途径摄入的农药量
PRZM	用于土壤中农药含量的计算

欧洲和地中海植物保护组织（European and Mediterranean Plant Protection Organization, EPPO）于 2003 年发布了“植物保护产品环境风险评估框架”系列导

则，涉及到的陆生生物有土壤生物、非靶陆生节肢动物、蜜蜂、陆生脊椎动物和非靶陆生高等植物。但这一系列导则在 2018 年被 EPPO 撤回。目前欧盟在用的陆生生态风险评估指南由欧洲食品安全局 (European Food Safety Authority, EFSA) 发布, 包括鸟类和哺乳动物的风险评估 (Risk Assessment for Birds and Mammals), 植物保护产品对蜜蜂的风险评估指南 (EFSA Guidance Document on the risk assessment of plant protection products on bees *Apis mellifera*, *Bombus* spp. and solitary bees), 植物保护产品有效成分及其转化产物在土壤中的环境浓度预测指南 (EFSA Guidance Document for predicting environmental concentrations of active substances of plant protection products and transformation products of these active substance soil) 等。

欧盟农药登记时关注的陆生类保护目标包括: 鸟类、蜜蜂、非靶标节肢动物、土壤生物及植物, 其中农药对蜜蜂的毒性测试不仅以意大利工蜂为试验生物, 还关注对熊蜂的影响; 而测定土壤生物需要测试的种类也较多, 有跳虫、线蚓、蚯蚓。测试同样遵循从急性到慢性的原则, 但无半田间/田间试验。OECD 的测试准则未对农药进行分类, 适用于农药及其他化学物质^[14]。

表 5.8-2 欧盟开发的陆生生物暴露评价模型

模型名称	模型用途
Bee Calculator	用于计算农药使用对蜜蜂、熊蜂及独居蜂的风险
PERSAM (Persistence in Analytical Model)	
PEARL (Persistence Emission at Regional and Local Scales)	用于土壤中农药暴露量的计算
PELMO (Pesticide Leaching Model)	

陆生生物毒性测试方法能够直接接触环境毒性, 被视为诊断场地污染物生物可利用部分危害的有用工具。表 7 归纳了目前比较常用的生物毒性测试方法, 表明不同的受试生物、毒性终点对不同污染类型的土壤表现出不同的敏感性^[15]。具体介绍如下:

表 5.8-3 陆生生物毒性测试方法

测试方法	污染物	供试生物	测试终点	毒性终点评价
高等植物法	环丙沙星	小白菜	种子萌发、根伸长抑制	相比于种子萌发, 根伸长是更敏感的终点

陆生无脊椎动物法	铬	玉米	芽伸长抑制	敏感性顺序为：小白菜>萝卜>玉米	
		萝卜			
		甘蓝	种子萌发、根伸长、有丝分裂指数和微核实验	与种子萌发和有丝分裂相比，根伸长和微核试验更适合于指示土壤中铬的毒性	
		莴苣		莴苣是用于指示受污染的土壤最敏感的植物种类	
	铜、锌、镉	蚯蚓	蚯蚓存活、回避行为、繁殖	回避行为相比于蚯蚓存活是更为敏感的指标： 相比于蚯蚓存活，繁殖是更为敏感的测试终点	
		蚯蚓	生物标志物	彗星试验比其他生物标志物更敏感，DNA 损伤程度随剂量和时间的改变而变化	
	砷、镉、铅	线虫	基因表达、脂肪酸代谢和寿命	改变的应激反应和脂肪代谢与在所有暴露的线虫中观察到的寿命缩短呈现出很好的相关性	
		跳虫	存活、繁殖、基因表达	农药诱导的基因水平表达效应先于个体水平反应并且能在更低的浓度表现出来。	
	土壤微生物法	除草剂、重金属、铅、锌	土壤微生物	群落多样性、活性和群落结构	基于 16RNA 的高通量测序与代谢组学方法的结合是评估土壤污染对土壤微生物群落的生态毒理学影响的有力方法。
		铜、铅、锌	土壤酶	土壤酶活性	芳基硫酸酯酶在该实验中是最敏感的土壤酶 (ED30=0.99)
烟碱		土壤细菌功能酶	土壤酶活性	烟碱污染对土壤细菌功能酶 (过氧化氢酶、蛋白酶、脲酶和磷酸酶) 活性均有不同程度的影响	

5.8.2 受试物种筛选原则

(1) 受试物种在我国地理页岩气开发场地的分布较为广泛，在纯净的养殖条件下能够驯养、繁殖并获得足够的数量，或在某一地域范围内有充足的资源，确保有均匀的群体可供实验；

(2) 受试物种对页岩气开发地块的污染物质应具有较高的敏感性及毒性反应的一致性；

(3) 受试物种的毒性反应有规范的测试终点和方法；

(4) 受试物种应是生态系统的重要组成部分和生态类群代表，并能充分代表水体和土壤中不同生态营养级别及其关联性；

(5) 受试物种应具有相对丰富的生物学资料；

(6) 受试物种应考虑其个体大小和生活史长短；

(7) 受试物种在人工驯养、繁殖时，应保持遗传性状稳定；

(8) 当采用野外捕获物种进行毒性测试时，应确保该物种未曾接触过污染物质。

5.8.3 推导生态风险评估阈值的物种要求

现有方法对所需毒性数据量尚未有统一的标准。澳大利亚/新西兰水质基准纲领中提到，推导高可靠性的触发值（high reliability TVs）需要至少 3 种以上多物种慢性毒性 NOEC 值，或者 5 种以上不同种类单一物种慢性毒性 NOEC 值；中度可靠性触发值（moderate reliability TVs）需要至少 5 种以上单一物种的急性毒性值。USEPA 推导最终慢性毒性值要求 8 种以上不同物种的最大可接受浓度值；OECD 推导 1 个精确的评估效应结果要求至少 5 种不同种类物种的慢性 NOEC 值。

在推导页岩气开发场地生态风险阈值过程中尽可能收集相关数据，用于阈值推导的毒性数据需要满足以下要求：

(1) 物种应该至少涵盖 3 个营养级：初级生产者、初级消费者、次级消费者。

(2) 物种数量应考虑涵盖一定数量的门/纲/目/科/属。如水生生物的阈值推导至少包括 3 门 6 科，包括：1 种硬骨鲤科鱼类、1 种硬骨非鲤科鱼类、1 种浮游动物、1 种底栖动物、1 种淡水维管束植物或藻类、除上述物种外的任一其他门类或昆虫的一个科。

当毒性数据不满足以上最低数据要求时，可采用以下处理：

(1) 进行相应的生物毒理学实验补充相关数据；

(2) 对于模型预测获得的毒性数据，经验证后可作为参照数据，但须分析其不确定性；

(3) 当慢性毒性数据不足时，可采用急慢性比推导长期阈值。急慢性比数据的获得应考虑同样实验条件下一定数量的物种种类之急、慢性毒性数据。

5.9 阈值指标选择

关于页岩气开发场地土壤和地表水与地下水生态风险评估中的阈值指标选择是基于 META 分析的文献分析方法。

META 分析：是针对具有相同研究目的的多个毒理研究结果进行系统分析、定量综合的研究方法。

关于页岩气开发场地土壤和地表水生态风险评估中的阈值指标选择是基于 META 分析的文献分析方法。具体而言，主要是通过查询中国国家知识基础设施 (CNKI) 数据库、Web of Science, Springer, Elsevier, and PubMed 等学术期刊数据库中的检索论文，并结合相关标准、技术导则等（如《化学物质风险评估导则》（征求意见稿）、《化学物质风险评估导则》（征求意见稿）编制说明等）筛选出来的。

与生态风险评估相关联的阈值清单见表 5.9-1。本导则使用到的主要阈值指标包括以下几类：

①类：预测环境浓度(PNC),预测无效应浓度(PNEC),半数致死浓度(LC₅₀),半数效应浓度(EC₅₀),半数抑制浓度(IC₅₀),半数致死剂量(LD₅₀)。

②类：无观察效应浓度 (NOEC),最低观察效应浓度(LOEC),无观察效应水平 (NOEL),最低观察效应水平 (LOEL)等 10 个指标。

此外，在开展种群与群落、生态系统的生态风险评估时，部分模型还需要③类：个体水平指标（如个体数量、死亡率、生殖状态、生长速率、新陈代谢、个体大小、年龄、个体生活史和个体环境暴露等特征及属性），以及种群水平指标（生物量、种群数量、种群密度、平衡数量、自然增长率、性别比例、遗传多样性和可用的生境空间分布等特征）。

页岩气开发场地污染物生态风险评估的阈值指标及评价终点选择可充分考虑从单一物种、种群、群落与生态系统这三方面入手，利用上表所推荐的参数作为参考，以衡量页岩气开发场地生态风险的风险等级。

表 5.9-1 生态风险评估一般阈值指标

序号	指标中文	英文全称	英文缩写	定义	补充	
1	预测环境浓度	Predicted environmental concentration	PNC	环境中化学物质的浓度	常无法直接获得, 需利用急慢性毒性数据推导	针对页岩气不同的评估对象, 可分为 PEC _{地下水} 和 PEC _{土壤}
2	预测无效应浓度	Predicted no-effect concentrations	PNEC	化学物质不会对生物产生不利效应的最大暴露剂量或浓度		针对不同的评估对象可分为 PNEC _水 、PNEC _{沉积物} 、PNEC _{土壤} 、PNEC _{微生物} 等
3	半数致死浓度	Median lethal concentration	LC ₅₀	能引起 50% 受试生物某种死亡的浓度		
4	半数效应浓度	Median effective concentration	EC ₅₀	能引起 50% 受试生物某种效应变化的浓度	以急性毒性数据作为毒性效应终点指标	
5	半数抑制浓度	Median inhibition concentration	IC ₅₀	能引起受试生物的某种效应 50% 抑制的浓度		
6	半数致死剂量	Median lethal dose	LD ₅₀	指化学物质引起一般受试对象死亡所需的剂量	个体差异, 存在很大的波动性, 一般不作为化学物质毒性大小的指标	LD10 和 LD0 常做为急性毒性试验中剂量范围的依据
7	绝对致死剂量	Absolute lethal dose	LD ₁₀	指化学物质引起受试对象全部死亡所需要的最低剂量或浓度		

