



中国环境与发展国际合作委员会  
专题政策研究报告

# 全球海洋治理与生态文明

## 海洋污染

2021

2021年9月



中国环境与发展国际合作委员会

**“全球海洋治理与生态文明”  
专题政策研究项目（2020–2021 年）**

——海洋污染子课题（TT2）

## 项目组成员

### 课题 2 成员\*:

王菊英	国家海洋环境监测中心，研究员
刘素美	中国海洋大学，教授
李道季	华东师范大学，教授
姚子伟	国家海洋环境监测中心，研究员
穆景利	闽江学院，教授
沈威	英国发展研究院，研究员
党志超	荷兰卫生部国立公共卫生与环境研究院（RIVM），研究员
赵化德	国家海洋环境监测中心，副研究员
黄亚玲	闽江学院，副教授

### 支持专家\*:

史建波	中国科学院生态环境研究中心，研究员
孟梅	天津大学，副教授
梁文	中国海洋大学，博士研究生

\* 本课题组成员及支持专家以其个人身份参加研究工作。

# 目 录

1. 概述 .....	1
2. 中国近海富营养化与管控成效研究 .....	2
2.1 近海富营养化问题概述 .....	2
2.2 近海营养盐分布的变化特征与影响因素 .....	3
2.2.1 渤海 .....	3
2.2.2 波罗的海 .....	5
2.2.3 渤海与波罗的海营养盐对比分析 .....	9
2.3 近海富营养化的生态效应 .....	10
2.3.1 富营养化对渤海的影响 .....	10
2.3.2 富营养化对波罗的海的影响 .....	11
2.4 近海富营养化问题的治理经验 .....	14
2.4.1 波罗的海 .....	14
2.4.2 渤海 .....	16
2.5 我国近海富营养化问题的防控对策与建议 .....	17
3. 海洋塑料垃圾与微塑料的生态环境问题与政策研究 .....	18
3.1 海洋塑料垃圾与微塑料问题概述 .....	18
3.1.1 海洋塑料垃圾和微塑料问题的由来 .....	18
3.1.2 海洋塑料垃圾和微塑料的主要特征 .....	18
3.2 海洋塑料垃圾与微塑料污染现状、来源和归趋 .....	19
3.2.1 海洋塑料垃圾与微塑料污染现状 .....	19
3.2.2 海洋塑料垃圾与微塑料的来源和输移路径 .....	19
3.2.3 海洋塑料垃圾与微塑料污染趋势分析及归宿 .....	20
3.3 海洋塑料垃圾管理现状与问题 .....	21
3.3.1 海洋塑料垃圾国际应对 .....	21
3.3.2 我国与欧盟的塑料污染防控政策措施分析 .....	21
3.3.3 海洋塑料垃圾污染防控存在的主要问题 .....	26
3.4 海洋塑料垃圾污染管控对策建议 .....	26
4. 近海汞污染的特征、来源与演变趋势 .....	28
4.1 海洋环境中汞的来源和迁移转化 .....	28
4.1.1 海洋环境中汞的来源 .....	28
4.1.2 海洋环境中汞的迁移转化 .....	29
4.2 我国近海汞的污染现状及趋势 .....	29
4.2.1 大气 .....	29
4.2.2 海水 .....	30
4.2.3 沉积物 .....	31
4.2.4 生物体 .....	32
4.3 国际海洋汞污染监测现状 .....	33
4.3.1 全球汞观测系统 .....	33
4.3.2 欧盟环境质量标准及对水体和食用鱼汞监控 .....	34
4.3.3 英国对水体汞排放的监测 .....	35

4.3.4 挪威的汞监测.....	35
4.4 国际和欧盟汞污染控制实践.....	36
4.4.1 《水俣公约》及其它国际公约.....	36
4.4.2 欧盟的汞污染防控.....	37
4.4.3 英国的汞污染防控.....	38
4.4.4 挪威的汞污染防控.....	39
4.4.5 欧盟和欧洲国家汞污染防控政策分析.....	40
4.5 我国近海汞污染监测与控制政策建议.....	41
5. 结论与建议 .....	42

## 1. 概述

随着社会经济的快速发展和沿海地区的城市化进程,近海生态系统也面临着各类污染问题带来的持续增加的压力。海洋环境资源和生物多样性正遭受日益严重排放入海的污水、垃圾、溢油和工业废弃物等的威胁。一直以来,人类都在利用海洋处置包括有机物、营养物质、化学品、垃圾等在内的各种废弃物,部分是基于海洋具有吸收和回收所有这些污染物能力的错误观念。此外,油轮事故、核污染水排放和其他人类活动,对海洋环境和人类健康的风险不断增长。迄今为止,有些活动的管理已见成效,并降低了部分污染物(如金属、TBT、微生物)的环境影响(Borja et al., 2020)。过去海洋污染主要关注的是溢油、人为化学品和微生物废弃物污染及富营养化。近年来,对可见塑料、微塑料和纳米塑料,抗生素等新污染物的研究急剧增加。

陆源和海源污染引起越来越多的关注,无论是废水还是固体废弃物,其防治管理存在显著的区域差异(UNEP, 2016)。到2015年,全球已生产了83亿吨新塑料,并产生了63亿吨塑料废弃物。其中,9%的塑料废弃物被回收,12%被焚烧,79%被堆放在垃圾填埋场或弃置在自然环境中。根据目前的生产和废弃物管理方式估算,到2050年将有120亿吨塑料废物进入垃圾填埋场或自然环境(Geyer et al., 2017)。有研究估算,开阔大洋中漂浮的大块和微塑料垃圾总数为5.25万亿,重量为269,000吨(Eriksen et al., 2014)。在全球范围内,未经处理直接排放的废水超过80%(部分发展中国家超过95%)(WWAP, 2017)。不同层面的治理体系改进、制度变革、行为改变等长期解决方案将有助于向循环经济和可持续海洋的过渡。此外,在气候变化作用下,全球范围内海水溶解氧含量下降、酸化及增温等现象对海洋生态系统和生物多样性产生严重影响;同时,海平面上升不仅侵蚀海岸,降低沿海地区抵御风暴潮、海啸等海洋灾害的能力,更加剧了沿海地区海水入侵与盐渍化。气候变化已经对海洋系统产生了深远影响,例如,物种的分布范围、季节性活动和物种间相互作用等发生改变。气候变暖和海洋酸化等因素还可能会与其他局地变化(如污染、富营养化等)共同作用,对生物多样性和生态系统造成交互和复杂的影响。

随着沿海地区经济社会发展的不断提速,资源利用规模强度的加大和生态环境治理力度的变化,改革开放40余年来,我国海洋生态环境质量经历了从整体良好到全面恶化,再逐步改善的历程。改革开放初期,我国海洋资源开发利用尚处于起步阶段,海洋生态环境质量整体良好。20世纪90年代到2012年,海洋开发强度日益增大,沿海地区经济进入了资源相互竞争,利用效率低,主要产业类同的发展模式,海洋生态环境质量全面恶化,20世纪末,我国管辖海域严重污染海域面积达到约3.26万km<sup>2</sup>,2012年达峰,约6.79万km<sup>2</sup>。党的十八大以来,随着生态文明建设不断推进,沿海地区污染治理和生态修复力度加大,海洋生态环境质量步入改善期,我国近岸海域严重污染面积呈显著下降趋势,到2020年严重污染海域面积已下降到3.01万km<sup>2</sup>。

“十四五”时期是开启全面建设社会主义现代化国家新征程的第一个五年,我国发展仍然处于重要战略机遇期。2020年9月22日,中国国家主席习近平在第七十五届联合国大会一般性辩论上郑重宣布,中国将提高国家自主贡献力度,采取更加有力的政策和措施,二氧化碳排放力争2030年前达到峰值,努力争取2060年前实现碳中和。这一重要宣示为我国应对气候变化、绿色低碳发展提供了方向指引。实现碳中和已然成为我国未来一段时期应对气候变化的重要任务。诚然,健康和可持续的海洋对于维持繁荣社会和实现碳中和战略至关重要,基于海洋的自然解决方案包括:基于海洋的可再生能源;基于海洋的运输;沿海和海洋生态系统;基于海洋的粮食系统;海底碳封存。海洋为中国经济和社会发展提供了巨大的潜力,中国国家主席习近平多次强调海洋环境的重要性:在2018年7月访问非洲期间指出,蓝色经济要纳入非洲2063年社会经济转型议程,中国率先推动海洋友好合作,为非洲提供开发蓝色国土所需的支持;在对葡萄牙进行国事访问期间,在当地主流媒体报纸上发表的署名文章中习近平主席提到两国需通过推进海上合作来引领蓝色经济发展;加强中国与其他沿海国之间的蓝色伙伴关系,促进海洋研究、海洋开发和保护,港口物流等领域的合作,共同发展蓝色经济,更好地利用海洋,造福子孙后代;在2019年4月中国人民解放军建军成立70周年多国海军活动中提出海洋命运共同体重要理念,海洋命运共同体理

念是对人类命运共同体理念的丰富和发展,是人类命运共同体理念在海洋领域的具体实践,是中国在全球治理特别是全球海洋治理领域贡献的又一“中国智慧”“中国方案”,必将有力推动世界发展进步,造福各国人民。

“全球海洋治理与生态文明”专题政策研究项目(2020-2021年)之海洋污染子课题研究旨在深入推动海洋塑料污染、营养盐管控和汞污染等的防控和管理,推动海洋生态系统的健康发展。具体目标如下:

- 从塑料产业全链条解析海洋塑料垃圾污染源,优化海洋塑料污染防控和治理政策及措施;
- 以渤海为例分析营养盐分布变化,就近海富营养化管控提出对策建议;
- 开展近海汞污染防控研究,为海洋领域评估《水俣公约》履约成效提供基础。

主要研究内容包括:

一是比较分析我国和欧盟等的固废管理、塑料污染防控相关的政策、措施,从生产设计、消费使用、固废处置等塑料产业全链条解析海洋塑料垃圾来源,评估海洋塑料垃圾的污染防控成效,优化我国塑料垃圾入海通量估算。

二是考察在过量陆源营养盐输入/削减、气候变化、黄河调水调沙等共同作用下,渤海营养盐分布的变化,通过底层缺氧、叶绿素分布时空演变分析近海化学要素与生态环境的耦合作用,比较分析人类活动与气候变化对渤海、波罗的海营养盐循环的调控,就近海营养盐管控提出对策建议。

三是梳理海水、沉积物和生物体中汞的监测、调查和研究数据,并与欧盟等进行比较分析,评估我国近海汞污染情况,分析海洋环境中汞的输入及迁移过程,为海洋领域评估《水俣公约》履约成效提供基础信息。

## 2. 中国近海富营养化与管控成效研究

### 2.1 近海富营养化问题概述

人类活动引起营养盐输入的增加、导致近海藻华过程频发,藻华提供了大量的耗氧有机物,引发了近岸海域的缺氧过程。因此,近海缺氧通常又被称作富营养化驱动的缺氧过程(Rabalais et al., 2014)。海水缺氧对海洋生物产生了诸多的负面效应,包括生物个体、种群结构、群落组成和生态系统等(Levin et al., 2009; Breitburg et al., 2018)。严重的缺氧过程会导致海洋生物大量死亡,形成“海洋死亡区”(Diaz and Rosenberg, 2008)。目前,全球近海缺氧区已超500处,近海缺氧已成为全球范围所面临的重大海洋生态环境问题(Breitburg et al., 2018)。

