

环保会 MEPC.1/Circ.899 通函
（2022 年 6 月 10 日）

2022 年废气清洗系统排放水风险和影响评估指南

- 1 海上环境保护委员会在其第 78 届会议（2022 年 6 月 6 日至 10 日）上批准了《2022 年废气清洗系统排放水风险和影响评估指南》，其文本载于附件。
- 2 提请各成员国政府使主管机关、港口国控制主管当局、业界、相关航运组织、航运公司和其他利益相关方注意所附指南。
- 3 本委员会同意按照获得的经验保持对本指南的评审。

附件
2022 年废气清洗系统排放水风险和影响评估指南

1	引言
2	定义和缩写
	2.1 定义
	2.2 缩写
3	原则
4	适用范围
5	一般要求
	5.1 目标化学物质及其数据集
	5.2 待评估海域信息
6	风险表征
	6.1 引言
	6.2 排放情景
	6.3 PEC 暴露评估
	6.4 人体暴露情景
	6.5 风险评估
	6.6 风险表征和分析
	6.7 全部流出物毒性
7	影响评估
8	通知本组织
附录 1	MAMPEC 的一般信息
附录 2	如何估算人体暴露

1 引言

1.1 本指南提供关于成员国在考虑保护敏感水域/环境免受符合本公约要求的 EGCS 排放水影响的地方或区域规则时，应遵循的风险和影响评估的建议方法的信息。本指南包括对水质、水生生物和/或人体健康的长远风险评估，以及针对特别接收环境适用的影响评估方法。

1.2 建议成员国在考虑地方或区域规则时根据本指南执行环境风险评估。

1.3 本指南的目的为，提供包括支持成员国判断引入 EGCS 排放水限制/条件是否必要和合理的程序在内的统一方法。关于风险和影响评估的所有方面，基于证据的决策需求应与环保会决议 MEPC.67(37)^①中所述的预防方法相平衡。

2 定义和缩写

2.1 定义

2.1.1 就本指南而言：

- | | |
|------------------------|--|
| 1. 排放水 | 从EGCS排放到舷外的水。 |
| 2. 洗涤水 | 为降低SO _x 而与废气流接触的清洗介质。 |
| 3. 泄放水 | 在闭环模式下运行的EGCS的洗涤水中去除的一定量的水溶液，以保持其所需的操作性能和效率。 |
| 4. EGCS 残渣 | 通过处理系统从洗涤水或泄放水中除去的物质、或不符合排放标准的排放水、或从EGCS中去除的其他残留物质。 |
| 5. 排放 | 系指根据MARPOL附则VI ^② 第2.1.12条从船舶上向大气或海洋释放受本附则控制的任何物质。 |
| 6. 与人体暴露情景相关的
累计暴露法 | 由超过一种暴露途径（呼吸、皮肤和口服）和/或超过一种暴露情景导致的对一个物质的总暴露 |
| 7. 待评估海域 | 系指在特定条件下拟限制EGCS排放水的海域。 |
| 8. 排放系数 | 每典型流速下 EGCS 排放水中单一物质产物的浓度，以 mg/MWh 表示；和 |
| 9. 计算 PEC (SAP) 的海域 | 系指为估算目标化学品的预测环境浓度（PEC）所选择模拟的海域，应为待评估海域的一部分。 |

2.1.2 此外，适用经 MEPC.340(77)通过的《2021 年废气清洗系统指南》中的定义。

2.2 缩写

2.2.1 就本指南而言，适用下列缩写。

2021 EGCS 指南	经 MEPC.340(77)通过的《2021 年废气清洗系统指南》
AIS	自动识别系统
AIST	日本产业技术综合研究所
BCF	浓缩系数
BMD	基准剂量
BMDL ₁₀	10%基准剂量置信下限
CFD	计算流体动力学

① 在 IMO 特别活动中纳入预防性方法的指南。

② 本指南中的条文编号系指经 MEPC.328(76)决议通过的经修订的 2021 年 MARPOL 附则 VI，该附则于 2022 年 5 月 1 日根据 MARPOL 第 16(2)(f)(iii)条接受，并将于 2022 年 11 月 1 日生效。

CMR	致癌性、诱变性和生殖毒性
DMEL	推导最小影响水平
DNEL	推导无影响水平
EFSA	欧洲食品安全局
EQS	环境质量标准
ERA	环境风险评估
EUSES	欧盟物质评估系统
GESAMP	IMO/FAO/UNESCOIOC/WMO/IAEA/UN/UNDP/UNEP/UNIDO 关于海洋环境保护科学方面的联合专家组
JECFA	FAO/WHO 食品添加剂联合专家委员会
GESAMP EGCS TT	GESAMP 废气清洗系统工作组
Koc	有机碳-水分配系数
Kp	渗透系数
MAMPEC	用于 PEC 计算的海洋防污底模型
MOE	暴露界限
NOAEL	无观测到有害影响水平
PBT	持久性、生物累积和毒性
PEC	预测环境浓度
PNEC	预估无影响浓度
PTMI	暂定每月摄入量
PTWI	暂定每周摄入量
(Q)SAR	(定量) 结构-活动关系
RCR	风险表征比
RO	逆向渗透
SAP	用于计算 PEC 的海域
SOG	对地航速
TDI	每日耐受摄入量
US EPA	美国环境保护署
WET	全部流出物毒性试验
WHO	世界卫生组织
WHO/IPCS	世界卫生组织/国际化学品安全规划署

3 原则

3.1 在待评估海域使用 EGCS 不应造成根据本指南评估的不可接受的风险，特别是从长远角度对海洋生物、水质和/或人体健康方面造成的风险。

4 适用范围

4.1 成员国可使用本指南进行风险和影响评估，以确定 EGCS 排放水是否可以排入其港口、海港、河口或沿海和其他领水。

4.2 可在地方、国家或区域层面（例如：区域海洋公约）进行风险和影响评估，并可至少与邻国合作进行。作为替代，成员国可考虑另一缔约国进行的风险和影响评估。

5 一般要求

5.1 目标化学物质及其数据集

5.1.1 用于环境风险评估（ERA）的目标化学物质

5.1.1.1 用于 ERA 的目标化学物质应至少包括下列“优先有害物质”：

- .1 镉；
- .2 铅；
- .3 汞；
- .4 镍；
- .5 钒；
- .6 铬；
- .7 铜；
- .8 锌；
- .9 蒎；
- .10 蒎烯；
- .11 蒎；
- .12 苯并蒎；
- .13 苯并蒎；
- .14 苯(b)并蒎；
- .15 苯(k)并蒎；
- .16 苯（g,h,i）并二萘嵌苯；
- .17 屈；
- .18 蒎；
- .19 芴；
- .20 蒎（1,2,3cd）并蒎；
- .21 萘；
- .22 蒎；
- .23 菲；和
- .24 二苯并。

