J. Lake Sci.(湖泊科学), 2027, 39(1):000-000
DOI 10.18307/2027.0102
©2027 *by Journal of Lake Sciences*

湖泊水体活性氧物种的研究进展与展望*

徐华成[1,2,3**]，徐应天[4]
(1:中国科学院南京地理与湖泊研究所，湖泊与流域水安全全国重点实验室，南京 211135)
(2:中国科学院大学南京学院，南京 211135)
(3:中国科学院大学，北京 100049)
(4:南京师范大学，南京 210023)

摘　要：活性氧物种（reactive oxygen species，ROS）是湖泊水体中广泛存在的一类高活性含氧中间体，主要包括超氧阴离子（$O_2^{-\cdot}$）、过氧化氢（H_2O_2）、羟基自由基（·OH）、单线态氧（$^1O_2$）及激发三线态溶解性有机质（^{3}DOM*）等。湖泊水体 ROS 可通过光化学反应、微生物代谢、金属介导氧化还原反应及沉积物-水界面过程等多种途径产生，并受湖泊水体深度、热分层状态、溶解有机质组成、无机离子与金属循环等因素共同影响。浅水湖泊光照作用强、湖体混合充分，ROS 易在整个水柱中扩散并维持较高浓度水平；深水分层湖泊中 ROS 则具有明显的垂向分异特征，表层以光化学生成为主，温跃层和底层则受到界面过程与暗态生物过程控制。ROS 在湖泊水体质量和生态系统演变过程中发挥重要作用，不仅可参与生源要素（碳、氮、磷、铁、锰等）循环、影响污染物消减转化，还可通过调控群落结构和生物代谢影响湖泊生态系统结构。ROS 的强氧化性与环境友好性使其在湖泊污染治理和生态修复等领域具有广阔的应用潜力，包括基于 ROS 强化生成的水体污染物高效降解与净化、基于 ROS 靶向生成的湖泊生态系统精准调控与修复等。需要指出的是，湖泊 ROS 的行为与生态环境效应与其生成途径、稳态浓度及主导类型密切相关，不同 ROS 在氧化能力、反应选择性及空间分布上的差异决定了其在湖泊水体中的作用方式并不相同。本文系统综述了湖泊 ROS 的时空赋存特征、生物与非生物形成机理及其生态环境效应，并对未来湖泊 ROS 的研究方向进行了展望，以期为湖泊生境演变解析、生态系统评估及污染湖泊治理与管控提供理论指导与技术支持。

关键词：湖泊；活性氧物种；赋存特征；产生机理；生态环境效应

Progress and prospects of reactive oxygen species in lakes*

Xu Huacheng[1,2,3**], Xu Yingtian[4]
(1: *State Key Laboratory of Lake and Watershed Science for Water Security, Nanjing Institute of Geography and Limnology, Chinese Academy of Sciences, Nanjing* 211135, *P.R.China*)
(2: *University of Chinese Academy of Sciences, Nanjing (UCASNJ), Nanjing* 211135, *P.R.China*)
(3: *University of Chinese Academy of Sciences, Beijing* 100049, *P.R.China*)
(4: *Nanjing Normal University, Nanjing* 210023, *P.R.China*)

Abstract: Reactive oxygen species (ROS) are a group of highly reactive oxygen-containing intermediates that are widely present in lake waters. They mainly include superoxide radical ($O2^{-\cdot}$), hydrogen peroxide (H2O2), hydroxyl radical (·OH), singlet oxygen (1O2), and triplet excited dissolved organic matter (3DOM*). In lake ecosystems, ROS originate from multiple pathways, including photochemical reactions, microbial metabolism, metal-mediated redox reactions, and sediment–water interface processes. Their

* 2026-03-26 收稿；2026-06-07 收修改稿；2026-06-11 录用。
国家自然科学基金项目(52525904,52479079)、江西省自然科学基金项目（20252BAC230006）、青海省昆仑英才项目（QHKLYC-GDCXCY-2024-374）联合资助。.
** 通信作者；E-mail: hcxu@niglas.ac.cn

production and distribution are jointly controlled by water depth, thermal stratification, dissolved organic matter composition, inorganic ions, and metal cycling. In shallow lakes, strong light penetration and intense water mixing promote ROS dispersion throughout the water column and maintain relatively high ROS concentrations. In contrast, ROS in deep stratified lakes exhibit pronounced vertical heterogeneity. Photochemical production dominates ROS formation in surface waters, whereas interface-related processes and dark biological reactions play more critical roles in the thermocline and bottom waters. ROS exert important effects on lake water quality and ecosystem evolution. They participate in the biogeochemical cycling of carbon, nitrogen, phosphorus, iron, and manganese, regulate the attenuation and transformation of pollutants, and shape lake ecosystem structure by modulating biological community composition and metabolic activities. With strong oxidation capacity and good environmental compatibility, ROS have broad application potential in lake pollution control and ecological restoration. Typical applications include ROS-facilitated degradation and purification of water pollutants, as well as targeted ROS generation for precise regulation and restoration of lake ecosystems. Notably, the migration behaviors and eco-environmental effects of lake ROS are closely related to their formation pathways, steady-state concentrations, and dominant species. Variations in oxidation capacity, reaction selectivity, and spatial distribution among different ROS types lead to their differentiated functions in lake water environments. This review systematically summarizes the spatiotemporal distribution characteristics, biotic and abiotic formation mechanisms, and eco-environmental effects of ROS in lake waters. It also proposes future research directions, aiming to provide theoretical guidance and technical support for exploring lake habitat evolution, assessing ecosystem status, and optimizing the governance and management of polluted lakes.
Keywords: Lake; reactive oxygen species; occurrence characteristics; production mechanisms; eco-environmental effects

活性氧物种（reactive oxygen species, ROS）是分子氧在环境体系中经单电子还原、能量激发等多种途径形成的一类高反应活性含氧化合物的统称，通常具有未配对电子或处于激发态，其化学反应活性显著高于基态分子氧[1-2]。ROS 具有强氧化能力、易引发自由基链式反应、热力学不稳定、半衰期短及顺磁性等特征[3]，这些特性决定了其能够在短时间尺度内对物质转化过程产生显著影响[2]。作为天然水体与陆地生态系统中普遍存在的重要活性中间体，ROS 广泛参与光化学反应、氧化还原循环及有机物转化等关键过程，其生成机制、转化路径及生态环境效应已成为湖沼学、生态学及环境化学领域的研究热点[1]。已有研究表明，在水生生态系统中，ROS 的作用并不仅局限于局部短时间尺度反应过程，而是深度嵌入碳、氮、磷等生源要素的生物地球化学循环网络之中，对水体理化性质及生态系统结构稳定性产生重要影响[4-7]。天然水体中常见的 ROS 主要包括超氧阴离子自由基（$O_2^{-}\cdot$）、过氧化氢（H_2O_2）、羟基自由基（·OH）、单线态氧（$^1O_2$）以及激发三线态溶解性有机质（^{3}DOM 或 ^{3}CDOM）等[1-2,8-9]。其中，$O_2^{-}\cdot$通常被视为多种 ROS 生成过程中的关键中间体，可通过光化学还原或生物酶促反应形成，并进一步经歧化反应转化为 H_2O_2。与其他 ROS 相比，H_2O_2 稳定性更高，既可作为氧化剂也可作为还原剂，在天然水体中具有更长的环境寿命和更高的稳态浓度[10-11]。·OH 是反应活性最强的一类 ROS，主要通过 H_2O_2 与亚铁离子发生类 Fenton 反应或在光照条件下由前驱物裂解产生，能够以近乎无选择性的方式氧化绝大多数有机化合物，在有机污染物降解过程中具有决定性作用[1,12]。$^1O_2$ 多由激发态 CDOM 通过能量转移途径生成，具有较强的选择性氧化能力，在疏水微环境或腐殖质富集区中其寿命可显著延长[13]。DOM 分子吸收光子后通常首先形成激发单线态溶解性有机质（^{1}DOM*），随后通过系间窜越形成寿命相对更长的 ^{3}DOM*。^{3}DOM*可作为电子供体或受体参与氧化还原反应，也可通过能量转移将基态氧（$^3O_2$）转化为 $^1O_2$，因而是连接 DOM 光化学反应与 ROS 生成的重要活性中间体和前体物质[7,14]。不同类型 ROS 在水体中的稳态浓度与存在形式差异显著。$O_2^{-}\cdot$和·OH 通常具有极短的寿命，多在生成位点附近迅速发生反应而被消耗；相比之下，H_2O_2 由于相对稳定，可在水体中迁移并参与更大尺度的氧化还原过程；$^1O_2$ 和 ^{3}DOM*则往往在 DOM 富集的微环境中呈现局地高反应活性[1,5,15-16]。不同活性物种在寿命、氧化还原电位、反应选择性及环境作用对象方面存在明显差异（表 1）。总体来看，·OH 的氧化能力最强，但寿命极短，通常只在生成位点附近发挥作用；H_2O_2 的直接氧化能力低于·OH，但稳定性较高，可在水体中累积并作为·OH 的重要前体；$^1O_2$ 的反应选择性较强，主要作用于富电子有机物、不饱和键及含硫、含氮结构；$O_2^{-}\cdot$的氧化还原性质受反应对影响，既可参与金属价态转化，也可经歧化生成 H_2O_2。^{3}DOM*不是典

型 ROS，而是 DOM 光化学反应中的重要活性中间体，其性质受 DOM 分子组成、激发态能级和光照条件影响较大。

表 1 主要 ROS 及相关活性中间体的性质与环境意义

Tab.1 Properties and Environmental Significance of Major Reactive Oxygen Species and Related Reactive Intermediates

活性物种	主要来源	寿命/稳定性	氧化还原电位或反应性	反应选择性与主要作用对象	典型环境意义
$O_2^{-}\cdot$	DOM 光化学电子转移、藻类和微生物胞外电子转移、颗粒/界面反应	秒级或更短，通常以瞬态存在	$O_2/O_2^{-}\cdot$反应对约为 -0.18 V；$O_2^{-}\cdot/H_2O_2$ 反应对约为 0.9-0.94 V，兼具还原性和弱氧化性	参与 Fe、Mn 等金属价态转化；可歧化生成 H_2O_2	连接生物代谢、金属循环与 H_2O_2 形成过程
H_2O_2	$O_2^{-}\cdot$歧化、DOM 光化学反应、微生物代谢、沉积物-水界面过程	相对稳定，可在水体中累积并迁移	H_2O_2/H_2O 反应对约为 1.76 V；在 pH 7 条件下，$H_2O_2/\cdot OH$ 相关反应对约为 0.39 V	直接氧化能力有限，但可经光解、金属催化或类 Fenton 反应生成·OH	湖泊水体中较稳定的 ROS 库，是·OH 的重要前体
·OH	H_2O_2 光解、Fenton/类 Fenton 反应、NO_3^{-}/NO_2^{-}光解、DOM 光化学过程	极短，通常为纳秒级或更短	酸性/标准条件下约为 2.7-2.8 V；pH 7 条件下约为 2.31 V	反应选择性弱，可快速氧化多数有机物和还原性无机组分	影响污染物降解、DOM 氧化和强氧化过程
$^1O_2$	^{3}DOM*向基态氧的能量转移、光敏化反应	通常为微秒级，受 DOM、颗粒物和微环境影响	常用氧化能力约 0.65 V 表征；氧化能力弱于·OH，但选择性更强	主要作用于富电子结构、不饱和键及含硫、含氮有机物	参与选择性氧化和污染物间接光降解
^{3}DOM*	DOM/CDOM 吸光后由 ^{1}DOM*经系间窜越形成	寿命受 DOM 组成和微环境影响	氧化还原能力取决于 DOM 分子组成和激发态能级	可作为电子供体或受体，也可向 O_2 转移能量生成 $^1O_2$	DOM 光化学反应的关键中间体和 ROS 前体

就来源而言，水体中 ROS 的生成主要受非生物光化学过程与生物代谢过程的共同调控[1]。在非生物层面，太阳辐射驱动 CDOM/DOM 的激发与电子转移过程是天然水体 ROS 生成的主要途径之一。在光照条件下，DOM/CDOM 吸收光子后形成激发态中间体，其中 ^{3}DOM*可通过电子转移将溶解氧还原为 $O_2^{-}\cdot$，$O_2^{-}\cdot$进一步发生歧化反应生成 H_2O_2；H_2O_2 随后可通过光解、金属催化或类 Fenton 反应进一步形成·OH。与此同时，^{3}DOM*还可通过能量转移将 $^3O_2$ 转化为 $^1O_2$。因此，$O_2^{-}\cdot$、H_2O_2、·OH 和 $^1O_2$ 在湖泊光化学过程中并非平行生成的孤立物种，而是通过电子转移、能量转移和前体转化过程相互联系[17-18]。同时，DOM 本身也可通过激发态参与能量转移与自由基反应，对 ROS 的生成与清除产生双重调控作用[12-13]。此外，硝酸盐、亚硝酸盐等无机含氮物质在日光照射下亦可参与·OH 的生成过程，其贡献在紫外波段尤为显著[13]。在生物层面，越来越多研究表明，浮游植物、异养细菌及真菌等微生物能够通过胞外或细胞表面相关的代谢途径持续产生 ROS，且该过程并不完全依赖光照条件[11,19]。在部分水体体系中，暗条件下微生物产生的·OH 与 $O_2^{-}\cdot$的通量可与光化学生成过程相当，表明 ROS 的环境意义不仅局限于表层透光区，而是可扩展至深水层及颗粒物、微生物膜等微尺度环境[11,20]。