近海特别是河口区域受惠于陆源生源要素和有机质的补给,是初级生产力高的区域,层化的底层水体往往伴随着低氧的形成,如St. Lawrence河口、墨西哥湾、波罗的海、阿拉伯海、长江口与珠江口等(李道季等, 2002; Chen et al., 2014; Dai et al., 2006; Gilbert et al., 2005; Justić et al., 1995; Rabouille et al., 2008; Turner et al., 2005; Wang et al., 2012; Zhang et al., 2010; Zhu et al., 2011)。这些低氧现象很大程度上与人类活动(如城市排污、农业、废水处理、化石燃料燃烧等)引起的富营养化相关联,底层水体的缺氧不仅影响底栖生物群落的结构,而且控制水体中生源要素的生物地球化学循环(Cooley et al., 2009; Jäntti and Hietanen, 2012; Song et al., 2021),进一步影响温室气体如CH<sub>4</sub>和N<sub>2</sub>O等的收支及其向大气的释放(Naqvi et al., 2010),从而影响全球气候变化。通常近海海域低氧水体的pH都较低,而富营养化又进一步强化了近岸水体的酸化(Cai et al., 2011)。海洋的酸化不仅影响海洋生物的钙化速率而且调控海洋食物网的组成和结构,从而影响海洋渔业(Cooley et al., 2009; Feely et al., 2004; Shaw et al., 2012),酸化还会作用于生源要素的循环(Eichner et al., 2017; Hutchins et al., 2009)。

## 2.2 近海营养盐分布的变化特征与影响因素

### 2.2.1 渤海

我国边缘海中渤海是受人类活动影响最严重的海域,已对渤海的水动力特征、生态环境、渔业资源等产生了深远的影响,制约了渤海生态系统的可持续发展。渤海是我国唯一的内海,是西北太平洋典型的半封闭浅海,海域总面积 $7.7\text{万km}^2$ ,平均水深 $18\text{m}$ ,仅通过渤海海峡与黄海相通。有多条河流注入渤海,其中最主要的径流输入是黄河。黄河水体在渤海的存留时间较长,渤海海峡的水交换也与黄河径流量有一定的关联(Liu et al., 2012b),对渤海生态环境有深远的影响。

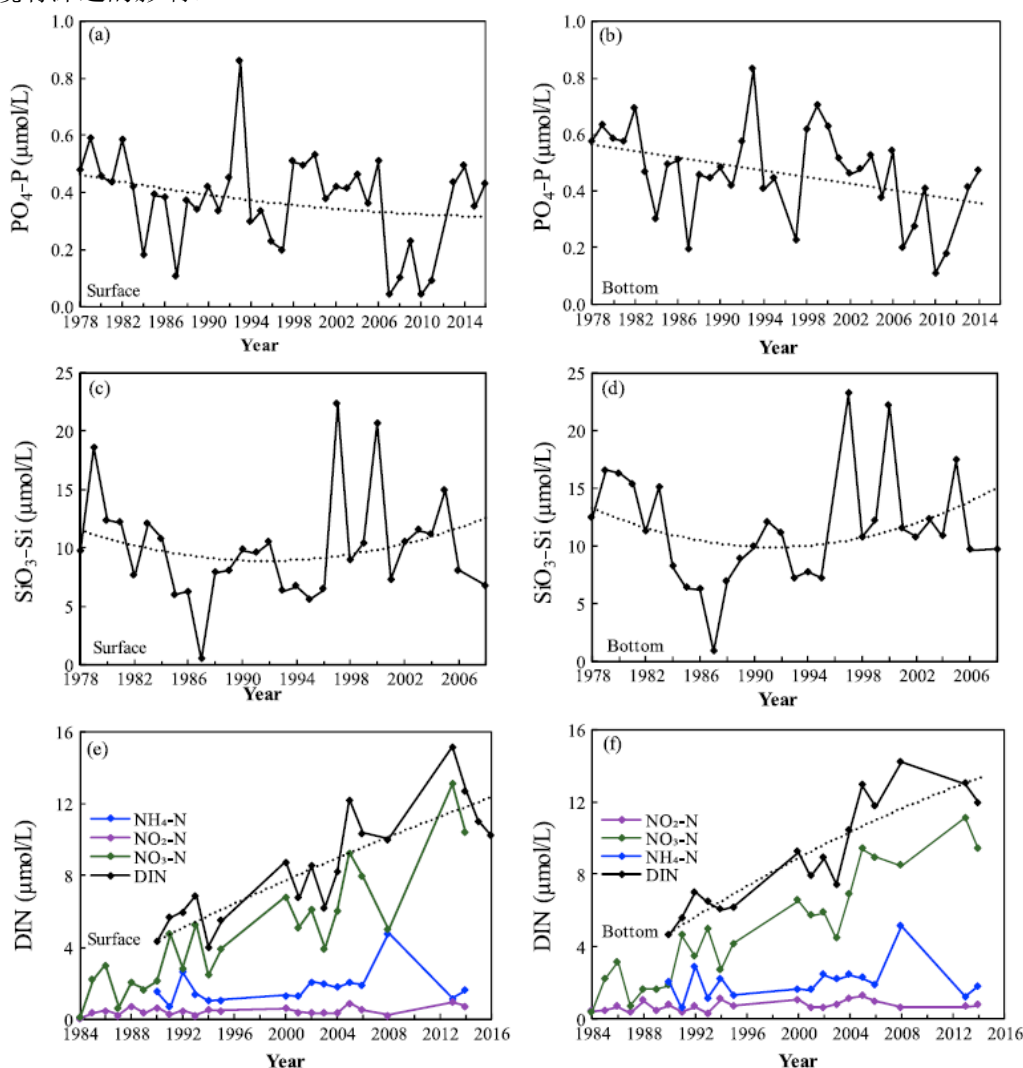


图2.1 1978-2016年期间渤海营养盐的年均浓度变化. 源自 (Wang et al., 2019a)

#### 2.2.1.1 营养盐分布特征

渤海水体中营养盐浓度大都表现出从近岸到中部海区明显的下降梯度。不同季节之间营养盐格局的差别同样是明显的。夏季营养盐分布体现了层化特点,而冬季营养盐分布呈强烈的垂直混合现象。1978-2016年渤海冬、夏季节的营养盐观测数据表明从1990年开始渤海 $\text{NO}_3^-$ 浓度变化趋势与DIN一致均呈升高趋势,且2002年后上升速度加快;夏季 $\text{NH}_4^+$ 和 $\text{NO}_2^-$ 呈现微弱上升趋势,冬季在一定范围内波动;随着 $\text{NO}_3^-$ 占DIN的比例逐渐升高, $\text{NH}_4^+$ 和 $\text{NO}_2^-$ 占DIN的比例呈下降趋势。硅酸盐在1978-1987年间呈降低趋势,而后呈现升高趋势;年平均 $\text{PO}_4^{3-}$ 浓度呈现总体降低趋势,夏季总体呈现降低趋势,冬季呈现微弱的波动上升趋势。夏季营养盐浓度普遍低于冬季;夏季营养盐浓度底层普遍高于表层,冬季营养盐的垂直差异不明显。N/P变化趋势与DIN一致, Si/P变化趋势与 $\text{Si(OH)}_4$ 一致, Si/N呈现整体降



低趋势。冬季 N/P、Si/P 和 Si/N 比值普遍低于夏季 (Wang et al., 2019a)。渤海营养盐的组成和结构发生了显著的变化, 具有更强的磷限制特点, 同时海水中溶解的硅酸盐也开始相对匮乏 (Wang et al., 2019a)。

## 2.2.1.2 营养盐的主要来源

### 2.2.1.2.1 河流输入

调水调沙的持续实施使黄河入海径流量更大程度的受到人为因素调控, 改变渤海的淡水来源与季节分配。黄河入海水沙输送量的峰值较调水调沙前提早了2个月, 改变了营养盐输送的季节变化, 增加了营养盐的入海输送量, 且引起营养盐间的不平衡 (Li et al., 2017; Liu et al., 2012a; Liu, 2015; Ran et al., 2013)。此外, 黄河冲淡水在渤海的分布与径流量的变化密切相关, 调水调沙时径流量的突变可以造成黄河冲淡水在莱州湾中分布范围明显变大 (Wang et al., 2011), 且引起莱州湾的盐度明显降低 (Mao et al., 2008)。特别是考虑到黄河水体在渤海的存留时间较长 (Liu et al., 2012b), 对渤海生态环境的影响虽有滞后但影响深远。

黄河的溶解无机氮, 特别是硝酸盐的含量位于较高水平, 溶解磷的含量较低, 溶解硅的含量受异常高的机械剥蚀率和强烈的蒸发作用的影响也较相同的岩石类型和区域气候下的河流高 (Liu et al., 2009, 2012)。黄河下游各形态氮的浓度多呈丰水期低、枯水期高, 溶解无机氮是溶解态氮的主要存在形式; 溶解态磷以溶解无机磷为主要存在形态; 溶解硅的浓度丰水期高于枯水期。营养盐的组成具有高氮/磷比、高硅/磷比、低硅/氮比的特点。

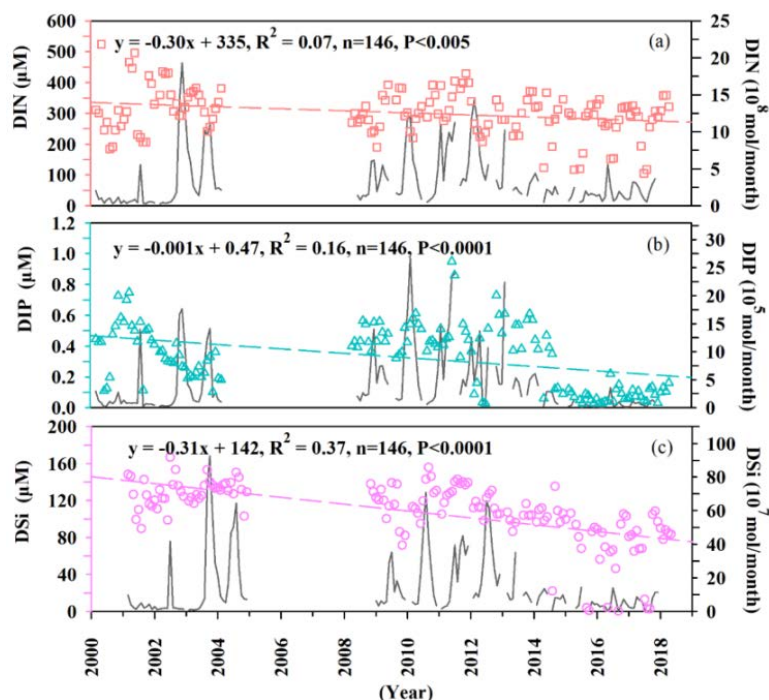


图 2.2 2001-2018 年黄河输入渤海溶解无机氮 (DIN)、磷 (DIP) 与硅 (DSi) 的浓度 (彩色数据点) 与通量 (黑色连线)。数据源于 (Wu et al., 2021) 及其引用文献。