5.1.1.2 用于 ERA 的目标化学物质不限于上述优先有害物质。在考虑到国内规则和待评估海域敏感性的特别因素后，可加入其他在 EGCS 排放水中发现的污染物。

5.1.1.3 对于主管机关对富营养化有担忧的海域，可加入可能溶解在 EGCS 排放水中的相关物质（例如：硝酸盐、亚硝酸盐、氨和/或磷）。

5.1.2 ERA 数据集

5.1.2.1 本组织编制的包括理化数据、生态毒理数据和毒理数据在内的优先有害物质数据库应用于 ERA。

5.1.2.2 此外，5.1.1.1 中所列的优先有害物质最坏条件排放系数应用于合理的最差条件情况（见 6.2.2）。

- .1 ERA 需要化学物质的排放系数。此外，排放水与废气流的速率因 EGCS 种类和连接至 EGCS 的发动机载荷而异。但是，该类信息不取决于待评估海域的位置。因此，建议使用基于本组织收集的排放水浓度和流速数据的统一和代表性排放系数（mg/MWh）。
- .2 如果成员国在对 EGCS 排放水的原始测量基础上进行科学论证后，提议使用其原先的排放系数，应根据 2021 年 EGCS 指南对所有测量进行分析。

5.1.2.3 数据库将被归入 IMO GISIS 下一个名为“EGCS 排放水中的化学品”的单独新项目中。

5.1.2.4 对未列入优先有害物质清单的用于 ERA 的目标化学物质，成员国应准备 5.1.2.1

和 5.1.2.2 中的相关信息。

5.2 待评估海域信息

5.2.1 5.2.2 中所述数据应由根据本指南执行风险评估的成员国收集。

5.2.2 待评估海域信息

5.2.2.1 应提供下列关于待评估海域信息：

- .1 待评估海域的地理名称；
- .2 待评估海域代表性水质和沉积物质量；
- .3 表 1 中关于每个计算 PEC（SAP）海域气象/海洋信息；
- .4 每一物质（在水、沉淀物和/或生物区内）现有极限浓度（PNEC：预估无影响浓度或 EQS：环境质量标准），表明在该环境水平之下不应对水域生态系统或人体健康造成伤害（致命的或非致命的），并考虑到相关物质可能的生物有效性；和
- .5 关于接收环境的化学、生物和物理特性，包括 pH 值和盐度，如何影响风险等级的信息。

表 1 用于长期环境评估的参数

参数	单位	备注
流	m/s	每个 SAP 的代表值
风速	m/s	每个 SAP 的代表值
风向	-	考虑影响每个 SAP 入口流量的方向
温度	摄氏度	每个 SAP 年平均值
盐度	PSU（实用盐浓度单位）	每个 SAP 的代表值
pH	-	每个 SAP 的代表值
潮差	m	每个 SAP 的代表值
潮汐周期	小时	每个 SAP 的代表值
悬浮颗粒物（SPM）	mg/L	每个 SAP 的代表值
沉积物层深度	m	每个 SAP 的代表值
碱度	mg/l CaCO ₃	每个 SAP 的代表值

*PSU≈盐浓度，ppt（绝对盐度）

5.2.2.2 建议通过实际测量收集待评估海域的信息，而当实际测量较为困难时可使用文献中的代表值。对一年中随季节/时间变化的参数，应完全考虑到这些参数变化以确保数值的代表性。

6 风险表征

6.1 引言

6.1.1 本章描述了定量风险评估的方法。在风险表征时可考虑相关国际标准和/或现有指导。

6.1.2 首先，EGCS 排放的所有化学物质的日载量（克/日）应根据船舶实际活动产生。其次，在确定化学物质的 PEC（ppt）时应考虑理化特性和地理及气象/海洋条件。人体暴露量（克/千克—BW/日）也可产自 PEC。最后，对风险表征，作为预测的风险，PEC 和/或暴露量与验收基准相比较。通常，如果 PEC 和 PNEC 的比率，即风险特征率（RCR）小于 1，待评估海域的潜在风险是可接受的。应考虑混合物的累计效应，并建议使用 PEC/PNEC 求

和法，合计所有混合物成分（PAH 和金属）的 PEC/PNEC 比率以得出最终的风险系数。此外，也可进行全部流出物毒性试验，以评估目标物质的累积影响。

6.2 排放情景

6.2.1 活动

6.2.1.1 应使用卫星和/或当地站点接收的 AIS 数据，评估在 SAP 营运的所有船舶的实际活动（以总输出功率计）。应使用 IMO 第四次温室气体研究（2020）报告中的相同方法，并使用 AIS 信号中的 SOG 信息，计算船舶在 SAP 营运时主机的小时输出功率（以 kWh 计）。可使用更简化的方法，诸如用研究报告中的船型和尺寸的平均燃料消耗，并使用实际所需功率和从 AIS 数据得出的船速间的功率曲线对其进行调整。

6.2.1.2 只要具备相关数据，活动应包括假定全部辅机连接至 EGCS 情况下消耗的功率。当估计船舶停止（系泊装载或卸载）时的活动时，如无实船数据，应使用来自船舶的相关数据或船舶统计数据^①假定每艘船辅机的小时功率，kWh。使用岸电或符合要求的燃料应予以考虑并排除。

6.2.2 合理的最恶劣情况

6.2.2.1 对于合理的最恶劣情况，应进行下列假定：

- .1 成员国应结合 SAP 目前状况和未来增长，设定在 SAP 使用 EGCS 的最大船舶比率；
- .2 安装在船上的所有 EGCS 将开式运行，除非有相反信息；和
- .3 只要具备相关数据，结合未来运输量的增长和可能的基建扩张，可对船舶增长数进行假定。

6.2.3 排放水中目标物质的载荷

6.2.3.1 将总活动乘以排放系数，得出排放水中每个物质的载荷（克/日，用以作为 MAMEPC 计算输入）。

6.3 PEC 暴露评估

6.3.1 引言

6.3.1.1 为评估 EGCS 排放水的风险，原则上应识别待评估海域中最差 PEC。但是，在指定具有复杂地理条件的广阔海域作为待评估海域时，以单一 SAP 进行简化假定很难模拟整个海域。这种情况下，可设定多个 SAP 且应评估所有 SAP 的 PEC。