在生态环境效应方面，ROS 通过多重途径影响水生生态系统的结构与功能。首先，ROS 参与铁、锰、铜等微量金属的价态转化过程，进而调控其迁移行为与生物有效性，对营养盐循环与初级生产力产生间接影响[21]。其次，ROS 在有机污染物及天然有机质的转化过程中发挥核心作用，不同 ROS 类型的反应选择性差异决定了污染物在天然水体中的转化路径及最终归趋[1,12]。此外，在浅水湖泊等富营养化敏感生态系统中，水生植物大量生长及其衰亡释放的 DOM/CDOM [22]，在光照与微生物协同作用下可显著增强 ROS 的生成。已有研究表明植物源 DOM 光降解过程中 ^{3}DOM*与 $^1O_2$ 的生成量显著高于·OH，且蛋

白类组分的降解与 ROS 累积密切相关，说明“植物残体-DOM-ROS”过程可能是调控湖泊物质循环的在该过程中具有作用[14,22-24]。

与海洋、河流、地下水等天然水体相比，湖泊水体具有相对封闭、水体停留时间较长、热分层结构明显、沉积物-水界面发育充分以及富营养化过程敏感等特点。这些特征使湖泊 ROS 的生成和分布具有较强的湖泊过程属性。浅水湖泊中，强光照、频繁混合和藻源 DOM 输入可使 ROS 在整个水柱中扩散并维持较高背景水平；深水分层湖泊中，表层光化学生成、温跃层氧化还原梯度和底层暗态生物过程共同影响 ROS 的垂向分布。与此同时，湖泊沉积物—水界面处 Fe、Mn、S、DOM 和微生物活动集中，容易形成局部氧化还原梯度，进一步影响 H_2O_2、$O_2^{-}\cdot$和·OH 等活性物种的形成。因此，湖泊 ROS 不能简单套用一般天然水体 ROS 的认识框架，而需要结合湖泊水体结构、营养状态、界面过程和季节性水文变化进行专门讨论。

综上所述，揭示了湖泊生态系统中 ROS 的生成途径、稳态特征及生态环境效应（图 1），对于深入理解碳、氮、磷等生源要素的生物地球化学循环、准确评估污染物的环境归趋以及制定湖泊富营养化治理与生态修复策略具有重要的理论意义与实践价值[1,7]。

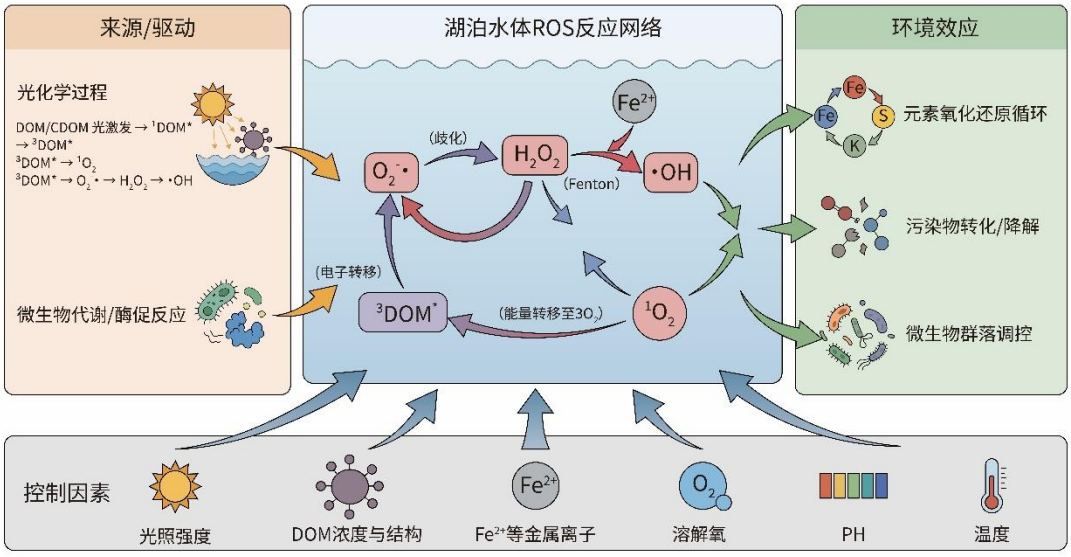

图 1 湖泊 ROS 来源、反应、环境效应总述图

Fig.1 Schematic overview of the sources, reactions, and environmental effects of ROS in lakes

1 湖泊水体 ROS 的时空分布规律

1.1 湖泊水体中 ROS 的空间分布特征

湖泊水动力条件相对稳定、水体停留时间较长，活性氧物种的生成、累积与转化过程更容易在空间尺度上形成相对稳定且可重复观测的分布格局。与河流等高扰动水体相比，湖泊水体 ROS 的空间分布不仅受瞬时光照条件影响，还受到湖泊水深结构、热分层、有机质来源以及氧化还原界面位置等因素有关[25-27]。综合已有研究可发现，尽管不同湖泊在营养状态和水文条件上存在显著差异，但其 ROS 的空间分布特征并非完全离散，可依据湖泊是否形成稳定热分层这一关键结构特征，归纳为浅水湖泊与深水分层湖泊两种基本类型（表 2）[13]。

1.1.1 浅水富营养化湖泊 ROS 分布特征　浅水湖泊通常水深较小，水体受风浪扰动显著，混合过程频繁，热分层结构不稳定或持续时间较短。在此类湖泊中，光照往往可以作用于整个或大部分水柱，使 ROS 的生成与分布不再严格受限于表层区域，其空间分布整体表现为表层偏高、垂向梯度较弱的特征。光化学

过程是浅水湖泊 ROS 的主要来源之一，尤其在富营养化条件下，大量藻类生长与代谢产生的藻源 DOM 在太阳辐射作用下具有较高的光反应活性[22,28-30]。需要指出的是，浅水湖泊中 ROS 的空间分布不仅取决于 H_2O_2 等较稳定物种的累积，也与 ^{3}DOM*和 $^1O_2$ 等短寿命活性中间体的局地生成密切相关。植物残体和藻源有机质释放的 DOM 在表层光照条件下可形成 ^{3}DOM*，后者一方面通过能量转移生成 $^1O_2$，另一方面可通过电子转移参与 O_2^{-}·和 H_2O_2 的形成。已有研究表明，植物源 DOM 光降解过程中 ^{3}DOM*和 $^1O_2$ 的贡献往往高于 ·OH，说明在水生植物残体输入较强的浅水湖泊中，近岸带、草型湖区及藻华衰亡区可能形成以 ^{3}DOM*-$^1O_2$ 为主的局地高反应活性区域[14,22-24]。因此，浅水湖泊中 ROS 的空间差异不应只理解为 H_2O_2 浓度差异，还应考虑 DOM 来源和光敏化能力对 ^{3}DOM*、$^1O_2$ 生成的影响[13]。由于 $^1O_2$ 与·OH 反应活性极高、环境寿命极短，其在水体中多以瞬态形式存在，稳态浓度通常处于 pmol·L^{-1} 至低 nmol/L 水平；相比之下，H_2O_2 具有更长的环境寿命，更易在浅水湖泊中发生累积，从而成为该类湖泊中最主要和最易被观测到的 ROS 组分[31-32]。以太湖为代表的浅水富营养化湖泊中，这一分布特征尤为明显。已有研究表明，在夏季晴朗条件下，太湖表层水体中 H_2O_2 的稳态浓度通常维持在 100-300 nmol/L 的范围，显著高于夜间及冬季水平[13,32]。类似规律在巢湖和滇池等湖泊中亦有报道，其表层水体 H_2O_2 浓度多集中于 80-250 nmol/L，且在藻华高发水域呈现明显的局地高值分布[32-33]。在这些湖泊中，以蓝藻为主的浮游植物群落在强光条件下具有较高的 ROS 生成潜力，其光合作用和呼吸代谢过程中产生的电子泄漏可为 O_2^{-}·的生成提供持续补充，使生物过程对 ROS 空间分布的贡献在局地尺度上高于光化学过程。

表 2 不同类型湖泊中主要 ROS 的典型浓度范围与环境特征

Tab.2 Typical concentration ranges and environmental characteristics of major ROS in different lakes

湖泊类型	代表湖泊	ROS 类型	报道水平或变化特征	水体层位/条件	主要控制因素
浅水湖泊	太湖	H_2O_2	50-300 nmol/L	表层透光区（夏季）	高光照、藻华、藻源 DOM
		O_2^{-}·	0.1-1.0 nmol/L	表层藻华区	藻类代谢、电子泄漏
		·OH	10^{-12}-10^{-11} mol/(L·s)（生成速率）	表层日照条件	DOM 光化学、铁介导反应
	巢湖、滇池	H_2O_2	80-250 nmol/L	表层混合水体	光化学反应、生物过程叠加
		$^1O_2$	表层较高，常随 DOM 光敏化能力增强而升高	表层透光区	^{3}DOM*能量转移、DOM 芳香性与光吸收能力
	洪泽湖、高邮湖	H_2O_2	数十-百余 nmol/L	表层混合水体	表层生成
		^{3}DOM*	植物源 DOM 光降解过程中 ^{3}DOM* 和 $^1O_2$ 贡献高于·OH	表层及近岸 DOM 富集区	植物源 DOM、蛋白类/腐殖质组分、光照条件
深水分层湖泊	抚仙湖、洱海	H_2O_2	40-120 nmol/L	表层混合层	DOM 光化学反应
		H_2O_2	20-60 nmol/L	温跃层	上层扩散、Fe 相关氧化反应
		H_2O_2	<10-20 nmol/L	底层水体	界面微生物代谢、非生物反应
	鄱阳湖（丰水期）	H_2O_2	60-150 nmol/L	表层-中层	光化学过程+水位变化效应

此外，浅水湖泊之间的水动力差异也会影响 ROS 的空间分布特征。例如，在洪泽湖和高邮湖等受风浪扰动较强的浅水湖泊中，尽管表层仍是 ROS 的主要生成区域，但混合作用使得 H_2O_2 能够在较短时间

内扩散至整个水柱，其垂向梯度往往弱于相对静稳的太湖。这类湖泊中，ROS 的空间分布更易受短期气象条件变化影响，表现出较强的时变性，但在季节尺度上仍维持以表层偏高为主的总体格局[33]。

1.1.2 深水分层湖泊 ROS 的分布特征　与浅水湖泊不同，深水湖泊在夏季通常形成稳定的热分层结构，其 ROS 的空间分布呈现出显著的垂向分异特征。在该类湖泊中，ROS 的生成、输运与分布受光照衰减、物理分层以及氧化还原界面位置共同控制，形成明显不同于浅水湖泊的空间格局。表层混合层（一般为 0~10 m）仍然是光化学 ROS 的主要生成区域，DOM 在充足光照条件下发生光敏化反应，持续生成 $^1O_2$、$O_2^{-}\cdot$及 H_2O_2。例如，抚仙湖、洱海等中-深水湖泊表层水体中 H_2O_2 的浓度通常处于 40-120 nmol/L，整体低于浅水富营养化湖泊，但仍显著高于温跃层及底层水体[13,34-35]。这一差异是由于深水湖泊 DOM 总量和藻类生物量相对较低，从而限制了 ROS 的整体生成浓度。

进入温跃层后，光辐射强度迅速衰减，DOM/CDOM 的光敏化反应明显减弱，$^1O_2$ 和 ^{3}DOM*的生成能力随之降低。由于 $^1O_2$ 寿命较短，通常难以由表层向深层迁移，其环境作用主要集中在表层透光区；^{3}DOM*同样依赖光激发形成，因此在温跃层以下的直接生成能力有限[32]。相比之下，H_2O_2 具有较高稳定性，可由表层向下扩散，并在温跃层中维持一定浓度，部分研究报道其浓度可处于 20-60 nmol/L 范围。与此同时，温跃层附近常伴随明显的溶解氧梯度和 Fe(II)/Fe(III)价态变化，还原态 Fe(II)由下层水体或沉积物释放后向上扩散，可与 O_2 或 H_2O_2 发生反应，为局地·OH 生成提供条件。因此，温跃层并不是单纯的 ROS 衰减层，而是表层扩散输入、光衰减和氧化还原反应共同作用的过渡区域。在底层水体及沉积物上覆水中，光照基本消失，DOM/CDOM 直接光化学生成 ^{3}DOM*和 $^1O_2$ 的能力显著降低，H_2O_2 浓度通常低于表层和温跃层，多处于<10–20 nmol·L^{-1} 范围。该区域 ROS 的来源主要转向暗态微生物过程、颗粒物表面反应以及沉积物-水界面氧化还原反应[21,32]。由于·OH 和 $^1O_2$ 寿命极短，其作用范围通常局限于生成位点附近，难以在整个底层水体中累积。因此，深水分层湖泊与浅水湖泊最大的差异在于：浅水湖泊中 ROS 更容易在整个水柱中扩散，而深水分层湖泊中 ROS 呈现明显层化分布，表层以光化学生成为主，温跃层受扩散和金属反应共同影响，底层则以暗态生物过程和界面反应为主[32-33]。研究表明，底层水体中 H_2O_2 的浓度多低于 10-20 nmol/L，而 $^1O_2$ 与·OH 仅在界面附近以瞬态形式存在，对整个水柱 ROS 库的贡献有限对于具有显著季节性水位波动的深水或准深水湖泊，如鄱阳湖丰水期，其 ROS 空间分布在一定程度上兼具浅水湖泊与深水分层湖泊的双重特征：丰水期表层水体中 H_2O_2 的浓度可达到 60~150 nmol/L，而随水深增加迅速下降，体现水体结构对 ROS 空间分布的阶段性调节作用[13,33]。

