

海洋溢油生态损害评估指标及方法初探^{*}

刘伟峰, 臧家业, 刘 玮, 孙 涛, 刘芳明

(国家海洋局第一海洋研究所 青岛 266061)

摘 要: 溢油生态损害评估指标及方法是海洋溢油生态系统服务损失定性和定量研究的基础。文章依据海洋生态系统服务功能的价值机制, 结合溢油损害机理和特征, 探索识别了海洋溢油生态损害评估的内涵。在此基础上采用频度分析法和专家咨询法构建了包括渔业资源供给、气体调节、废物处理、灾害抵御、休闲娱乐、生物多样性保育和生态修复等共7个指标的溢油生态系统服务损失的评估指标体系。指标体系中前6项指标的受损害量表示为原有价值、受损程度及恢复速度的积分函数。针对每一评估指标的性质及特点, 筛选了衡量其原有价值的环境经济学方法, 确定了衡量其受损程度和恢复速度的生态标尺。这一研究可为我国溢油生态损害评估工作提供理论依据。

关 键 词: 溢油; 生态损害; 评估指标及方法

1 引言

随着海洋溢油污染形势的日益严峻和人们对海洋生态价值认识的逐渐深入, 海洋溢油生态损害评估逐渐成为世界各沿海国家研究的热点。国内外学者在溢油损害评估方面做了大量的研究工作, 其中以美国的自然资源损害评估(Natural Resource Damage Assessment, NR-DA)^[1]最具代表性。NRDA法将溢油造成的海洋生态损失界定为自然资源损失, 并以生境等价分析法(Habitat equivalency analysis, HEA)^[2-4]作为工具进行计量; 其计算精度相对较高, 但耗时较长, 评估过程一般持续十几年甚至几十年, 因而仅适用于具有完善的油污损害赔偿基金的美国等发达国家。我国比较有代表性的评估方法是环境容量和生态系统服务损失评估法^[5-6], 该方法利用 Costanza 等^[7]人的全球生态系统的平均公益价值研究成果进行估算; 该方法具有较好的可操作性, 但评估结果往往具有较大争议。由此可见, 我国溢油生态损害评估研究目前仍属于探讨和摸索阶段, 还需要在基础理论、评估方法与技术手段上不断推进和完善。

溢油生态损害评估指标及方法是对溢油造成的海洋生态系统服务损失进行定性和定量研究的基础。本研究基于海洋生态系统服务的概念, 结合海洋生态系统遭受溢油损害及恢复的机理和特征, 分析海洋生态服务功能的变化情况, 在此基础上构建了海洋溢油生态损害评估指标及方法, 以期为我国溢油生态损害评估工作提供理论依据。

2 海洋生态系统服务的概念

2.1 生态系统服务

自 Ehrlich 等首次提出生态系统服务的概念后, 国内外学者不断对生态系统服务的内涵进行了完善, 其中较有影响的是 Costanza^[7]和联合国千年生态系统评估的观点^[8-9]。联合国千年生态系统评估(2003)^[10]中将生态系统服务定义为: 人类从生态系统中获得的效益, 包括生态系统对人类可以产生直接影响的供给服务、调节服务和文化服务以及对维持生态系统其他服务具有重要作用的支持服务; 这一定义对于各类生态系统具有普遍的适用性。同时人们也认识到, 由于生态系统具有多样性和复杂性, 许

* 基金项目: 国家海洋局青年海洋科学基金(2013131)。

多生态服务价值还有待进一步揭示^[11]。

2.2 海洋生态系统服务

海洋生态系统是全球生态系统中具有独特形态、结构和功能的组成部分, 拥有其他自然生态系统无法替代的价值。海洋生态系统组分包括海洋生物和非生物环境, 生物组分与环境组分通过能量流动和物质循环, 相互制约、相互依存, 协调进化, 共同形成了一个有机自然整体^[12]。Peterson 等^[13]将海洋生态系统服务分为提供基于食物网生产过程的直接的物质产出(如渔业生产)、物质循环、污染物和废弃物的转化分解和吸收、海滨娱乐旅游和休闲产业、