8	最大耐受剂量	Maximal tolerance dose	LD ₀	指化学物质不引起受试对象出现死亡的最高剂量	个体差异, 存在很大的波动性	
9	最小致死剂量	Minimal lethal dose	LD ₀₁	指化学物质引起受试对象中个别成员出现死亡的剂量		理论上低于此剂量不引起死亡
10	半数耐受量	Median tolerance limit	MLT	指水中生物在一定时间内引起 50% 受试水生生物出现死亡的浓度		需注明观察时间以及水生生物的物种
11	半数致死时间	Median lethal time	LT ₅₀	指在一特定的毒物浓度下, 受试动物死亡一半时所需要的时间	以时间作为毒性效应终点指标	
12	无观察效应浓度	No observed effect concentration	NOEC	指没有观察到效应的化学物质的最高浓度		
13	最低观察效应浓度	Lowest observed effect concentration	LOEC	指最少可观察到效应的化学物质的浓度		
14	无观察效应水平	No observed effect level	NOEL	指不会对生物引起效应的最高浓度		
15	最低观察效应水平	Lowest observed effect level	LOEL	指不会引起生物效应的最大化学物质浓度	以慢性毒性数据作为毒性效应终点指标	
16	最大容许浓度	Maximum acceptable toxicant concentration	MATC	环境中有害物质的容许浓度, 经多次有代表性的采样测定时, 不得超过的浓度。		
17	慢性值	Chronic value	CVs	无可见效应浓度 (NOECs) 和最低可见效应浓度 (LOECs) 的几何平均值		
18	致死残留剂量	Lethal tissue residue	LR ₅₀	经生物体内消化吸收后引起 50% 生物死亡的化学物质浓度	以生物蓄积/生物浓缩系数作为毒性效应终点的指标	
19	有效残留剂量	Effective tissue residue	ER ₅₀	经生物体内消化吸收引起 50% 生物死亡后		

残留的化学物质浓度

20	无可见效应残留剂量	No observed effects tissue residue	NOER	指不会对生物引起效应的残留浓度	
21	最低可见效应残留剂量	Lowest observed effects tissue residue	LOER	指最少可观察到效应的化学物质在生物体内残留的浓度	
22	生物累积系数	Bioaccumulation factor	BAF	生物累积是一种化学物质通过自然环境中发生的所有暴露途径（即饮食和周围环境来源）被生物体吸收的过程，生物累积的程度表示为生物累积系数	
23	生物浓缩系数	Bioconcentration factor	BCF	生物浓缩是指有机体仅通过生物呼吸道和皮肤表面从周围环境中吸收化学物质的过程，生物浓缩发生的程度表示为生物浓缩系数	
24	生物放大系数	Biomagnification factor	BMF	在生态系统同一食物链上，由于高营养级生物以低营养级生物为食物，某种元素或难分解化合物在机体中的浓度随着营养级的提高而逐步增大的现象，又称生物学放大，生物放大的结果使食物链上高营养级生物机体中这种物质的浓度显著地超过环境中的浓度。生物放大的程度用浓缩系数来表示。	
25	短期暴露基准(或基准最大浓度/急性基准值)	Criteria maximum concentration	CMC	1h 内污染物浓度不可超过的标准限值	常用于推导水质基准

26	长期暴露基准(或基准持续浓度/慢性基准值)	Criteria continuous concentration	CCC	4d 的平均时间内污染物浓度不可超过的限值
27	个体水平指标			个体数量、死亡率、生殖状态、生长速率、新陈代谢、个体大小、年龄、个体生活史和个体环境暴露等特征及属性
28	种群水平指标			生物量、种群数量、种群密度、平衡数量、自然增长率、性别比例、遗传多样性和可用的生境空间分布等特征

在生态风险评价中，比较常用的指标是预测环境浓度 (predicted environmental concentration ,PEC) 和预测无效应浓度 (predicted no effect concentration, PNEC)。

1) 预测环境浓度

需针对页岩气开发场地不同的评估对象，推导化学物质的预测环境浓度 (PEC)，如 PEC 地下水和 PEC 土壤等。PEC 可基于环境中的实测数据和模型计算进行推导。考虑到环境暴露评估的不确定性，当 PEC 通过环境实测数据和模型计算同时获得时，通常应对存在的以下情况进行具体分析：

① 模型计算 PEC≈基于监测的 PEC 时，说明最重要的暴露源均已考虑在内。应基于专业判断，采用更具可信度的结果。

② 模型计算 PEC>基于监测的 PEC 时，一方面，模型可能没有很好地模拟环境的实际状况，或有关化学物质的降解过程未充分考虑；另一方面，监测数据也可能不可靠，或仅代表环境背景浓度。如果基于监测的 PEC 是根据大量有代表性的样品推导的，则应优先采用。但是，如果模型假定的最坏情形是合理的，则可采用模型计算的 PEC。

③ 模型计算 PEC<基于监测的 PEC 时，需要考虑模型是否合适，比如在模型中相关排放源并未考虑在内，或者可能过高估算了化学物质的降解性等。

环境暴露评估应当考虑化学物质生产使用与排放的不同情况，建立暴露场景时应当考虑地形和气象等条件的差异性。如果使用暴露模型，一般采用通用的标准环境，即预先设立相关的默认环境参数。环境参数可以是实际环境参数的平均值，或合理最坏暴露场景下的环境参数值,如温度，大气、水、土壤的密度，水环境中悬浮物浓度，悬浮物中固相体积比、水相体积比、有机碳重量比等。

PEC 地下水和 PEC 土壤的推导如下：

(1) 局部土壤环境预测浓度：

$$C_{local\ soil} = \frac{D_{air}}{k} + \frac{1}{kT} \left[C_{soil}(0) - \frac{D_{air}}{k} \right] * [1 - e^{-kt}]$$

式中：

$C_{local\ soil}$ ——局部土壤环境中化学物质平均浓度

D_{air} ——每千克土壤的空气沉降通量

T——时间，陆地生态系统风险评估，T默认为30天；人类间接暴露风险评估T默认为180天

k——土壤中化学物质消除的一级反应速率常数

$C_{soil}(0)$ ——污泥施用及大气沉降持续10年后0时刻

所以 $PEC_{local_{soil}} = C_{local_{soil}} + PEC_{regional_{natural_{soil}}}$

$PEC_{local_{soil}}$ ——局部土壤环境预测浓度

$C_{local_{soil}}$ ——局部土壤环境中化学物质平均浓度

$PEC_{regional_{natural_{soil}}}$ ——区域自然土壤环境背景浓度

(2) 局部地下水环境预测浓度：

$$PEC_{local_{grw}} = \frac{PEC_{local_{soil}} * RHO_{soil}}{K_{soil-water} * 1000}$$

式中

$PEC_{local_{grw}}$ ——局部地下水环境预测浓度

$PEC_{local_{soil}}$ ——局部土壤环境预测浓度

RHO_{soil} ——土壤容重

$K_{soil-water}$ ——土壤-水分配系数

2) 预测无效应浓度

预测无效应浓度是指在现有认知下，化学物质不会对生物产生不利效应的最大暴露剂量或浓度；即根据已有关于某化学物质特性、功能、排放方式及使用量的信息而预测出的该化学物质的环境浓度。利用生态毒理学数据，针对不同的评估对象，推导预测无效应浓度（PNEC），如PNEC水、PNEC沉积物、PNEC土壤、PNEC微生物等。

对于水环境： $PNEC_{water} = \frac{L(E)C50/NOCE}{AF}$

式中AF为评估系数，具体见表5.9-2，下同

对于沉积物环境：若能获得沉积物环境中生活生物长期毒性数据，应采用评估系数法计算 $PNEC_{sed} = \frac{EC10/NOEC}{AF}$ EC10为10%效应浓度。

若无法获得沉积物环境中生活生物的生态毒理学数据，应采用平衡分配法计算 $PNEC_{sed} = \frac{K_{susp-water}}{RHO_{susp}} * PNEC_{water} * 1000$

式中 $PNEC_{sed}$ ——沉积物环境预测无效应浓度

$PNEC_{water}$ ——水环境预测无效应浓度

RHO_{susp} ——悬浮物容重

$K_{susp-water}$ ——悬浮物-水分配系数

$$(3) \text{ 对于微生物环境: } PNEC_{microorganisms} = \frac{EC50/NOEC}{AF}$$

对不同的评估对象，不同的风险表征结果进行评估修正。

(4) 对于土壤环境：若可以获得有关土壤环境中生产者、消费者或分解者的生态毒理学数据，应采用评估系数法 $PNEC_{soil} = \frac{L(E)C50/NOCE}{AF}$

若无法获得土壤环境中生物的生态毒理学数据，应采用平衡分配法计算

$$PNEC_{soil} = \frac{K_{soil-water}}{RHO_{soil}} * PNEC_{water} * 1000$$

式中 $PNEC_{soil}$ ——土壤环境预测无效应浓度

$PNEC_{water}$ ——水环境预测无效应浓度

RHO_{soil} ——土壤容重

$K_{soil-water}$ ——悬浮物-水分配系数

表 5.9-2 各国化学物质环境风险评估中由危害性数据外推预测无效应浓度的推荐评估系

环境介质	外推时所需的试验数据	各国数据外推评估系数			
		UNEP	OEC D	欧盟	日 本
水环境	超过一种生物的急性毒性数据(可用 LC ₅₀ 值代替 NOEC 值)	1000	1000	—	100 0
	至少含有藻、甲壳类和鱼的一组数据中的急性 LC ₅₀ 值或估计的 QSAR 值	—	100	1000	100
	慢性毒性数据不是最敏感物种(选择最低的 NOEC 值)/一项长期毒性试验 NOEC 值(鱼或藻)	50	—	100	— —
	2 个营养级别的 2 个物种长期 NOEC 值	—	—	50	— —
	慢性毒性数据最敏感物种(选择最低的 NOEC 值)	10	10	10	10
	野外试验或不同物种混合试验	同欧盟	—	根据实际情况而定	— —
土壤(陆	基础水平的 3 个营养级别水平每级至少有一项短期	参照水生	无	1000	无

生) 环境	L(E)C ₅₀ 值	生态系统			
	一项长期毒性试验 NOEC 值(鱼或藻)			100	
	2 个营养级别的 2 个物种长期 NOEC 值			50	
	3 个营养级别的至少 3 项长期 NOEC 值			10	
	物种敏感性分布法(SSD)			5—1	
	野外试验或不同物种的混合试验			根据实际情况而定	
沉积物环境	一项长期试验(NOEC 或 EC ₁₀)	参照水生生态系统	无	100	无
	代表不同食性以及生活方式的物种 2 项长期试验(NOEC 或 EC ₁₀)			50	
	代表不同食性以及生活方式的物种 3 项长期试验(NOEC 或 EC ₁₀)			10	
污水处理厂微生物环境	呼吸抑制试验: NOEC 或 EC ₁₀ /EC ₅₀	参照水生生态系统	无	10/100	无
	生物降解试验: NOEC			10	
	小试规模活性污泥模拟试验(NOEC)			根据实际情况而定	