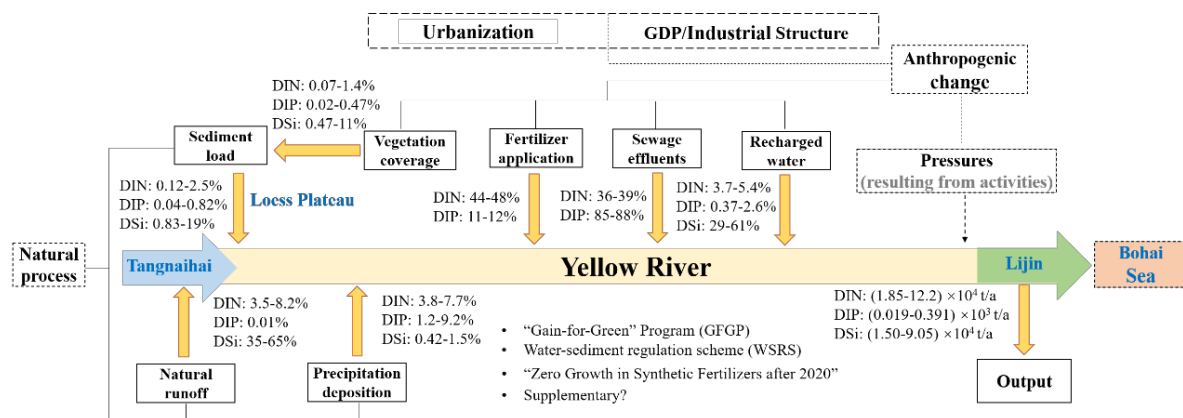


图 2.3 黄河营养盐主要来源的相对贡献 (Wu et al., 2021)

由于社会经济的发展 and 流域人为活动的加剧，黄河的生态环境变化速度超过我们认识的速度。2001-2018 年期间，黄河下游的营养盐浓度均呈下降趋势；溶解有机磷浓度自 2009 年以来不断增加，达到总溶解磷的 95%（图 2.2）；自 2014 年以来，观测到黄河下游出现低浓度营养盐事件，这是由于大型水库的蓄水效应显著减少了黄河下游的水沙通量，浮游植物生长消耗营养盐所致（Wu et al., 2021）。综合考虑并定量影响黄河营养盐的主要来源，包括自然来源天然径流、降雨、黄土高原泥沙输运，人为来源包括回灌水、农业施肥、植被覆盖率变化，以及社会和工业化来源包括人口城镇化、GDP 和污水排放，结果显示外部输入黄河的营养盐通量呈先增加后减少的趋势，氮磷硅营养盐输送通量主要分别受肥料流失 (44-48%)、污水排放 (85-88%) 和天然径流 (35-65%) 的影响（图 2.3）。从输入黄河营养盐的主要来源分析，严格控制肥料用量并改进施肥方式，提高污水处理技术，以及大力推行“绿色出行”等可以减少排入黄河营养盐的量（Wu et al., 2021）。

#### 2.2.1.2.2 其它来源

通过对渤海沉积物间隙水中营养盐的分析，夏季渤海沉积物-水界面营养盐的交换通量均为沉积物是  $\text{NH}_4^+$ 、DIN、 $\text{PO}_4^{3-}$  及  $\text{SiO}_3^{2-}$  的源，是  $\text{NO}_3^-$  的汇。因为水深较浅，使得水层与底栖系统之间就营养盐的循环产生强烈的耦合。沉积物-水界面营养盐的交换将引起渤海水体中  $\text{NO}_3^-$  水平的降低， $\text{NH}_4^+$ 、 $\text{PO}_4^{3-}$ 、 $\text{SiO}_3^{2-}$  含量的增加，并影响该海区营养盐之间的比值（Liu et al., 2011）。与河流输入相比，夏季沉积物中营养盐再生对水体中营养盐载荷的贡献是河流输入的近 2-3 倍，说明渤海营养盐的内循环很重要（Liu et al., 2011）。

渤海的大气沉降连续观测数据发表或公布出来的较有限。从已有数据看，秦皇岛气溶胶中溶解性氮与磷的浓度与沉降量均呈现冬季高、夏季低的趋势（Yu et al., 2020）。与陆源点源（包括入海河流和排污口）输入的溶解无机氮相比，大气沉降与陆源点源相当（China Council for International Cooperation on Environment and Development, 2020; Zhang et al., 2004）。大气沉降向渤海输入营养盐浓度与通量的贡献，需要更多观测数据认识。此外，尽管地下水向渤海营养盐的输入量仍存在较大的差异，无疑地下水输入渤海的营养盐量高于河流输入与大气沉降（Liu et al., 2017; Wang et al., 2019b）。大规模的海水养殖自身污染受到国内外学者的普遍关注，综合考虑投饵与非投饵两种养殖方式自身污染对海洋环境的影响，海水养殖产生的氮与磷仅占通过工业废水与生活污水排入渤海的 <5%（崔毅等，2005）。

#### 2.2.2 波罗的海

与渤海相似，波罗的海是一个半封闭的边缘海，仅通过斯卡格拉克等狭窄的海峡和北海以及大西洋相通。波罗的海面积约为 42 万  $\text{km}^2$ ，平均水深为 51 米，三分之一海域的水深小于 30 m，最深处为 459 m（Andersen et al., 2015）。波罗的海不同海区的海水停留时间有所不同，如 Kattegat 和 Danish Straits 的海水停留时间为 1 至 3 个月（Gustafsson, 2000），Gulf of Finland 的海水停留时间约为 1 年（Andrejev et al., 2004），整个波罗的海的海水停留时间超过 30 年（Stigebrandt and Gustafsson, 2003），易发生富营养化。中部的 Baltic Proper 海盆区拥有相对较深的永久性盐跃层（70-80 m）和较浅的季节性温跃层，存在永久性缺氧现象

(Andersen et al., 2015)。北部的 Bothnian Sea 和 Bothnian Bay 不存在永久性盐跃层, 水体经常发生垂直混合交换 (Mälkki and Tamsalu, 1985)。

### 2.2.2.1 营养盐分布特征

表 2.1 统计了 2011-2016 年开阔海域各子海域冬季表层 (0-10 m) 溶解无机氮 (DIN) 和溶解无机磷 (DIP) 的平均浓度, 以及多年冬季 (部分数据含春季) 的 DSi 平均浓度。各子海域的冬季年平均 DIN 浓度为 3.27~10.42  $\mu\text{mol/L}$ 。相对的高值区 ( $>8 \mu\text{mol/L}$ ) 出现在南部的 Bornholm Basin、东部的 Gulf of Riga 和 Gulf of Finland, 相对的低值区 ( $<4 \mu\text{mol/L}$ ) 出现在西部的 Arkona Basin、中部的 Eastern Gotland Basin 和 Western Gotland Basin 以及北部的 Åland Sea 和 Bothnian Sea (HELCOM, 2018c)。各子海域的冬季年平均 DIP 浓度为 0.06~1.04  $\mu\text{mol/L}$ , 相对的高值区 ( $>0.8 \mu\text{mol/L}$ ) 出现在东部的 Gulf of Riga 和 Gulf of Finland, 相对的低值区 ( $<0.4 \mu\text{mol/L}$ ) 出现在北部的 Bothnian Sea、the Quark 和 Bothnian Bay, 中部、南部和西部海域的浓度大约维持在 0.6  $\mu\text{mol/L}$  左右 (HELCOM, 2018d)。总体而言, 包括 Gulf of Finland 和 Gulf of Riga 在内的东部海域的 DIN 和 DIP 浓度均处于相对较高水平; 包括 Åland Sea、Bothnian Sea、The Quark 和 Bothnian Bay 在内的北部海域的 DIN 和 DIP 浓度处于中等偏下的水平; 包括 Kattegat、Great Belt、The Sound 和 Kiel Bay 在内西部海域的 DIN 和 DIP 浓度处于中等或偏高水平; 包括 Eastern Gotland Basin、Western Gotland Basin 和 Northern Baltic Proper 在内的中部海盆区的 DIP 浓度处于中等水平, DIN 浓度相对较低; Bay of Mecklenburg、Bornholm Basin 和 Gdansk Basin 的 DIP 浓度处于中等或偏高水平, Bornholm Basin 的 DIN 浓度偏高, 其余两处子海域的 DIN 浓度偏低。

表 2.1 各子海域冬季 DIN、DIP、DSi 浓度 ( $\mu\text{mol/l}$ )

区域 (开阔海域)	DIN	DIP	DSi *
Kattegat	5.90	0.54	8.76
Great Belt	6.45	0.65	
The Sound	5.99	0.64	
Kiel Bay	5.91	0.64	17.64
Bay of Mecklenburg	6.35	0.70	15.51
Arkona Basin	3.97	0.62	12.38
Gdansk Basin	4.60	0.52	
Bornholm Basin	9.33	0.66	13.43
Eastern Gotland Basin	3.55	0.57	
Western Gotland Basin	3.27	0.67	14.26
Northern Baltic Proper	4.93	0.64	
Gulf of Riga	10.42	1.04	11.60
Gulf of Finland	8.59	0.96	14.78
Åland Sea	3.88	0.45	
Bothnian Sea	3.82	0.34	14.47
The Quark	4.78	0.24	
Bothnian Bay	6.50	0.06	27.66

\*注: Kiel Bay 和 Bay of Mecklenburg 的 DSi 数据为 1980-2011 年 1-5 月没有发生藻华前的 DSi 浓度平均值 (Norbert et al., 2013), 其余子海域的 DSi 浓度为 1980-2000 年冬季体积加权平均值 (Papush et al., 2009), 其中 Bornholm Basin 和 Eastern Gotland Basin、Western Gotland Basin 和 Northern Baltic Proper 的 DSi 数据是盐跃层以上的体积加权平均值。

直到 1990s 初, 波罗的海各子海域的 DIN 浓度一直呈现上升趋势。此后各子海域 DIN 浓度几乎停止了增长并维持在较高水平, 其中 17 个子海域中有 12 个海域的 DIN 浓度显著减少 (HELCOM, 2018a)。

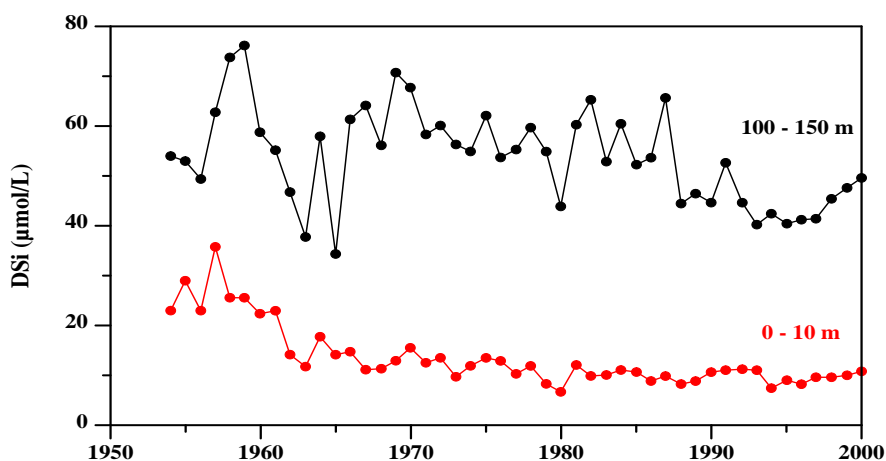


图 2.4 波罗的海海盆区 DSi 浓度随时间变化（来源：Conley et al., 2008）

部分海盆区有关DIP的观测可以追溯至1960s, 绝大多数海域的DIP浓度在1960至1970s显著增加, 随后整体维持在较高的水平, 在大多数海域中通常看不到明显的变化趋势。但在1990年至2016年期间 Åland Sea 的 DIP 浓度持续增加, 2011 年至 2016 年期间 Bothnian Sea、Gulf of Riga、Gdansk Basin 和 Northern Baltic Proper 等子海域的 DIP 浓度明显增加。