6.3.1.2 应注意到，从长远角度应评估 PEC。PEC 的工具应根据 PNEC、DNEL 和/或 DMEL 的目的或时间尺度(生物体经历的暴露时间)适当选择。

6.3.2 物质的长期 PEC 工具

6.3.2.1 应使用 MAMPEC（见附录 1）对 10 年后每个物质的环境浓度进行预测。在预测可能受当地流体动力学特性影响的浓度时，MAMPEC 模型可考虑污染物的归宿（例如：积聚性和持续性）。

6.3.2.2 尽管 MAMPEC 为每个“典型海洋环境”（公海、航道、河口、商业港口、游艇码头和开敞港口）提供了初始地理参数，应使用收集到的每个 SAP 的实际地理参数。同时，如果由于复杂的地理和/或排放点较 MAMPEC 模型允许的更多，SAP 过于复杂而无法应用 MAMPEC，可使用其他利用 3D CFD 进行的模拟。

6.3.2.3 作为第一次评估，由 MAMPEC-BW 计算得出的周围环境的最大值（例如：港口外周围海域的最大 PEC。见‘MAMPEC 3.1 手册’第 6.8 节）应被用作具有代表性的浓度。如果第一次评估结果显示较验收标准有潜在风险，可使用 MAMPEC-BW 计算得出的平均值。

6.3.2.4 在计算 SAP 中的 PEC 时，应添加化学物质的本底污染浓度。

^① IMO 第四次温室气体研究（2020）报告附则 G 显示辅机和锅炉的假定动力需求，KW。

6.3.3 选择用于长期计算的 SAP

6.3.3.1 建议用于长期计算的 SAP 使用待评估海域中具有代表性的区域，结合地理、洋流和潮汐等因素，包括对污染物易于积聚的最高风险海域的考虑，和/或较其他海域具有更高交通密度的海域。

6.3.3.2 为避免风险评估不充分，SAP 较待评估海域不应过小，且所有用于长期计算的 SAP 应至少涵盖典型码头的尺寸。此外，为确保 SAP 适当代表待评估海域，用于长期计算的 SAP 应涵盖待评估海域的大部分。尽管用于长期计算的 SAP 将由成员国考虑地理条件进行选择，对于形状简单的待评估海域，建议总的 SAP 覆盖超过 50%待评估海域，或船舶在总的 SAP 的活动是在待评估海域中活动的 50%以上。对至少一半海域或船舶活动进行风险评估，可以防止特定的小型 SAP 评估结果的随意性。

6.4 人体暴露情景

6.4.1 涉及公众的暴露情景

6.4.1.1 除目标化学物质的 PEC 外，这些物质的人体暴露量可应用暴露情景进行评估。

6.4.1.2 暴露可以通过非直接方式发生，例如公众在排放有 EGCS 排放水的水域游泳，食用在（邻近）排放区捕获的海鲜和/或饮用从可能已经暴露在 EGCS 排放水中接收制成的水。下列情况已被识别为公众可能的暴露情景。认识到在有些情况下人体暴露的风险更大，诸如在自给自足的情况下。在这些情况下应予以额外考虑。每个暴露情景应考虑 6.3 中所述的评估水域中的浓度（PEC）：

- .1 在海水中的娱乐活动（游泳）；
- .2 食用暴露在 EGCS 排放水中的海鲜；和
- .3 饮用由可能已经被 EGCS 排放水污染的接收水制成的水。

6.4.1.3 每一种情况中的暴露量可基于 PEC 计算。可使用累计暴露法（见附录 2）。

6.5 风险评估

6.5.1 引言

6.5.1.1 在将暴露等级与验收衡准相比较之前，应对每个目标化学物质的 PBT 和 CMR 进行筛选。预估的暴露量与验收衡准之比形成风险评估系数：PEC/PNEC 用作水质和水生生物风险评估和/或暴露量/DNEL 或暴露量/DMEL 用作人体健康风险评估。

6.5.1.2 除 PEC/PNEC 比率法，可进行考虑到 EGCS 排放水的全部流出物评估。更多详情见 6.7。

6.5.2 环境风险评估

6.5.2.1 有必要筛查可能的持久性（即：环境中的不良降解）、生物累积（即：生物体和食物链中的积聚）和毒性（PBT），并考虑到以下因素：

- .1 持续性：
持续性宜通过确定相关条件下的半衰期的模拟试验系统进行评估。可使用生物积累筛查试验显示物质易生物降解。
- .2 生物积累：
应使用经测量的海洋（或淡水）生物的生物富集系数评估生物积累（可能性）。如这些试验不可行，或如果 $\log Pow$ 小于 3，可使用（定量）结构-活动关系（(Q)SAR）模型预估生物富集系数（BCF）值。
- .3 毒性：
急性和慢性生物毒性数据，最好涵盖敏感期，原则上应用于毒性衡准的评估。

6.5.2.2 在评估环境风险时，应考虑从其他来源排放的对评估海域产生影响的污染物。

6.5.3 人体健康风险评估

6.5.3.1 由必要对化学品的致癌性、诱变性和生殖毒性（CMR）特性进行筛查。

6.6 风险表征和分析

6.6.1 计算从 MAMPEC 得出的 PEC 与 PNEC 之间的比率，当结果低于 1 时，假定暴露在该化物品中不会导致不可接受的风险。如果一化学物质的背景浓度超过 PNEC，假定暴露在该化学品中已经存在不可接受的风险。

6.6.2 除 6.6.1 之外，应从海洋酸化角度评估硫酸盐/亚硫酸盐（即：硫酸/亚硫酸）的额外 PEC 中的 pH 值。可通过硫酸盐/亚硫酸盐的确定浓度（PEC）和现有及未来海水碱度预估 pH 值。

6.6.3 如果相关物质显示没有生物积累可能性（例如：整个生物体在 6%脂肪时 BCF <500 L/kg 湿重），二次中毒评估是多余的。

6.6.4 如果相关物质分化成沉淀物的可能性较低（例如：Koc <500 L/kg），对沉淀物种类的评估是多余的。

6.6.5 应在港口海域评估沉淀物中优先有害物质的积聚。

6.7 全部流出物毒性

6.7.1 各成员国可使用 EGCS 实际排放水进行全部流出物毒性（WET）测试。

6.7.2 进行 EGCS 排放水 WET 测试的优点在于聚集并解决排放水成分相互影响（鸡尾酒效应）的可能性。

6.7.3 在进行 WET 测试时，成员国应使用国际接受的试验程序提供急性和慢性毒性试验数据，以确定 EGCS 排放水的毒性。

6.7.4 为评估排放水的不利影响，应避免使用 pH 缓冲剂或过滤过程。

6.7.5 毒性试验应包括以多种试验种类（鱼、无脊椎类生物和植物）进行的针对敏感生命阶段的慢性试验法。较好的做法是同时包括亚致死端点（生长）和生存端点。

6.7.6 基于实验基础，试验结果应包括：24 小时、48 小时、72 小时和 96 小时急性致死（或影响）浓度，在此浓度下 50%的试验生物体死亡（或产生影响）（L(E)C₅₀），慢性无观测到影响浓度（NOEC）和/或影响浓度，在此浓度下 10%的试验生物体显示影响（EC₁₀）。