沿岸土地形成、文化和将来的科学价值等 6 项服务。我国最有影响的是 2005 年国家海洋局启动的“海洋生态系统服务功能及其价值评估”研究计划^[14-15], 该研究计划建立的我国海洋生态系统服务功能分类体系是基于联合国千年生态系统评估的框架, 并充分考虑了我国海洋生态系统的特征, 将海洋生态系统服务定义为: 一定时间内特定海洋生态系统及其组分通过特定的生态过程向人类提供的赖以生存和发展的产品和服务; 该体系将生态系统服务分为供给服务、调节服务、文化服务和支持服务四大类, 每一类中又包含多项子服务(表 1)。

表 1 海洋生态系统服务分类

生态服务类别		支持或产生服务的生态系统组分
供给	食物生产	浮游动物、游泳动物、底栖动物、底栖植物
	原料生产	浮游动物、游泳动物、底栖动物、底栖植物
	氧气供给	浮游植物、底栖植物
	基因资源	游泳动物
调节	气候调节	浮游植物、底栖植物
	废物处理	微生物、浮游植物、底栖植物
	生物控制	浮游动物
	干扰调节	红树林、珊瑚礁等生境
文化	休闲娱乐	游泳动物、鸟类、海水、潮滩、红树林及珊瑚礁等特殊生境
	文化用途	游泳动物、鸟类、海水、潮滩、红树林及珊瑚礁等特殊生境
	科研价值	珍稀物种、红树林及珊瑚礁等特殊生境
支持	初级生产	浮游植物、底栖植物、微生物
	营养物质循环	全部生态系统组分
	生物多样性保育	全部生态系统组分

3 海洋溢油生态损害评估的内涵

3.1 溢油对海洋生态系统的损害

海洋生态系统的服务主要来源于生态系统中的各个组分, 并通过生态过程得以实现。因此, 要研究溢油对海洋生态系统服务的损害, 需先分析溢油对海洋生态系统组分的损害。溢油对海洋生态系统组分的损害体现在对海洋生物和非生物环境的损害。

溢油对海洋生物的损害作用包括物理损伤和化学毒害。物理损伤作用包括油品黏附覆盖于生物体表, 堵塞生物的呼吸和进水系统, 导

致生物活动能力丧失或减弱, 或吸附悬浮物沉降而导致生物幼体失去合适的附着基质等; 化学毒害作用包括油品造成的海洋生物的急性中毒, 或长期的低浓度石油的毒性效应^[16-18]破坏了海洋生物的正常生理机能而引起病变。

溢油对非生物环境的损害主要体现在两方面: 一方面溢油造成海水、潮滩及海底表层石油类浓度增高, 破坏了原有的生物栖息地; 另一方面大量溢油漂浮于海面或黏附于岸滩, 损坏了原有的自然景观。由此可知, 溢油对海洋生态系统中的各个组分均可能产生损害, 且各组分的受损程度不完全相同。综合现有研究成