PNEC 需要根据无观察效应浓度(NOEC)来获得,由于缺乏大多数化合物的 NOEC,目前生态风险评价中所用到的 NOEC 需要从急慢性毒性数据来外推,因此需开展污染物对本土关键物种“剂量-效应反应关系”实验。

急性毒性包括: LC₅₀、基于活动抑制效应的 EC₅₀、IC₅₀、ER₅₀、LR₅₀、CMC 等;

慢性毒性包括: 基于生长和繁殖为毒性效应测试终点的 NOEC、LOEC、NOEL、LOEL、NOER、NOER、MATC(最大容许浓度)、CCC、CVs 等。

其中指标中的 ER₅₀、LR₅₀、NOEL、ROER 采用其体内暴露的方法,这比体外暴露测定(LC₅₀等)更能预见其所产生的效应,也可以在很大程度上可避免因地点、物种以及生物个体本身一系列物理、化学、生理及行为过程等导致化合物的摄入、吸收和残留等的不同。适用于那些可被水生生物通过食物摄入而明显在体内蓄积,同时也有体外直接暴露的化学物质^[16]。

当一些化学污染物质急慢性数据难以获得的时候,可以考虑一下两个方式代替获得:

种间相关性预测模型(ICE 模型): 假定替代物种与预测物种毒性值之间符合最小二乘法线性回归,通过采用某化学品的某物种急性数据(LC₅₀/LD₅₀)预

测其他物种急性毒性，优点在于简单、快速、经济，以低等生物（细菌、藻类等）的毒性测试来替代高等复杂生物（鱼类，两栖类）毒性测试^[17]。

急慢性比率法（ACRs）：用来预测它种水生生物对污染物的慢性毒性值(其急性毒性值已知,但慢性毒性数据有限或未知)，能解决慢性毒理数据不足的问题（慢性毒理数据更能体现生物暴露于污染物的真实情况）。

另外与个体水平相比,种群水平的生态风险评价包括了从组织、器官、个体、种群到群落和生态系统等高水平的模型,综合了个体毒性效应、竞争、迁移、栖息地以及其他生物和非生物因素的累积影响,在维持和保护动植物生存数量、保持生态系统稳定性等方面具有个体水平生态风险评价无法替代的效果,故而基于上述指标，总结如下表 5.9-3。

表 5.9-3 生态风险评估的评价终点

属性		EPA 先例 ^[18]	毒性指标	毒性效应终点	优点
个体水平	死亡	脊椎动物	急性毒性： 基于活动抑制效应的半数效应浓度（EC ₅₀ ）	生长抑制情况（个体大小、年龄、数量、生活史、环境暴露等）、致死状况、繁殖状况以及其他生化指标等	实验周期较短；暴露条件往往保持恒定
	个体异常 生存、丰度、生存	脊椎动物/甲壳类动物/植物 濒危动物/候鸟/海洋哺乳动物/（无）脊椎动物	半数致死浓度（LC ₅₀ ） 有效残留剂量（ER ₅₀ ） 半数抑制浓度（IC ₅₀ ） 致死残留剂量（LR ₅₀ ）等		
种群水平	灭绝	脊椎动物	慢性毒性： 基于生长和繁殖为毒性效应测试终点的无	种群大小、种群数量、种群恢复时间、性别比例、基因分布、多样性、耐受性、生态群落稳定性、种群灭绝时间和种群增长率等 ^[19]	综合了个体毒性效应、相互竞争、栖息地迁移以及其他生物和非生物因素的累积影响；有助于减少生态风险评估的不确定性
	丰度 繁殖率	脊椎动物/甲壳类动物 脊椎动物/植物	观察效应浓度（NOEC） 最低可见效应浓度（LOEC） 无可见效应剂量（NOEL） 无可见效应残留剂量（NOER） 最大无作用剂量（LOEL） 最低可见效应残留剂量（LOER）		
群落与生态系统水平	丰度	水体群落	最大容许浓度（MATC）		
	繁殖力 面积 功能 自然结构	植物集群 湿地/珊瑚礁/濒危的生态系统 湿地水生态系统	慢性值（CVs）等 上述指标用于推导预测无效应浓度（PNEC）		

页岩气开发场地污染物生态风险评估的阈值指标及评价终点选择可充分考虑从单一物种、种群、群落与生态系统这三方面入手，利用上表所推荐的参数作为参考，以衡量页岩气开发场地生态风险的风险等级。

5.10 风险表征

环境风险表征是定性或定量表示在不同评估对象中化学物质暴露水平与预测无效应浓度之间的关系。对于同一种化学物质，暴露的评估对象不同，则风险表征结果也不一样。

随着生态风险评价的发展,逐渐形成了一种多层次的评价方法,即连续应用低层次的筛选到高层次的风险评价。它是把商值法和概率风险评价法进行综合,充分利用各种方法和手段进行从简单到复杂的风险评价。多层次评价过程的特征是以一个保守的假设开始,逐步过渡到更接近现实的估计。低层次的筛选水平评价可以快速地为以后的工作排出优先次序,其评价结果通常比较保守,预测的浓度往往高于实际环境中的浓度水平。如果筛选水平的评价结果显示有不可接受的高风险,那么就进入更高层次的评价。更高层次的评价需要更多的数据与资料信息,使用更复杂的评价方法或手段,目的是力图接近实际的环境条件,从而进一步确认筛选评价过程所预测的风险是否仍然存在,及风险大小。它一般包括初步筛选风险、进一步确认风险、精确估计风险及其不确定性、进一步对风险进行有效性研究 4 个层次。

5.10.1 单一污染物风险表征

多级生态风险评估方法主要包括以下 3 级：

第 1 级：商值法

商值法,即暴露和效应的单点评估,利用暴露浓度(C_e)除以毒性基准浓度(C_n),计算风险商(risk quotient,RQ):

$$RQ = \frac{C_e}{C_n}$$

风险商 RQ 近似正态分布,也可 $\ln RQ = \ln C_e - \ln C_b$ 。

其中,页岩气开发场地的毒性基准浓度(C_n)拟采用预测的无效应浓度(PNEC)值。因此,本项目的风险商(risk quotient, RQ)主要是指环境中污染物的测量浓度(MEC)与预测的无效应浓度(PNEC)之间的比值,被用来评估目标生物的生态风险

对于可以获得预测环境浓度(PEC)以及预测无效应浓度(PNEC)的化学物质,将评估对象中化学物质的PEC与PNEC进行比较,分别表征化学物质对不同评估对象的环境风险。

如果 $PEC/PNEC \leq 1$, 表明未发现化学物质存在不合理环境风险。

如果 $PEC/PNEC > 1$, 表明化学物质存在不合理环境风险。

鉴于风险评估存在不确定性,对于上述两种情形,可根据具体情况,采用证据权重、专家判断等方式决定是否需要进一步收集暴露与毒性数据,开展进一步风险评估,以最终确定是否存在不合理风险。

此外,风险商(risk quotient,RQ)也可采用如下计算方法:即环境中污染物的测量浓度(MEC)与预测的无效应浓度(PNEC)之间的比值,被用来评估目标生物的生态风险。PNEC值的估算是根据毒理学的相关浓度(LC50或EC50)与安全系数(f)的比值。风险商的计算公式为:

商值法:以环境实测浓度(MEC)或环境预测浓度(EEC)表征,毒性阈值以预测无效应浓度(PNEC)进行表征(式1和式2)。

$$PNEC = \frac{EC_{50} \text{ or } LC_{50}}{f}$$

$$RQ = \frac{MEC \text{ or } EEC}{PNEC}$$

式中:PNEC——预测的无效应浓度:

f ——用于推导PNEC的安全系数。

风险商法可以确定某污染物是否有生态风险,并可以明确其生态风险的高低,适宜于水环境中低浓度污染物的生态风险评价,但其缺点是不能确定风险等级和危害的概率。该方法简单、实验费用低,能简要地解释风险,适应于单个化合物的毒理效应评估。因此对于单一物种的风险评估方法可采用商值法。

但商值法通常在测定暴露量和选择毒性参考值时都是比较保守的,它仅仅是对风险的粗略估计,其计算存在着很多的不确定性,例如化学参数测定的是总的化学品含量,假定总浓度是可被生物利用的,但事实也并非完全如此。而且,商值法没有考虑种群内各个个体的暴露差异、受暴露物种的慢性效应的不同、生

态系统中物种的敏感性范围以及单个物种的生态功能。并且商值法的计算结果是个确定的值,不是一个风险概率的统计值,因而不能用风险术语来解释,商值法只能用于低水平的风险评价。

第 2 级:引入暴露(环境浓度)分布,计算暴露水平超出指定效应浓度(如 HC₅)的概率,即超出概率;计算潜在受影响生物的比例(potential affected fraction, PAF),即暴露水平超过指定效应浓度时可能有多少比例的生物受影响。

其中, HC₅ 的计算可采用物种敏感性分布法 (Species sensitivity distribution, SSD) 法。SSD 是目前国际上制定相关环境标准的主要方法。该方法是基于不同物种对同一污染物敏感性的差异,以多个有代表性敏感物种的急性或慢性毒性数据 (EC₁₀、EC₅₀) 为基础,构建统计分布模型来评估环境浓度下污染物对生态系统的风险,从而获得保护 95% 的物种不受影响情况下所允许的最大环境有害浓度 (HC₅, Hazardous concentration for 5% of species)。

目前,用于进行 SSD 分析的函数模型很多,如 Log-logistic、Log-normal、Gompertz、Weibull 和指数函数等。到目前为止,还未发现一个特定的分布模型是适合所有的毒性数据集的拟合。不同方法推导出的基准值没有数量级的差异,但使用的模型不同,拟合出的曲线不同,得出的基准值也不尽相同。目前还没有一种适合所有毒性数据的模型,因此很难去界定模型的优劣。

SSD 模型采用中国环境科学研究院发布的软件《国家生态环境基准计算软件物种敏感度分布法》进行计算。

物种敏感度分布(SSD)可被看作是一种累积分布函数,其分布曲线遵循由生态毒理测试得到的敏感度分布数据。SSD 曲线的应用存在两个需要系统考虑的因素:毒性数据的选择和统计方法的选择。目前的研究结果表明数据的选择比统计方法的选择对 HC₅ 值更有影响。

在应用 SSD 曲线进行生态风险分析时,为了达到较精确一致的评估,需要对数据的数量和质量选择制定一定的标准供生态评估者参考。

数据选择:使用 SSD 曲线外推技术,就是利用最小的数据量来产生一个可信赖的评估,这除了对数据的质量有要求外,对最小的输入数据数量也有要求。一般认为控制数据量在 10-15 个随机选择量就能符合统计分析的要求。