6.7.7 使用急性毒性（EC₅₀）的统计端点对包含 100%EGCS 排放水的稀释系列进行试验，以确定 50%的试验生物体死亡（或产生影响）。

6.7.8 在对 WET 结果使用评估系数（见 BWM.2/Circ.13/Rev.4《GESAMP-BWWG 信息收集和工作方法》附件 6.3.3.1 和表格 5）时，应确定长期和短期稀释率 PNEC_{general}，前者得自急性 WET 试验结果，后者得自慢性 WET 试验。

6.7.9 对使用 WET 法进行的风险表征，需要将风险阈值和 PEC 进行比较。

6.7.10 从短期看，应计算短期 PEC 计算得出的稀释率和急性 WET 试验得出的 PNEC_{general} 之间的比率，如结果低于 1，则假定暴露于 EGCS 排放水中积聚的毒性不会产生不可接受的风险。

6.7.11 初次分析可以使用不计稀释能力的保守方法（不使用建模或羽流分析）。使用保守方法的原理是可能有多个排放点向一个位置排放（尽管事实未必如此）。

6.7.12 从长远看，应计算长期 PEC 计算得出的稀释率和慢性 WET 试验得出的 PNEC_{general} 之间的比率，如结果低于 1，则假定暴露于 EGCS 排放水中积聚的毒性不会产生不可接受的风险。

6.7.13 由于 WET 测试将产生花费，且进行测试的实验室应有质量评估和质量控制（QA/QC）并具备较高专业技术，各成员国可使用本组织收集的数据。注：急性和慢性 WET 的结果可纳入本组织制定的数据库中。

7 影响评估

7.1 对正在评估的特定接收环境可在相关地理层面使用影响评估法，并结合考虑水体类型，即：海洋（公开水域）、沿海和其他领水（自海岸线 12 海里内）、河口、大港口和小型封闭港口环境和密集运输线路邻近水域。此外，可适当考虑盐水、微咸水和淡水情况和有无潮汐的影响。

7.2 通过识别和确定下列因素对特定接收环境适用影响评估法：

- .1 接收水体的现有状态（生态、化学、环境、文化）；
- .2 对排放水排放可能产生的影响，特别是排放是否会导致无法满足适用的环境立法的目标；
- .3 可能受排放水排放影响的特定环境应激源；
- .4 由应激源产生的不利影响；和
- .5 影响港口海域疏浚作业的沉淀物上存在优先有害物质。

7.3 对特定接收环境采取的下列综合步骤：

- .1 对排放水影响的系统性检查；
- .2 对排放水成分的物理分配和归趋的特别模拟，并结合混合物的积聚影响比较 PNEC 和 PEC，即：使用 PEC/PNEC 总和法；
- .3 识别可能受影响的环境、栖息地或有机体的整体脆弱性和潜在损害以及恢复所需的潜在成本；
- .4 识别排放水排放对社会经济、文化和人体健康造成的直接或间接影响；
- .5 是否有需要考虑的季节性或暂时的影响；
- .6 确定可以使现阶段潜在影响减至最小的实际可行的措施；和
- .7 可能受港口基础设施的存在影响的水体的水交换率。

7.4 应在满足下列任一衡准的水域考虑对 EGCS 排放水实施限制或禁止：

- .1 不满足水域的环境目标，例如：在适用法律下未能实现良好的化学状态、良好的生态状态或良好的环境状态；
- .2 排放 EGCS 污染物意味着使环境和气候系统韧性恶化的附加风险；
- .3 EGCS 排放水与制定的用以保护海洋环境公约和规则（见 UNCLOS 第 195 条等）相冲突；和
- .4 EGCS 污染物排放意味着对港口疏浚物管理成本的增加。

7.5 可以通过识别是否充分理解排放水排放造成的潜在不利影响来进行不确定性分析。这可以包括结合空间和暂时的因素对当时的和下游环境的影响。

7.6 当限制 EGCS 排放时，应考虑业界为符合 MARPOL 附则 VI 和其他相关法律要求而已经进行的投资，同时应考虑到将 EGCS 作为 MARPOL 附则 VI 第 4 条的替代符合性选项，主要是基于有利的经济竞争力方面的考量。在任何情况下，由于从经济下滑中恢复、保护人体健康和对由此产生的渔业或旅游业的影响，不限制 EGCS 排放也会导致政府产生经济负担（例如管理疏浚物）。应综合考虑这些影响。越早实施这些措施，对成员国业界造成的影响程度也越低。

8 通知本组织

8.1 已经进行风险和影响评估的成员国应将评估结果连同 EGCS 排放水排放的当地法规通知本组织。

附录 1

MAMPEC 的一般信息

1 MAMPEC 起初是为浸入港口、河流、河口和开放水域中的防污剂（即：水线以下船体上的船用漆）进行暴露评估而计算所需的预测环境浓度（PEC）制定的。MAMPEC 是一种稳定的、流体力学和化学综合的 2D 归趋模型。

2 MAMPEC-BW 模型针对使用压载水处理系统排放的化学品的暴露评估进行调整，并增加了除原始 MAMPEC 以外的特征。经 GESAMP-BWWG 和 IMO 要求，2011 年开发了用于压载水的特殊标准版本 MAMPEC-BW，具备使用 BWMS 的特定环境、化合物和排放情景。