结合多个湖泊的观测结果可以看出，浅水湖泊与深水分层湖泊在 ROS 空间分布上的差异，并非简单的浓度高低之别，而是由光化学过程、生物代谢过程及界面反应在不同水体结构条件下的相对权重差异所决定。浅水湖泊中光照作用范围大、混合充分，使 ROS 更易在整个水柱中扩散并维持较高背景水平；而深水分层湖泊中稳定的热分层结构限制了 ROS 的垂向输运，使其呈现出明显的层化分布特征（表 1）[13,32-33]。相较于河流等高流动性水体，湖泊较长的水体停留时间和相对稳定的分层结构，使 ROS 更易在特定水层内形成相对稳定的分布格局。这一特征决定了湖泊在研究 ROS 与光化学过程、生物代谢及氧化还原界面过程关系方面具有不可替代的优势，也为深入理解湖泊物质循环与生态系统功能提供了重要切入点[33]。

1.2 湖泊水体 ROS 的时间分布特征

除了显著的垂直分异外，湖泊水体中 ROS 的分布还表现出明显的季节变化特征，其变化幅度同样与湖泊水文条件、太阳辐射强度及生物生产过程的季节性波动密切相关。研究表明，季节尺度上的光照条件变化是驱动湖泊 ROS 时序变化的首要因素，而营养状态、水体分层及 DOM 来源结构则对季节性变化幅度和表现形式起到重要调节作用[13,27,32,36]。在温带湖泊中，夏季通常是 ROS 生成与累积的高值期。以太湖、巢湖等浅水富营养化湖泊为例，夏季高太阳辐射和高水温条件促进藻类大量繁殖，藻源 DOM 的持续释放显著增强了水体的光化学活性。在此条件下，表层水体中 H_2O_2 的稳态浓度普遍维持在 100-300 nmol/L，且其日平均浓度可比春季和秋季高出 2-4 倍[13,32]。同时，$^1O_2$ 与·OH 等短寿命 ROS 的表观生成速率在夏季白天显著提高，反映出光照与生物代谢过程的协同放大效应[37-39]。春季和秋季通常被视为湖泊 ROS 分布的过渡期。春季随着太阳辐射增强和水温升高，湖泊表层光化学 ROS 的生成逐步增强，但

由于藻类生物量尚处于增长阶段，DOM 浓度相对较低，ROS 浓度整体低于夏季水平。进入秋季后，光照条件逐渐减弱，但藻类衰亡和水生植物残体分解释放大量 DOM，使湖泊水体中 ROS 的生成机制由“光照主导”逐步转向“DOM 供给主导”，部分湖泊在秋季仍可维持较高的 H_2O_2 背景浓度[33]。冬季湖泊 ROS 的整体水平显著降低，是全年中的低值期。此时太阳辐射强度最低，水体光化学生成潜力明显受限，表层 H_2O_2 的浓度通常下降至数十 nmol/L，部分深水或贫营养湖泊中甚至可降至 10 nmol/L 以下[32,40]。此外，冬季湖泊水体混合加强，垂直梯度减弱，ROS 在水柱中的分布趋于均一，这一过程在一定程度上加速了 ROS 的稀释与衰减。对于具有明显水位变化或季节性水文波动的湖泊（如鄱阳湖），ROS 的季节变化还受到水文过程的显著影响[27,41]。丰水期湖泊水体容量增大、外源 DOM 输入增强，表层 ROS 的生成潜力提高，但同时水体稀释效应可能削弱其稳态浓度；枯水期水体变浅、光照穿透增强，局地尺度内 ROS 的生成与累积更为显著，表现出与常规季节变化不同的分布特征[13,27,42]。除季节变化外，湖泊 ROS 还具有明显的昼夜变化。白天太阳辐射增强，DOM/CDOM 光化学反应活跃，表层水体中 ^{3}DOM*、$^1O_2$、O_2^{-}·和 H_2O_2 的生成速率通常升高，其中 $^1O_2$ 和·OH 主要受即时光照控制，表现出较强的日间响应。H_2O_2 由于稳定性相对较高，可在白天生成后在水体中维持一定时间，因此其浓度变化往往滞后于短寿命 ROS。夜间光化学生成减弱后，$^1O_2$ 和·OH 的直接光化学来源显著降低，但藻类、细菌及颗粒相关微生物过程仍可持续产生 O_2^{-}·和 H_2O_2，沉积物-水界面附近的还原态物质释放及金属介导反应也可能维持局地 ROS 生成。因此，湖泊 ROS 的昼夜变化并不是简单的“白天有、夜间无”，而是表现为白天以光化学生成为主、夜间以暗态生物过程和界面反应为主的来源转换[13 ,42]。

总体而言，湖泊水体 ROS 的季节变化体现为“夏高-冬低、春秋过渡”的基本格局（图 2），但具体表现形式受湖泊类型、营养状态及水文条件的共同调控。浅水富营养化湖泊中，生物生产过程对 ROS 季节变化的放大效应尤为明显；而深水分层湖泊中，热分层的形成与消失在很大程度上决定了 ROS 的季节性分布模式 [32-33]。这种季节尺度上的动态变化进一步表明，湖泊 ROS 的环境行为需要在多时间尺度框架下加以理解。

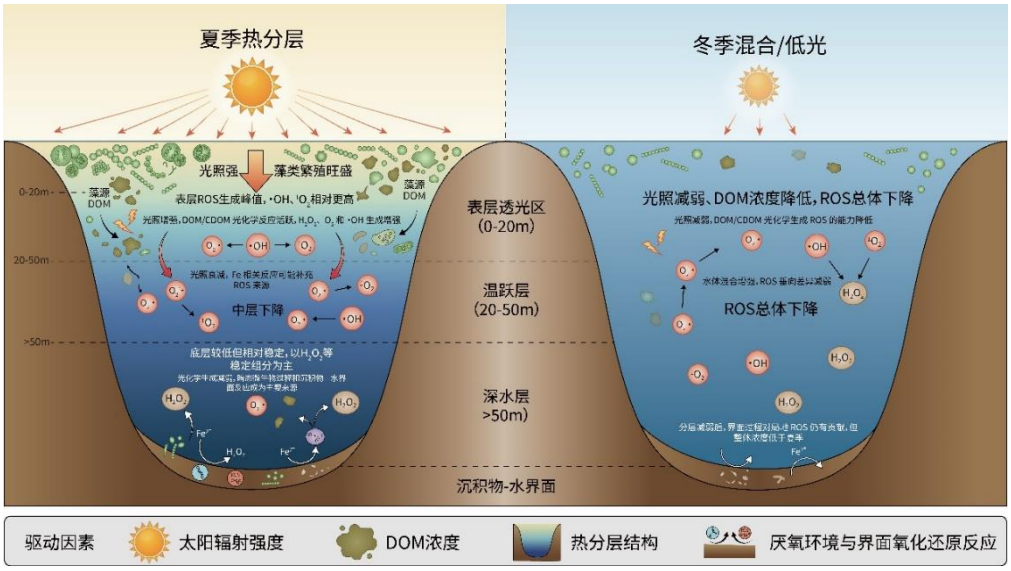

图 2 不同季节下湖泊水体 ROS 的分布示意图

Fig.2 Schematic diagram of the distribution of lake ROS in different seasons

2 湖泊水体 ROS 的生物与非生物产生机理

湖泊水体 ROS 的生成并非由单一过程控制，而是生物过程与非生物过程在时间与空间尺度上持续叠加、相互供底物并彼此放大的综合结果。与河流等高水动力体系相比，湖泊水体具有相对稳定的分层

结构、显著的颗粒与界面富集区以及较长的水体滞留时间，使得 ROS 的生成、积累与转化更容易在垂向和季节尺度上形成可重复的分布模式[1,27,32-33]。在表层透光区，ROS 的主要来源为光照驱动的非生物过程，溶解性有机质（DOM/CDOM）吸收光子后形成激发态中间体，通过能量转移或电子转移向溶解氧提供反应通道，生成$^1O_2$、$O_2^{-}\cdot$、H_2O_2，并在特定条件下形成·OH [17,43]；而在温跃层以下及沉积物—水界面等弱光或无光区域，光化学输入显著衰减，但微生物代谢、颗粒相关反应及金属价态循环仍可维持 $O_2^{-}\cdot$与 H_2O_2 的暗态背景库，并在复氧、金属还原-氧化转换及类 Fenton 反应条件下进一步放大为瞬态高反应性氧化剂，尤其是·OH，使 ROS 的生态与地球化学效应不再局限于表层水体[11,21,44]。这种表层以光化学为主、深水层以生物与界面反应为主的分工格局，是湖泊体系的典型特征，也是理解湖泊 ROS 生成过程、赋存特征及生态环境效应的关键前提[32-33]。

2.1 生物过程驱动的 ROS 产生机理

在湖泊体系中，生物来源 ROS 的重要性并不体现在其瞬时生成速率是否高于光化学过程，而在于其能够在无光条件下持续供给 ROS 前体，并重塑整个水体的氧化还原条件。研究表明，在淡水与微咸水系统中，即便完全无光，$O_2^{-}\cdot$与 H_2O_2 仍可在水体中维持稳定存在，其量级在某些情况下与透光层相当；过滤处理和代谢抑制实验会显著降低黑暗条件下 ROS 产率，说明微生物过程而非光化学过程是其主要来源[11,45]。对湖泊而言，这说明温跃层以下水体中的 ROS 并不只是由表层向下扩散后的残留，其来源还与深层水体中的微生物活动、颗粒物表面反应及沉积物—水界面过程密切相关，因此需要结合湖泊分层结构、颗粒相分布和沉积物过程加以解释[21,44]。

在生物产生路径中（图 3），首先是细胞膜相关的电子外排过程。藻类和部分浮游植物中普遍存在的 NAD(P)H 氧化酶样体系可将胞内还原力跨膜转移至胞外溶解氧，直接生成 $O_2^{-}\cdot$；该过程通常随光照强度、营养盐限制、盐度变化及生理胁迫而发生调节，并与细胞防御、竞争及摄食压力响应相关[11,19,46]。在湖泊富营养化或藻华条件下，高细胞密度使得单细胞层面的 $O_2^{-}\cdot$外排与代谢电子泄漏在群体尺度上叠加，显著提高表层水体 $O_2^{-}\cdot$与 H_2O_2 的浓度，并为后续歧化反应及金属介导过程提供底物基础[32-33]。其次，细菌胞外氧化酶直接生成 H_2O_2 的过程在湖泊环境中具有重要意义。赖氨酸氧化酶（LodA/AlpP 家族）催化氨基酸氧化脱氨反应可在胞外直接生成 H_2O_2。已有研究表明，H_2O_2 在微菌落内部并非随机扩散，而是与局部细胞死亡和群落结构分化密切相关，过氧化氢酶的添加或移除会显著改变群落演替轨迹，表明 H_2O_2 在群体尺度上已被“功能化”利用[10,47-48]。湖泊中的藻团、碎屑颗粒、透明胞外聚合物（TEP）及沉积物上覆水生物膜为此类过程提供了丰富载体，使 ROS 的生成与消耗在微尺度内高度集中，从而形成总体水体浓度不一定极高、但颗粒与膜表面氧化压力显著的空间异质格局[10,11]。

除主动外排与酶促生成外，被动代谢副产同样构成湖泊 ROS 的重要来源。光合作用和有氧呼吸的电子传递链在强光、营养盐限制或温度突变条件下容易出现电子通量与同化需求不匹配，过剩电子可直接还原 O_2 生成 $O_2^{-}\cdot$，随后经歧化反应形成 H_2O_2。在湖泊藻华水体中，该机制与藻类密度和光照波动同步，使表层 H_2O_2 呈现明显的昼夜变化和短时脉冲[11,19,32]。在无光水层，菌落、浮游生物残体及胞外酶参与的非特异性氧化反应可持续产生 $O_2^{-}\cdot$和 H_2O_2，且在部分实测中无光黑暗条件下 ROS 的生成强度并不低于透光层，说明湖泊深水层中也存在能够持续产生氧化性物质的过程[11,20]。

2.2 非生物过程驱动的 ROS 产生机理

湖泊非生物 ROS 的产生以光化学过程为核心，并通过无机离子和金属介导反应在空间和时间尺度上被放大（图 3）。DOM/CDOM 是湖泊最重要的光敏库，其吸收太阳辐射后形成激发态中间体，为 $^1O_2$、$O_2^{-}\cdot$与 H_2O_2 提供主要生成通道；硝酸根、亚硝酸根及过氧化氢等无机前体为·OH 的生成提供相对可量化的来源；铁、锰等变价金属则通过类 Fenton 反应和价态循环，使相对稳定的 ROS 转化为更强的瞬态氧化剂，从而重塑湖泊的整体氧化还原结构[1,13,21]。