如图 2.4 所示, 波罗的海海盆区表层 (0-10 m) 和深层 (100-150 m) 的 DSi 浓度从 1950s 以来一直处于下降的趋势 (Sandén et al., 1991; Suikkanen et al., 2007; Conley et al., 2008; Hanninen et al., 2020), 特别是在 1950s 至 1960s 下降尤为明显。Conley (2008) 等通过模型估算出 Baltic Proper 在上个世纪初的 DSi 浓度是本世纪初的 2.6 倍。但也有研究指出从 1990s 后 DSi 浓度变化趋势趋于平稳 (Norbert et al., 2013; Papush and Danielsson, 2005)。Fleming-Lehtinen et al. (2008) 等的研究表明 Northern Baltic Proper、Gulf of Finland 和 Bothnian Sea 从 1970s 初到 1990s 末 DSi 浓度先下降了 30-50%, 随后增加了 20-40%。

#### 2.2.2.2 营养盐的输入

波罗的海是世界上污染和富营养化最严重的海域之一, 自 1960s 开始出现富营养化现象 (HELCOM, 2007a)。但是直到 1980s 初期, 富营养化才首次被认为是影响波罗的海海洋环境的大规模压力, 且将富营养化的部分原因归因于人为活动的营养盐输入 (HELCOM, 1987; HELCOM, 2009), 此时整个海域的氮和磷输入量分别超过 1000,000 吨/年和 70,000 吨/年 (图 2.5)。1988 年赫尔辛基部长级宣言商定了将营养盐输入量降低 50% 的措施 (HELCOM, 1988), 并且将波罗的海不受富营养化的影响定为 2007 年《波罗的海行动计划》的目标之一 (HELCOM, 2007b)。

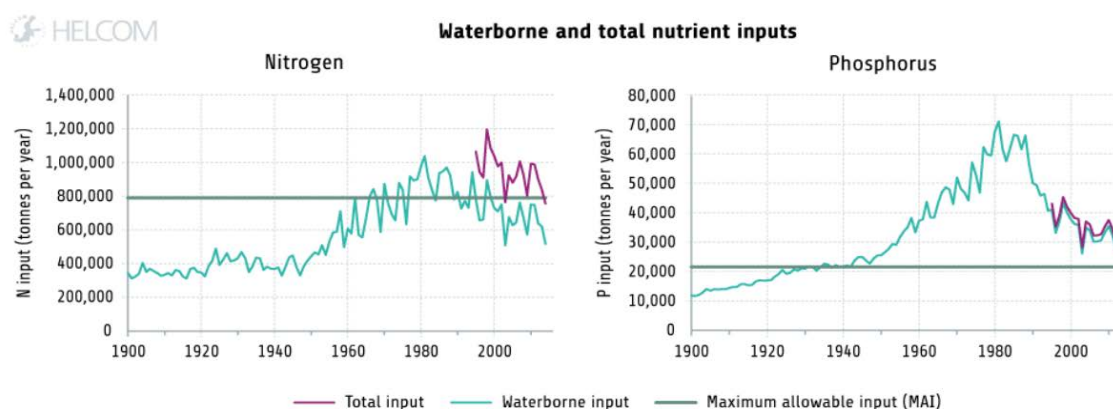


图 2.5 1990-2014 年波罗的海的氮、磷输入量随时间的变化及最大允许输入量 (图片引自 HELCOM (2018a), 数据来源于 HELCOM, (2015), Gustafsson et al. (2012) 和 Savchuk et al. (2012))

波罗的海的总氮（TN）来源包括水源输入和大气输入，其中水源输入是河流输入和直接点源（沿海地区的工业、市政和水产养殖直接排入海洋的废水）的和，总磷（TP）主要来源于河流输入和直接点源（HELCOM, 2018b）。根据 2014 年的数据显示（图 2.6），河流输入是 TN 和 TP 的最大来源，分别占 70.3%和 94.8%。与交通运输、工业活动和农业燃烧过程有关的大气输入约占 TN 输入的 27.1%。直接点源则分别占 TN 和 TP 输入的 3.5%和 5.2%。从 1995 年至 2014 年期间的营养盐各项来源所占比例来看（图 2.6），河流输入的 TN 和 TP 比例在不断增加，大气输入的 TN 比例略有减小，直接点源的 TN 和 TP 的输入比例均在不断减少，尤其是 TP 输入比例减少了近 6%。

河流输入主要受到自然源和人为源的影响，其中人为源又包括面源和点源。除了自然源和人为源外，还有部分来源来自河流上游的非 HELCOM 国家（主要为白俄罗斯），被单独定义为跨界输入（HELCOM, 2018b）。三分之一的 TN 和 TP 来源于自然界本身，而受农业活动影响的面源则是河流 TN 及 TP 输入的最大来源，分别占 46.5%和 35.7%，以市政污水处理厂为主的点源分别贡献了 12%和 24%的河流 TN 和 TP 输入量，跨界输入的营养盐占比均低于 10%（图 2.7）。

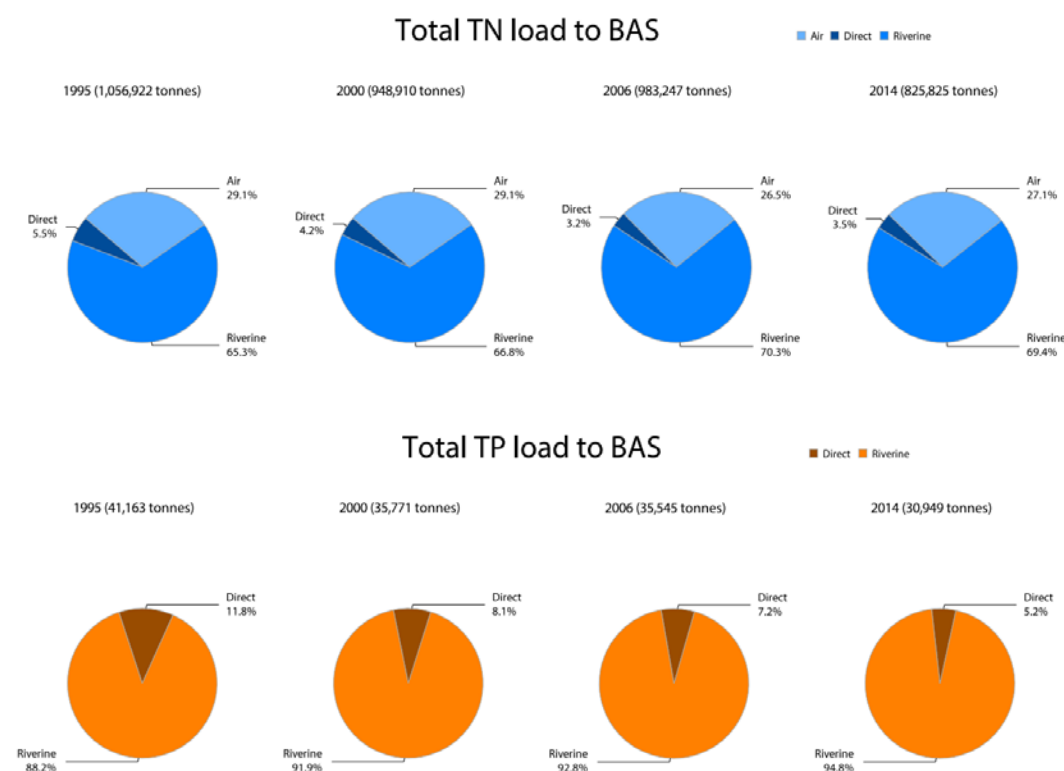


图 2.6 1995-2014 年波罗的海的总氮（TN）和总磷（TP）来源比例（HELCOM, 2018b）

总体而言，近几十年来波罗的海的氮、磷输入量有所减少（图 2.6）。在参考期（1997 年至 2003 年）到 2017 年间，波罗的海的氮输入量减少了 14%，磷输入量减少了 24%，各个子海域的氮输入量减少了 0-24%，磷输入量减少了 6.4-51%，但在 Gulf of Riga 增加了 4% 的磷输入（HELCOM, 2019）。在 1995 年至 2017 期间，波罗的海的大气氮输入量减少了 33%，河流氮输入和河流磷输入分别减少了 11%和 31%，所有子海域的大气氮输入量减少了 29%~33%，大多数子海域的河流氮输入和磷输入都有不同程度的减少。2017 年波罗的海的河流氮输入量（758675 吨/年）与 1960s 的输入水平相当，河流磷输入量（28,002 吨/年）则回到 1950s 的水平。然而，目前波罗的海每年的氮输入量（986,555 吨/年）和磷输入量（30,090 吨/年），仍然比最大允许氮输入量（792,209 吨/年）和最大允许磷输入量（21,716 吨/年）



分别高了约 24.5% 和 38.6%。

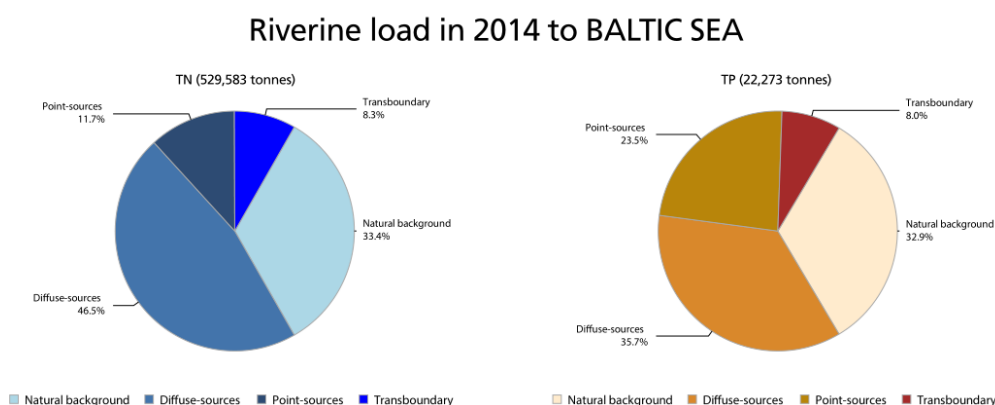


图 2.7 2014 年河流输入至波罗的海的总氮 (TN) 和总磷 (TP) 来源比例 (HELCOM, 2018b)

河流输入是向沿海海域提供溶解硅酸盐 (DSi) 的主要途径。上个世纪由于受到湖泊和水库的影响, 通过河流向波罗的海输入的硅酸盐含量可能下降了 30-40% (Humborg et al., 2008)。但也有研究指出在 1970-1990 期间通过河流输往波罗的海的 DSi 总量无明显变化 (Rahm et al., 1996), 甚至在 90s 后期还出现了缓慢增长的情况 (图 2.8), 这与河流的径流量变化有直接联系。

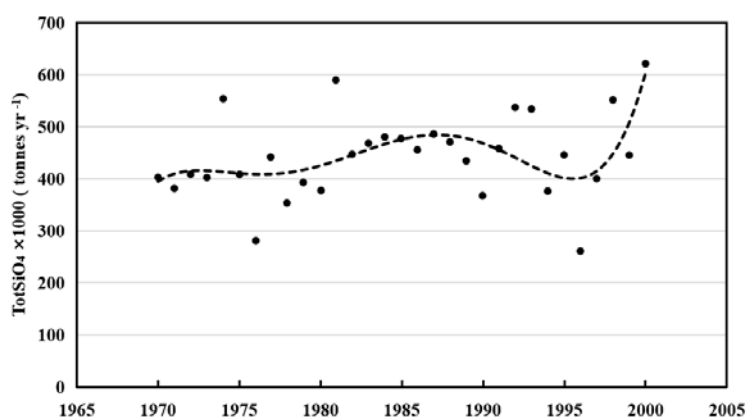


图 2.8 每年河流带入波罗的海的硅酸盐总量 (数据来源: Hnninen et al. (2020))