3 可以从荷兰 Deltares 网站下载 MAMPEC 压载水计算模型（MAMPEC-BW 3.1）或最新版本。网站如下：

<https://download.deltares.nl/en/download/mampec/>

4 模型和支持文件已通过网络发布（<https://www.deltares.nl/en/software/mampec/>）。模型预测广义“典型”海洋环境（例如：公海、航道、河口、商业港口、游艇码头和开敞港口）中的目标化学物质的浓度。对压载水而言，一个具有代表性的港口模型已经界定。用户可以指定排放系数（例如：日载荷量），与化合物相关的特性和处理流程（例如： K_d , K_{ow} , K_{oc} , 挥发性、形态、水解作用、光解作用、生物降解）和与特定环境（例如：流、浪、盐度、DOC、悬浮物载荷、港口尺寸）相关的特性和流体力学。MAMPEC 包括高级光解作用建模选项，集成风力驱动流体力学交换和其他对于没有潮汐作用区域或内陆淡水环境非常重要的非潮汐式交换过程。MAMPEC 可计算用户指定的单个网格的目标化学物质的浓度。

5 MAMPEC 计算中，将根据海域特征自动定位总计算。

附录 2

如何估算人体暴露

1 引言

附录 2 提供与 EGCS 排放水相关的人体健康风险评估的各个步骤。

2 人体健康风险评估步骤

2.1 危害表征

2.1.1 为公众制定指导等级（DNEL 和 DMEL）

2.1.1.1 指导等级的来源

指导等级来源包括以下步骤：

- 危害识别；
- 危害表征；
 - 确定剂量描述符；和
 - 确定评估系数。

对人体健康不利影响的类型和特性作为危害识别的一部分进行识别确定。数据可包括流行病学研究和基于动物的毒性研究资料。

危害描述包括制定指导等级（DNEL 和 DMEL）。

指导等级是对具有阈值效应的化学品的等级，低于该阈值将不会对人体健康产生不利影响。

但是，对诸如基因毒性致癌物等没有阈值效应的化学品，不存在更低安全限值，指导等级与较低、可能是假定的可接受的风险相关。

2.1.1.2 剂量描述符

对所有化学物，应确定与潜在不利影响关联的影响等级或参考剂量。基准剂量（BMD）被视为相较于 NOAEL 法在获取参考剂量（有时称为起点（EFSA,2017））时更为高级的科学方法。BMD₁₀ 是一种预先决定的响应等级，与背景响应相比有 10% 增加或减少量。建议使用更低的 BMD₁₀ 限值，即：BMDL₁₀（US EPA,2012）。

2.1.1.3 评估系数或调整系数

在将基于动物的研究结果推断至公众时，使用一种或更多评估系数以减少低估对人体的实际风险的可能性。当使用基于人体的结果时，可使用调整系数考虑人体的可变性。

2.1.2 公众指导值（阈值效应）

应始终优先选择基于流行病学研究的指导值（WHO,2000），如有，且可从国际认可机构获得。这些包括例如由 JECFA 或 EFSA 针对食品污染物制定的诸如 TDI、和 WHO 为饮用水化学物设定的指导值。

对长时间后会引健康不利影响的化学物制定了针对饮用水化学物的指导值。指导值通常代表在消耗生命期内不会产生任何严重健康风险的化学物的浓度。指导值假定 60kg 的体重每天消耗 2 升水。

但是，基于处理性能实际水平或分析的可实现性设定了一系列临时指导值。这种情况下，指导值高于计算的基于健康的数值。

表 1：用于公众的指导值范例汇总

结果类型	单位	缩写	定义
非癌症，包括与人体无关的动物致癌物质	日可接受摄入量 (mg/kg bw/日)	TDI	在没有明显健康风险的寿命周期内，每个单位体重每天、每周或每月可摄入的在空气、食物、土壤或饮用水中物质的估算量
	周临时可接受摄入量 (mg/kg bw/周)	PTWI	
	月临时可接受摄入量 (mg/kg bw/月)	PTMI	
	推导无影响水平 (mg/kg bw/日)	DNEL	

2.1.3 公众指导数值（非阈值效应）

2.1.3.1 风险评估方法

致癌物可具备阈值或非阈值动作模式。作为一般规则，由于与非阈值致癌物质的次暴露产生的公众风险是不可接受的。对阈值致癌物，可使用 DNEL 法进行评估。对于非阈值致癌物（即：具有诱变可能），建议使用不同的风险评估方法。在本指南中，使用超过 10^{-5} 癌症风险等级的寿命周期，如可能（根据 WHO 饮用水方法，（WHO，2001））。

2.1.3.2 推导最小影响水平

基于半量化方法推导最小影响水平（DMEL）可以计算与特定低风险相关的暴露等级。与 DNEL 相反，DMEL 不表示安全暴露等级。这是一种可用于更好目标风险管理措施的与风险相关的参考值。

2.1.3.3 大评估系数法

用“大评估系数法”产生的 DMEL 值表示对公众健康的担忧较低。评估系数的依据是：对于同时具有遗传毒性和致癌性的物质，基于动物体内的 $BMDL_{10}$ ，10000 或更高 MOE 被视为低担忧（EFSA，2017）。

如使用来自动物研究（老鼠口腔致癌性研究）的 $BMDL_{10}$ ，应使用表 2 中的评估系数。

表 2：“大评估系数法”中的默认评估系数（ECHA 修订，2012）

评估系数	全身肿瘤默认值
种间	10
种内	10
癌变过程性质	10
比较点	10
总评估系数	10,000

$$DMEL = \frac{BMDL_{10}}{\text{总评估系数}} \quad (\text{公式 1})$$

根据本方法得出的 DMEL 表示额外的癌症风险 10^{-5} 。

2.1.3.4 斜率系数法

斜率系数法是对与摄入（或吸入）的单位剂量化学物相关的终身癌症风险的估算。斜率系数代表终身摄入（或吸入）某种物质暴露而增加的癌症风险。该系数以单位浓度（mg/kg bw/d）或每 mg/kg bw/d（US EPA，2005）的风险相关的癌症风险估算表示。斜率系数可用

于获得与特定风险等级癌症相关的剂量（mg/kg bw/d），例如 10^{-5} （或 100000 分之 1）。该剂量可用作 DMEL。

2.1.3.5 饮用水指导值

通常对视为遗传毒性致癌物的化学物使用数学模型（线性多级模型）确定饮用水指导值。这些指导值以饮用水中与估算的上限额外终身癌症风险 10^{-5} 相关的浓度表示。

2.2 暴露评估

2.2.1 人体如何及在何处暴露于 EGCS 排放水

人体可能在已经排放了 EGCS 排放水的水中游泳或食用了在已经排放了 EGCS 排放水水域的相邻水域捕捞的海鲜时暴露到 EGCS 排放水。在世界的某些水域，淡化的海水被用于饮用水，这样增加了一种可能的暴露方式。在本指南中适用 WHO/IPCS（WHO/IPCS, 2009）制定的累计暴露法，这是适用于每一个情景的综合风险暴露。WHO/IPCS 制定的“累计暴露”（或“综合暴露”）考虑到了所有相关途径（例如：食物、水和居民使用）以及所有相关路径（口服、皮肤暴露和吸入）。