DOM 光化学过程中，^{3}DOM*是连接光能输入与 ROS 生成的核心中间体。DOM 吸收光子后由单线态（^{1}DOM*）转化为寿命更长、反应性更高的 ^{3}DOM*，其可通过能量转移生成 $^1O_2$，或通过电子转移形成还原性中间体并进一步还原 O_2 生成 $O_2^{-}\cdot$，随后歧化形成 H_2O_2，这一链条构成湖泊表层光化学 ROS 的主要机制[12-13,49]。不同来源 DOM 会显著改变 ROS 的类型组成，植物残体来源 DOM 在光降解过程中往

往表现出更高的 $^1O_2$ 与 ^{3}DOM*贡献，而相同光照条件下藻源 DOM 产生的 ROS 类型和稳态浓度具有明显差异性[14,24]。需要注意的是，DOM/CDOM 对 ROS 生成和消耗具有双重影响，但不同过程不宜简单合并为“淬灭”。在高色度或富含 CDOM 的湖泊水体中，CDOM 对紫外光和短波可见光具有较强吸收，可降低光在水柱中的穿透深度，从而抑制深层水体中 ^{3}DOM*、$^1O_2$ 和·OH 等光化学活性物种的生成。该过程本质上是光屏蔽或滤光作用，应表述为对 ROS 光化学生成的抑制作用，而不是 ROS 被直接淬灭[36]。另一方面，DOM 中的部分组分确实可以与·OH 等短寿命强氧化剂发生快速反应，表现为对·OH 的竞争消耗。DOM 与·OH 的反应在天然水体中较为普遍，但反应强度受 DOM 组成影响明显：富含芳香结构、酚羟基和腐殖质组分的 DOM 通常具有更强的·OH 反应活性，而蛋白质类、氨基酸类及低分子有机酸等组分的反应能力和作用方式则与其官能团组成有关。因此，在湖泊水体中，DOM 一方面可通过光敏化反应促进 ROS 生成，另一方面又可通过 CDOM 滤光作用和 DOM 组分对·OH 的竞争反应降低 ROS 的有效氧化能力，其最终效应取决于 DOM 浓度、光吸收特征和分子组成[13,50]。^{3}DOM*参与 ROS 形成的能量转移和电子转移路径具有不同的反应选择性。能量转移路径主要取决于 ^{3}DOM*的三线态能级及其与基态氧的接触概率，通常更有利于 $^1O_2$ 的形成；电子转移路径则更依赖 DOM 分子中酚羟基、醌/半醌结构及其他富电子或缺电子基团的存在，可促进 $O_2^{-}\cdot$和 H_2O_2 的形成。湖泊微环境会显著影响两条路径的相对贡献：在腐殖质或植物源 DOM 较丰富的水体中，芳香性和共轭结构增强，DOM 光吸收能力较强，^{3}DOM* 和 $^1O_2$ 生成潜力较高；在藻源 DOM 或蛋白类组分较多的水体中，电子转移反应和 $O_2^{-}\cdot$/ H_2O_2 形成可能更为突出。颗粒物、生物膜和疏水微环境还可改变 $^1O_2$ 的寿命和有效作用范围，使其在局地微环境中的反应贡献高于均相水体中的表观水平。因此，湖泊中 DOM 光化学生成 ROS 的路径并非固定不变，而是受 DOM 来源、分子组成、颗粒相分布和水体光场共同影响[13,14,22-24]。

无机含氮离子和 H_2O_2 前体是湖泊水体中·OH 的重要来源，但二者在化学属性和反应路径上应分开讨论。NO_3^-和 NO_2^-可在紫外光照射下发生光解反应并产生·OH，其中 NO_2^-的光解效率通常高于 NO_3^-，但天然水体中 NO_3^-浓度往往更高，因此两者对·OH 生成的相对贡献取决于其浓度、光照波段、水体 pH 和光穿透条件。该过程并非只要存在 NO_3^-或 NO_2^-即可高效发生，而是需要足够的紫外辐射输入，尤其受 UVB 和 UVA 在水柱中的可利用度影响。在反应过程中，NO_3^-和 NO_2^-并非简单保持原形不变，而会参与氮氧自由基及相关中间体形成，并可能影响水体中含氮活性物种的组成。相比之下，H_2O_2 不应归类为无机离子，而应作为较稳定的 ROS 及 ·OH 前体单独讨论。H_2O_2 可由 $O_2^{-}\cdot$歧化、DOM 光化学反应和微生物代谢产生，并在光解、Fe(II)催化或类 Fenton 反应条件下进一步生成 ·OH。由此可见，NO_3^-/ NO_2^-光解和 H_2O_2 转化均可贡献 ·OH，但二者的来源、反应条件和环境控制因素并不相同[13,51-53]。湖泊透明度的季节变化和空间差异会显著改变 UVB/UVA 的可利用度，从而使无机离子产生 ROS 潜力在不同湖区和不同季节具有明显差异性[32]。金属介导过程在湖泊非生物 ROS 产生中起到枢纽的作用。铁是研究最为充分的体系：在富含有机配体的湖泊环境中，Fe(III) 常以络合态存在，其在光照条件下可通过配体-金属电荷转移发生光还原生成 Fe(II)，并伴随有机配体的氧化断裂；生成的 Fe(II)随后与 H_2O_2 发生 Fenton 反应生成·OH，使铁在中性至微碱条件下仍可维持较高的催化效率[13,21,54-55]。在无光或弱光环境中，微生物外排的 $O_2^{-}\cdot$以及沉积物释放的 Fe(II)仍可维持铁的价态循环，并在氧化还原界面附近形成局地·OH 生成较强的区域[11,21]。湖泊热分层的消退、水体翻混以及底层水体复氧过程可进一步增强金属介导的 ROS 生成。使湖泊 ROS 的生成呈现短时间增强现象[44]。锰在湖泊 ROS 体系中的作用同样不容忽视。Mn(II)在微生物或 ROS 参与下可被氧化生成 Mn(III/IV) 氧化物，这些高价态锰矿物具有较强的界面氧化能力，可通过吸附、释放或转化 ROS 前体间接影响 ROS 的形态组成与稳态浓度。在颗粒相和沉积物表层，Mn 氧化物常与 Fe 氧化物和 DOM 共存，形成复合反应界面，使金属介导的 ROS 过程更具复杂性[21,56-57]。因此，金属离子对湖泊水体中 ROS 的作用并不是单纯促进或抑制其生成，而是会影响 ROS 的形成途径、主要类型及其在水体中的分布。沉积物-水界面是湖泊底层 ROS 形成的重要区域。分层期底层水体容易出现低氧或缺氧状态，沉积物中的 Fe(II)、Mn(II)、还原性硫化物和还原性 DOM 可向上覆水释放，而上覆水中的 O_2、H_2O_2 和其他氧化性物质则可向界面下方扩散，二者在毫米至厘米尺度内形成明显的氧化还原梯度。在该界面处，Fe(II) 可与 H_2O_2 发生类 Fenton 反应生成·OH；Mn(II) 可在 O_2、

O_2^{-}·或微生物作用下形成 Mn(III/IV) 氧化物，并进一步影响有机质和金属的界面反应；还原性硫化物一方面可消耗部分 ROS，另一方面也会通过影响 Fe、Mn 价态转化改变 ROS 的生成条件。沉积物释放的 DOM 既可络合 Fe、Mn 等金属，改变其反应活性，也可作为电子供体或 ROS 竞争反应组分参与界面氧化过程。与此同时，界面区域微生物密度较高，异养细菌、藻类残体相关微生物和胞外酶过程可持续产生 O_2^{-}·和 H_2O_2，为金属介导的·OH 生成提供前体。因此，沉积物-水界面并不是单一的 ROS 来源，而是由还原性物质释放、金属价态转化、硫循环、DOM 络合和微生物代谢共同作用形成的反应带。湖泊 ROS 的生物来源与非生物来源在实际水体中并非彼此独立。藻类和水生植物释放的 DOM 可增强表层 DOM/CDOM 光化学反应，为 ^{3}DOM*、$^1O_2$、O_2^{-}·和 H_2O_2 生成提供前体；微生物产生的 O_2^{-}·可还原 Fe(III)，促进 Fe(II)再生，而 Fe(II)进一步与 H_2O_2 发生类 Fenton 反应生成·OH；沉积物-水界面释放的 Fe(II)、Mn(II)及还原性 DOM 又可为暗态 ROS 生成提供反应条件[56-57]。由此可见，湖泊 ROS 的形成过程常表现为生物供给底物、光化学提供能量输入、金属循环放大强氧化剂生成的连续反应链。这种耦合关系解释了为何 ROS 不仅集中于表层透光区，也可在温跃层、颗粒物表面和沉积物-水界面等区域维持一定反应活性。

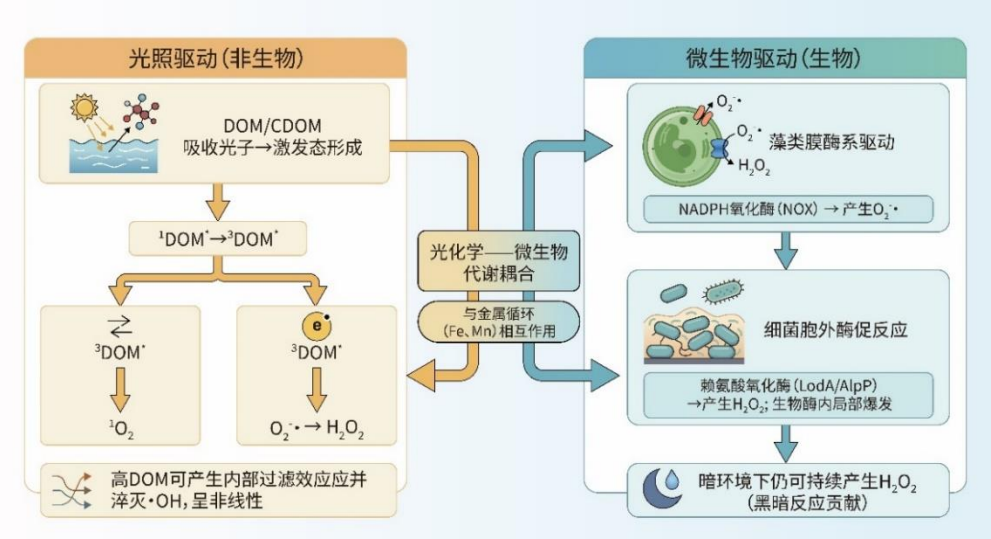

图 3 “光化学/微生物代谢”双路径 ROS 产生机制图

Fig.3 Dual-pathway ROS generation mechanism diagram of “photochemistry/microbial metabolism”

3 湖泊水体 ROS 的生态环境效应

湖泊水体中 ROS 的生态环境效应主要体现在三个方面：一是参与碳、氮、磷及金属元素的转化过程，影响物质循环速率和元素赋存形态；二是通过直接氧化或间接光化学反应参与污染物消减，改变污染物转化路径和表观半衰期；三是通过氧化胁迫、信号作用和生物膜过程影响微生物、藻类及其他生物群落结构。上述过程之间并非完全独立。例如，ROS 影响 Fe、Mn 价态转化后可进一步改变磷的释放和固定，DOM 氧化过程既属于碳循环过程，也会改变污染物光降解效率。因此，本节按照“物质循环-污染物转化—生态系统结构”的顺序进行归纳，以减少不同过程之间的交叉重复。

3.1 影响生源要素循环

3.1.1 ROS 在碳循环中的核心作用　ROS 通过调控有机碳的降解、转化及固存过程，显著影响水体碳循环速率。在有机碳降解方面，·OH、$^1O_2$ 等 ROS 可氧化水体中的溶解有机碳（DOC）、颗粒有机碳（POC），将难降解的大分子有机碳（如腐殖质、木质素衍生物）转化为小分子有机酸、二氧化碳等易利用形态，加速碳的矿化过程[1]。研究表明，在表层水体中，ROS 介导的 DOC 矿化速率可占总矿化速率的 20%~50%，其中·OH 对芳香族 DOC 的降解贡献最为显著，而 $^1O_2$ 则主要作用于含不饱和键的 DOC 组分[1]。此外，ROS 还可通过氧化作用改变 DOM 的结构与疏水性，影响其在水体中的迁移能力与生物可利用性，例如·OH 可使 DOM 的芳香性降低、亲水性增强，促进其被微生物利用，进而加速碳循环[1]。

在生物碳代谢过程中，ROS 的调控作用呈现双向性。适度浓度的 ROS 可作为信号分子，调控微生物的代谢活性，促进有机碳的降解与转化；而过量 ROS 则会氧化损伤微生物的蛋白质、核酸等生物大分子，抑制其代谢功能，减缓碳循环速率[10]。在深层水体等黑暗环境中，异养细菌产生的 O_2^{-}·可通过还原 Fe (III) 促进铁的生物可利用性，进而增强微生物的呼吸代谢，加速有机碳的矿化，这一过程成为黑暗水体碳循环的重要补充机制[20]。

3.1.2 ROS 在氮循环中的核心作用　ROS 通过介导氮元素的氧化还原转化，参与氨化、硝化、反硝化等关键过程，成为氮循环的重要调控因子。在硝化过程中，氨氧化细菌易受 ROS 损伤，高浓度的 H_2O_2 可抑制氨氧化速率，延长氨氮在水体中的滞留时间[1]。研究发现，当水体中 H_2O_2 浓度超过 10 nM 时，南极海域的氨氧化古菌活性显著下降，硝化速率降低 30%以上，而水体中过氧化氢酶阳性细菌的存在可通过清除 H_2O_2 缓解这种抑制效应[1]。此外，·OH 可通过氧化氨氮生成亚硝酸盐和硝酸盐，这一非生物硝化过程在高光照的表层水体中尤为显著，成为生物硝化过程的重要补充[58]。