果,溢油对海洋生态系统各组分的损害如表2所示^[19]。

表2 溢油对海洋生态系统的损害分析

海洋生态组分		溢油可能产生的主要损害	溢油可能影响的生态服务
海洋生物	浮游植物	降低透光率,影响光合作用; 破坏植物细胞,妨碍植物生长	氧气供给、气候调节、废物处理、初级生产、营养物质循环、生物多样性保育
	浮游动物	阻断海气交换,促使窒息死亡; 堵塞呼吸和进水系统,致其窒息死亡; 毒性效应致其死亡,或破坏其生理功能; 吸附悬浮物沉降而导致生物幼体失去合适附着基质	食物生产、原料生产、生物控制、营养物质循环、生物多样性保育
	游泳生物	堵塞呼吸系统,导致窒息死亡; 毒性效应破坏其正常的生理机能,引起病变	食物生产、原料生产、基因资源、休闲娱乐、营养物质循环、生物多样性保育
	底栖植物	降低透光率,影响光合作用; 破坏植物细胞,妨碍植物生长	氧气供给、气候调节、废物处理、初级生产、营养物质循环、生物多样性保育
	底栖动物	黏附于体表,导致难以生存; 毒性效应破坏其正常的生理机能	食物生产、原料生产、营养物质循环、生物多样性保育
	微生物	影响其代谢活性,进而影响生态系统的分解作用	废物处理、初级生产、营养物质循环、生物多样性保育
	鸟类	黏附于羽毛上,破坏保温性能,导致丧失飞行能力	休闲娱乐、文化用途、营养物质循环、生物多样性保育
海洋生境	海水	水质下降,无法满足使用功能要求; 破坏了水域景观	休闲娱乐、文化用途、生物多样性保育
	表层沉积物	质量下降,破坏了底栖生物栖息地	生物多样性保育
	潮滩	质量下降,破坏了潮间带生物栖息地; 破坏了滨海景观	干扰调节、休闲娱乐、文化用途、科研价值、生物多样性保育
	红树林等特殊生境	生境破坏、退化; 破坏了其原有的独特自然景观	干扰调节、休闲娱乐、文化用途、科研价值、生物多样性保育

3.2 海洋生态系统的恢复

海洋生态系统在遭受溢油污染后,可通过海洋生物(特别是微生物)的生命代谢活动,逐渐去除和降解进入系统内的石油类污染物,使受损的生态系统能够部分或完全地恢复到最初状态。溢油污染的长期效应还表现在对生态系统恢复速度的影响上^[20]。为最大限度地减少溢油损害并加速海洋生态系统的恢复,人为地采取一定的修复措施也是必要的。

海洋生态系统在遭受溢油破坏后,将通过生物物种之间的相互作用,经历一段震荡和波动时期,逐渐达到某块区域种群的稳定和平衡,最后以至整个种群的恢复^[21]。影响区域生态系统恢复速度的因素包括内部因素和外部因素,

内部因素包括系统内群落特性、物种的生长周期等^[22-23],外部因素包括环境条件、溢油规模和人为的清理状况、受污染地区离未受污染地区的远近(便于物种从未受污染地区扩张、迁移)等。

由此可知,在海洋自身作用和人为措施的共同作用下,海洋生态系统会逐渐恢复,其受损是有时间限度的,受内部和外部因素影响,各生态组分的恢复速度不完全相同。

3.3 溢油生态损害评估的内涵

综上分析,溢油对海洋生态系统服务的损害是源于对系统中各组分的损害,导致各组分进行的生态过程受阻或功能减弱,最终导致海洋生态系统无法或不能全部实现其原有的服务

价值。海洋生态系统的各项服务均可能受到损害,但受损程度不完全相同;各项服务的损失是有时间限度的,且恢复速度不完全相同。溢油生态损害评估就是对海洋生态系统因溢油损害而损失的各项服务的价值进行定量研究。

4 溢油生态损害评估指标

4.1 指标选择原则与方法

指标体系建立原则的确定,是保证指标体系构建客观性、公正性和可操作性的前提^[24]。根据国内外有关研究,评估指标的筛选主要依据以下4项原则^[25]。

(1) 科学性原则。评估指标体系要建立在科学的基础上,每个指标应含义明确,并能反映评估对象的本质内涵。

(2) 系统性原则。评估指标要相互独立,既能从不同的侧面反映出溢油对海洋生态系统损害的主要特征,同时又彼此联系,共同构成一个有机统一体,全面反映溢油对海洋生态系统的损害。

(3) 典型性原则。各评估指标应具有一定的典型代表性,不能过多过细,使指标过于繁琐,又不能过少过简,出现信息遗漏。

(4) 可比、可操作、可量化性原则。各指标要具有很强的现实可操作性和可量化性,各指标的评估方法要易于掌握,且便于进行定量计算;同时各指标要具有统一的量纲,以便于不同溢油事故评估时的比较。

本研究依据上述指标选择原则,在充分考虑海洋生态系统服务价值和溢油损害机制的基础上,采用频度分析法和专家咨询法,对海洋溢油生态损害评估指标进行了筛选。

4.2 评估指标筛选

4.2.1 渔业资源供给(食物及原料供给)