### 2.2.3 渤海与波罗的海营养盐对比分析

为了减少季节变化带来影响, 我们通过对比渤海与波罗的海各子海域冬季表层的营养盐情况来代表年际变化。渤海的 DIN 浓度在 1990s 以前浓度很低, 随后开始明显增加并持续至近几年, 2010s 以来年平均 DIN 浓度范围为 13.7~21.32  $\mu\text{mol/L}$ 。近三十年来大部分年份的平均 DIP 浓度维持在 0.5~0.9  $\mu\text{mol/l}$  并保持震荡变化的趋势, 仅在部分年份由于受到人类活动或气候变化的影响出现极低值 ( $<0.2 \mu\text{mol/l}$ ) (Wang et al., 2019a)。1978 以来渤海的 DSi 浓度呈现先降低后升高的趋势 (Xin et al., 2019)。目前已发表的数据表明 2000-2006 年期间渤海冬季表层的 DSi 浓度在 5.5~17.7  $\mu\text{mol/L}$  区间震荡, 平均值约为 13  $\mu\text{mol/L}$  (Wang et al., 2019a)。

绝大多数波罗的海子海域的 DIN 和 DIP 浓度在 1990s 以前就已显著增加, 随后在一些管理措施的实施下大部分子海域的 DIN 浓度和少数子海域的 DIP 浓度有所下降, 2010s 以来各子海域的年平均 DIN 浓度范围为 3.27~10.42  $\mu\text{mol/L}$ , 年平均 DIP 浓度范围为 0.06~1.04  $\mu\text{mol/L}$ 。波罗的海的 DSi 浓度从上世纪初持续降低, 在 1990s 后维持震荡变化, 多个子海域的年平均 DSi 浓度范围为 8.76~27.66  $\mu\text{mol/L}$ 。

从浓度水平来看,目前渤海的平均 DIN 浓度比绝大多数波罗的海子海域最高平均浓度时期(1980s)还要高,平均 DSi 浓度相当于大部分波罗的海子海域的中间水平,平均 DIP 浓度则与大部分波罗的海子海域较为接近。渤海区域相对更高的 DIN 浓度,相近的 DIP 浓度以及中间水平的 DSi 浓度导致的结果是在渤海出现了更高的 N/P 比和更低的 Si/N 比。得益于 HELCOME 国家在控制营养盐输入方面做出的努力,输入波罗的海的总氮明显下降,从而使得波罗的海的 DIN 浓度有所改善。尽管近几十年来在中国已实施相关的措施来保护渤海,但是已有的研究表明近些年来通过河流输入渤海的 DIN 总量并未明显下降,一直处于较高的水平(Xin et al., 2019)。另外,环渤海地区的农业施肥量、市政污水排放量以及水产养殖面积均在增加(Wang et al., 2019a),这也间接说明通过这些途径输入渤海的氮的总量也未得到有效的控制。因此,有效地控制渤海的氮输入量是改善渤海富营养化问题的关键。

## 2.3 近海富营养化的生态效应

### 2.3.1 富营养化对渤海的影响

#### 2.3.1.1 对渤海生态系统的影响

全球变化背景下,在 20 世纪的后 40 年里由于黄河入海水量的减少,渤海的平均盐度呈上升趋势(Lin et al., 2001)。2002-2014 年持续实施的黄河调水调沙不仅改变了水沙与营养盐入海的季节分配,高值提早了 2 个月,而且已引起渤海表层水体叶绿素的春秋双峰改变为春夏单峰形特征(Ding et al., 2020)。随着物理化学环境的变化,1959-2015 年间渤海网采浮游植物数据表明浮游植物的群落结构与组成也发生了显著改变,硅藻占浮游植物丰度的 65.3-99.8%,硅藻在低营养级中的主导地位在减弱(栾青杉等, 2018; Zhang et al., 2004)。20 世纪以角毛藻(*Chaetoceros*)和圆筛藻(*Coscinodiscus*)等中心硅藻为主,进入 21 世纪后,具槽帕拉藻(*Paralia sulcata*)、海线藻(*Thalassionema*)以及甲藻中的夜光藻(*Noctiluca scintillans*)和角藻(*Tripes*)开始形成绝对优势(栾青杉等, 2018)。

人类活动引起的富营养化会显著降低底栖动物的多样性。总体而言,渤海底栖动物的优势种由早期的较大体型的棘皮动物和软体动物转变为近些年的小体型的多毛类和甲壳类(刘晓收等, 2014)。例如 1980s 时期莱州湾底栖动物的优势种为双壳类 *Musculista senhousia* 和棘皮动物 *Echinocardium cordatum*(孙道元和刘银城, 1991),但在 1990s 转变为小体型 *Alveolus ojanus* 和 *Yokoyamaia argentata*(韩洁等, 2003),在 21 世纪后转变为 *Nitidotellina minuta*(周红等, 2010)。

1959-2010 年,伴随着鱼类群落结构演替,鱼类种类生物量降低,鱼类种类多样性和种类数降低:20 世纪后半叶,渤海主要鱼类迅速演替,大个体且经济价值高的鱼类(如小黄鱼 *Small Yellow Croaker Larimichthys polyactis* 与 *Largehead Hairtail Trichiurus lepturus*)被小个体且价值低的鱼类(如 *Japanese Anchovy Engraulis japonicus* 与 *Hairfin Anchovy Setipinnata*)替代;上世纪 90 年代至 2015,小黄鱼和小型鱼种(*Hairfin Anchovy* and *Dotted Gizzard Shad *Konosirus punctatus**)成为优势种类。食物网变得简单,低营养层次控制鱼类生态系统的能流(Shan et al., 2016)。

#### 2.3.1.2 渤海的缺氧问题

从 1978 年开始,渤海底部 DO 整体呈现逐渐降低的趋势(图 2.9)。2000 年以前,渤海底层 DO 保持高浓度,在 1982 和 1992 年浓度分别高于约 6 和 5 mg/L。2006 夏季,渤海中部西北近岸海域底层 DO 最小值将至约 4 mg/L。此后底层 DO 进一步降低,在 2011 和 2015 年的最小值分别为 ~3 和 2 mg/L(Zhai et al., 2019)。从季节分布来看,渤海 DO 浓度在 4 月份处于较高的浓度(~10 mg/L)并逐渐降低,在夏季达到最小值,表现为季节性的低氧过程(Song et al., 2020)。

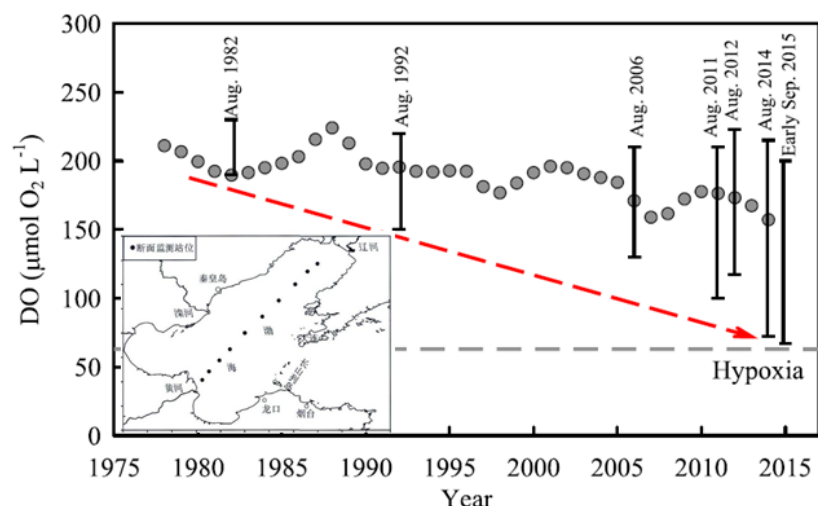


图2.9 渤海DO浓度变化示意图，修改自Zhai et al. (2019)

渤海底层DO浓度从2000年起持续下降，2010's形成低氧区(<3 mg/L)面积超过4000 km<sup>2</sup>。近几年，渤海季节性低氧过程发展迅速，低氧区域已从秦皇岛东南、黄河口西北海域，扩展至黄河口东侧以及莱州湾海域。并且，部分海域已经接近缺氧状态。总体来讲，渤海缺氧区还处于初级发展阶段，相关研究还很少，尤其是对于生态系统影响的研究十分匮乏。据统计，2013 年山东半岛北部近海（包括渤海及黄海）发生的低氧灾害导致水生生物大面积死亡，受灾海洋牧场面积达8万多亩，其中刺参、海螺、日本蟳及贝类等海珍品直接经济损失达4.5亿元，生态损失更是无法估量(翟方国等, 2020)。

### 2.3.2 富营养化对波罗的海的影响

#### 2.3.2.1 对波罗的海生态系统的影响

2011-2016 年波罗的海的富营养化状况综合评估表明：尽管波罗的海的富营养化程度有所改善，但仍然有 97%的海域在不同程度上受到富营养化的影响，其中营养盐水平指标距良好状态最远，因此对综合评估的结果也影响最大（HELCOM, 2018a）。营养盐的水平会直接影响海洋生态系统的各个方面。

N 和 P 的大量输入促使藻类大量生长，从 1970s 到 1990s，波罗的海大多数海域的夏季叶绿素 a 浓度明显增加，随后变化不大且处于较高的水平（HELCOM, 2018e）。蓝藻爆发导致的藻华是波罗的海的自然现象（Bianchi et al., 2000），早在 1900s 初就已经被观察到（Hällfors et al., 2013）。蓝藻藻华自 1960s 起就在波罗的海 Baltic Proper 和 Gulf of Finland 海区普遍发生(Finni et al., 2001; Poutanen and Nikkilä, 2001)。然而，Kahru 和 Elmgren(2014)的卫星数据显示自 1970s 以来波罗的海夏季的藻华面积仍然在持续增加（图 2.10），尽管在 1980s 末至 1990s 初有所降低。另外，由于营养盐结构的改变，浮游植物的结构也发生巨大的改变，例如 Eastern Gotland Basin 地区的硅藻/甲藻指数在 1980s 至 1990s 明显下降，2000 年以后有所回升（HELCOM, 2018f）。



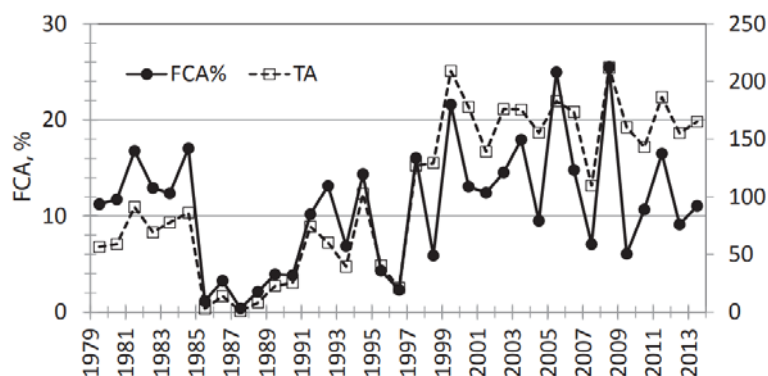


图 2.10 1979-2013 年夏季波罗的海的蓝藻累积平均含量 (FCA%) 和受影响的总面积 (TA)

(来源: Kahru and Elmgren, 2014)

藻类的大量生长加剧水体富营养化,藻华强度和频率的增加通常会导致水体透明度下降和大量有机物的下沉。长期研究表明,近几十年来波罗的海大多数子海域的水体透明度情况保持震荡变化或者在持续恶化 (HELCOM, 2018g),尤其是在东北部的子海域 (Fleming-Lehtinen and Laamanen, 2012),只有少数子海域的水体透明度有所好转。波罗的海海盆区本身就由于较深的盐跃层和较浅的温跃层使得水体交换能力较差,再加上微生物降解大量的有机物会消耗大量氧气,在原本就存在永久性缺氧区的情况下加剧了缺氧现象。这些生化环境的改变降低了沿海地区的生境质量,进一步限制和影响了大型藻类、大型植物、浮游动物、软底动物等水体生物的生长。例如从 1970s 到 2010s,浮游动物的丰度和平均大小均有所降低 (HELCOM, 2018h)。这一系列的连锁反应会影响波罗的海的整个食物网,进一步影响海洋生态系统的社会服务功能。Ahtiainen et al. (2014) 的研究表明受富营养化的影响,波罗的海地区每年的总损失金额为 3.8~44 亿欧元。