在反硝化过程中，ROS 的作用呈现复杂性。一方面，O_2^{-}·可作为电子载体参与反硝化细菌的呼吸链反应，促进硝酸盐向氮气的转化；另一方面，H_2O_2 可氧化反硝化酶系中的铁硫中心，抑制反硝化速率[20]。在缺氧水体的氧化还原界面处，ROS 浓度的梯度分布导致反硝化速率呈现空间异质性，界面处较高的 ROS 浓度抑制反硝化，而界面下方低 ROS 区域则成为反硝化的活跃区[59]。此外，ROS 还可通过氧化亚硝酸盐生成 NO·、NO_2·等自由基，这些自由基进一步参与氮的转化过程并形成复杂的链式反应，从而调控氮元素的形态分配[58]。

3.1.3 ROS 在磷循环中的关键影响　ROS 主要通过调控磷的赋存形态与生物可利用性，参与水体磷循环过程。水体中磷的形态转化高度依赖于铁、锰等金属氧化物的吸附-解吸平衡，而 ROS 通过介导这些金属的氧化还原反应，间接影响磷的迁移与循环[57]。O_2^{-}·可将 Fe(III)氧化物还原为 Fe(II)，促进铁氧化物的溶解，释放吸附态磷，提升磷的生物可利用性；而 H_2O_2 则可通过 Fenton 反应生成·OH，氧化 Fe(II)为 Fe(III)，促进铁氧化物的再沉淀，重新吸附磷并形成动态调控循环[21]。在富营养化水体中，这种 ROS 介导的铁磷耦合循环，成为调控浮游植物磷限制状态的关键机制，当 O_2^{-}·浓度升高时，磷的释放速率增加，可缓解浮游植物的磷限制，促进其生长[21]。

ROS 还可通过氧化有机磷化合物（如磷脂、磷酸酯）的酯键，使其水解生成无机磷，提升磷的生物可利用性[60]。例如，有机磷阻燃剂在·OH 与 $^1O_2$ 的联合作用下，可通过磷氧键断裂生成无机磷酸盐，这一过程在表层水体中的转化效率显著高于深层水体，成为水体中无机磷的潜在来源[60]。此外，ROS 对微生物磷代谢的调控也间接影响磷循环，适度浓度的 ROS 可促进微生物分泌磷酸酶，加速有机磷的水解；而过量 ROS 则会抑制磷酸酶活性，降低磷的转化效率[1]。在生物膜系统中，ROS 介导的细胞死亡与分散过程可释放生物膜内的胞内磷，这些磷一部分被周边微生物再利用，另一部分则与金属氧化物结合形成沉淀，重新进入磷循环[10]。

3.1.4 ROS 对金属形态转化的影响　ROS 通过介导关键元素的氧化还原转化，显著影响其在湖泊水体中的赋存形态、迁移能力及生物可利用性，成为元素循环的重要驱动因子（图 4）。在铁循环中，O_2^{-}·可作为温和还原剂，将水体中难溶性的 Fe(III)有机配合物或氧化物还原为易被生物吸收的 Fe(II)，该过程在海洋、湖泊等各类水体中均广泛存在，且在浮游植物密集的表层水体及氧化还原界面处尤为显著[21]。研究表明，水体中异养细菌与蓝藻产生的 O_2^{-}·可通过非解离或解离途径还原有机络合态 Fe (III)，显著提升铁的生物可利用性，进而缓解浮游植物的铁限制[20,61-62]。而在锰循环中，O_2^{-}·则表现为氧化剂，能将 Mn(II)氧化为 Mn(III/IV)氧化物，这一过程在细菌（如玫瑰杆菌属）和真菌（如针状小柄霉）中均已得到证实，形成的生物成因锰氧化物具有高反应活性，可进一步参与其他元素的转化[57]。在铬循环中，H_2O_2 作为重要的氧化介质，可在碱性条件下将毒性较低的 Cr(III)氧化为高毒性的 Cr(VI)，而有机配体（如乙酰羟肟酸、苯羟肟酸）的存在会通过形成 Cr(III)有机配合物显著改变这一氧化过程的动力学特性，低配体浓度下促进氧化反应，高浓度则因形成稳定的 1:2、1:3 配合物抑制反应进行[63-64]。此外，ROS 还参与汞、铜等金属的循环过程，例如深层水体中异养细菌产生的 ROS 可调控 Hg(II)与 Hg(0)的转化平衡，影响汞的

挥发性与生物累积性[20]；O_2^{-}·与水体中铜的有机配合物发生反应，参与铜的氧化还原循环，间接影响其生物毒性[21,65]。

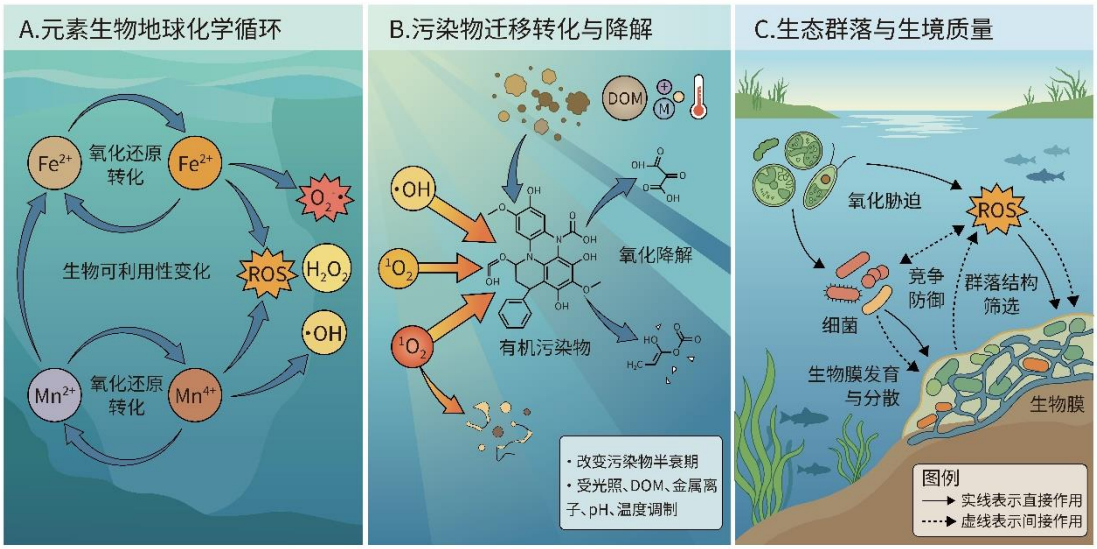

图 4 湖泊 ROS 作用介绍图

Fig.4 Introduction diagram of lake ROS functions

综合来看，ROS 对湖泊物质循环的影响并不是单一方向的促进或抑制，而是取决于 ROS 类型、生成位置和环境条件。·OH 和 $^1O_2$ 可促进 DOM 及部分有机质氧化转化，O_2^{-}·和 H_2O_2 则更多通过金属价态转化和类 Fenton 反应影响 Fe、Mn、P 等元素的迁移与生物有效性。在富营养化浅水湖泊中，ROS 过程常与藻源 DOM、铁磷耦合和沉积物—水界面释放过程联系紧密；在深水分层湖泊中，温跃层和底层界面过程则可能成为影响金属形态和营养盐迁移的重要环节。因此，ROS 对物质循环的影响需要结合湖泊类型、水层结构和界面过程进行判断。

3.2 影响污染物消减

3.2.1 ROS 影响污染物转化与降解　ROS 凭借其强氧化性，在水体污染物的自然净化过程中发挥关键作用（图 4），尤其对新兴有机污染物的降解具有重要意义。·OH 作为氧化性最强的 ROS，可通过加成、键裂等反应降解多种污染物，如·OH 与阿尔茨海默病治疗药物的二级反应速率常数高达 $5.8\times10^9\ M^{-1}s^{-1}$，在自然水体中可通过·OH 氧化实现芳香环羟基化、氨基链氧化等转化[58,66] 。在含氮污染物的转化中，·OH 可通过硝酸盐、亚硝酸盐的光解产生，进而参与污染物的硝化与氧化降解。在自然水体中，硝基衍生自由基（NO·/NO_2·）常与·OH 协同作用，强化污染物的去除[58,67]。对于有机磷阻燃剂等新型污染物，ROS 介导的间接光降解是其在水体中的主要转化途径之一。$^1O_2$ 作为主要的活性物种，可有效降解芳香族阻燃剂，而湖泊水体 DOM 对这一过程具有双重影响，一方面通过光敏化产生 $^1O_2$ 促进污染物降解，另一方面其含有的酚类抗氧化基团会淬灭 $^1O_2$，抑制污染物降解[60]。此外，H_2O_2 与 O_2^{-}·在特定条件下可通过类 Fenton 反应生成·OH，进一步拓展了 ROS 对污染物的降解范围，尤其在近岸水体中，陆源输入的 DOM 与营养盐富集，使得 ROS 介导的污染物降解效率显著高于开阔水域[52]。值得注意的是，ROS 介导的污染物降解产物可能具有不同的毒性特征，部分转化产物的环境风险需进一步评估[58]。

3.2.2 不同类型 ROS 对污染物半衰期的影响　·OH 可与多数有机污染物发生快速反应，包括芳香环羟基化、碳链断裂及杂原子取代等过程，使污染物迅速转化为中间产物或进一步矿化，从而显著缩短其环境半衰期[58]。在以·OH 参与为主的反应体系中，污染物降解速率通常对·OH 的生成强度高度敏感，因此其半衰期往往随·OH 生成条件的变化而发生明显波动。相比之下，$^1O_2$ 的反应选择性较强，主要作用于含有不饱和键、芳香结构或电子密度较高的官能团。对于部分对·OH 反应性较低、但对 $^1O_2$ 敏感的污染物，

$^1O_2$ 的持续生成可显著加快其转化过程，从而缩短环境半衰期[60]。研究表明，在 DOM 参与的光敏化体系中，$^1O_2$ 的生成能够明显提高污染物的降解速率，使其半衰期由无光或无 ROS 参与条件下的数十天缩短至数天甚至数小时[60]。H_2O_2 本身对多数有机污染物的直接氧化能力有限，但在天然水体中，其对污染物半衰期的影响主要体现在作为·OH 前体的间接作用上。在 Fe、Cu 等过渡金属存在的条件下，H_2O_2 可通过 Fenton 或类 Fenton 反应生成·OH，从而间接加速污染物的降解过程[21,64]。因此，在金属离子较为丰富的水体中，H_2O_2 的存在往往与较短的污染物半衰期相对应；而在金属含量较低或金属被强络合的环境中，其影响则明显减弱[1]。O_2^-通常不作为污染物降解的主要直接氧化剂，但其通过参与金属价态转化、影响·OH 的生成效率，在一定程度上间接影响污染物的转化过程。例如，O_2^{-}·可还原 Fe(III)生成 Fe(II)，为 Fenton 反应提供反应物，从而提高·OH 的生成潜力，间接缩短依赖该反应途径的污染物半衰期[21]。

3.2.3 环境因子通过影响 ROS 行为改变污染物半衰期　水体环境条件通过影响 ROS 的生成、稳定性及反应可达性，进一步影响污染物的半衰期。光照条件是最为关键的因素之一，光照增强通常会促进表层水体中 CDOM 光敏化反应，使·OH、$^1O_2$ 等 ROS 的生成速率提高，从而加快污染物的转化过程；在避光或深水环境中，ROS 的生成受限，污染物半衰期相对延长[1,52]。DOM 的含量及组成对 ROS 参与污染物转化过程具有双重影响。一方面，DOM 可促进 ROS 生成，提高污染物与 ROS 接触和反应的概率，从而缩短半衰期；另一方面，DOM 中富含的芳香族结构和腐殖质组分又可作为 ROS 淬灭剂，与污染物竞争 ROS，降低其氧化效率，延长污染物的半衰期[60]。DOM 类型是影响 ROS 参与污染物转化的重要因素。不同来源和组成的 DOM 对 H_2O_2 的生成、积累及后续转化具有不同作用，从而影响污染物的表观半衰期。一般而言，富含芳香结构和腐殖质组分的陆源 DOM 具有较强的光吸收能力，可促进 ^{3}DOM*、$^1O_2$ 和 O_2^{-}·的形成，并进一步通过 H_2O_2 歧化增加 H_2O_2 来源；但该类 DOM 同时具有较强的滤光作用和·OH 竞争消耗能力，可能降低 H_2O_2 向·OH 转化后的有效氧化作用。相比之下，藻源 DOM 和蛋白质样 DOM 的光吸收能力通常低于高腐殖化 DOM，但其可降解性较强，容易通过微生物过程影响 H_2O_2 的生成和消耗。在 Fe、Cu 等过渡金属存在时，H_2O_2 可进一步通过类 Fenton 反应生成·OH，此时 DOM 的络合能力会显著改变金属活性：适量 DOM 可通过络合 Fe(III)/Fe(II)影响光还原和类 Fenton 反应，而过量或强络合 DOM 则可能降低游离金属活性，削弱·OH 生成。因此，在 H_2O_2 参与污染物降解的条件下，污染物半衰期并不只取决于 H_2O_2 浓度，还与 DOM 的来源、芳香性、蛋白质样组分比例、金属络合能力以及对·OH 的竞争消耗有关。研究发现，在腐殖酸含量较高的水体中，部分有机污染物的半衰期明显高于 DOM 含量较低的湖泊水体污染物半衰期[60,68]。此外，pH、温度及金属离子浓度等理化条件也会通过影响 ROS 反应活性间接改变污染物半衰期。碱性条件下，H_2O_2 的稳定性增强而 Fenton 反应效率降低，使依赖·OH 的污染物降解过程减缓；温度升高可同时促进 ROS 的生成和污染物-ROS 反应速率，缩短污染物半衰期[58,64]。金属离子（如 Fe、Cu）的存在可通过催化 ROS 生成加快污染物转化，而高浓度的 Cl^-、HCO_3^- 等阴离子则可能通过消耗·OH、生成反应性较低的次生自由基，降低 ROS 的有效氧化能力，从而延长污染物半衰期[58]。