渔业资源供给服务包括食物和原料供给两方面。渔业资源指具有开发利用价值的鱼、虾、蟹、贝、藻和海兽类等经济动植物的总体,目前已开发利用的渔业资源中,70%直接供应人类食用,如鲜品、冻品和干制等加工品;30%则加工成饲料鱼粉、工业鱼油和药用鱼肝油等综合利用产品。海洋渔业资源长期以来为人类

提供了大量的食物和原料,是海洋生态系统重要的生态服务之一。溢油事故对海洋渔业资源的损害是不可避免的,必然造成食物及原料供给服务的损失。根据指标筛选的典型性原则,故将食物及原料供给服务合并为渔业资源供给服务指标。

4.2.2 基因资源供给

基因资源是指海洋生物所携带的基因及基因信息,其开发利用可以为人类带来巨大的福利,如利用野生物种进行杂交来改良人工养殖品种等。溢油虽对海洋生物具有致死效应,但整个生物种群皆因溢油污染而灭绝的可能性很小。并且由于受限于现有科学技术发展的水平,人们尚未充分认识到基因资源的价值^[26],基因资源的价值还难以有效计量。因此,该服务不符合指标筛选的可操作性原则,不宜纳入评估指标之中。

4.2.3 气体调节(氧气供给及气候调节)

海洋与大气的物质交换主要是 CO_2 与 O_2 的交换,即海洋固定并减少大气中的 CO_2 ,同时提高并增加大气中的 O_2 ,这对维持大气中的 CO_2 和 O_2 动态平衡、减少温室效应、调节气候以及对人类提供生存的基础都有巨大和不可替代的作用^[14]。海洋生态系统固碳、制氧的功能主要是通过海洋植物的光合作用来实现的,溢油对浮游植物和底栖生物的伤害亦将导致该服务功能的减弱。考虑到评估指标的典型代表性,因此将固碳、制氧服务合并为气体调节服务指标。

4.2.4 废物处理

废物处理服务指人类生产、生活过程中产生的废水、废气及固废等通过直接排放、大气沉降等方式进入海洋,经过海洋生态系统分解还原、转化转移、吸收降解等过程最终转化为无害物质的服务^[27]。该服务功能是通过海洋微生物的分解作用,以及海洋植物的生物吸收和转化过程来实现的。微生物的分解作用可将污染物质从有毒形态向无毒形态、从高污染浓度向低污染浓度的转变。海洋植物能够直接吸收氮、磷等污染物,也可以分泌各种酶类,通过酶的催化作用来转化或降解其他有机污染物。废物处理服务对人类的生存发展起到了至关重

要的作用。海洋生态系统作为人类的一个大型废物处理场,其处理能力是有限度的,特别在海湾等封闭或半封闭海域更为明显。溢油事故一方面增加了该处理场的石油类处理负荷,导致该海域接纳人类正常排放的石油类的服务能力减弱甚至丧失;另一方面对海洋植物的损害,影响了该处理场对氮、磷的降解。

4.2.5 灾害抵御(生物控制及干扰调节)

海洋生态系统通过对一些有害生物的调节与控制,可减少相关灾害的发生概率,例如浮游动物、贝类对有毒藻类的摄食可减免赤潮灾害的发生^[15]。同时,海洋生态系统对各种环境波动还具有一定的容纳、衰减和抵御的作用,例如珊瑚礁、红树林等滨海湿地均可有效抵御风暴潮、海浪等海洋灾害。溢油一方面阻断了水体与大气的交换,导致浮游植物数量大幅度减少;另一方面溶于水中的石油烃对某些种类的浮游植物还有加速繁殖的作用;溢油事故与赤潮灾害虽可能存在关联,但至今仍未见相关报道。溢油事故对滨海湿地生态环境的破坏,必然会导致珊瑚礁、红树林等抵御风暴潮等灾害的功能减弱甚至丧失。因此,该指标仅考虑海洋生态系统对风暴潮、海浪等灾害的抵御作用。