第3级: 结合暴露分布(超出概率)和效应分布(SSD), 建立联合概率曲线(joint probability curve, JPC), 获得暴露浓度超出一定效应的概率。进一步计算 JPC 的累积面积, 即整体风险概率(overall risk probability, ORP), 用于表征整体生态风险, 计算公式如下:

$$ORP = \int_0^1 EPr(x)dx$$

其中, EPr(x)是 x%生物受到影响所对应的超出概率(0≤x≤1)。利用蒙特卡洛等统计方法模拟风险商分布曲线并计算超出指定风险商的概率, 综合评估风险区域关键危害物的生态风险。

常用生态风险评估方法及优缺点如下表 5.10-1:

表 5.10-1 常用生态风险评估方法及优缺点

序号	评估方法	具体内容	优点	缺点
1	评估因子法	用某个物种的急性或慢性毒性数据除以某个评估因子的值	简单, 操作性强	只考虑最敏感物种, 评价过程的不确定性同其他方法相比更高
2	商值法	暴露浓度(C _e)除以毒性基准浓度(C _n), 计算风险商(RQ)	简单, 实验费用低	未能确定风险等级和危害的概率, 只适合单个化学物风险评估
3	物种敏感度分布法(SSD)	计算暴露水平超出指定效应浓度(如 HC ₅)的概率, 潜在受影响生物的比例(PAF)即暴露水平超过指定效应浓度时可能有多少比例的生物受影响	可对整个生态系统作风险评估	未能表达物种在生态系统生物链中的位置
4	安全浓度阈值法(MODS)	是物种敏感度或毒性数据累积分布曲线上 10%处的浓度与环境暴露浓度累积分布曲线上 90%处浓度之间的比值, 其表征量化暴露分布和毒性分布的重叠程度	预测污染物对于生物群落的安全阈值; 可表征污染物的生态风险大小	未能表达物种在生态系统生物链中的位置
5	微宇宙和中宇宙生态模拟	在多物种测试基础上, 应用小型、中型生态系统及实验室模拟生态系统做实验, 以此定义一个可接受的效应水平终点	用来表征物种间产生的间接效应, 可对化学污染物质的迁移、转化、归趋及对生态环境的整体影响作预测	运行费用昂贵, 选择的测试物种不一定能代表整个生态环境, 另外物种数量有限, 且种类一般是易于饲养的生物
6	生态风险分析模型	依靠生态毒理学和模型模拟	评价结果更接近实际情况	运行费用昂贵, 对评价人员的专业技术要

本研究将以长宁页岩气开发场地、涪陵页岩气开发场地、延长页岩气开发场地为案例场地，探索风险商法在页岩气开发场地的应用，并探索将个体的风险外推到种群的建模方法（见图 5.11-1），以及生态风险评估方法。

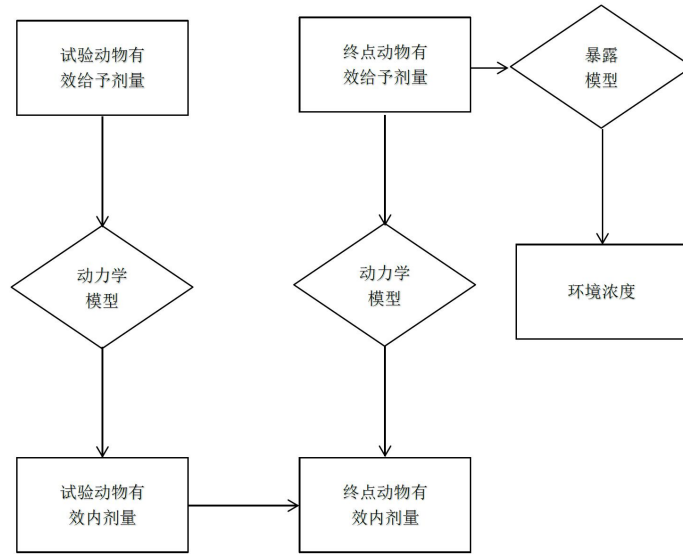


图 5.10-1 采用毒性动力学模型在物种间的外推过程

个体效应外推方法：

- 1.分类选择法：同一属内或者同一科内物种等价；
- 2.因子法：用一个数值参数与试验终点相乘或者相除， $E_e = aE_t$
- 3.物种敏感性分布法：用于预测给定暴露水平下的效应水平或者预测特定效应水平的暴露水平
- 4.回归模型：一个类群对另一个类群的回归，一个生命周期对另一个生命周期的回归，一个持续时间对另一个持续时间的回归，一个组织水平对另一个组织水平的回归等都可以用于种内、生命期、持续时间以及组织水平的外推。

1) 种群建模方法

针对有毒特征污染物，开展从个体外推到种群的不确定性的定量研究，如对鱼类的“签字繁殖指数”的计算模型，其中 Ps 是指在导致存活率、生育能力降低或两者都降低的胁迫下的繁殖潜力指数。

$$P_s = s_0(1 - C_m) \sum_{i=1}^n s_i(1 - C_r)^{i-1} f_i C_I m_i$$

2) 生态系统风险评价

生态系统风险评价倾向于强调动态物理-化学体系下的种群水平效应。针对水生生物，目前正在使用的生态系统风险模型包括：AQUATOX 模型、CASM 模型、IFEM 模型。其中，AQUATOX 模型主要研究生态过程中致死与亚致死效应，包括光合作用、消费生产和死亡率；CASM 模型是指综合水生系统模型，是以生物能学为基础的房室模型；IFEM 模型是指归趋与效应整合模型，综合环境归趋过程、生物累计、个体生长生物能学描述及毒性数据来估计有毒化合物对流水生态系统种群动态变化的可能效应。但对陆地生态系统的风险评估模型，目前尚未形成十分成熟的模型，需要结合实际进行探索。

表 5.10-2 种群与群落风险评估模型

模型	类型	参数需求	计算公式	备注
Malthus 模型		群内禀增长率 r, t 时刻的种群数量, 种群初始数量, 结束时间, 初始时间	$N_t = N_0 e^{r(t-t_0)}$	种群内个体视为相同个体, 内禀增长率保持恒定
Logistic 模型		群内禀增长率 r, 种群数量, 时间, 环境容纳量 k	$\frac{dN}{dt} = rN(1 - \frac{N}{k})$	不考虑空间格局和种群结构信息, 种群动力学只考虑出生率和死亡率
Euler-Lotka 模型	直接以种群为研究对象	生物的年龄 x、种群中生物的最大年龄 n、内禀增长率 r、生物从出生到 x 岁的存活率 l _x 、x 龄生物繁殖后代的平均数 m _x	$\sum_{x=1}^n e^{-rx} l_x m_x = 1$ $N(t) = LN(t-1)$	考虑了种群的生命结构, 表达了不同生命阶段对压力源的反应
Leslie 矩阵模型		生物从一个时间段到另一个时间段的存活概率 S _k 、生物在年龄 k 时的平均生育率 f _k	$L = \begin{pmatrix} S_0 f_1 & S_1 f_2 & \dots & S_{k-1} f_k & 0 \\ S_0 & 0 & \dots & 0 & 0 \\ 0 & S_1 & \dots & 0 & 0 \\ \dots & \dots & \dots & \dots & \dots \\ 0 & 0 & 0 & \dots & 0 \end{pmatrix}$	N(t)和 N(t-1)是向量, 包含每一年龄组生物体数量, 信息以矩阵形式表示, 代表种群丰度随时间的变化
扩散反应模型		个体从第 i 块迁移到第 j 块的速率 d _{ij} 、斑块 i, j 的种群大小 N _i , N _j 、种群增长率 f(N)	$\frac{dN_i}{dt} = N_i f(N_i) + \sum_{j \neq i} [d_{ij}(N_j - N_i)]$	论证斑块排列、大小和迁移路径对景观内种群持久性的重要性
AQUATOX	个体水平	物理参数 (水中无机沉积物、水量变量、pH 值、光照和温度气候等)、化学参数 (营养液浓度、化学需氧量、溶解氧、吸附常数、毒性数据等)、生物参数 (初始生物量、摄食率、呼吸率、迁入迁出率、环境容纳量等)	/	广泛应用于水生态环境中, 但所需数据要求精准, 数据获得耗时耗力
CASM 模型	种群模型	相应的环境数据、食物网结构、初始生物量值和生物能参数	/	基于暴露于化学应激对每个生理过程的影响相等的

外推	假设下
种间敏感性分布 SSD 模型	物种急慢性数据 (例如 LC ₅₀ 、EC ₅₀)
预测增长抑制风 险模型	土壤 Cd 浓度的概率密度函数 P(C _s)、生长抑制 依赖性体重受到 Cd 浓度 (C _s) 的条件概率
MSAR	LC(50)、EC(50)、生存和繁殖 Log-logistics 函 数 $\hat{Y} = 1 - \frac{1}{\left[1 + \left(\frac{C}{EC50}\right)^\beta\right]}$ 曲线最陡峭斜率β _{surv} 、β _{rep}

以多个有代表性敏感物种的急性或慢性毒性数据为基础，
构建统计分布模型从而获得保护 95%的物种不受影响情
况下所允许的最大环境有害浓度 (HC5)

$$P(R_w) = P(C_s) * P(W(GI_{w/p})|C_s)$$

$$MSA(c) = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \frac{K(c)_i}{K(0)_i}$$

$$\frac{r(c)}{r(0)} = \frac{-\ln\left(1 + \frac{C}{EC(50)}^{\beta_{rep}}\right) - \ln\left(1 + \frac{C}{LC(50)}^{\beta_{surv}}\right)}{\ln(R_0(0))} + 1$$

$$\frac{K(c)}{K(0)} = \frac{r(c)}{r(0)} = \frac{-\ln\left(1 + \frac{C}{C(50)}^\beta\right)}{\ln(R_0(0))} + 1$$

假设一组生物对某化学物的敏感性能被某个分布所描述，而获得的毒理数据即被认为是来自于这个分布的样本，可用于估算该分布的参数。
采用生长毒性和 Cd 积累数据建立综合模型，评估土壤重金属 Cd 浓度对物种的生长抑制风险

把物种丰度作为化学暴露风险评估的终点，可通过广泛的实验毒性数据获得

对于物种与种群层面的风险评估建模,可采用 2 种方法进行评估。一是通过直接对种群本身进行评估(例如 Malthus 模型、Logistic 模型、Euler-Lotka 模型、Leslie 矩阵模型)利用生物自然禀赋增长率等、生物年龄、种群数量等参数直接进行评估,借助种群生长速度及繁殖速率来表征种群风险特征。二是利用生物个体毒性数据结合种群模型进行外推的方法,除了目前广泛被应用的综合水生模型 AQUATOX 模型,物种敏感度(SSD)法外,MSAR 模型可参考适用,其可适用于陆生生物的风险评估。