2.2.2 人体暴露情景

通过不同暴露情景的评价开展暴露评估。暴露情景是对与潜在暴露相关情况进行描述的一系列信息和/或假定。

2.2.3 公众可能暴露于 EGCS 排放水的情况

2.2.3.1 公众暴露情景

通过与 EGCS 排放水相关环境产生的非直接人体暴露可通过食用海鲜或在接收水域游泳发生。作为总的原则，消费者暴露通常评估为慢性的，从而在整个寿命期间发生以保护最脆弱的人群。

表 3 所示如下情况已经确定为公众可能的暴露情景，并被视为最恶劣情况的暴露。

由于表 3 所列人类活动不是在用于 MAMPEC 计算的排放点附近开展的，环境中的最大 PEC 应用作最恶劣情况下的代表浓度。

表 3：公众暴露情景汇总

公众可能暴露到含有化学物的 EGCS 排放水的情况		
情况	暴露	时长/量
在海中的娱乐活动	吸入融入海上空气中的化学物	2 项活动，每次 0.5 小时/天
	在海水中游泳时皮肤暴露于化学物	2 项活动，每次 0.5 小时/天
	吞入受 EGCS 排放水污染的海水	2 项活动，每次 0.5 小时/天
食用暴露到 EGCS 排放水的海鲜	口服	每天 1 次或 2 次，等同于 0.107kg/天
饮用从可能已经被 EGCS 排放水污染的接收水制备的水	淋浴时吸入由饮用水蒸发产生的化学物	0.75 小时/天
	淋浴时皮肤暴露饮用水中的化学物	0.75 小时/天
	摄入饮用水中的化学物	每天摄取 2L 饮用水
累计暴露（通过游泳、食用海鲜和使用饮用水）		

在公众的人体暴露场景中进行一系列假定。表 4 列出了这些假定。在所有场景中，使用了用于最恶劣情况评估的默认参数。因此，假定了男性的人体表面积，但是使用了女性的体重（60kg）。男性的整个人体表面积为 1.94m²。有一项参数，即：游泳时的水摄入率取自 Swimodel（US EPA,2003）。

表 4：公众人体暴露情景中的生理参数汇总

参数	数值	参照
体重	60kg	WHO（2017）
整个人体、表面积	1.94m ²	US EPA（1997）
通风率（轻微活动）	1.25 m ³ /h	ECHA (2012)
游泳时的水摄入率	0.025L/h	Swimodel, US EPA （2003）
饮用水摄入率	2L/d	WHO（2017）
淋浴	0.75h/d	US EPA（2011）
鱼的食用量	0.107 kg/d	AIST, 日本（2007）
温度	293 K	GESAMP 假定
稀释系数，游泳	100	EUSES（2016）
通过饮用水脱盐淡化实现的化学物减少率	10	RO 处理实现的平均化学物减少率：90%（Smol, M.和 Włodarczyk-Makuła, M., 2017）

2.2.3.2 海上的娱乐活动（游泳）

1 吸入融入海上空气中的化学物

该情景的暴露是游泳时通过吸入海上空气造成的。可通过如下所述亨利定律常数计算空气中的化学物浓度。

理论上，可使用亨利定律常数计算空气中的化学物最差浓度。这一物理定律指出：经一定量的溶解剂溶解的气体质量和与之平衡的气体压力相当。相对常数量化了化学物在水相和气相间的分配，诸如与大气相位（气相）相关的河流、湖泊和海洋。在使用水相中的浓度时，气相中的浓度计算如下：

$$C_{air} = \frac{H}{R \cdot T} \cdot C_{water} \quad (\text{公式 2})$$

式中：

C_{air} ：空气中的浓度（mg/m³）；

H：亨利定律常数（Pa m³/摩尔）；

R：气体常数（8.314Pa m³/摩尔 K）；

T：绝对温度（K）（默认值=293K）；和

C_{water} ：水中的浓度，即：环境中的最大 PECMAMPEC（μg/L）。

水中的浓度是 MAMPEC 计算的环境中最大预测环境浓度（PEC），并考虑稀释系数为 100（由于风、湍流以及化学物没有充分时间达到平衡）（EUSES,2016）。

可结合不同假定（游泳数量等）使用下列公式估算吸入的剂量。

$$Dose_{inh} = \frac{C_{air} \cdot VR \cdot n \cdot Dur_{swim} \cdot Bio_{inh} \cdot 1000}{BW} \quad (\text{公式 3})$$

式中：

$Dose_{inh}$ ：在游泳时的化学品吸入量（μg/kg bw/d）；

C_{air} ：空气中的浓度（mg/m³）；

VR：通风率—假定轻微活动（1.25m³/h）；

n：每天的游泳次数（2/d）；

Dur_{swim} ：每次游泳时长（0.5h）；

Bio_{inh}: 经过肺吸收的部分化学物（默认=1）；和

BW: 体重（默认=60kg）。

2 在海上游泳时皮肤暴露于化学品

方案 1

该情景的暴露是在游泳时通过皮肤摄入化学品，在已知渗透系数（K_p）时，按下式计算：

$$Dose_{der} = \frac{C_{water} \cdot K_p \cdot Dur_{swim} \cdot n \cdot A_{skin} \cdot Bio_{der} \cdot 1000}{BW} \quad (\text{公式 4.1})$$

式中：

Dose_{der}: 游泳时每天的皮肤摄取量（μg/kg bw/d）；

C_{water}: 水中的浓度，即：环境中的最大 PECMAMPEC（μg/L）；

K_p: 皮肤渗透系数（cm/h）；

Dur_{swim}: 每次游泳时长（0.5h）；

n: 每天的游泳次数（2/d）；

A_{skin}: 暴露在水中的整个人体表面积（1.94m²）；

Bio_{der}: 皮肤摄入的生物有效性（默认=1）；和

BW: 体重（60kg）。

方案 2

如果 K_p 未知，可使用下式作为一种保守方法（ECHA,2016）

$$Dose_{Der} = \frac{C_{water} \cdot TH_{der} \cdot n \cdot A_{skin} \cdot Bio_{der} \cdot 1000}{BW} \quad (\text{公式 4.2})$$