4.2.6 休闲娱乐

休闲娱乐服务指海洋生态系统提供给人们游泳、垂钓、潜水、游玩和观光等方面的服务。该服务主要通过海洋生物、海水和潮滩生境等生态系统组分来实现,溢油对上述组分的损害也将影响该海域的休闲娱乐服务功能。

4.2.7 文化及科研用途

海洋环境可为人类提供美学、文学、影视等艺术创作的场所和灵感。海洋生态系统的复杂性与多样性同时也吸引着人类进行不断地探索和研究,促进人类知识体系的扩展和完善。溢油事故对这两项服务均可能产生损害,但受限于现有科技水平,溢油对人类艺术创作和知识扩展的损害程度还难以确定,这两项服务本身的价值也缺乏行之有效的计量方法,因此这两项服务不纳入评估指标之内。

4.2.8 初级生产及物质循环

初级生产指海洋植物和微生物固定有机碳,

为海洋生态系统提供物质和能量来源的功能。物质循环指生态系统中一切生态过程所需物质不断的转化及流转的过程。初级生产及物质循环是保证海洋生态系统其他服务得以实现的基础服务,其价值已通过其他服务得到体现。因此,虽然溢油事故必然对这两项服务产生损害,但为避免重复计算,评估指标中不应再考虑初级生产和物质循环。

4.2.9 生物多样性保育

生态系统为生物物种提供生存与繁衍的场所,从而对生物多样性起到保育作用。生物多样性维持有利于增强生态系统弹性和恢复力,抵御外来生物入侵,保持生态系统完整性和保障生态系统服务的持续供给^[28]。海洋是生物物种最为丰富的区域,是生物多样性生存和发展的最佳场所,在生物多样性保育方面有着不可替代的作用。溢油事故可能会导致某些生物物种数量的急剧减少甚至灭绝,特别是对某些珍稀濒危保护物种,其损害后果更为严重,因此生物多样性保育应纳入溢油损害指标之内。

4.2.10 生态修复

溢油事故发生后,人工采取一些修复措施,对于加速海洋生态系统服务功能的恢复是十分必要的。例如,对海面、潮滩中的石油进行清理,通过增殖放流等措施对受损生物资源进行恢复等。由于修复措施的价值投入,才促使海洋生态系统服务受损期的缩短和损失量的减少,因此生态修复应作为生态损害评估指标之一。

综合以上分析结果,溢油生态损害评估指标确定为:渔业资源供给、气体调节、废物处理、灾害抵御、休闲娱乐、生物多样性保育和生态修复。

5 溢油生态损害评估方法

5.1 评估指标的量化

评估指标的确定是实现合理评估的前提,而各指标的货币化计量方法则是有效、准确量化生态服务损失的关键。

生态修复指标的货币化计量相对较为简单,采用费用统计法,直接对修复过程中的各项费用进行统计和汇总即可。

渔业资源供给、气体调节、废物处理、灾害抵御、休闲娱乐和生物多样性保育 6 项指标损失量的货币化计量相对较为复杂。这些指标虽然性质不同, 但其服务价值水平变化趋势是相似的, 如图 1 所示: 溢油事故发生后该项服务价值急剧下降, 随后在其海洋自身和人工修复措施的作用下开始缓慢恢复, 经过一段时间后则完全恢复至原有正常水平。该项服务的损失即为: 从溢油事故发生到该服务恢复至正常水平这段期间内, 其实际服务价值相对于原有正常水平的亏损量。因此, 该指标的损失量应为其实际服务价值相对于原有价值的变化曲线随时间的积分函数, 其中原有价值、受损程度及恢复速度为该函数的关键参数, 如下式所示:

$$V_{s-i} = f(V_{oi}, \alpha_i, \mu_i, t)$$

其中, V_{s-i} 为 i 指标服务损失量; V_{oi} 为 i 指标原有正常服务价值量; α_i 为 i 指标服务水平受损程度; μ_i 为 i 指标服务水平恢复速度; t 为 i 指标受损时间。