物种敏感度(SSD)法: SSD 法通过显示物种的相对敏感度,每个物种在其特定暴露-响应曲线上用一个点表示,如无观察效应浓度(NOEC)或 10%或 50%的有效浓度(EC₁₀或 EC₅₀)。一般来说,SSD 法描述了在暴露梯度上潜在受影响的物种比例的变化,其数据源自标准实验室毒性数据。通过大量的实验室毒性数据来绘制逻辑斯蒂或正态曲线,得到累积概率分布图即 SSD 曲线进行 PNEC 的外推,常通过引用有害污染浓度(hazardous concentration,HCx),来表征污染物对受试物种的潜在影响比例或是效应比例,计算导致 x%比例种群危害的毒性浓度。在此模型中,一般选用 HC₅(hazardous concentration for 5% the species)作为最大有害环境浓度,即表明可以保护群落中 95%的物种安全不受污染物的显著性影响。常用的函数模型包括 Log-logistic、Log-normal、Gompertz、Weibull 和指数函数等。本研究借助“国家生态环境基准计算软件 物种敏感度分布法”此软件来进行验证评估。

MSAR 模型:它借助广泛可用的实验室毒性测试信息来推导作为化学品暴露函数的平均物种丰度(MSA)的变化,此模型相较于 SSD 模型,从实验数据中得到的是完整的暴露-反应曲线,而 SSD 仅仅是通过一个点的反应曲线。此模型过程步骤分为 3 部分:1.物种特异性暴露-繁殖和存活的关系符合从文献中提取的毒性数据;2.物种对生存和繁殖的特定反应转化为对丰度的反应;3.物种特定的暴露-丰度关系被合并成暴露-反应 MSA 关系。

式中的 β_{surv} 、 β_{rep} 分别表示在 logistics 函数 $\hat{Y}_{\text{rep}} = 1 - \frac{1}{\left[1 + \left(\frac{c}{\text{EC}_{50}}\right)^\beta\right]}$ 中生存和繁殖概率曲线最陡峭部分的斜率, $L(E)C_{50}$ 、 β_{surv} 、 β_{rep} 参数是通过 R 软件中的 R (NSL) 拟合获得,此模型充分考虑了种间敏感性,较 SSD 方法更能表现出化学暴露对物种丰度的影响。此模型的局限性在于对于某些物种,由于缺乏更广泛

的繁殖数据，使用的繁殖终点只能部分量化对繁殖周期的影响；计算过程忽略了生态相关的过程，如种间相互作用(如竞争)，这可能导致低估化学应激效应等等、

3.对于生态系统层面的评估模型。例如：基于逸度的食物网模型 FFWM^[20]将食物网模型融入到概率环境风险评估中。基于食物网生物累积模型，可以计算生物体中污染物的内暴露水平（IEL）以帮助了解食物网对生物体的潜在毒理效应和风险。然而，时间、空间变化或各种环境因素会导致食物网模型中使用的输入参数的值范围很大，从而影响模型的输出。模型的不确定性分析有助于反应这些参数的变异性，由此分析得出的 IEL 分布可用于概率环境风险评估中的内暴露分析。

$$D_{wi}(x_{iW}f_W + x_{is}f_s) + \sum D_{Aji}f_j = f_i(D_{Wi} + D_{Mi} + D_{Gi} + \sum D_{Aji}/QD_i) \quad (1)$$

式中， f_w 、 f_s 、 f_i 分别表示水体、沉积物和生物体的逸度 I。D 表示与水的交换，A 表示摄食，E 表示排泄，M 表示新陈代谢，G 表示生长稀释度。 X_w 和 X_s 分别是生物体在水中和沉积物中的时间比例，Qd 是生物放大的极限因子。

$$f_i - \sum A_{ji}f_j = W_i(x_Wf_W + x_s f_s) \quad (2)$$

$$W_i = \frac{D_{Wi}}{D_{ri}}, A_{ji} = \frac{D_{Aji}}{D_{ri}}; D_{ri} = D_{Wi} + D_{Mi} + D_{Gi} + \sum D_{Aji}/QD_i$$

$$\begin{pmatrix} (1 - A_{11}) & -A_{21} & \dots & -A_{(n-1,1)} & -A_{(n-1)} \\ -A_{12} & (1 - A_{22}) & \dots & -A_{(n-1,2)} & -A_{(n-2)} \\ \dots & \dots & \dots & \dots & \dots \\ -A_{13} & -A_{23} & \dots & (1 - A_{(n-1,n-1)}) & -A_{(n,n-1)} \\ -A_{14} & -A_{24} & \dots & -A_{(n,n-1)} & (1 - A_{(n,n)}) \end{pmatrix} \begin{pmatrix} f_1 \\ f_2 \\ \dots \\ f_{n-1} \\ f_n \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} w_1(x_{1W}f_W + x_{1s}f_s) \\ w_2(x_{2W}f_W + x_{2s}f_s) \\ \dots \\ w_{n-1}(x_{n-1W}f_W + x_{n-1s}f_s) \\ w_n(x_{nW}f_W + x_{ns}f_s) \end{pmatrix} \quad (3)$$

$$y_n = b_0 + \sum_{i=1}^m b_i x_{ni} + \varepsilon n \quad (4)$$

$$SRC_i = b_i \frac{S(x_i)}{S(y)} \quad (5)$$

三相生态食物链模型 TEFWA：营养关系用于描述群落内物种的排列和相互作用，是量化群落或生态系统中能量转移和化学吸收的关键组成部分。在评估的不同阶段，关于营养相互作用的信息，无论是复杂程度还是特异性，都是不同的。

此模型借助连接性网络，物质(和能量)流动网络，功能网络来描述营养间相互作用^[21]。

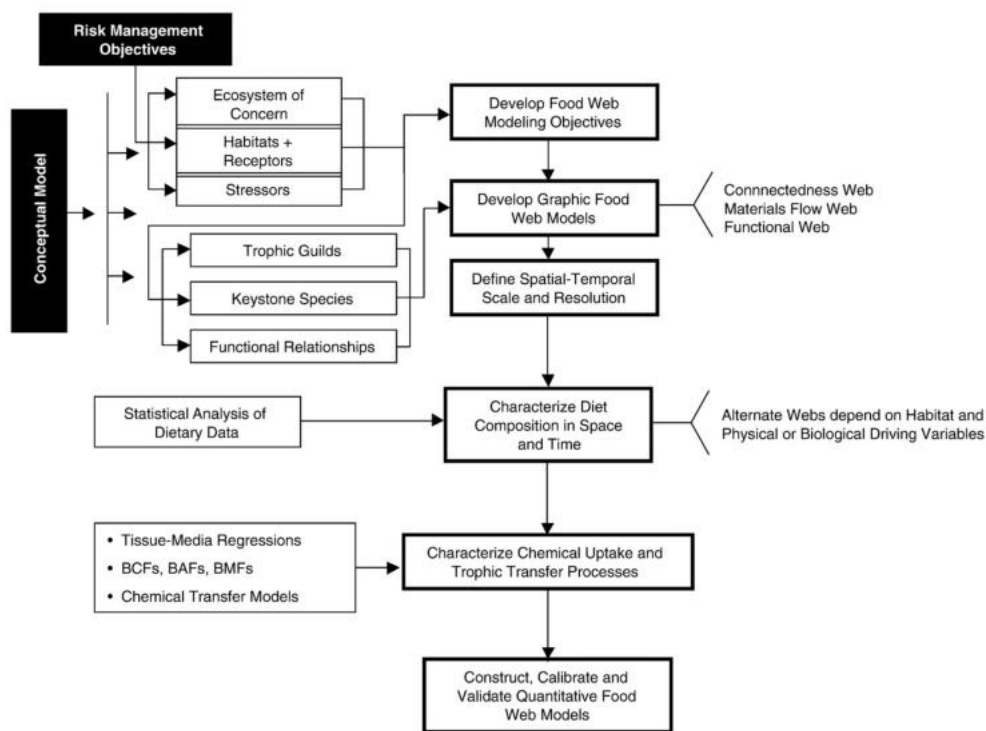


Fig. 2 - Overview of food web analysis for an ecological risk assessment.

生态网络分析模型 ENA^[22]网络分析是一种将对象作为更大系统的一部分进行研究的 가 方法论。它首先假设系统可以表示为节点(顶点、隔间、组件等)的网络,以及它们之间的联系。其建立在图论和矩阵代数的形式化基础上。ENA 根据生物体的直接和间接能量流动来确定它们在生态系统中的相互依赖性。依据各成员流的输入、损失来定量分析系统内所有相互联系的成员间的留,从而用于表征生态网络详细层次结构,例如下图:

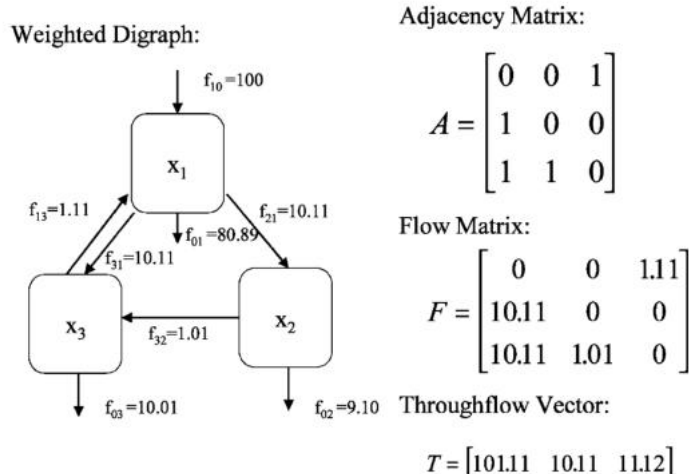


Fig. 3. Weighted digraph, adjacency matrix, steady-state flow matrix, and throughflow vector ($T_i = \sum_{j=0} f_{ij}$, includes boundary input-output flows).