式中：

Dose_{der}: 每天游泳时的皮肤摄取量（μg/kg bw/d）；

C_{water}: 水中的浓度，即：环境中的最大 PECMAMPEC（μg/L）；

TH_{der}: 皮肤上物品层的厚度（0.0001m）；

N: 每天游泳次数（2/d）；

A_{skin}: 暴露在水中的整个人体表面积（1.94m²）；

Bio_{der}: 皮肤摄入的生物有效性（默认=1）；和

BW: 体重（默认=60kg）。

2.3 吞入受 EGCS 排放水污染的水

通过游泳口服摄入量根据下式计算：

$$Dose_{Oral} = \frac{C_{water} \cdot IR_{swim} \cdot n \cdot Dur_{swim} \cdot Bio_{oral}}{BW} \quad (\text{公式 5})$$

式中：

Dose_{Oral}: 吞入的化学品量（μg/kg bw/d）；

C_{water}: 水中的浓度，即：环境中的最大 PECMAMPEC（μg/L）；

IR_{swim}: 游泳时水的摄取率（0.025 L/h）；

N: 每天游泳次数（2/d）；

Dur_{swim}: 每次游泳时长（0.5h）；

Bio_{oral}: 口服摄入的生物有效性（默认=1）；和

BW: 体重（默认=60kg）。

2.2.3.3 食用暴露于 EGCS 排放水的海鲜

食用的海鲜中的化学物浓度计算如下：

$$C_{fish} = BCF \cdot C_{water} \quad (\text{公式 6})$$

式中：

C_{fish} ：鱼类中的浓度（ $\mu\text{g/kg}$ ）；

BCF：生物浓度系数（ L/kg ）；和

C_{water} ：水中的浓度，即：环境中的最大 PECMAMPEC（ $\mu\text{g/L}$ ）；

应计算所有化学物在海鲜中的浓度。环境风险评估（6.6.3）中所述的生物浓度系数的界限值不适用于人类健康的风险评估。假定在该区域的人仅食用在当地捕捞的鱼（最恶劣情况），日摄入量可按下式计算：

$$Dose_{fish} = \frac{QFC \cdot C_{fish} \cdot Bio_{oral}}{BW} \quad (\text{公式 7})$$

式中：

$Dose_{fish}$ ：食用鱼类产生的化学物摄入量（ $\mu\text{g/kg bw/d}$ ）；

QFC：鱼的食用量/日（ $=0.107 \text{ kg/d}$ (AIST, 日本 (2007))）；

C_{fish} ：鱼类中化学物的最大浓度（ $\mu\text{g/kg}$ ）；

Bio_{oral} ：口服摄入的生物有效性（默认=1）；和

BW：体重（默认=60kg）。

2.2.3.4 饮用可能已经被 EGCS 排放水污染的接收水制成的水：

1 淋浴时吸入饮用水蒸发产生的化学物

该情景的暴露是通过淋浴时吸入饮用水蒸发产生的化学物造成的。可使用公式 1 中所述的亨利定律常数计算空气中的化学物浓度。饮用水中的浓度与 2.2.3.2 和 2.2.3.3 情景中的相同，同时基于接收水浓度（即：MAMPEC 计算的最大环境 PEC）考虑到反渗透（RO）脱盐过程（Smol, M.和 Włodarczyk-Makula, M., 2017）中的去除率为 10。

$$C_{air} = \frac{H}{R \cdot T} \cdot C_{DW} \quad (\text{公式 8})$$

式中：

C_{air} ：空气中的浓度（ mg/m^3 ）；

H：亨利定律常数（ $\text{Pa m}^3/\text{摩尔}$ ）；

R：气体常数（ $8.314 \text{ Pa m}^3/\text{摩尔 K}$ ）；

T：绝对温度（K）（默认值=293K）；和

C_{DW} ：饮用水中的浓度，即：环境中的最大 PECMAMPEC（ $\mu\text{g/L}$ ） $\cdot 0.9$ （ $\mu\text{g/L}$ ）。

淋浴时吸入的剂量可结合各种假定，使用下式进行估算：

$$Dose_{Inh} = \frac{C_{air} \cdot VR \cdot n \cdot Dur_{show} \cdot Bio_{inh} \cdot 1000}{BW} \quad (\text{公式 9})$$

式中：

$Dose_{Inh}$ ：淋浴时的化学物吸入量（ $\mu\text{g/kg bw/d}$ ）；

C_{air} ：空气中的浓度（ mg/m^3 ）；

VR：通风率—假定轻微活动（ $1.25 \text{ m}^3/\text{h}$ ）；

N：每天淋浴次数（ $1/\text{d}$ ）；

Dur_{show} ：每次淋浴时长（ 0.75 h ）；

Bio_{inh} ：经过肺吸收的部分化学物（默认=1）；和

BW：体重（默认=60kg）。

2 淋浴时皮肤暴露于化学物

方案 1

该情景的暴露是通过淋浴时皮肤吸收化学物造成的，在已知皮肤渗透系数（K_p）时，按下式计算：

$$Dose_{der} = \frac{C_{DW} \cdot K_p \cdot Dur_{show} \cdot n \cdot A_{skin} \cdot Bio_{der} \cdot 1000}{BW} \quad (\text{公式 10.1})$$

式中：

Dose_{der}：每天淋浴时的皮肤摄取量（μg/kg bw/d）；

C_{DW}：饮用水中的浓度，即：环境中的最大 PECMAMPEC（μg/L）·0.9（μg/L）；

K_p：皮肤渗透系数（cm/h）；

Dur_{show}：每次淋浴时长（0.75h）；

N：每天淋浴次数（1/d）；

A_{skin}：暴露在水中的整个人体表面积（1.94m²）；

Bio_{der}：皮肤摄入的生物有效性（默认=1）；和

BW：体重（60kg）。

方案 2

如果 K_p 未知，可使用下式作为一种保守方法

$$Dose_{Der} = \frac{C_{DW} \cdot TH_{der} \cdot n \cdot A_{skin} \cdot Bio_{der} \cdot 1000}{BW} \quad (\text{公式 10.2})$$

式中：

Dose_{der}：每天淋浴时的皮肤摄取量（μg/kg bw/d）；

C_{DW}：饮用水中的浓度，即：环境中的最大 PECMAMPEC（μg/L）·0.9（μg/L）；

TH_{der}：皮肤上物品层的厚度（0.0001m）；

N：每天淋浴次数（1/d）；

A_{skin}：暴露在水中的整个人体表面积（1.94m²）；

Bio_{der}：皮肤摄入的生物有效性（默认=1）；和

BW：体重（默认=60kg）。

.3 摄入饮用水中的化学物

饮用水中化学物的口服摄入量按下式计算：

$$Dose_{oral} = \frac{C_{DW} \cdot IR_{drink} \cdot Bio_{oral}}{BW} \quad (\text{公式 11})$$