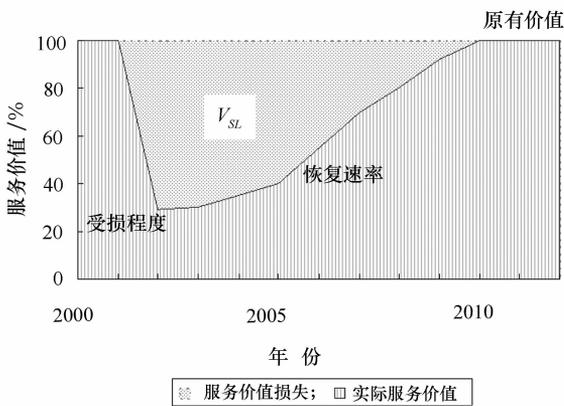


图 1 海洋生态服务损失

5.2 关键参数的确定

原有价值、受损程度及恢复速度是影响某一评估指标损失量计算结果的关键参数。

生态服务原有价值的核算需通过环境经济学方法来实现。目前较为常用的环境经济学方法可分为 3 类: 直接市场评估法、替代市场评估法和假想市场评估法^[29]。某指标原有价值 V_{oi} 的货币化计量方法, 应针对该项生态服务的价值特点, 结合各评估方法的使用范围和条件, 选择出最适宜的一种。

受损程度 α_i 及恢复速度 μ_i 可通过某生态标尺来衡量和确定。该标尺应为能反映该项服务全部价值量的某一个或几个生态因子。评估时应首先基于生态标尺建立表征区域生态质量的标准体系, 再通过对比确定出受损期间生态标尺的变化情况, 进而可实现生态服务受损程度及恢复速度的确定。

各指标关键参数的确定分述如下。

(1) 渔业资源供给指标原有价值采用市场价值法评估最为适宜。渔业资源的数量及质量的相对变化可直接表征渔业资源供给服务的受损程度和恢复速度。

(2) 气体调节指标包括固碳、制氧两个方面, 其原有价值可采用替代成本法进行评估。以初级生产力数据为基础, 根据光合作用方程式计算光合作用固碳量和释放氧气量^[30]。生产单位数量氧气的成本, 采用工业制氧价格, 固定单位数量 CO_2 的成本可采用碳税率或人工造林费用来确定。该服务主要是通过浮游植物和底栖植物来实现的, 因此浮游植物和底栖植物可作为表征该指标变化的生态标尺。

(3) 废物处理指标包括石油类处理和氮、磷降解两个方面, 均可采用替代成本法评估。其中, 石油类处理指标不必进行原有价值的核算和受损程度及恢复速度的确定, 直接对溢油事故所增加的石油类的替代处理成本进行计算即可。海洋植物在进行光合作用时, 是按一定的比例 (Redfield 比值) 吸收碳、氮和磷的, Redfield 比值为碳: 氮: 磷 = 106: 16: 1^[31-32], 因此基于评估海域的初级生产力和 Redfield 比值, 可以确定浮游植物吸收降解的氮和磷数量。石油类、氮、磷的处理成本均可采用污水处理厂平均处理费用来确定。氮、磷降解服务是通过海洋植物和污染物迁移转化来实现的, 因此衡量该服务受损程度及恢复速度的生态标尺应选择浮游植物和底栖植物。

(4) 灾害抵御指标原有价值可采用影子工程法进行评估。例如, 海洋生态系统遭受溢油破坏后, 需通过修建堤坝来减轻风暴潮、台风对海岸的破坏, 则以修建堤坝的费用作为灾害抵御服务的价值。同时, 对风暴潮、台风等灾害起抵御作用的红树林、珊瑚礁等则应作为该

指标的衡量标尺。

(5) 休闲娱乐指标原有价值采用市场价值法进行评估较为适宜。以区域旅游业收入的减少量作为其损失量,同时以旅游业收入作为衡量其服务水平变化过程的标尺。

(6) 生物多样性保育指标原有价值的核算较为困难,基于可操作性原则,宜采用较为成

熟的相关研究成果。本研究利用 Shannon-Weiner 指数来计算^[33-34],并以 Shannon-Weiner 指数作为衡量标尺确定其受损程度和恢复速度。