对于生态系统层面的评估模型，文献可调研数据较少，且考虑到实际操作的可行性，地理环境具体参数等数据难以获取，故此类模型难以实施。

5.10.2 复合污染物风险表征

对于页岩气开发场地的复合污染物，根据污染物的作用机制是否相同，主要采用加合模型或独立作用模型对其进行风险表征。部分污染物的作用机制情况可参考表 5.10-1，其他污染物的作用机制识别则需要参考相关文献资料。

(1) 若污染物作用机制相同，可采用加合模型，以危害指数（HI）表征其风险如下式：

$$HI = \sum_{i=1}^n \frac{EL_i}{AL_i}$$

式中， EL_i 为组分 i 的暴露水平， AL_i 为组分 i 的环境可接受水平。若暴露水平以 MEC 表征，环境可接受水平以 PNEC 表征，则 $EL_i:AL_i$ 值即为组分 i 的风险商，混合风险商即为单个组分风险商之和，即可根据混合风险商的大小表征其风险。

(2) 若污染物作用机制不同，采用独立作用模型如下式：

$$E(C_{mix}) = 1 - \prod_{i=1}^n (1 - E(C_i))$$

式中， $E(C_{\text{mix}})$ 为混合物在各组分加合浓度下的效应， $E(C_i)$ 为组分 i 在浓度 C_i 下的效应。

当作用机制不同的多种污染物，但无法判断是否能采用独立模型时，则其生态毒性效应无法叠加，则以单种污染物的最大风险值代表其复合污染的风险值。

商值法及 SSD 法皆可应用于该两种不同机制的混合物生态风险表征，对于 JPC 法，若污染物作用机制相同，可借助毒性当量因子将其他污染物转化为一种污染物，再利用加合模型进行生态风险表征。

表 5.10-2 作用机制识别依据清单

分子起止事件 (MIE)		关键事件 (KE)		有害结局 (AO)	
Acetylcholinesterase (AChE) Inhibition	Acetylcholinesterase	Acetylcholine accumulation in synapses	Acetylcholine	Reduce,Sperm count	Sperm
Agonism.Androgen receptor	Androgen receptor	Increase,Ca ⁺⁺ (intracellular)	Ca ⁺⁺	Acute inhalation toxicity	inhalation
Antagonism,Androgen receptor	Androgen receptor	NVA,Cell injury/death	Cell injury/ Cell death	Impaired, anterior-posterior axis development	Anterior-posterior axis
Prepubertal increase.Estrogen receptor (ER) activity	Estrogen receptor	Thyroxine (T4) in neuronal tissue, Decreased	Thyroxine/T4	Chronic kidney disease	Kidney
Activation,Estrogen receptor	Estrogen receptor	Thyroxine (T4) in serum.Decreased	Thyroxine/T4	Decrease, Growth	Growth
ROS generation fromphotoactivated chemicals	ROS	Accumulation,Fatty acid	Fatty acid	Increase,Growth inhibition	Growth
Chronic reactive oxygen species	ROS	Overactivation, NMDARs	NMDAR	N/A,Liver fibrosis	Liver
Binding of S protein to ACE receptor	ACE	Decrease of neuronal network function	Neuronal	N/A.Liver steatosis	Liver
ACE2 inhibition	ACE2	Increase,Biliary excretion TH glucuronide	Biliary	Increase,Mortality	Mortality
Increase,Oxidative damage to DNA	Oxidative damage	Increase.Cytotoxicity (corneal cells)	Cytotoxicity	Skewed,Sex ratio	Skewed,Sex ratio
Protein adduct formation t	Protein adduc	Increase, inflammation (corneal ccells)	Inflammation	Impaired, larval development	Development

分子起止事件 (MIE)		关键事件 (KE)		有害结局 (AO)	
Mitochondrial impairment	Mitochondrial	Increase, regenerative cell proliferation (corneal cells)	Cell proliferation	Reduced, survival	Survival
Increase, DNA damage	DNA damage	Increase, regenerative cell proliferation (hepatocytes)	Cell proliferation	Reduced, reproductive success	reproductive
Activation, NADPH oxidase	NADPH	Decreased, aromatase (cyp19a1) mRNA	Aromatase/cyp19a1	Apoptosis	Apoptosis
Decreased, cholesterol	Cholesterol	Decreased, cholesterol	cholesterol	Narcosis	Narcosis
Decreased, testosterone	Testosterone	Decreased, testosterone	Testosterone	Hepatotoxicity	Hepatic
NEEF2/Nrf2 repression	NEEF2/Nrf2	Injury, mitochondria	mitochondria	Lung cancer	Lung cancer
Activation of cyp2E1	cyp2E1	Induction, CYP1A2/CYP1A5	CYP1A2/CYP1A5	Decreased, fecundity (F3)	Fecundity/F3
Inactivation of PPAR γ	PPAR	Decrease of GABAergic interneurons	GAGB	Increased apoptosis, Adenomas/carcinomas	Cancer
Binding of antagonist, PPAR α	PPAR	Decreased, PPAR α transactivation of gene expression	PPAR	Cholestasis.Pathology	Cholestasis

参考文献: 程飞,李慧珍,游静. 一种生态风险评价文献中毒理学术语的文本挖掘方法[P]. 广东省: CN 113392636A, 2021-09-14.

5.11 风险等级划分研究

在厘清页岩气开发与生态环境因素之间的作用关系、识别关键生态环境影响因子的基础之上,通过风险模糊综合评价等研究方法确定生态环境风险发生概率和级别,并依据我国已有的相关参考标准、技术导则、经验值等统计分析资料,制定页岩气开发场地土壤和地下水生态风险评估的分级方法、分级标准及其分级评估结果的解释,建立涵盖生物个体、种群和群落、生态系统三个评估水平的页岩气开发生态风险等级划分体系。采用商值法、联合暴露-效应曲线法、过程模型法等分析方法对页岩气开发特征污染物引起的生态风险进行定量表征;利用层次分析法等评估方法建立页岩气开发场地生态风险评价综合指数模型,并依此核算页岩气开发场地的生态风险安全阈值,为解决生态风险评价中的关键性内容奠定基础;同时,针对页岩气开发场地风险评估过程中从问题表达到效应表征过程中的存在不确定性因素的影响,同步开展不确定性因子的定量化分析。

5.11.1 国外风险分级

目前国际上风险分级标准存在几种表述方法,美国称为关注水平,欧盟称为触发值,欧洲和地中海植物保护组织(EPPO)称为暴露与毒性比值。

目前,美国使用的风险分级标准称为关注水平(LOC),对动物风险关注水平分为急性LOC和慢性LOC;对植物仅有急性LOC;对于濒危物种和非濒危物种分别给出了不同的关注水平。将风险商值(RQ)与LOC进行比较,当RQ大于LOC,就意味着有风险。美国环保局(USEPA)制定的针对不同生物的LOC(表5.11-1)。

表 5.11-1 美国农药风险关注水平及相应的风险假定

生物	LOC	风险假定
哺乳动物、鸟	0.5	急性高风险
	0.2	急性限制使用
	0.1	对濒危物种存在急性风险
	1	慢性风险
水生动物	0.5	急性高风险
	0.1	急性限制使用
	0.05	对濒危物种存在急性风险
	1	慢性风险

陆生和水生植物	1	急性高风险
	1	对濒危物种存在急性风险
水生植物	1	急性高风险
	1	对濒危物种存在急性风险

风险商值计算公式如下：

$$RQ = EEC / \text{ENDPOINT}$$

式中：RQ—风险商值（Risk Quotient, RQ）；

ENDPOINT—毒性终点值（如 LC₅₀, EC₅₀, LD₅₀, NOEC 等）；

EEC—环境预测浓度（Estimated environmental concentration, EEC）。

毒性终点值一般都是实验室测定得到的，环境预测浓度可通过模型预测。

表 5.11-2 美国不同生物 RQ 计算方法

生物	暴露途径	RQ 计算公式
鸟类	急性（颗粒剂）	$\frac{mg / ft^2}{LD_{50} * bodyweight}$
	急性（喷雾）	EEC/LD ₅₀
野生哺乳动物	急性	EEC/LC ₅₀
鸟、野生哺乳动物	慢性	EEC/NOEC
陆生、半水生植物	急性	EEC/EC ₅₀
水生动物	急性	EEC/EC ₅₀
		EEC/EC ₀₅
濒危植物	急性	EEC/NOEC
		EEC/LC ₅₀
水生动物	急性	EEC/EC ₅₀
	慢性	EEC/NOEC

同美国一样，欧盟也采用商值法进行风险表征，但与美国不同的是商值的计算公式不同。欧盟用毒性/暴露比（Toxicity/Exposure Ratio, TER）来表征风险。TER 相当于美国 RQ 的倒数。TER 越大，风险越小（RQ 越大，风险越大）。

欧盟在《91/414/EEC 指令》规定的风险分级标准（表 5.11-3）。需要注意的是欧盟对于蜜蜂的风险表征与其他生物不同，主要参照 EPPO（EPPO2002b），用经口暴露危害商值（Hazard Quotients for Oral Exposure, HQ_o）和接触暴露危害商值（Hazard Quotients for Contact Exposure, HQ_c）来表征。

表 5.11-3 欧盟农药生态风险触发值

生物	实验类型	触发值	风险
----	------	-----	----

鸟	急性和短期	TER>100	不需进一步试验
		10<TER≤100	专家决定是否进一步研究
		TER≤10	必须进行田间试验
鸟以外的陆生脊椎动物	慢性	TER>5.0	必须进行田间试验
	急性和亚慢性	TER>100	不需进一步试验
		10<TER≤100	专家决定是否进一步研究
蜜蜂		TER≤10	必须进行田间试验
	慢性	TER≤5.0	必须进行田间试验
		HQo/HQc≥50	专家判断
蚯蚓		HQo/HQc<50	不需进一步试验
	急性	TER≥10	不需进一步试验
	慢性	TER≥5.0	不需进一步试验
鱼、无脊椎动物、绿藻		TER<5.0	进行田间试验
	急性	TER>100	不需进一步试验
		TER≤100	专家判断是否进行微、中宇宙试验
	慢性	TER>10	不需进一步试验
		TER≤10	专家判断是否进行微、中宇宙试验

欧盟风险商值计算公式如下：

$$TER = \text{Toxicological Endpoint} / \text{PEC}$$

式中：TER—毒性暴露比；

Toxicological Endpoint—生态毒性终点值

PEC—预测环境浓度值（Predicted Environmental Concentration, PEC）

不同的环境生物其毒性暴露比值计算中毒理学终点值的选取会因生物种类和农药使用方法的不同而有所不同。表 5.11-4 列出了欧盟不同环境生物毒性暴露比值计算公式及毒理学终点值^[23]。

表 5.11-4 欧盟不同生物毒性暴露比值计算方法

生物	暴露途径	毒性暴露比值计算公式
鸟	急性	TER _a =LD50/ETE
	短期经食	TER _{st} =LC50/ETE
	长期经食	TER _{lt} =NOEC/ETE
鸟以外的陆生脊椎动物	急性	TER _a =LD50/ETE
	亚慢性	TER _{st} = NOEL /ETE
	慢性	TER _{st} = NOEL /ETE
蜜蜂	经口	HQo=dose/oral LD50
	接触商值	HQc=dose/contact LD50