式中：

Dose_{oral}：化学物吞食量（μg/kg bw/d）；

C_{DW}：饮用水中的浓度，即：环境中的最大 PECMAMPEC（μg/L）·0.9（μg/L）；

IR_{drink}：饮用水的摄取率（2 L/天）；

Bio_{oral}：口服摄入的生物有效性（默认=1）；和

BW：体重（默认=60kg）。

2.2.4 结语

应注意到尽管上述情况被识别为典型的最恶劣情况暴露情景，依然认识到还存在或多或少的公众暴露的情况，应考虑到这些情况。此外，消费者（公众）暴露通常评估为慢性/寿命风险，以保护最脆弱的人群。

2.3 风险表征和验收衡准

2.3.1 一般方法

风险表征比率（RCR）将暴露估值与各 DNEL 或 DMEL 相比较。RCR 按下式计算：

$$RCR = \frac{Exposure}{DNEL}$$
（公式 12）

或

$$RCR = \frac{Exposure}{DMEL}$$
（公式 13）

在两种情况下，RCR 均应用作验收衡准。如果 RCR<1，暴露将不会导致不可接受的风险。但是，如果估算的暴露等级超过 DNEL 和/或 DMEL，即：RCR≥1 时，风险视为受到控制。

2.3.2 公众健康风险

在适用于公众的三种情景中，考虑到在被 EGCS 排放水污染的海水中游泳、食用已经暴露于 EGCS 排放水的海鲜和摄入由可能已经被 EGCS 排放水污染的接收水制备而成的饮用水等情况。

对于累计暴露（通过游泳、食用海鲜和饮用由可能已经被 EGCS 排放水污染的接收水制备而来的水），即适用于每种情景的综合暴露，进行了估算。

在海中游泳、食用鱼类和通过淋浴暴露于饮用水和饮水，由于公众暴露而导致的化学物吸收的总量可按表 5 汇总。

表 5：公众情景—DNEL 法

化学物名称	情景（μg/kg bw/d）							累计暴露 （μg/kg bw/d）	DNEL （μg/kg bw/d）	RCR
	游泳			食用海鲜	饮用水					
	吸入	皮肤	口服	口服	吸入	皮肤	口服			
A										
B										
C										

风险相关参考值(DMEL)可用于计算有关潜在癌症风险的指示性 RCR。基于公众一生中癌症发病率增加的概率(10⁻⁵)，DMEL 可用于估计风险剂量(表 6)。

表 6：公众情景—DMEL 法

化学物名称	累计暴露（μg/kg bw/d）	DMEL（μg/kg bw/d）	指示性 RCR
A			
B			
C			

2.3.3 混合物毒性（包括剂量加和法）

EGCS 排放水经常含有几种化学物的混合物，且会在人体系统内产生类似机制。处理这种情况的一种可行办法是采用国际风险评估法（称为“分组”或“剂量加和”Kortenkamp 等，2009）。这种方法可以对所有具有认可的致癌可能性的物质的风险表征比率（RCR）进行求

和。该方法先前已经由例如 US EPA (US EPA,1989) 用于致癌物，基于的假定是：对致癌物不存在剂量阈值，因此，剂量响应函数本质上是线性的。所以，如果 EGCS 排放水含有两种或更多具有相同毒理反应的化学物，应被评估为“评估组”。评估组的 RCR 通过单个成分的所有 RCR 相加计算得出：

$$RCR_{group} = RCR_A + RCR_B + RCR_C + \dots + RCR_n \quad (\text{公式 14})$$

式中：

RCR_n：表 5 或表 6 中的风险表征比率。

对组 RCR，适用同上所述结论，即：如果使用表 6 中的 RCR 时，RCR<1，暴露视为代表无不可接受的风险。如果依然发现不可接受的风险，可对特定路径作用和附加 RMM 进行特殊考虑，以进一步改进暴露评估和/或评估系数。

参考：

AIST（2007）：日本暴露因数手册。日本国立研究机构“产业技术综合研究所；

ECHA（2012）：信息要求和化学安全评估导则，第 R.8 章：人体健康剂量（浓度）响应分类。2012 年 11 月 2.1 版本；

ECHA（2016）：信息要求和化学安全评估导则，第 R.15 章：消费者暴露评估，2016 年 7 月 3.0 版本；

EFSA（2017）：导则，更新：在风险评估中使用基准剂量法。EFSA 期刊，15（1），4658；

EUSES（2016）：欧盟物质评估体系（EUSES）。2.1 版本，欧洲化学品管理局（ECHA），2016；

Kortenkamp, A.; Backhaus, T.; Faust, M. (2009)。混合毒性发展报告。最终报告；

Smol, M.; Włodarczyk-Makula, M. (2017)。在物理和化学过程中将 PAH 从水溶液中去除的效用：一篇评论。多环芳族化合物，37(4)，292-313；

US EPA（1989）：风险评估一超等基金导则，卷 1.人类健康评估手册，A 部分；

US EPA（1997）：暴露因数手册，卷 I-III。（暴露因数手册更新 EPA/600/8-89/043-1989 年 5 月）。美国国家环境保护局（EPA），研发办公室，EPA/600/P-95/002Fa，华盛顿特区；

US EPA（2003）：用户手册游泳者暴露评估模型（SWIMODEL）3.0 版本；US EPA 农药计划办公室，抗菌剂部，2003 年 11 月；

US EPA（2005）：致癌风险评估指南。可从下列地址获取：

https://www.epa.gov/sites/production/files/2013-09/documents/cancer_guidelines_final_3-25-05.pdf

US EPA（2011）：暴露因数手册：2011 版本。美国国家环境保护局（EPA），研发办公室，EPA/600/R-09/052F，华盛顿特区；

US EPA（2012）：基准剂量技术导则，风险评估论坛，美国国家环境保护局（EPA），EPA/100/R-12/001，华盛顿特区；

WHO（2000）：关于评估和使用用于环境健康风险评估的流行病学证据：WHO 环境健康指导文件，108, 997-1002；

WHO（2001）：水质指南，标准和风险健康评估及与水有关的传染疾病的风险管理，Fewtrell, L. and Bartram, J. (Eds)；

WHO/IPCS（2009）：协调项目文件 7。多种化学品联合暴露评估：一份 WHO/IPCS 国际研讨会关于积聚/累计风险评估的报告；

WHO（2017）：饮用水水质指南，纳入附件 1 的第 4 版。