通过以上的评估方法可实现各评估指标损失量的货币化计量,最终建立了较为完善的溢油生态损害评估指标及方法体系(表3)。

表3 溢油生态损害评估指标及方法

序号	评估指标		受损程度及恢复速率衡量标尺	原有价值计量方法
1	渔业资源供给	渔业资源供给	渔业资源	市场价值法
2	气体调节	二氧化碳吸收	浮游植物、底栖植物	替代成本法
		氧气释放		
3	废物处理	石油类处理	溢油量	替代成本法
		氮磷降解	浮游植物、底栖植物	
4	灾害抵御	灾害抵御	红树林、珊瑚礁	影子工程法
5	休闲娱乐	休闲娱乐	旅游收入	市场价值法
6	生物多样性保育	生物多样性保育	Shannon-Weiner 指数	Shannon-Weiner 指数
7	生态修复	—	—	费用统计法

6 结论与讨论

本研究探索性地提出的评估指标及方法体系对于我国深入开展溢油生态损害评估精确定量研究具有较好的参考价值。由于海洋溢油生态损害评估是一项多学科、多技术相互交叉的应用,其发展还有赖于海洋生态系统服务价值、油污损害毒理、环境经济学等学科和理论的发展。

(1) 溢油生态损害评估的内涵就是对海洋生态系统因溢油损害而损失的各项服务的价值进行量化和货币化估算。溢油对海洋生态系统服务的损害是源于对生态系统中各组分的损害,各项生态服务受溢油的损害是有时间限度的,且受损程度及恢复过程不完全相同。

(2) 本研究建立的溢油生态损害评估指标体系由7项指标构成,分别为渔业资源供给、气体调节、废物处理、灾害抵御、休闲娱乐、生物多样性保育和生态修复。

(3) 各评估指标的损失量应为其实际服务价值相对于原有价值的变化曲线随时间的积分函数,原有价值、受损程度及恢复速度为该积分函数的关键参数。原有价值的核算通过环境

经济学方法来实现,受损程度及恢复速度通过选择一种或几种生态标尺来衡量。

参考文献

- [1] NOAA. Natural Damage Assessment Guidance Document: Scaling compensatory Restoration Actions (Oil Pollution Act of 1990). Damage Assessment and Restoration Program, National Oceanic and Atmospheric Administration. Silver Spring, MD, 1997.
- [2] NOAA. Habitat Equivalency Analysis: An overview. NOAA Damage Assessment and Restoration Program, National Oceanic and Atmospheric Administration, Silver Spring, MD, 2000.
- [3] BROUWER R, MARTIN-ORTEGA J. Modeling self-censoring of polluter pays protest votes in stated preference research to support resource damage estimations in environmental liability [J]. Resource Energy Economics, 2011, 34(1): 151-166.
- [4] 杨寅,韩大雄,王海燕. 生境等价分析在溢油生态损害评估中的应用[J]. 应用生态学报, 2011, 22(8): 2113-2118.
- [5] 高振会,杨建强,王培刚. 海洋溢油生态损害评估的理论、方法及案例研究[M]. 北京:海洋出版社,