总体而言，ROS 对污染物消减的影响主要取决于污染物分子结构、主导 ROS 类型及水体背景条件。·OH 反应活性强、选择性弱，通常对多类有机污染物具有较强降解能力；$^1O_2$ 和 ^{3}DOM* 具有更明显的选择性，更易影响富电子结构或特定官能团污染物的转化；H_2O_2 本身氧化能力有限，但在 Fe、Cu 等金属参与下可进一步生成·OH。DOM、无机离子、金属离子和 pH 等环境因素会同时影响 ROS 的生成和消耗，因此污染物半衰期不能仅由某一种 ROS 浓度解释，而应结合水体光化学条件和反应竞争过程综合分析。

3.3 影响生态系统结构

ROS 通过直接作用于生物体的生理过程或间接调控环境因子，对水体生态群落的结构组成、功能分工及种间关系产生多层次影响，推动群落的动态演替与适应性进化。在微生物群落尺度上，ROS 还可通过影响生物膜形成、细胞分化和群落演替改变生态系统结构。以假交替单胞菌（*Pseudoalteromonas tunicata*）为例，其 AlpP 蛋白相关过程可产生 H_2O_2，并诱导生物膜内部分细胞死亡，促进部分细胞从生物膜中分散出来。该过程说明，H_2O_2 不仅是代谢副产物，也可参与微生物群落内部的结构调整。湖泊中的藻团、

颗粒物和沉积物表面均可形成类似的微环境，因此 ROS 对生物膜结构和微生物群落变化的影响，应归入生态系统结构效应，而不宜简单放入碳循环过程讨论[10]。

3.3.1 群落结构与物种多样性调控　不同生物类群对 ROS 的耐受能力与响应策略存在显著差异，这种差异直接导致 ROS 成为群落结构筛选的关键因子。浮游植物中，硅藻、甲藻等类群可通过产生胞外 ROS（如 $O_2^{-}\cdot$）抑制竞争者生长，形成竞争优势，而自身则通过合成超氧化物歧化酶（SOD）、过氧化氢酶（CAT）等抗氧化酶抵御 ROS 损伤[1]。研究发现，水体中玫瑰杆菌属等异养细菌具有产生 $O_2^{-}\cdot$的能力，这种特性使其在与其他细菌的竞争中占据优势，进而影响细菌群落的物种组成[20]。在极端环境中，ROS 的筛选作用更为显著。例如，极地海域因臭氧空洞导致 UV 辐射增强，表层水体 ROS 生成效率升高，仅耐氧化胁迫的物种（如特定蓝藻与耐寒细菌）能够存活，形成相对单一的群落结构[53]。而在富营养化湖泊中，藻类大量繁殖导致 ROS 浓度升高，敏感物种逐渐衰退，耐氧化的蓝藻与耐污细菌成为群落优势种，加剧水体富营养化的生态效应[33]。此外，ROS 还通过影响生物的繁殖与发育过程调控群落结构，例如真菌在无性繁殖过程中产生的 $O_2^{-}\cdot$不仅参与 Mn(II)氧化，还作为信号分子调控繁殖过程，进而影响真菌群落的种群密度与分布[57]。

3.3.2 生物代谢与功能性状塑造　ROS 对生物代谢过程的调控贯穿于能量代谢、物质合成及防御机制等多个方面，塑造了群落的功能性状多样性（图 4）。对于光合生物，表层水体的 ROS 可通过氧化损伤光合膜组件影响光合作用效率，但部分藻类可通过调节光合电子传递链的电子分配，将过量电子转移给 O_2 生成 ROS，避免光合系统的过度还原，这种适应性机制使藻类能够在高光强环境中维持光合功能[1]。在细菌群落中，ROS 的代谢功能呈现显著分化。部分细菌（如交替单胞菌属）可通过产生溶血素样蛋白（AlpP）等酶类，催化 L-赖氨酸氧化生成 H_2O_2，该过程不仅参与生物膜的分化与分散，还能通过 H_2O_2 介导的细胞死亡清除群落中的衰老细胞，提升群落的整体代谢活性[10]。而另一部分细菌则作为 ROS 的消耗物质，通过分泌 CAT 等参与 H_2O_2 的降解，例如海洋中的交替单胞菌目细菌，其高表达的 katG 基因编码过氧化氢酶，在群落中承担 ROS 清除功能，为敏感物种提供保护[1]。这种代谢功能的分化使群落能够更高效地应对 ROS 的动态变化，维持群落功能的稳定性。

3.3.3 种间关系与协同进化　ROS 在生物种间的竞争、共生等关系中扮演关键角色，推动物种间的协同进化。在竞争关系中，ROS 常作为化学防御物质被生物用于抑制竞争者，例如赤潮藻类释放的 $O_2^{-}\cdot$与 H_2O_2，可通过氧化损伤细胞膜、蛋白质等大分子，抑制浮游动物摄食与其他藻类生长[1]。细菌之间也存在类似的 ROS 介导竞争，例如紫色色杆菌（*Chromobacterium violaceum*）通过其 AlpP 同源蛋白产生 H_2O_2，导致竞争细菌的生物膜细胞死亡，增强自身的繁殖能力[10]。在共生关系中，ROS 的调控作用更为复杂。例如，在珊瑚与虫黄藻的共生体系中，虫黄藻光合作用产生的 ROS 可被珊瑚的抗氧化系统清除，而当环境胁迫导致 ROS 过量积累时，会引发珊瑚白化，破坏共生关系[1]。此外，群落中还存在 ROS 介导的协同防御机制，即耐氧化物种通过清除 ROS，为敏感物种提供适宜的生存环境，这种协同作用在海洋表层水体中尤为显著，例如过氧化氢酶阳性细菌可降低水体 H_2O_2 浓度，促进原绿球藻等敏感光合生物的生长[1,69]。长期的种间相互作用推动了物种的协同进化，例如敏感物种通过增强抗氧化能力适应 ROS 胁迫，而产生 ROS 的物种则不断优化 ROS 释放策略，形成动态平衡的种间关系网络。

3.3.4 生物膜发育与群落功能整合　生物膜作为水体生态群落的重要存在形式，其形成与发育过程深受 ROS 调控。在生物膜形成初期，细菌通过分泌胞外聚合物（EPS）附着于基质表面，此时低浓度的 ROS 可促进 EPS 的交联与稳定；而当生物膜发育至成熟阶段，部分细菌会产生 H_2O_2 等 ROS，介导生物膜内部的细胞死亡与分散，使生物膜结构保持动态平衡[10]。研究表明，假交替单胞菌（*Pseudoalteromonas tunicata*）与地中海海单胞菌（*Marinomonas mediterranea*）的生物膜中，AlpP/LodA 介导的 H_2O_2 生成可导致微菌落中心的细胞死亡，促进生物膜分散，形成代谢活跃且表型多样的分散群[10]。ROS 还通过调控生物膜内的物质交换与信号传递，实现群落功能的整合。生物膜内部的 ROS 梯度与营养物质梯度相互耦合，促使不同区域的细菌分化出特定功能，例如表层细菌主要负责光合或有氧呼吸，而深层细菌则参与厌氧代谢与 ROS 清除[59]。此外，ROS 可作为信号分子调控生物膜内的群体感应系统，影响 EPS 合成、抗生素耐药性等群体行为，使生物膜群落能够协同应对环境变化[10]。这种 ROS 介导的功能整合，使生物

膜群落具备更强的环境适应性与稳定性，在湖泊水体质量和生态系统演化过程中发挥重要作用。

4 环境水体 ROS 研究的未来展望

ROS 的强氧化性与环境友好性使其在水体污染治理、生态修复等领域具有广阔的应用潜力。未来，通过精准调控 ROS 的生成与作用路径，可实现 ROS 从“自然环境过程”到“人工定向利用”的转化，为水体环境保护提供高效、绿色的技术方案。

4.1 水体污染物的高效降解与净化

当前基于 ROS 的高级氧化技术（AOPs）已在污水处理中得到应用，但在自然水体原位修复中仍面临 ROS 利用率低、易受环境因子干扰等问题[58]。未来，ROS 的应用将聚焦于“原位靶向生成”与“协同强化降解”两大方向。在原位靶向生成方面，可开发基于光敏材料的 ROS 缓释装置，将光敏材料（如改性 TiO_2、碳量子点）固定于多孔载体中，投放至污染水体后，在光照驱动下持续生成·OH、$^1O_2$ 等 ROS，实现对有机污染物的原位降解[60]。针对深层避光水体，可开发基于微生物代谢的 ROS 生成系统，通过筛选高效产 ROS 的微生物菌株（如玫瑰杆菌属、假交替单胞菌属），构建微生物制剂，投加后通过微生物代谢持续产生 ROS，降解水体中的难降解污染物[10,20]。

在协同强化降解方面，可通过调控水体环境因子提升 ROS 的降解效率。例如，在 ROS 原位生成系统中引入铁、铜等金属离子缓释模块，通过 Fenton 反应强化·OH 的生成，提升对有机磷阻燃剂、药物残留等污染物的降解效果[64]。同时，可结合 DOM 的光敏化特性，筛选具有高效光敏化能力的 DOM 组分（如小分子有机酸），与 ROS 生成系统协同作用，形成“光敏化-ROS 氧化”的协同降解路径，提高污染物的矿化率[33,60]。此外，针对复合污染水体，可根据污染物类型定向选择 ROS 生成方式，例如针对含不饱和键的污染物，优先采用 $^1O_2$ 生成系统；针对芳香族污染物，重点强化·OH 的生成，实现污染物的精准降解[58]。

4.2 水体生态系统的精准调控与修复

ROS 在生态群落调控中的作用为水体生态修复提供了新思路。未来，可通过调控水体 ROS 浓度，定向优化生态群落结构，实现受损生态系统的修复。在富营养化水体治理中，可通过适度提升 ROS 浓度，抑制蓝藻等有害藻类的生长，同时促进有益浮游植物与微生物的繁殖，重构健康的生态群落[1]。例如，利用光敏材料生成的低浓度 ROS，可特异性抑制蓝藻的光合系统，从而实现蓝藻水华的生态调控[60,70]。此外，在污染水体生态修复中，可通过 ROS 调控促进功能微生物的增殖，例如通过生成适量 ROS，诱导微生物分泌磷酸酶、漆酶等功能酶，提升水体中有机磷、DOM 等物质的转化效率，加速生态系统的物质循环与功能恢复[10]。在生物膜污染控制方面，ROS 可作为高效的生物膜清除工具。针对水处理设施中的生物膜污染，可开发 ROS 原位生成装置，通过 H_2O_2 与 O_2^{-}·的协同作用，破坏生物膜的 EPS 结构，杀灭生物膜内的微生物，同时抑制生物膜的再形成[10]。与传统化学消毒方法相比，ROS 具有无二次污染、对环境友好等优势，且可通过调控 ROS 浓度避免对水体中有益生物的损伤，实现生物膜污染的绿色控制[57]。

4.3 元素循环的调控与资源利用

ROS 在碳、氮、磷等元素循环中的核心作用，为水体资源的高效利用提供了新路径。未来，可通过调控 ROS 的生成与转化，定向优化元素循环过程，实现营养盐的高效利用与碳汇增强。在农业水体中，可通过投放 ROS 生成制剂，促进土壤-水界面的磷释放，提升水体中磷的生物可利用性，同时加速有机碳的矿化，为作物生长提供营养支撑[59]。在养殖水体中，可通过适度调控 ROS 浓度，促进氨氮的硝化与有机碳的降解，改善水体水质，同时抑制病原菌的繁殖，实现养殖环境的生态调控[1]。在碳循环方面，ROS 可通过氧化作用促进 DOM 结构转化和部分有机碳矿化，并影响小分子有机物形成、微生物利用及颗粒有机碳沉降等过程。但需要注意的是，ROS 促进 DOM 矿化可能增加 CO_2 释放，并不必然提高湖泊碳汇能力。湖泊碳汇效应取决于有机碳矿化、CO_2 释放、浮游植物吸收、颗粒有机碳沉降和沉积物埋藏等多个过程的综合结果。因此，未来若考虑利用 ROS 调节湖泊碳循环，应重点评估其对碳形态转化、温室气体释放和沉积碳埋藏的综合影响，而不宜简单将 ROS 促进有机碳降解等同于碳汇增强[21]。