当然,得益于近几十年管理措施的实施,总氮和总磷的输入都明显下降,富营养化状况也出现了一些积极的发展。例如波罗的海大部分海域的氮浓度有所降低,西部部分海区的水体透明度有所改善、叶绿素 a 浓度有所下降。此外,由于部分营养盐浓度的减少,2000 年至 2014 年春季的藻华强度有所降低 (Groetsch et al., 2016)。整体而言,波罗的海营养盐输入量的减少在短时间内很难看到相应的富营养化状况的改善,即响应具有滞后性。

### 2.3.2.2 波罗的海的缺氧问题

#### 2.3.2.2.1 缺氧现状

根据沉积记录,波罗的海在全新世共有三次长时间的缺氧过程,分别为 cal. 8000-4000 yr BP、cal. 2000-800 yr BP、公元1900年之后(Zillén et al., 2008; Zillén and Conley, 2010)。这种间歇性的缺氧过程同时受到自然过程和人为过程的驱动。第一次缺氧阶段(cal. 8000-4000 yr BP)发生在全新世大暖期(HTM),这一时期欧洲西北部呈高温、干燥的气候特征,因此淡水输入较少。此外,这一时期海平面上升引起海水入侵加强,导致海水盐度升高、层化作用加强,限制了底层海水的通风作用。同时,温暖气候条件下生产力提高导致耗氧有机物含量增加。这些因素的综合作用是缺氧发生的主要原因(Zillén et al., 2008)。第二次缺氧过程(cal. 2000-800 yr BP)与中世纪暖期相重合。此外,这一阶段人口增长和大规模土地开发利用导致营养盐输入大幅增加,加剧了波罗的海缺氧过程。第三次缺氧过程(1900年之后)与人类活动密切相关,1850年欧洲工业革命后,波罗的海沿岸人口数量、农业生产、排水沟渠、森林砍伐大幅增加,这导致大量营养物质的输入,从而引发缺氧过程的发生。总体来讲,波罗的海第一次缺氧过程主要是自然过程导致,第二次缺氧过程自然过程和人为过程都起到了重要作用,第三次缺氧过程则与人类活动密切相关(Zillén et al., 2008; Zillén and Conley, 2010;

Carstensen et al., 2014a)。

过去100多年波罗的海缺氧过程的发展是史无前例，缺氧面积从约5,000 km<sup>2</sup>快速增长至超过80,000 km<sup>2</sup>，增加幅度超过10倍，波罗的海已成为全球最大的近海缺氧区(Carstensen et al., 2014a; Hansson et al., 2019)。根据波罗的海中部数据，1950年以前缺氧区的面积小于20,000 km<sup>2</sup>，至1970's年迅速增大至超过50,000 km<sup>2</sup>；1973-1993年间，由于淡水输入增加和纬向风速的增大，波罗的海盐跃层下降约10米，层化强度减小，缺氧过程得到一定程度的缓解，1993年缺氧区面积与1930's年相当。此后，缺氧区面积迅速增加，从1999年起，波罗的海缺氧区发生了稳态转变，缺氧区和无氧区的面积与体积都持续上升，至2010年缺氧面积达到70,000 km<sup>2</sup>(Carstensen et al., 2014a; Carstensen and Conley, 2019)。最严重的缺氧过程发生在2018年，Baltic Proper底部缺氧区和无氧区占总面积的~33%和~24%。这一年增加了许多新的缺氧区和无氧区，例如Gulf of Gdansk、Hanö Bight和Bornholm Basin等。2018年发生的大规模缺氧过程主要是由于春季和夏季炎热无风，刺激了初级生产力，加剧了底层有机物矿化分解耗氧过程(Hansson et al., 2019)。

### 2.3.2.2.2 影响因素

波罗的海缺氧过程受物理过程、气候变化和人为过程等多重作用的影响，进入近代，人为活动导致的营养盐过量输入是造成波罗的海缺氧的主要因素(Carstensen et al., 2014b; Meier et al., 2019)。

至1980s，由于人类活动导致的波罗的海氮、磷输入分别增加了4倍和8倍(Larsson et al., 1985)。营养盐的过量输入导致藻华频频发生，藻华过程为底层水体提供了大量的耗氧有机物，微生物强烈的耗氧作用打破了氧气补充（物理过程）和消耗（有机物氧化）之间的平衡，从而导致缺氧的发生(Carstensen et al., 2014a)。过去100多年，人类活动引起的营养盐输入增加是波罗的海发生缺氧的主要成因(Meier et al., 2019)。

波罗的海缺氧区的分布与氮、磷分布呈现出相反的相关关系（图2.11），缺氧区大小与DIN呈现负相关关系，与DIP则表现为正相关关系，因此，与DIN和DIP的比值(DIN/DIP)呈负相关关系。总体上，波罗的海缺氧区面积的变化相比DIN/DIP的变化滞后2年(Savchuk, 2018)。波罗的海耗氧过程与氮、磷生物地球化学过程之间的耦合作用，决定了上述的分布关系(Vahtera et al., 2007)。春季，氮输入引起初级生产增加，导致藻华的发生。大部分藻华有机物沉降到水底、并分解耗氧，加剧缺氧（无氧）过程，缺氧和无氧条件加剧了沉积物中磷酸盐的释放。夏季，这些磷酸盐通过上升流到达表层，降低水体中的氮磷比，此外，缺氧条件下引起反硝化作用去除水中氮，导致氮磷比进一步降低，而这种氮限值条件有利于固氮蓝藻细菌的大量生长并发生藻华，其影响面积可达200,000 km<sup>2</sup> (Kahru and Elmgren, 2014)。蓝藻细菌藻华向水体中进一步添加了氮营养盐，导致浮游植物藻华发生，进一步加剧缺氧。可见，内源磷酸盐引发的蓝藻细菌藻华在波罗的海缺氧过程扮演重要角色（图2.11c），氮、磷、氧生物地球化学过程的“恶性循环”，抑制富营养化状态的恢复(Vahtera et al., 2007)，导致波罗的海“自我维持”富营养化的状态(Savchuk, 2018)。

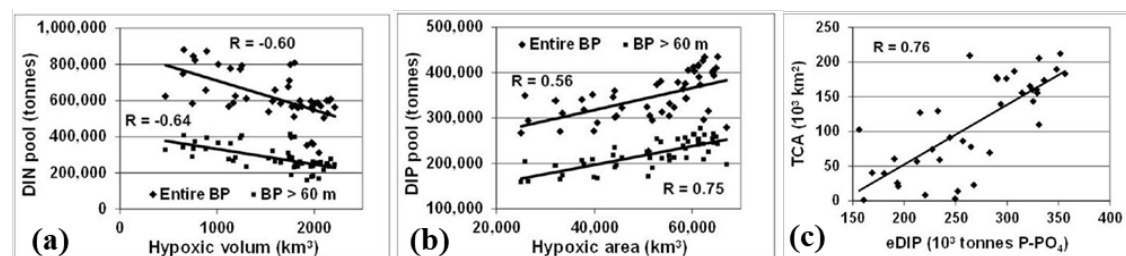


图2.11 波罗的海(Baltic Proper)全水柱、深层水(>60 m)的缺氧情况和营养盐关系(Savchuk, 2018)。

A, DIN和缺氧区体积(km<sup>3</sup>)的关系; B, DIP和缺氧区面积(km<sup>2</sup>)的关系; C, 蓝藻聚集面积与超额无机磷的关系(eDIP = DIP-DIN/16)

### 2.3.2.3 小结

总体来看,缺氧对波罗的海生态系统产生了严重的负面影响,包括渔业资源的减少,营养物质去除作用的削弱,以及加剧了藻华过程等。以海洋生物为例,丹麦海峡附近几乎每年都会发生鱼类被缺氧水体困在沿岸的情况。例如,2018年8月,埃肯弗德湾缺氧导致大量鱼类的死亡;此外,缺氧过程已经导致波罗的海300万吨的底栖动物的消失,仅2002年发生的严重缺氧事件,就导致约30万吨底栖动物的灭亡,这一重量相当于丹麦人口的重量。底栖生物死亡后,会增加底部耗氧,加剧缺氧(Carstensen and Conley, 2019)。

1993-2016年波罗的海的缺氧区面积从约5,000 km<sup>2</sup>(占波罗的海1.3%)上升至大于60,000 km<sup>2</sup>(占波罗的海16%),部分原因是过去20年中缺氧水体再氧化的频率较低且持续时间较短。总体上,营养盐减排政策对于缓解波罗的海缺氧加重的趋势起到积极的效应,与2007年相比,若不采取任何措施,营养盐输入量继续增加,在2100年,波罗的海的缺氧区面积将达到约90,000 km<sup>2</sup>;若营养盐排放量保持原有水平,缺氧区面积将达到约80,000 km<sup>2</sup>;由于波罗的海行动计划的实施,2100年缺氧区面积有望降至约50,000 km<sup>2</sup>(Conley, 2012)。

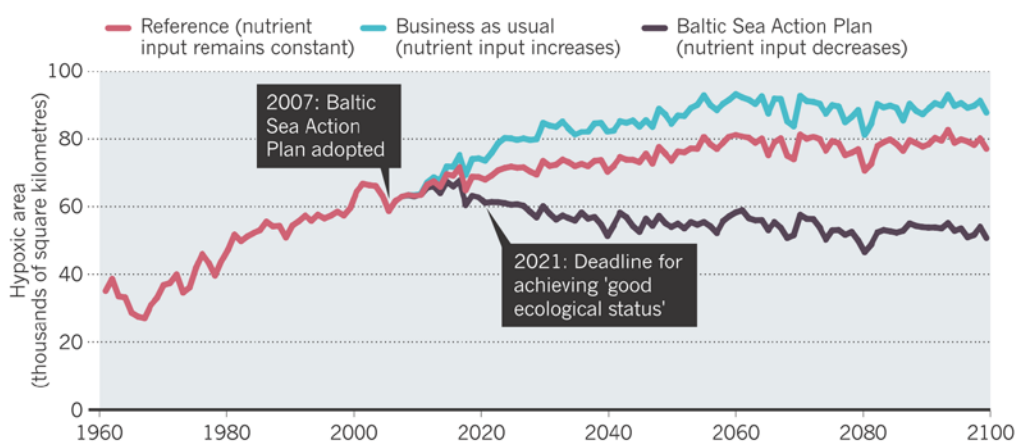


图2.12 模型预测三种状态下缺氧区的变化趋势示意图(Conley, 2012)。(红线为营养盐输入量继续增加, 绿线为营养盐输入量不变, 黑线为营养盐输入量减少)

## 2.4 近海富营养化问题的治理经验

### 2.4.1 波罗的海

由于波罗的海沿岸国家众多,使其管理与治理工作面临严峻挑战。通过多个国际管理机构和条约,从二十世纪七十年代起波罗的海沿岸国家,开始实施波罗的海环境治理工作,目前波罗的海成为世界上管理最全面的海域之一。波罗的海地区的治理是多层次的管控体系,包括全球公约(如生物多样性公约)、区域公约与组织(如赫尔辛基公约)、欧盟、相关国家和地方当局、非政府组织和公众社会等。