蚯蚓	急性	TERa=LC50/PECs
	长期暴露	TERlt=NOEC/PECs
鱼、水生无脊椎	急性	TERa=LC50/PECsw

注：1)ETE：估计理论暴露浓度值；2) PECs：最坏场景如刚施药或距喷药期很近的预测浓度；3) PECsw：刚施药或距喷药期很近等实际最坏场景。

EPPO 采用暴露毒性比值 (Exposure-Toxicity Ratios, ETR) 来进行风险表征。ETR 值越大, 风险也越大, 呈正相关, 因此用它来表征风险比毒性暴露比 (TER) 更直观。EPPO 风险分级标准 (表 5.11-5)。

表 5.11-5 EEPO 农药生态风险分级标准

生物	暴露毒性比值	风险
鸟和哺乳动物	对鸟哺乳动物不暴露	可忽略风险
	取食 1 粒种子或颗粒剂, ETR>1	进行风险管理
	取食 1 粒种子或颗粒剂, ETR≤1	分场景讨论
	在 RWC 暴露: ETR>1	评估 MLC 场景中暴露毒性比
	在 MLC 暴露: ETR≥1	高风险
	在最可能场景暴露: ETR<1	中风险
蜜蜂	在 RWC 暴露: ETR≤1	低风险
	对蜜蜂不暴露	可忽略风险
	QHo/QHc<50	低风险
水生生物	50≤QHo/QHc<2500	中风险
	QHo/QHc≥2500	高风险
	对水生生物不暴露	可忽略风险
	ETR<0.1	低急性风险
	0.1≤ETR<1	中急性风险
	ETR≥1	高急性风险
非靶陆生高等植物	最大慢性 ETR≤0.1, BCF<1000	低慢性风险
	0.1<最大慢性 ETR≤0.2, BCF<1000	中等慢性风险
	最大慢性 ETR≤0.2, BCF>1000	高慢性风险
	喷雾 PEC(1m 距离)/EC50<1	低风险
	喷雾 PEC(1m 距离)/EC50<1	中风险
	喷雾 PEC(1m 距离)/EC50≥1	高风险
	径流 PEC/EC50<1	低风险
1≤径流 PEC/EC50<10	中风险	
	径流 PEC/EC50≥10	高风险

注：1) RWC：合理的最坏场景；2) MLC：最可能的场景。

5.11.2 国内风险分级

5.11.2.1 风险分级方法

1 风险矩阵

风险矩阵是用于识别风险和对其进行优先排序的有效工具。风险矩阵可以直观地显现组织风险的分布情况，有助于管理者确定风险管理的关键点和风险应对方案。风险矩阵通常作为一种筛查工具用来对风险进行排序，根据其在矩阵中所处的区域，确定哪些风险需要更细致的分析，或应首先处理哪些风险。

可能性等级 ↑	E	IV	III	II	I	I	I
	D	IV	III	III	II	I	I
	C	V	IV	III	II	II	I
	B	V	IV	III	III	II	I
	A	V	V	IV	III	II	II
		1	2	3	4	5	6
		结果等级 →					

图 5.11-1 风险矩阵图

2 风险指数

风险指数是对风险的半定量测评，是利用顺序尺度的记分法得出的估算值。风险指数可作为一种范围划分工具用于各种类型的风险，以根据风险水平划分风险。

3 蝶形图分析

蝶形图是一种简单的图解形式，用来描述并分析某个风险从原因到结果的路径，关注重点是在风险形成路径上存在哪些预防措施及其实际效果。蝶形图分析被用来显示风险的一系列可能的原因和后果 [24][23][22][21][20][19][19][19][21][21][22][23][24][25][26][26][26][25][26][27][27][26][27][27][27][27][27][26][27][26][27][26][27][27][27][27][27][27][27][27](中华人民共和国质量监督检验检疫总局)(中华人民共和国质量监督检验检疫总局)(中华人民共和国质量监督检验检疫总局)(中华人民共和国质量监督检验检疫总局)(中华人民共和国质量监督检验检疫总局)(中华人民共和国质量监督检验检疫总局)(中华人民共和国质量监督检验检疫总局)(中华人民共和国质量监督检验检疫总局)。

5.11.2.2 分级类型

1 定性风险描述

采用风险矩阵、综合指数评价等方法，用高、中、低等描述性词语表示人群暴露于目标环境因素的风险大小。

2 定量风险描述

根据目标环境因素的毒性效应，计算致癌效应风险和非致癌效应风险：

a) 致癌效应风险。一般采用人群超额致癌风险进行表征，对于同一环境因素，应按不同暴露途径选择相应的致癌斜率系数或单位风险因子进行风险估计。多种暴露途径或多种目标环境因素对相同靶器官产生相似的致癌效应时，可对不同暴露途径或不同目标环境因素的超额致癌风险进行累加计算总的超额致癌风险。

b) 非致癌效应风险。一般采用人群超额致癌风险进行表征，对于同一环境因素，应按不同暴露途径选择相应的致癌斜率系数或单位风险因子进行风险估计。多种暴露途径或多种目标环境因素对相同靶器官产生相似的非致癌效应时，可对不同暴露途径或不同目标环境因素的危害商进行累加计算总的危害商。

基于风险的页岩气开发场地生态筛选阈值更加强调页岩气开发场地土壤、地表水和地下水空间性质分异、化合物和元素形态分布差异与剂量-效应响应关系等因素对土壤、地表水和地下水污染物毒性的影响，并在考虑毒性数据的可获得性、丰富性和可靠性的基础上，利用物种敏感性分布法或评估因子外推法等科学理论与方法，构建针对页岩气开发场地土壤、地表水和地下水的生态风险评估阈值。

5.11.3 生态风险等级划分

5.11.3.1 土壤生态风险等级划分

借鉴了流域水质应急基准的基本理念，构建了污染场地土壤生态毒性诊断结果的评判体系，建立了“五级五分制”的综合评判方法，方法包括毒性效应分级赋值、权重划分和综合评分 3 个部分。

在毒性效应分级赋值阶段，根据测试终点的敏感性不同，将土壤生态毒性诊断试验方法分为“一类方法”、“二类方法”和“三类方法”。“一类方法”和“二类方法”为短期/急性毒性试验方法，对应的毒性效应终点分别为致死效应终点和亚致死

效应终点（行为、酶活等），“三类方法”为长期/慢性/遗传毒性试验方法，对应的毒性效应终点为繁殖、发育、基因突变、染色体畸变等慢性/遗传毒性效应终点。在诊断方法敏感性分类的基础上，对诊断结果的毒性效应进行分级赋值，即将毒性效应达到 5%、15%、30%、50%和 80%分别赋值 1~5，对应的污染级别分别为潜在污染、轻度污染、中度污染、重度污染和严重污染，见表 5.11-6。

在权重划分阶段，根据与生态相关性的高低，将土壤的生态毒性诊断分为 5 个水平，分别是分子/细胞水平、组织/器官水平、个体水平、种群/群落水平和生态系统/景观水平，对应的权重（P）分别为 0.2、0.3、0.6、0.8 和 1。

在综合评分阶段，根据诊断结果对应的污染赋值和权重，采用加权求和法计算得到土壤生态毒性综合积分（M）。根据生态毒性综合积分（M）与个体水平积分最大值（M_{max}）的比值（R）来确定污染场地的土壤生态危害等级，分成低危害、中危害、高危害和极高危害 4 级，对应的 R 值范围分别为<0.3、0.3~0.5、0.5~0.8 和≥0.8。该评判方法可以为污染场地土壤生态毒性诊断提供参考。

表 5.11-6 毒性效应分级赋值

污染级别	赋值	毒性效应
严重污染	5	>80%
重度污染	4	>50%
中度污染	3	>30%
轻度污染	2	>15%
潜在污染	1	>5%

注：a) 表中的毒性效应均指的是与对照组相比生物受危害的负效应，毒性效应≤5%表示生物受危害的效应不显著，赋值为 0。b) 由于“一类方法”、“二类方法”和“三类方法”对应的效应终点敏感性不同，在效应分级赋值时应乘以不同的效应因子（F），分别为 1、0.8 和 0.5。c) 当同一物种同时进行了“一类方法”和“二类方法”试验（均为快速诊断方法）时，两组试验的评分结果出现矛盾时，以最高值为准。

5.11.3.2 水体生态风险等级划分

以保护 95%水生生物的胁迫浓度（HC5）为终点，对国际主流的 4 种 SSD 拟合方法（基于对数-三角函数的美国方法：SSD-USA；基于对数-逻辑斯谛的欧盟方法：SSD-EU；基于对数-正态分布的荷兰方法：SSD-RIVM；基于 BurrIII 函数的澳大利亚和新西兰方法：SSD-AU&NZ）进行评价。基于评价结果，综合考虑各方法推算结果建立了应急水质标准方法学^[25]。

4 级生态风险分别为 IV 级：有严重风险（超过 50%生物受胁迫）；III 级：有明显风险（超过 30%生物受胁迫）；II 级：有一定风险（超过 15%生物受胁迫）；

I级：有潜在风险（超过5%生物受胁迫）。另外，水质标准等于HC除以矫正因子，根据美国及荷兰等国制定的技术导则，矫正因子一般取值为1~10。因水体中污染物浓度越大时，风险的不确定性越大，在计算标准时，从IV级到I级标准矫正因子的取值依次为10、8、5和2。由于国际主流的4种SSD方法的计算结果差异较为明显，因此以SSD-AU&NZ方法为基础，综合考虑其他3种SSD方法的计算结果和上述风险分级理念，制定应急水质标准方法学如下：

- 1) 按照数据规范搜集污染物对水生生物的急性毒性数据；
- 2) 分别采用SSD-AU & NZ等主流SSD方法计算HC₅；
- 3) 计算HC₅的算术平均值：HC_{5,v}；
- 4) 计算SSD-AU&NZ方法的HC₅与HC_{5,v}的差异率：d%；
- 5) 采用SSD-AU&NZ方法，结合评估因子（AF）矫正计算HC_x；
- 6) 最终应急水质标准等于HC_x×(1-d%)。