4.4 ROS 应用于湖泊治理的风险与限制

ROS 强化技术在污染物降解、藻华控制和生态修复中具有一定应用潜力，但其环境风险和适用条件需要同时考虑。首先，ROS 参与污染物氧化后并不一定直接实现完全矿化，部分有机污染物可能转化为含氧中间产物、卤代副产物或其他具有更高迁移性和生物毒性的产物，因此在评价 ROS 强化降解效果时，不能只关注母体污染物去除率，还需要结合转化产物、毒性变化和矿化程度进行判断。其次，ROS 的反应选择性有限，尤其是·OH 等强氧化剂可能同时作用于污染物、DOM、藻类和微生物细胞[59]。若 ROS 生成强度过高，可能对非目标生物产生氧化胁迫，影响浮游植物、细菌和底栖生物群落结构。第三，利用光敏材料、金属催化剂或外源 H_2O_2 强化 ROS 生成时，材料稳定性、金属释放、催化剂回收和长期生态安全性需要重点评估，否则可能引入新的二次污染风险。此外，湖泊水体中 DOM、碳酸盐、氯离子、悬浮颗粒物和浊度等因素会显著影响 ROS 的实际生成效率和有效作用范围，使实验室条件下的降解效果难以直接外推到天然湖泊。因而，ROS 相关治理技术应以低剂量、原位可控、产物安全和生态风险可评估为基本前提，避免将 ROS 强化生成简单等同于治理效果提升。

5 结论与展望

本文系统综述了湖泊水体 ROS 的空间分布、生物与非生物产生机理及其生态环境效应，较为全面地归纳了湖泊 ROS 在不同水体和环境条件下的行为特征及作用机制。总体来看，湖泊 ROS 研究已从早期以表层光化学过程为主的认识，逐步扩展到对深水层、颗粒相及沉积物-水界面暗态过程的关注，相关研究已显示出明显的多过程耦合特征。基于现有研究结果，可得到以下几点认识。

1）湖泊水体 ROS 的时空分布具有显著的类型差异与层化特征。浅水湖泊中，光照可作用于整个或大部分水柱，ROS 更易在水体中扩散和维持较高背景值，H_2O_2 通常是最主要、最易累积的 ROS 组分；深水分层湖泊中，ROS 则表现出明显的垂向分异，表层混合层以光化学生成为主，温跃层受扩散与氧化还原界面过程共同影响，底层水体中 ROS 总体浓度较低，但并非完全缺失。不同湖泊水体中 ROS 的空间分布是光照穿透、热分层结构、DOM 来源及界面反应的综合结果。

2）湖泊水体 ROS 的来源可归纳为生物过程和非生物过程，两者并非彼此独立，而是在实际湖泊环境中耦合存在。生物过程主要包括藻类和微生物细胞的电子外排、胞外酶促反应以及代谢过程中的电子泄漏，这些过程在无光环境中仍可持续发生，是深水层和颗粒相 ROS 的重要来源。非生物过程则以 DOM/CDOM 光化学反应为核心，无机离子和金属元素通过参与电子转移、配位还原及类 Fenton 反应等途径放大 ROS 的生成强度。生物过程提供底物和局地反应环境，非生物过程提供能量驱动和放大通道，共同决定了湖泊水体 ROS 的稳态浓度。

3）湖泊水体 ROS 的行为与生态环境效应与水体条件、DOM 特征、无机离子组成及金属循环状态密切相关。浅水富营养化湖泊中藻源 DOM 和高初级生产力往往放大 ROS 的生成潜力，深水分层湖泊中温跃层和沉积物-水界面则为黑暗条件下 ROS 及金属介导 ROS 提供了重要环境条件。由此可见，湖泊水体 ROS 既是水体氧化过程的重要中间体，也是连接光化学反应、微生物代谢、金属循环及污染物归趋的关键节点。

尽管近年来湖泊水体 ROS 研究已取得较多进展，但总体上仍处于从现象识别向过程定量深化的阶段，未来仍需围绕以下几个方面进一步加强。目前湖泊 ROS 研究仍存在若干需要进一步明确的问题。首先，不同 ROS 的检测方法和数据表达口径尚不统一，H_2O_2 多以稳态浓度表示，而 $O_2^{-}\cdot$、·OH、$^1O_2$ 和 ^{3}DOM 常以瞬态浓度、生成速率、探针信号或相对贡献表示，不同研究之间的数据可比性有限。其次，表层光化学过程与深水暗态过程对湖泊 ROS 总量的相对贡献仍缺乏定量比较，尤其是温跃层、颗粒物表面和沉积物—水界面等区域的原位观测不足。第三，DOM 来源和分子组成对 $O_2^{-}\cdot$、·OH、$^1O_2$ 和 ^{3}DOM 生成路径的影响仍需进一步区分，自源 DOM 与外源 DOM 在不同季节和不同湖泊类型中的作用可能存在明显差异。第四，ROS 影响污染物转化和生态过程的结果并不总是正向的，部分污染物氧化后可能形成更高毒性的中间产物，金属催化或光敏材料应用也可能带来二次环境风险。因此，未来湖泊 ROS 研究需要从单一物种测定和单一反应解释，进一步转向多 ROS 同步监测、多界面过程解析和生态风险评估相

结合的研究框架。

1）加强湖泊 ROS 原位监测和多尺度定量研究。当前关于湖泊 ROS 的研究仍以表层水样室内模拟和单次实测为主，不同研究者在检测方法、探针体系和计算口径上存在差异，限制了数据的可比性。今后应加强湖泊 ROS 的原位、连续和多层次监测，尤其需要关注温跃层、底层水体及沉积物-水界面等关键区域，提升对 ROS 动态变化和真实环境浓度水平的认识。

2）深化湖泊 ROS 生成机理的耦合研究。现有研究对单一过程的认识较多，而对光化学过程、微生物过程、金属循环及物理扰动之间的耦合关系认识仍然不足。未来应进一步结合湖泊分层、藻华暴发与衰亡等典型过程，阐明不同环境条件下 ROS 生成和转化的主导路径，特别是深水层黑暗条件下 ROS 与金属介导 ROS 的形成机制。

3）加强湖泊 ROS 与污染物归趋及生态风险之间关系的研究。当前已有研究表明 ROS 可显著影响有机污染物降解和金属元素转化，但对不同污染物在真实湖泊条件下的 ROS 响应机制及其生态后果仍缺乏系统认识。未来应在真实湖泊介质和复杂污染背景下，进一步明确 ROS 对污染物迁移、转化和毒性变化的影响，为湖泊污染控制和生态修复提供过程依据。

4）强化湖泊 ROS 研究与湖泊管理实践的结合。湖泊 ROS 不仅是环境化学研究对象，也与水体氧化能力、污染物自净潜力及生态系统稳定性直接相关。未来有必要将 ROS 过程纳入湖泊水质演变、富营养化控制及生态修复评估框架中，提升对湖泊生态系统变化的解释能力和预测能力。

总体而言，湖泊 ROS 研究已经从单纯关注表层光化学反应，逐步发展为涵盖表层-深水层、光照-暗态、生物-非生物过程的综合研究方向。随着原位探测技术、超高分辨率表征技术和多过程耦合研究的不断发展，ROS 在湖泊污染过程解析、湖泊生态修复及湖泊环境管理中的理论与应用价值将进一步凸显。

6 参考文献

[1] Zinser ER. The microbial contribution to reactive oxygen species dynamics in marine ecosystems. *Environmental Microbiology Reports*, 2018, **10**(4): 412-427. DOI: 10.1111/1758-2229.12626.

[2] Zhong P, Lin ZF, Liu ZW *et al*. The sources, species and measurement of reactive oxygen species in aquatic environment. *Ecological Science*, 2005, **24**(4): 364-367. [钟萍, 林志芬, 刘正文等. 水环境中活性氧的来源、种类及测定方法.生态科学, 2005, **24**(4): 364-367.]

[3] Jomova K, Raptova R, Alomar SY *et al*. Reactive oxygen species, toxicity, oxidative stress, and antioxidants: Chronic diseases and aging. *Archives of Toxicology*, 2023, **97**(10): 2499-2574. DOI: 10.1007/s00204-023-03562-9.

[4] Wang X, Ni R, Li LS *et al*. Algae-driven bacterial production of extracellular reactive oxygen species for emerging contaminants degradation. *Science of the Total Environment*, 2025, **982**: 179670. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2025.179670.

[5] Morris JJ, Rose AL, Lu ZY. Reactive oxygen species in the world ocean and their impacts on marine ecosystems. *Redox Biology*, 2022, **52**: 102285. DOI: 10.1016/j.redox.2022.102285.

[6] Bi ZH, Wang W, Zhao L *et al*. The generation and transformation mechanisms of reactive oxygen species in the environment and their implications for pollution control processes: A review. *Environmental Research*, 2024, **260**: 119592. DOI: 10.1016/j.envres.2024.119592.

[7] Xu HC, Li A. Progress and prospects on the behavior and eco-environmental effect of dissolved organic matter in lakes. *J Lake Sci*, 2026, **38**(1): 29-46. DOI: 10.18307/2026.0101. [徐华成, 李昂. 湖泊水体溶解有机质行为及生态环境效应研究进展与展望. 湖泊科学, 2026, **38**(1): 29-46.]

[8] Miyahara T, Ochiai S, Sato T. Interaction mechanism between a post-discharge flow and water surface. *EPL*: *Europhysics Letters*, 2009, **86**(4): 45001. DOI: 10.1209/0295-5075/86/45001.

[9] Ossola R, Jönsson OM, Moor K *et al*. Singlet oxygen quantum yields in environmental waters. *Chemical Reviews*, 2021, **121**(7): 4100-4146. DOI: 10.1021/acs.chemrev.0c00781.

[10] Mai-Prochnow A, Lucas-Elio P, Egan S *et al*. Hydrogen peroxide linked to lysine oxidase activity facilitates biofilm differentiation and dispersal in several gram-negative bacteria. *Journal of Bacteriology*, 2008, **190**(15): 5493-5501. DOI: 10.1128/JB.00549-08.

[11] Zhang T, Hansel CM, Voelker BM *et al*. Extensive dark biological production of reactive oxygen species in brackish and freshwater ponds. *Environmental Science & Technology*, 2016, **50**(6): 2983-2993. DOI: 10.1021/acs.est.5b03906.

[12] Boreen AL, Arnold WA, McNeill K. Photodegradation of pharmaceuticals in the aquatic environment: A review. *Aquatic Sciences*, 2003, **65**(4): 320-341. DOI: 10.1007/s00027-003-0672-7.

[13] Wang J, Xing ML, Tai C *et al*. Generation of hydroxyl radical from water constituents under different spectra bands of sunlight. *Environmental Chemistry*, 2015, **34**(12): 2162-2169. [王静, 邢梦林, 郎超等. 不同光谱区间日光照射下水体成分的光致羟基自由基生成研究.环境化学, 2015, **34**(12): 2162-2169.]

[14] Liu X, Wu DG, Jiang HL *et al*. The production process of reactive oxygen radicals in the degradation process of grasssource dissolved organic matter. *J Lake Sci*, 2020, **32**(2): 440-449. DOI: 10.18307/2020.0213. [刘新, 吴定桂, 江和龙等. 草源型可溶性有机物降解过程中活性氧物种产生过程. 湖泊科学, 2020, **32**(2): 440-449.]

[15] Bui VKH, Nguyen XC, Hur J. Revisiting triplet state dissolved organic matter (^{3}DOM): Advances in probes, photoreactivity, and environmental implications. *Science of the Total Environment*, 2024, **954**: 176226. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2024.176226.

[16] Zeng GN, Shi M, Dai MZ *et al*. Hydroxyl radicals in natural waters: Light/dark mechanisms, changes and scavenging effects. *Science of the Total Environment*, 2023, **868**: 161533. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2023.161533.

[17] Xu YC, Zhang YT, Qiu LL *et al*. Photochemical behavior of dissolved organic matter in environmental surface waters: A review. *Eco-Environment & Health*, 2024, **3**(4): 529-542. DOI: 10.1016/j.eehl.2024.06.002.

[18] Arlinghaus K, Frossard AA, Miller WL. Examining superoxide dynamics in irradiated natural waters. *Limnology and Oceanography*, 2023, **68**(4): 878-890. DOI: 10.1002/lno.12316.

[19] Schneider RJ, Roe KL, Hansel CM *et al*. Species-level variability in extracellular production rates of reactive oxygen species by diatoms. *Frontiers in Chemistry*, 2016, **4**: 5. DOI: 10.3389/fchem.2016.00005.

[20] Diaz JM, Hansel CM, Voelker BM *et al*. Widespread production of extracellular superoxide by heterotrophic bacteria. *Science*, 2013, **340**(6137): 1223-1226. DOI: 10.1126/science.1237331.

[21] Rose AL, Webb EA, Waite TD *et al*. Measurement and implications of nonphotochemically generated superoxide in the equatorial Pacific Ocean. *Environmental Science & Technology*, 2008, **42**(7): 2387-2393.

[22] Li XL, Hu Z, Guo ML *et al*. Insight into the characterization of dissolved organic matter in shallow lakes with different trophic states and their net photo-generation capacity of reactive oxygen species. *Water Research*, 2025, **276**: 123204. DOI: 10.1016/j.watres.2025.123204.