1974年,波罗的海国家加入了《保护波罗的海海洋环境公约》,即众所周知的《赫尔辛基公约》,这也是世界上第一个区域性海洋公约。赫尔辛基委员会(HELCOM)共有10缔约国(组织),包括丹麦、瑞典、芬兰、德国、波兰、立陶宛、拉脱维亚、爱沙尼亚、俄罗斯联邦和欧盟。缔约国各国的环境部长作为代表团团长,负责HELCOM相关措施的制定和实施。HELCOM汇编污染源数据,并为污染减排目标制定非约束性建议。在国家立法机构通过后,

减排目标具有约束力。富营养化治理是波罗的海综合治理的重要部分。1988年，HELCOM制定目标，至1995年波罗的海氮、磷入海排放量减少为1985年的50%，虽然该目标最终未达成，但是，波罗的海营养物质减排方面仍取得了不少的成效，尤其是在点源污染治理方面，在1985年至1995年期间，相关国家和地区通过加强污水处理等措施，使得点源氮、磷入海负荷减少了50至70%。

2007年，HELCOM启动了波罗的海行动计划(BSAP)，它将最新的科学知识和创新的管理办法纳入管理政策的执行，并促进波罗的海沿海国家构建面向目标的多边合作模式。这项雄心勃勃计划的总体目标是实现波罗的海达到良好的生态环境状况，对应的生态指标包括：营养盐浓度、藻华和溶解氧达到自然状态的水平，水质得到改善，动植物呈现自然状态分布。入海营养物质的减排是波罗的海行动计划的重要内容，因此，HELCOM制定了详细的营养盐减排计划，包括：1)确定营养物的最大允许输入量；2)所需的减排指标由所有波罗的海国家公平分担，各国家采取措施开展营养盐减排工作。基于监测数据及数值模型结果的综合分析，HELCOM确定了氮、磷营养盐的最大允许输入量，以1997至2003年期间（参考时期）营养盐平均输入水平作为参考，确定了氮、磷的减排目标分别为135,000和15,250吨/年，相应的氮、磷的减排比例分别为18%和42%。时间节点上，在2016年前，采取行动减少来自水体和大气的营养盐输入，实现营养盐减排目标；到2021年，实现波罗的海达到良好的生态和环境状况。尽管上述减排目标的制定是基于现有知识，但是这些指标是临时性的，HELCOM将根据监测数据和模型结果的动态更新，对减排目标进行细化和调整（HELCOM, 2007b）。

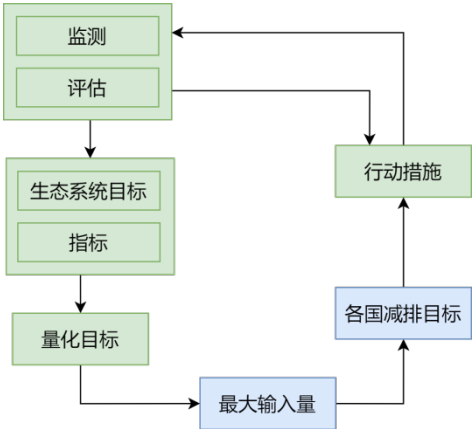


图2.13 适应性管理措施示意图

适应性管理措施是HELCOM的重要工作原则之一。2008-2013年，HELCOM对营养盐减排计划进行动态的更新和完善，包括：对营养盐的生态目标进行科学评估；完善发展数值模型，计算营养盐最大运行输入量；汇编更新、更完善的水体和大气向波罗的海污染物输入的数据集，对数据进行了归一化处理消除天气条件对年际变化的影响；开发新的软件来计算各国减排指标；修改了分配原则。在2007年的波罗的海行动计划中，使用透明度一项指标作为与富营养化相关的良好环境状况指标，来计算营养盐最大允许输入量。为了提高富营养化状况评估的可靠性，2013年又加入了冬季DIP浓度、冬季DIN浓度、夏季叶绿素浓度、氧亏损浓度4个富营养化指标。同时，将氮、磷的减排目标分别调整为118,134和15,177吨/年，对应氮、磷的减排比例分布为13%和41%（HELCOM, 2013）。

欧盟非常重视近海富营养化问题，在若干区域海洋公约中都包含缓解沿岸富营养化的内容，同时也制定了一系列的欧盟指令来治理富营养化问题。例如，1991年制定《城市污水处理指令》，目的是保护环境免受城市和某些工业废水排放的负面影响；1991年通过《硝酸盐指令》，旨在通过推广科学的合理方式，防止农业源污染地下和地表水；2000年通过《水框架指令》，目的是2015年欧盟成员国所有水体（包括离岸一海里内的海水）达到良好环境状



态；2008年通过的《海洋战略框架指令》，旨在到2020年在欧洲海域实现和维持良好的环境状况。

在波罗的海沿岸各个国家的努力下，营养盐减排取得了积极的成效，2008-2010年，氮和磷输入量比1997至2003年间分别减少9%和10%(HELCOM, 2015)；2015年，氮和磷输入量比1997至2003年间分别减少12和25%。与1995年相比，波罗的海氮、磷总输入量分别下降了20%和27%。其中，波斯尼亚海、芬兰湾和波斯尼亚湾的氮输入，分别从2003年、2004年和2006年开始显著减少。对于磷输入，卡特加特地区从1995年始显著下降；波罗的海、波斯尼亚湾、波斯尼亚海和丹麦海峡分别在1995-2011年、1995-2002年、1995-2002年和1995-1999年显著减少。芬兰湾的磷减排已完成，然而里加湾的磷输入在2007年之前一直在增加，最近也没有发现显著减少(HELCOM, 2018b)。总体来看，由于管控措施得当，波罗的海比黑海和大堡礁等区域，较早逆转了营养盐输入的增长趋势。

HELCOM以及欧盟，在波罗的海富营养化治理过程中成功地推动了系统监测、数据共享、提高公众意识和覆盖整个流域的数值模型等措施手段，很好的支撑了减排目标和波罗的海行动计划的制定。波罗的海在富营养化治理过程中取得了许多先进的治理和管理经验，包括：1) 加强跨区域、跨政府的政策制定及有效执行；2) 及早开展长时间序列监测，这对于发现、了解问题，制定和实施管理政策非常的重要；3) 首先解决容易处理的问题，通常这可以使得环境状况得到显著改善，如首先开展点源污染的减排及治理；4) 全球与区域变化日益威胁初步取得的成效，这需要修订相应的管理措施；5) 制定基于利益相关者和跨部门协作等包容性的治理措施，对于治理工作非常重要。

随着富营养化治理工作的深入，波罗的海营养盐减排工作也进入了深水区，面临的形势包括：**1) 生态系统对营养盐减排的响应周期长。**由于沉积物中储存了大量的营养物质，生态系统中的营养物质会存在几十年甚至上百年。尤其是沉积物中磷的释放，在减排减少后仍将持续几十年。其次，在缺氧地区磷释放刺激蓝藻固氮的增加，抵消了营养盐减排成效；**2) 跨部门政策冲突影响减排措施实施。**通过采取相对简单的措施，营养盐减排取得了实质性的进展，然而进一步营养物质减排将面临更高的成本，由于跨部门政策的冲突将使其执行更困难下。如，欧盟农业政策仍对集约化农业进行补贴，这与欧盟环境指令相矛盾，对农业源减排造成很大压力。目前营养盐面源输入三分之二来自于农业源，从1980年以来农业源的减排成果并不显著；**3) 气候变化加剧治理难度。**波罗的海的气候变化速率高于平均水平，即使营养盐减排目标实现，也可能由于淡水径流增加、营养盐再矿化增强和海洋变暖导致的层化加强等过程而抵消，并可能导致波罗的海的缺氧区继续扩大。

## 2.4.2 渤海

我国通常将营养盐作为污染物进行管控和治理，目前，尚没有针对渤海富营养化的专项规划或治理行动。从“十五”开始，与渤海富营养化治理相关的主要行动规划包括《渤海碧海行动计划》、《渤海环境保护总体规划（2008-2020年）》和《渤海综合治理攻坚战行动计划》等。

“十五”期间，按照国家环境保护工作的总体部署，环渤海三省一市地方政府及国家有关部门，依据国务院批复的《渤海碧海行动计划》、《辽河流域水污染防治“十五”计划》、《海河流域水污染防治“十五”计划》等规划，多方面地开展渤海环境保护工作，并取得了一定的进展和成效。然而，虽然渤海水质未出现明显恶化，但形势仍不容乐观。从污染物指标看，虽然绝大部分水质指标满足二类海水水质标准，但无机氮、活性磷酸盐和石油类存在不同程度超标。无机氮污染的海域面积持续上升，由2003年的0.37万平方公里增至2005年的0.63万平方公里。总磷、总氮主要来自于农业面源污染。

“十一五”期间，国家出台《渤海环境保护总体规划（2008-2020年）》，对于营养物

质入海和减排量提出了具体的要求（表2.2），例如总氮在2012年、2020年入海总量分别控制在12.5万吨/年和10万吨/年；总磷在2012年、2020年入海总量分别控制在0.9万吨/年和0.7万吨/年。该规划提出了面源点源防治联动，建立陆域污染源控制和综合治理系统。突出次级流域综合治理和农业面源控制，有效解决渤海氮、磷污染物持续增高的难点问题。推进营养盐减排的主要措施包括：**1)重点控制近海陆域农村面源**。建设清洁种植、清洁养殖及乡村清洁示范三类工程，减少农业面源产生的氮、磷污染物，有效解决农药、化肥施用、畜禽养殖、农村生活污水和垃圾以及秸秆不合理利用等带来的污染问题；**2)继续削减工业污染源排放总量**。淘汰不符合国家产业政策、工艺落后、污染严重、不能稳定达标的生产项目。加大产业结构调整力度，实施清洁生产，发展循环经济，有效控制新增工业点源污染。进一步削减渤海13个沿海市工业污染物排放量。**3)提高城镇污水处理设施运行效率**。全面提升已建城镇污水处理厂的运行效率和处理水平，提高污水处理厂配套管网覆盖率，健全已建和在建污水处理厂配套管网。高度重视污泥处理处置和资源化利用，新建污水处理厂和现有污水处理厂改造要统筹考虑配套建设污泥处理处置设施。

表2.2 营养盐总量控制及减排指标

指标名称	2005	2012年	2020年
氨氮入海总量（万吨/年）	11	9	6
总氮入海总量（万吨/年）	14.95	12.5	10
总磷入海总量（万吨/年）	1.05	0.9	0.7
13市污染物氨氮削减量（万吨/年）	6	减10%以上	达限排总量
13市污染物总氮削减量（万吨/年）	7.8	减10%以上	达限排总量
13市污染物总磷削减量（万吨/年）	0.54	减10%以上	达限排总量

注：引自《渤海环境保护总体规划（2008-2020年）》

2018年，生态环境部、国家发展改革委、自然资源部联合印发《渤海综合治理攻坚战行动计划》，旨在通过科学谋划、多措并举，确保渤海生态环境不再恶化、三年综合治理见实效。该行动计划的重点任务之一是陆源污染治理行动，其中诸多措施有助于缓解渤海富营养化问题，这些措施包括：**1)入海河流污染治理**。加强汇入渤海的国控入海河流和其他入海河流的流域综合治理，减少总氮等污染物入海量；**2)直排海污染源整治**。提高污（废）水处理能力，保证污（废）水处理设施运行有效性和稳定性，督促工业直排海污染源全面稳定达标排放；**3)农业农村污染防治**。依托《农业农村污染治理攻坚战行动计划》，将三省一市作为重点区域，开展农药化肥的科学合理使用、畜禽养殖污染治理、农业废弃物资源化利用、农村生活污水治理、农村生活垃圾的收集转运处置等工作；**4)城市生活污染防治**。依托《城市黑臭水体治理攻坚战行动计划》，将沿海城市作为重点区域，加快补齐城市环境基础设施建设短板，落实海绵城市建设要求，有效减少城市面源污染，开展城镇污水处理“提质增效”、城市初期雨水收集处理；**5)水污染物排海总量控制**。实施总氮总量控制，沿海城市按照固定污染源总氮污染防治的要求，推进涉氮重点行业固定污染源治理。