5.11.3.3 页岩气生态风险等级划分

(1) 单一物种的风险等级划分

当 $RQ \leq 1$ ，表明特征污染物对评估区域内某物种的生态风险可以接受。

当 $RQ > 1$ ，表明特征污染物对评估区域的某物种存在存在不可忽视的生态风险；RQ值越高，表明其生态风险越高。

(2) 种群层次的风险等级划分

当 $MEC \leq HC_5$ 时，表明特征污染物对评估区域内生物种群的生态风险可以接受。

当 $MEC > HC_5$ 时，则进一步比较MEC与HC_x值（ $x=10, 50, 90$ ），当 $HC_i < MEC < HC_{(i+1)}$ 时（ i 为百分比值的位次），表明特征污染物对评估区域内不少于 $x\%$ 的种群数量具有显著的生态风险。

(3) 群落与生态系统水平的风险等级划分

采用总体风险概率来定量表征群落与生态系统的风险水平。

当 $ORP < 0.1$ ，表明特征污染物对群落与生态系统的潜在生态风险可以接受。

当 $0.1 \leq ORP < 0.5$ ，表明特征污染物对群落与生态系统具有不可忽视的生态风险，需要进行风险预警或开展更严格的风险评估。

当 $0.5 \leq ORP < 1.0$ ，表明特征污染物对群落与生态系统具有很高的生态风险，需要采取管控措施。

(4) 复合污染物等级划分

复合污染物的生态风险结果以危害指数(HI)表征后,参照单一污染物的风险等级(RQ值等)进行划分。

5.12 不确定度分析

5.12.1 不确定度分析的定义及作用

风险评估是基于当前科学认知和有限的数据开展的,关于化学物质危害、暴露很难获得极为准确的数据,因此风险评估存在不确定性。应进行不确定性分析,识别风险评估过程存在的所有影响评估结论的不确定性来源,必要时须进行敏感性分析。

不确定性分析始终在生态风险评价中占有重要地位。生态风险评价的各个阶段都存在着很多的不确定性,例如风险源的筛选、风险受体的界定、评价端点的判断,及在生态风险评价方法中,评估因子的选择、统计方法或统计模型的选择、模拟生态系统中各要素的设置、以及生态风险模型的构建和参数确定等都存在着较大的随机性和主观选择,这都会给评价结果带来很大的不确定性,因此建立有效的不确定分析方法和降低风险评价不确定性的方法将是生态风险评价的一个重要研究内容。

5.12.2 不确定性来源、分类

5.12.2.1 不确定度来源

(1) 参数不确定性-模型中输入变量估计的不确定性。在概率风险评估中,由于可用数据的质量、数量和代表性以及统计估计方法,这可能具体指随机样本的总体参数(如算术平均值、标准偏差)估计中的不确定性的统计概念。

(2) 模型不确定性-关于模型结构(例如,暴露方程)或预期用途的不确定性,包括简化假设与风险评估终点的相关性、选择概率分布来表征可变性,以及超出用于根据经验数据校准模型的范围的插值或外推

(3) 情景不确定性-关于缺失或不完整信息的不确定性,以充分定义风险。这可能包括关于化学品暴露或毒性的程度和范围的描述性错误、时间和空间聚集

错误、不完整的分析(即缺失的暴露途径)以及暴露人群或暴露单位的潜在错误说明。

5.12.2.2 不确定分类

不确定性有很多分类法，在生态风险评价中具有重要应用性的有以下几类：

1) 测量的不确定性。归因于取样及分析过程中的误差和不准确性，属于常规样本统计的范畴。

2) 模型拟合的不确定性。经验模型（如剂量-反应数据相匹配的对数概率模型）不可能与所有数据点都匹配，这是不可避免的。不相匹配可能是由测量不确定造成的，也可能是由模型造成的。

3) 外推的不确定性。

4) 模型选择的不确定性。来源于模型的构建，由于在模型设计过程中需要做出一些选择。模型的不确定性拟通过仔细设计或选择模型得以减少，或通过模型比较加以评价。

5) 主观的不确定性。由于统计评价的不确定性和传播的局限性，评价者往往低估不可预测效应的程度。拟采用专家判断法来主管界定风险评价的范围，不过专家判断法可能也会低估真正的不确定性。

对于上述已识别的不确定性，应尽可能合理地量化。参数的不确定性往往来源于获取时所使用的测量法外推法及匹配的任意经验模型，可通过常规统计或专家判断加以评估，本研究将重点使用蒙特卡罗分析综合各个参数中的不确定性，从而评估风险评价中总的不确定性。

本研究拟采用置信区间（CIs）来报告不确定性。除了使用常规的任意 95% 置信区间，同时还分析 50% 置信区间。多个置信区间的设置不仅能提供更多信息，而且可避免由于 95% 置信区间过于宽泛而使评价传达的信息不能用。

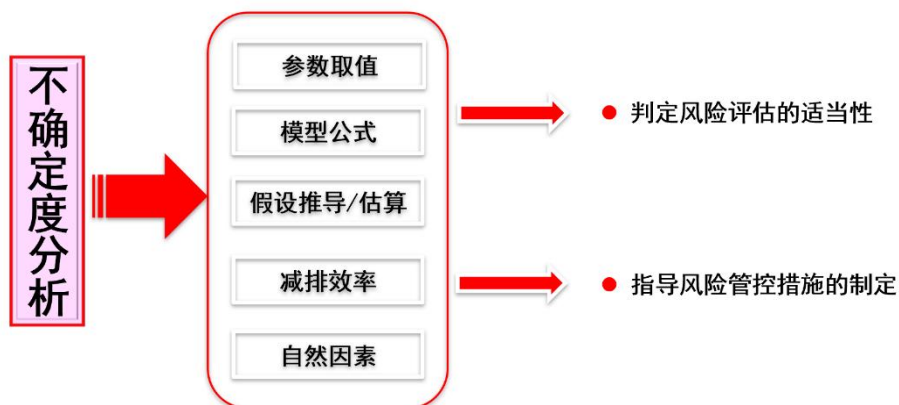


图 5.12-1 不确定性分析示意图

5.12.3 不确定性量化分析

不确定性的量化分析。当生态风险评估值为不可忽视水平时（如 $RQ > 1$ ， $ORP > 0.1$ ），应进一步量化其不确定性，以风险值的 95% 置信区间为其不确定性范围。其中，商值法可采用概率风险分析方法开展不确定性的量化分析；SSD 法以拟合优度检验在 0.05 显著水平上的、可拟合度低于 95% 统计值的输入数据值可接受，以此给出 95% 置信区间的数值。

7 标准实施的建议

本标准建议列为推荐性团体标准，以保护页岩气开采场地周边环境，防治环境污染，保护生态环境，建立和完善我国页岩气开采场地生态风险评估标准。

参考文献

- [1] 张君峰, 周志, 宋腾,等. 中美页岩气勘探开发历程、地质特征和开发利用条件对比及启示 [J]. 石油学报, 2022, 43 (12): 1687-1701.
- [2] 杨德敏, 喻元秀, 梁睿,等. 我国页岩气重点建产区开发进展、环保现状及对策建议 [J]. 现代化工, 2019, 39 (01): 1-6.
- [3] 唐千惠, 冯雪梅. 页岩气看川南破百亿再向前 [J]. 中国石油石化, 2021, 03: 46-47.
- [4] 周林军, 古文, 刘济宁,等. 化学品环境暴露评估模型研究进展 [J]. 生态毒理学报, 2018, 13 (01): 61-74.
- [5] 龙涛, 邓绍坡, 吴运金,等. 生态风险评价框架进展研究 [J]. 生态与农村环境学报, 2015, 31: 822-830.
- [6] 张虹. 重庆市页岩气开发的生态环境风险评价 [D]. 重庆: 重庆大学. 2018.
- [7] 李开环. 涪陵地区页岩气开采固体废物污染特性及资源化环境风险研究 [D]. 重庆: 重庆交通大学. 2018.
- [8] 吴明霞. 废弃水基钻井液环境影响及固化处理技术研究 [D]. 大庆: 东北石油大学. 2012.
- [9] 张博廉, 操卫平, 赵继伟,等. 油基钻井岩屑处理技术展望 [J]. 当代化工, 2014, 43 (12): 2603-2605.
- [10] 李绍康, 袁颖, 李翔,等. 页岩气开发地下水污染风险评价指标体系构建 [J]. 环境科学研究, 2018, 31: 911-918.
- [11] 卢光华. 冶金工业汞、砷重毒性污染土壤高效修复的应用基础研究 [D]. 北京: 北京科技大学. 2019.
- [12] 金小伟,王业耀,王子健. 淡水水生态基准方法学研究:数据筛选与模型计算. 生态毒理学报 [J], 2014, 9:1-13.
- [13] 谭丽超, 程燕, 周军英,等. 农药对陆生生物的生态风险评估研究进展 [J]. 农药, 2020, 59 (05): 322-327.
- [14] 于彩虹, 李春燕, 林荣华,等. 农药对陆生生物的生态毒性及风险评估 [J]. 生态毒理学报, 2015, 10 (6): 21-28.
- [15] 殷娟, 范雅伦, 李倩,等. 污染场地土壤生物毒性测试方法研究进展 [J]. 四川环境, 2019, 4:
- [16] 张瑞卿, 吴丰昌. 组织残留法在水生生物基准中的应用概述 [J]. 生态毒理学报, 2015, 10 (01): 88-100.
- [17] 冯承莲, 付卫强, Dyer S.,等. 种间关系预测(Ice)模型在水质基准研究中的应用 [J]. 生态毒理学报, 2015, 10 (01): 81-87.
- [18] Suter, G.W.,Rodier, D.J.,Schwenk, S., et al. The US Environmental Protection Agency's generic ecological assessment endpoints. Human and Ecological Risk Assessment [J], 2004, 10:967-981.
- [19] 廖伟, 刘娜, 冯承莲,等. 种群水平生态风险评价方法概述及其在环境管理中的应用 [J]. 生态毒理学报, 2020, 15 (01): 2-16.
- [20] Wang, B.,Yu, G.,Huang, J., et al. Probabilistic ecological risk assessment of DDTs in the Bohai Bay based on a food web bioaccumulation model. Sci Total Environ [J], 2011, 409:495-502.
- [21] Preziosi, D.V.,Pastorok, R.A. Ecological food web analysis for chemical risk assessment. Science of the Total Environment [J], 2008, 406:491-502.
- [22] Fath, B.D. Network analysis in perspective: comments on "WAND: an ecological network analysis user-friendly tool". Environmental Modelling & Software [J], 2004, 19:341-343.
- [23] 续卫利, 周军英, 程燕,等. 农药生态风险分级标准研究 [J]. 农药科学与管理, 2012, 12:

23-30.

[24] 中华人民共和国质量监督检验检疫总局. 风险管理 风险评估技术.

[25] 闫振广, 刘征涛, 孟伟. 辽河流域六价铬和无机汞应急水质标准研究 [J]. 中国工程科学, 2013, 15 (03): 26-32.