[23] Song N, Jiang HL. Coordinated photodegradation and biodegradation of organic matter from macrophyte litter in shallow lake water: Dual role of solar irradiation. *Water Research*, 2020, **172**: 115516. DOI: 10.1016/j.watres.2020.115516.

[24] Liu X, Lu JN, Jiang HL *et al*. Production and role of reactive oxygen species in the degradation of reed residue under photo- and biodegradation. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 2022, **31**(3): 624-633. DOI: 10.11870/cjlyzyyhj202203012. [刘新, 陆俊楠, 江和龙等. 浅水湖泊水生植物残体降解过程中活性氧物种的产生及其作用分析. 长江流域资源与环境, 2022, **31**(3): 624-633.]

[25] Bu XC, Tong M, Zhang C *et al*. Reactive oxygen species production in riparian zones governed by a flow-induced chromatographic separation process. *Environmental Science & Technology*, 2025, **59**(42): 22599-22609. DOI: 10.1021/acs.est.5c07921.

[26] van Erk MR, Bourceau OM, Moncada C *et al*. Reactive oxygen species affect the potential for mineralization processes in permeable intertidal flats. *Nature Communications*, 2023, **14**: 938. DOI: 10.1038/s41467-023-35818-4.

[27] Song N, Wu DG, Xu HC *et al*. Integrated evaluation of the reactive oxygen species (ROS) production characteristics in one large lake under alternating flood and drought conditions. *Water Research*, 2022, **225**: 119136. DOI: 10.1016/j.watres.2022.119136.

[28] Partanen SB, Apell JN, Lin JM *et al*. Factors affecting the mixed-layer concentrations of singlet oxygen in sunlit lakes. *Environmental Science Processes & Impacts*, 2021, **23**(8): 1130-1145. DOI: 10.1039/d1em00062d.

[29] Wasswa J, Perkins M, Matthews DA *et al*. Characterizing the impact of cyanobacterial blooms on the photoreactivity of surface waters from New York Lakes: A combined statewide survey and laboratory investigation. *Environmental Science & Technology*, 2024, **58**(18): 8020-8031.

[30] Wolf R, Thrane JE, Hessen DO *et al*. Modelling ROS formation in boreal lakes from interactions between dissolved organic matter and absorbed solar photon flux. *Water Research*, 2018, **132**: 331-339. DOI: 10.1016/j.watres.2018.01.025.

[31] Cole JJ. Aquatic microbiology for ecosystem scientists: New and recycled paradigms in ecological microbiology. *Ecosystems*, 1999, **2**(3): 215-225. DOI: 10.1007/s100219900069.

[32] Wang WY, Ou XX, Liu BJ *et al*. The species and photochemical sources of reactive oxygen species in natural water. *Contemporary Eco-Agriculture*, 2010(S2): 126-130. [王伟颖, 欧晓霞, 刘宝金等. 水体中活性氧物种的种类与光化学来源. 当代生态农业, 2010(S2): 126-130.]

[33] Scully NM, Cooper WJ, Tranvik LJ. Photochemical effects on microbial activity in natural waters: The interaction of reactive oxygen species and dissolved organic matter. *FEMS Microbiology Ecology*, 2003, **46**(3): 353-357. DOI: 10.1016/S0168-6496(03)00198-3.

[34] Hopwood MJ, Rapp I, Schlosser C *et al*. Hydrogen peroxide in deep waters from the Mediterranean Sea, South Atlantic and South Pacific Oceans. *Scientific Reports*, 2017, **7**: 43436. DOI: 10.1038/srep43436.

[35] Garcia PE, Gerea M, Diéguez MC. Natural levels of hydrogen peroxide (H_2O_2) in deep clear South temperate lakes: Field and laboratory evidence of photo- and biotic production. *Science of the Total Environment*, 2020, **727**: 138641. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.138641.

[36] Öz B, Snyder PK, Jiao XY *et al*. Photochemical production of singlet oxygen in adirondack long-term monitoring lakes of varying browning status. *Environmental Science & Technology*, 2025, **59**(27): 13992-14005.

[37] Cooper WJ, Lean DRS. Hydrogen peroxide concentration in a northern lake: Photochemical formation and diel variability. *Environmental Science & Technology*, 1989, **23**(11): 1425-1428. DOI: 10.1021/es00069a017.

[38] Cory RM, McNeill K, Cotner JP *et al*. Singlet oxygen in the coupled photochemical and biochemical oxidation of dissolved organic matter. *Environmental Science & Technology*, 2010, **44**(10): 3683-3689.

[39] Ge ZH, Ma ZH, Hong WJ *et al*. Temporal variations in reactive oxygen species in biofilms of submerged macrophytes: The key role of microbial metabolism mediated by oxygen fluctuations. *Journal of Hazardous Materials*, 2024, **461**: 132542. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2023.132542.

[40] Zamaria SA, Loder AL, Finkelstein SA *et al*. A framework to determine present and future effects of rain-on-snow on spring hydrology and nutrient loading in the Lake Erie Basin. *Hydrological Processes*, 2025, **39**(7): e70193. DOI: 10.1002/hyp.70193.

[41] Miller WL, Kester DR. Peroxide variations in the sargasso sea. *Marine Chemistry*, 1994, **48**(1): 17-29. DOI: 10.1016/0304-4203(94)90059-0.

[42] Vione D, Scozzaro A. Photochemistry of surface fresh waters in the framework of climate change. *Environmental Science & Technology*, 2019, **53**(14): 7945-7963.

[43] McNeill K, Canonica S. Triplet state dissolved organic matter in aquatic photochemistry: Reaction mechanisms, substrate scope, and photophysical properties. *Environmental Science Processes & Impacts*, 2016, **18**(11): 1381-1399. DOI: 10.1039/c6em00408c.

[44] Minella M, De Laurentiis E, Maurino V *et al*. Dark production of hydroxyl radicals by aeration of anoxic lake water. *Science of the Total Environment*, 2015, **527/528**: 322-327. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2015.04.123.

[45] Sutherland KM, Wankel SD, Hansel CM. Dark biological superoxide production as a significant flux and sink of marine dissolved oxygen. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2020, **117**(7): 3433-3439. DOI: 10.1073/pnas.1912313117.

[46] Heller MI, Croot PL. Superoxide decay kinetics in the southern ocean. *Environmental Science & Technology*, 2010, **44**(1): 191-196. DOI: 10.1021/es901766r.

[47] Jang IA, Kim J, Park W. Endogenous hydrogen peroxide increases biofilm formation by inducing exopolysaccharide production in *Acinetobacter oleivorans* DR1. *Scientific Reports*, 2016, **6**: 21121. DOI: 10.1038/srep21121.

[48] Elkins JG, Hassett DJ, Stewart PS *et al*. Protective role of catalase in *Pseudomonas aeruginosa* biofilm resistance to hydrogen peroxide. *Applied and Environmental Microbiology*, 1999, **65**(10): 4594-4600. DOI: 10.1128/AEM.65.10.4594-4600.1999.

[49] Romera-Castillo C, Álvarez-Salgado XA, Galí M *et al*. Combined effect of light exposure and microbial activity on distinct

dissolved organic matter pools. A seasonal field study in an oligotrophic coastal system (Blanes Bay, NW Mediterranean). *Marine Chemistry*, 2013, **148**: 44-51. DOI: 10.1016/j.marchem.2012.10.004.

[50] Zhang YL, Qin BQ, Ma RH *et al*. Chromophoric dissolved organic matter absorption characteristics with relation to fluorescence in typical macrophyte, algae lake zones of Lake Taihu. *Environmental Science*, 2005, **26**(2): 142-147. DOI: 10.13227/j.hjkx.2005.02.029. [张运林, 秦伯强, 马荣华等. 太湖典型草、藻型湖区有色可溶性有机物的吸收及荧光特性. 环境科学, 2005, **26**(2): 142-147.]

[51] Hansel CM, Buchwald C, Diaz JM *et al*. Dynamics of extracellular superoxide production by *Trichodesmium* colonies from the Sargasso Sea. *Limnology and Oceanography*, 2016, **61**(4): 1188-1200. DOI: 10.1002/lno.10266.

[52] Tai C, Li YB, Yin YG *et al*. Free radical photochemistry of dissolved organic matter in natural water. *Progress in Chemistry*, 2012, **24**(7): 1388-1397. [邰超, 李雁宾, 阴永光等. 天然水体中可溶性有机质的自由基光化学行为. 化学进展, 2012, **24**(7): 1388-1397.]

[53] Dong XX, Yan CZ, Wang ZS *et al*. Removal efficiency and accumulation characteristics of Cu, Pb and Cd in combined purification systems. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2014, **8**(4): 1447-1453. [董小霞, 颜昌宙, 王灶生等. 组合式水生植物净化系统对 Cu、Pb 和 Cd 的去除与生物富集特征. 环境工程学报, 2014, **8**(4): 1447-1453.]

[54] Lee D, Alyami I, Zimila H *et al*. Photolytic transformation of trace organic compounds: Roles of direct photolysis and indirect photolysis by singlet oxygen. *Water Research*, 2025, **283**: 123799. DOI: 10.1016/j.watres.2025.123799.

[55] 洪俊. 毒砂矿（光）化学氧化释放砷过程及活性氧物种的生成与作用机理[学位论文]. 武汉: 华中农业大学, 2020.

[56] Méndez-Díaz JD, Shimabuku KK, Ma J *et al*. Sunlight-driven photochemical halogenation of dissolved organic matter in seawater: A natural abiotic source of organobromine and organoiodine. *Environmental Science & Technology*, 2014, **48**(13): 7418-7427.

[57] Hansel CM, Zeiner CA, Santelli CM *et al*. Mn(II) oxidation by an ascomycete fungus is linked to superoxide production during asexual reproduction. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2012, **109**(31): 12621-12625. DOI: 10.1073/pnas.1203885109.

[58] Passananti M, Temussi F, Iesce MR *et al*. The impact of the hydroxyl radical photochemical sources on the rivastigmine drug transformation in mimic and natural waters. *Water Research*, 2013, **47**(14): 5422-5430. DOI: 10.1016/j.watres.2013.06.024.

[59] Liu JS, Zhu CY, Zhu FX *et al*. Strong substance exchange at paddy soil-water interface promotes nonphotochemical formation of reactive oxygen species in overlying water. *Environmental Science & Technology*, 2024, **58**(17): 7403-7414.

[60] Cristale J, Dantas RF, De Luca A *et al*. Role of oxygen and DOM in sunlight induced photodegradation of organophosphorous flame retardants in river water. *Journal of Hazardous Materials*, 2017, **323**: 242-249. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2016.05.019.

[61] He ZF, Li QQ, Xu Y *et al*. Production of extracellular superoxide radical in microorganisms and its environmental implications: A review. *Environmental Pollution*, 2023, **338**: 122563. DOI: 10.1016/j.envpol.2023.122563.

[62] Rose AL. The influence of extracellular superoxide on iron redox chemistry and bioavailability to aquatic microorganisms. *Frontiers in Microbiology*, 2012, **3**: 124. DOI: 10.3389/fmicb.2012.00124.

[63] Rasool A, Pertile E, Brožová K *et al*. Mechanistic insights and environmental ramifications of Cr(III) oxidation to Cr(VI) in soil and groundwater systems: Bridging geochemical mechanisms and emerging remediation strategies. *Environmental Geochemistry and Health*, 2025, **48**(1): 12. DOI: 10.1007/s10653-025-02901-2.

[64] Pettine M, Gennari F, Campanella L *et al*. The effect of organic compounds in the oxidation kinetics of Cr(III) by H_2O_2. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 2008, **72**(23): 5692-5707. DOI: 10.1016/j.gca.2008.09.009.

[65] Zhou Y, Li SY, Tang WL *et al*. Mercury transformations by reactive oxygen species: Occurrence, detection, evidence, and challenges. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 2025, **55**(13): 977-1000. DOI: 10.1080/10643389.2025.2478037.

[66] Wang SL, Yang J, Liu F *et al*. Water microdroplets: A catalyst-free source of reactive oxygen species for pollutants removal. *Journal of Cleaner Production*, 2023, **420**: 138444. DOI: 10.1016/j.jclepro.2023.138444.

[67] He CS, Sun S, Dong YD *et al*. Strategies and mechanisms for the regulation of reactive oxygen species in advanced oxidation process. *Chinese Science Bulletin*, 2025, **70**(14): 2056-2069. DOI: 10.1360/TB-2024-0583. [何传书, 孙鸳, 董玉丹等. 高级氧

化技术中活性氧物种的调控策略与机制. 科学通报, 2025, **70**(14): 2056-2069.]

[68] Glaeser SP, Berghoff BA, Stratmann V *et al*. Contrasting effects of singlet oxygen and hydrogen peroxide on bacterial community composition in a humic lake. *PLoS One*, 2014, **9**(3): e92518. DOI: 10.1371/journal.pone.0092518.

[69] Xu F, Yang ZF, Chen B *et al*. Impact of submerged plants on ecosystem health of the plant-dominated Baiyangdian Lake, China. *Ecological Modelling*, 2013, **252**: 167-175. DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2012.07.013.

[70] Wang J, Zhu JY, Liu SP *et al*. Generation of reactive oxygen species in cyanobacteria and green algae induced by allelochemicals of submerged macrophytes. *Chemosphere*, 2011, **85**(6): 977-982. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2011.06.076.