- 2007.
- [6] 国家海洋局. 海洋溢油生态损害评估技术导则 (HY/T095-2007) [S]. 2007.
- [7] COSTANZA R, D'ARGE R, GROOT R, et al. The value of the world's ecosystem services and natural capital[J]. *Nature*, 1997, 387(6630): 253-260.
- [8] Millennium Ecosystem Assessment Board. Millennium Ecosystem Assessment: Frameworks [M]. Washington D C: Word Resources Institute, 2005.
- [9] 冯剑丰, 李宇, 朱琳. 生态系统功能与生态系统服务的概念辨析[J]. *生态环境学报*, 2009, 18(4): 1599-1603.
- [10] Millennium ecosystem assessment (MA). Ecosystems and human well-being: A framework for assessment[R]. Washington D C: Island Press, 2003.
- [11] 谢高地, 肖玉, 鲁春霞. 生态系统服务研究: 进展、局限和基本范式[J]. *植物生态学报*, 2006, 30(2): 191-199.
- [12] 沈国英. 施并章. 海洋生态学[M]. 北京: 科学出版社, 2002.
- [13] PATTERSON M G.. Commensuration and theories of value in ecological economies. *Ecological Economics*, 1998, 25(1): 105-126.
- [14] 陈尚, 张朝晖, 马艳, 等. 我国海洋生态系统服务功能及其价值评估研究计划[J]. *地球科学进展*, 2006, 21(11): 1127-1133.
- [15] 张朝晖, 王宗灵, 朱明远. 海洋生态系统服务的研究进展[J]. *生态学杂志*, 2007, 26(6): 925-932.
- [16] WIRTZA K W. Oil spill impact minimization under uncertainty: Evaluating contingency simulations of the Prestige accident [J]. *Ecological Economics*, 2007, 61: 417-428.
- [17] SMOLDERS R, BERVOETS L, De Coen, et al. Cellular energy allocation in zebra mussels exposed along a pollution gradient: linking cellular effects to higher levels of biological organization [J]. *Environ. Pollut.*, 2004, 129: 99-112.
- [18] 吕颂辉, 陈翰林. 溢油对南海海洋生态系统的影响及珠江口溢油现状[J]. *生态科学*, 2006, 25(4): 379-384.
- [19] 刘伟峰. 海洋溢油污染生态损害评估研究[D]. 青岛: 中国海洋大学, 2010.
- [20] 景伟文, 杨桂朋, 康志强. 海洋溢油污染对生物群落和种群的影响及生态系统的恢复[J]. *海洋湖沼通报*, 2008, 1: 80-89.
- [21] HAWKINS S J, GIBBS P E, POPE N D, et al. Recovery of polluted ecosystems: the case for long-term studies [J]. *Mar. Environ. Res.*, 2002, 54: 215-222.
- [22] DAUVIN J C. The fine sand *Abra alba* community of the bay of Morlaix twenty years after the Amoco Cadiz oil spill [J]. *Mar. Pollu. Bull.*, 1998, 6(9): 669-676.
- [23] JOHN R S, DOUGLAS A C, FUKUYAMA A K. Criteria for oil spill recovery: A case study of the intertidal community of Prince William Sound, Alaska, following the Exxon Valdez oil spill [J]. *Environ. Manag.*, 2001, 28(1): 9-18.
- [24] 韩永伟, 高馨婷, 高吉喜, 等. 重要生态功能区典型生态服务及其评估指标体系的构建[J]. *生态环境学报*, 2010, 19(12): 2986-2992.
- [25] 靳芳, 鲁绍伟, 余新晓, 等. 中国森林生态系统服务价值评估指标体系初探[J]. *中国水土保持科学*, 2005, 3(2): 5-9.
- [26] 张朝晖, 石洪华, 姜振波, 等. 海洋生态系统服务的来源与实现[J]. *生态学杂志*, 2006, 25(12): 1574-1579.
- [27] 郑伟. 海洋生态系统服务及其价值评估应用研究: [D]. 青岛: 中国海洋大学, 2008.
- [28] 靳芳. 中国森林生态系统价值评估研究[D]. 北京: 北京林业大学, 2005.
- [29] 徐中民, 张志强, 程国栋. 生态经济学理论方法与应用[M]. 郑州: 黄河水利出版社, 2003.
- [30] 李少宁, 王兵, 郭浩, 等. 大岗山森林生态系统服务功能及其价值评估[J]. *中国水土保持科学*, 2007, 5(6): 58-64.
- [31] 王保栋, 陈爱萍, 刘峰. 海洋中 *Redfieldt* 比值的研究[J]. *海洋科学进展*, 2003, 21(2): 232-235.
- [32] 曾德慧, 陈广生. 生态化学计量学: 复杂生命系统奥秘的探索[J]. *植物生态学报*, 2005, 29(6): 1007-1019.
- [33] 中国生物多样性国情研究报告编写组编. 中国生物多样性国情研究报告[R]. 北京: 中国环境科学出版社, 1998.
- [34] 薛达元. 生物多样性的经济价值评估: 长白山自然保护区案例研究[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1997: 52-80.