#### 2.5 我国近海富营养化问题的防控对策与建议

**制定富营养化综合防治国家专项**。制定富营养化综合防治的专项国家行动计划，编制国家层面上氮、磷削减目标和行动计划，建立富营养化治理与预防的长期机制。同时，结合国家其他生态环境保护及治理项目，增加不同专项行动之间的协同效用。

**加强科学研究与业务监测的支撑作用**。通过加强科学研究（尤其是营养要素来源解析、不同形态迁移转化机制、生物地球化学循环、气候变化对富营养化及缺氧的影响等），为富营养化综合治理政策的制定提供科学依据。通过开展长时间的业务化监测，为富营养化治理措施及成效评估提供基础支撑。

**推动各部门间协同联动。**制定法律、法规来规范营养盐排放，探讨将富营养化综合治理政策融入到各个部门政策中，协调农业、工业、城建等有关部门和沿海地方政府履行职责，推进跨部门、多学科和多方参与的氮磷污染负荷削减工作。以营养盐污染严重区域作为试点区域，开展营养盐减排综合治理，并逐步推广至全海域。

### **3. 海洋塑料垃圾与微塑料的生态环境问题与政策研究**

#### **3.1 海洋塑料垃圾与微塑料问题概述**

##### **3.1.1 海洋塑料垃圾和微塑料问题的由来**

塑料自上世纪 50 年代被大规模生产利用以来，对人类社会的发展做出了不可估量的贡献，影响着现代生活衣食住行的方方面面。塑料作为与钢筋、水泥、木材并列的四大现代基础性材料，在先进制造、航空航天、深海探索、医疗器械等高新领域扮演着愈加重要的角色。然而，目前全球已累积生产的超过 90 亿吨塑料制品中，其中超过半数（>53 亿吨）被当作垃圾丢弃。现阶段，每年全球塑料产量近 3.6 亿吨，但只有不到 10% 被回收利用，不断产生大量塑料垃圾，由于其在自然环境中难以降解，对全球生态环境造成了重大影响。在距离陆地 3600 公里的复活岛、南北极海域及冰川（Obbard et al., 2014; Peeken et al., 2018; La Daana et al., 2020）、喜马拉雅山脉、2000 米深海海床与马里亚纳海沟底部（Van Cauwenberghe et al., 2013; Woodall et al., 2014; Peng et al., 2020）均发现了塑料垃圾，塑料垃圾已遍布地球各个角落。进入海洋中的塑料垃圾不但会缠绕生物、被生物误食，还是环境中持久性有机污染物和有害微生物的载体，这使得其对海洋生态系统乃至人类健康都有潜在的风险，因此倍受关注。

海洋塑料污染问题几乎伴随着塑料的规模化生产和应用就被发现。早在 1972 年，美国科学家就报道了美国新英格兰近海及马尾藻海中的塑料污染（Carpenter and Smith, 1972）；1996 年，著名的太平洋垃圾环流带（Great Pacific Garbage Patch）被发现，引起了国际社会一定程度的重视。2004 年，英国学者在其多年积累的海水样品中发现了塑料的存在，并且多数样品中的塑料颗粒需要借助显微镜才能观察，将这一类尺寸的塑料定义为“微塑料（microplastic）”。2008 年，国际相关领域专家组织研讨会，将微塑料上限阈值被定义为 5 mm。这一大小的塑料可能较易被海洋生物摄食，但并不能对海洋生物产生类似由大型塑料引起的缠绕危害（Arthur et al., 2008）。

2010 年以后，海洋塑料和微塑料污染开始引发国际社会的广泛关注，一系列研究和管控措施迅速展开。2010 年联合国海洋环境保护科学问题联合专家组（GESAMP）在法国巴黎举办海洋微塑料在持久、生物富集和有毒性物质的输运载体作用国际研讨会，标志着海洋微塑料的研究正式拉开序幕。

从 2011 年起，联合国环境规划署（UNEP）将海洋废弃物纳入到《2011 年联合国环境规划署年鉴》三大环境主题中，开始关注海洋垃圾特别是海洋微塑料的污染问题。从 2014 年起，UNEP 连续在五届联合国环境大会均提出海洋塑料及微塑料污染亟待关注、研究和应对。在 2019 年 6 月的 G20 峰会上，各国在《大阪宣言》中达成“蓝色海洋愿景”，承诺在 2050 年前实现海洋塑料垃圾零排放。此外，“联合国促进海洋科学可持续发展十年”（2021-2030），将海洋塑料污染作为优先解决的问题之一。■

##### **3.1.2 海洋塑料垃圾和微塑料的主要特征**

海洋塑料垃圾和微塑料的特征可以分为物理特征和化学特征两个部分。物理特征包括其形状、大小、密度、颜色等信息，而化学特征则包括其化学组成、添加剂等。虽然仍有一部分争议，但是随着研究的深入，目前科学界对塑料垃圾，特别是微塑料的特征描述基本达成

了共识。2019 年，GESAMP 发布了海洋塑料垃圾监测和评估方法，对塑料垃圾的特征进行了详细的定义。

海洋塑料垃圾的颜色和形状由人主观判断，微塑料的颜色多种多样，形态常为纤维状、线状、碎片状、薄膜状、泡沫状、颗粒状等。

按照尺寸大小，塑料垃圾可以分为以下几类：

表 3.1 环境中塑料按尺寸分类

塑料类型	尺寸
超大塑料 Megaplastic	> 1 m
大块塑料 Macroplastic	> 25 mm
中块塑料 Mesoplastic	5-25 mm
微塑料 Microplastic	< 5 mm
纳米塑料 Nanoplastic	< 100 nm

化学性质主要是指塑料垃圾的材质，即化学组成。大多数海洋塑料垃圾主要可以分为热塑性塑料和热固性塑料。热塑性塑料能够反复加热软化、冷却硬化，代表材料有：聚苯乙烯（PS）、聚丙烯（PP）、聚乙烯（PE）、聚酰胺（PA）、聚碳酸酯（PC）、聚氯乙烯（PVC）等；热固性材料加热成型后不可逆，如聚氨酯（PU）、酚醛树脂（PF）、环氧树脂（EP）等。合成塑料中大约有 15% 为纤维，比如聚酯（PES）和亚克力（acrylic）。此外，塑料在制作过程中还会添加添加剂用于改善塑料的性能，常用的有阻燃剂、紫外线稳定剂、抗氧化剂、增塑剂、颜料等。不同塑料的材质和性质往往决定其用途、密度等信息，具体每类塑料常见用途及密度见附录 3.1。

对微塑料（直径<5 mm）而言，从来源上还可将其分为原生微塑料和次生微塑料。原生微塑料主要是直接被生产成微小的用于生产过程制造的或个人护理品等用途的塑料，通过污水处理厂或直接进入自然环境中；次生微塑料是大型塑料经过风化、降解等一系列物理、化学、生物作用裂解成的直径小于 5 mm 的塑料。

3.2 海洋塑料垃圾与微塑料污染现状、来源和归趋

3.2.1 海洋塑料垃圾与微塑料污染现状

海洋中塑料垃圾占全部废弃固体垃圾的 80%（UNEP, 2016）。海洋塑料和微塑料已经在全球海洋的各类环境中被检出，鉴于当前塑料污染的普遍性和严重性，有学者将当前的时期称为“塑料纪（Plasticene）”（Reed et al., 2018）。

Eriksen et al.（2014）和 Seville et al.（2015）分别基于模型估算得出约有 15-51 万亿个塑料漂浮在海洋中，重量约为 9.3-26.8 万吨。大洋中的塑料随着海洋环流和洋流的作用，被运输并汇集到副热带高压区，主要集中于北大西洋和南大西洋、北太平洋和南太平洋以及印度洋海域（Eriksen et al., 2014），漂浮的塑料垃圾在北太平洋亚热带环流中形成著名的“太平洋垃圾带”。

研究发现大洋中塑料污染物平均大小趋于小型化，微塑料的数量在持续增加（Barnes et al., 2009），Isobe et al.（2019）用数值模拟和跨洋调查相结合的方法，研究了 1957 年至 2066 年太平洋微塑料丰度的长期变化，得出海洋亚热带辐合区附近的微塑料重量将比目前的状况增加约两倍。

3.2.2 海洋塑料垃圾与微塑料的来源和输移路径

海洋塑料垃圾来源主要为陆源输入和海源输入（Andrady, 2011; Coe et al., 1997），这些塑料垃圾在塑料的全生命周期中都可能产生。联合国海洋污染科学问题联合专家组



(GESAMP)估计陆源塑料垃圾占海洋垃圾总量的 80%，其中 60%~95%为含有塑料的垃圾。其中，海洋塑料垃圾陆源输入包括垃圾填埋场、工业排污口、污水处理装置、滨海旅游区、农用地膜、航运，从岸滩、河流、大气中塑料通过径流和风力作用进入海洋（Liffmann and Boogaerts, 1997; Sundt et al., 2014），海源输入包括渔业、养殖、航运等海上活动产生塑料垃圾排放入海（Lebreton et al., 2017）。来自陆地的海洋塑料污染大约占 80%（Allsopp et al., 2006），剩余 20%的塑料污染基于海洋，后者中有一半来自于渔船作业，如遗弃的渔网、渔线和船只。漂浮的塑料垃圾在太平洋垃圾带中呈指数增长，至少 46%为渔网（Lebreton et al., 2017）。在渔业相关的海洋塑料污染中，遗弃、丢失或以其他方式丢弃的渔具（ALDFG）是重要部分。据估计，每年有 29%的渔线遗失，8.6%的陷阱类渔具丢失，5.7%的渔网丢失（Richardson et al., 2019）。在对渔网的评估中发现，刺网丢失的风险最高，围网和中层拖网风险最低，刺网极易与海洋生物发生缠绕（Huntington, 2016）。

海岸和河流是塑料垃圾入海的重要途径。Jambeck et al.（2015）首次对 192 个国家沿海 50 公里范围内的人口向海洋输入的管理不善的塑料垃圾进行估算，得出 2010 年全球塑料垃圾入海通量为 480-1270 万吨。Lebreton et al.（2017）依据上述研究结果进一步建立模型估算了全球河流排出塑料垃圾的通量，认为全球每年约有 115-241 万吨塑料垃圾从河流进入海洋，且依据模型计算全球河流的塑料入海通量，并在之后的研究中及相关网站不断对全球河流塑料入海通量进行数据更新及修正。Lebreton et al.（2018）对太平洋垃圾带塑料进行估算，预计至少有 79（45-129）万吨海洋塑料漂浮在 160 万平方公里的区域内。

这些研究均基于模型方法，缺乏充足的实地科学观测数据校正，所得结果在国际上有较大的争议性。我国学者对此质疑并开展了初步研究，对我国垃圾入海量进行估算，通过基于大量实测数据建立物质流模型，来估算中国入海塑料垃圾量，结果远低于 Jambeck 等人的估算值（Bai et al., 2018）；Zhao et al.（2019）利用实测数据对长江口微塑料入海通量进行估算，认为长江每年塑料垃圾向海输送量远低于 Lebreton 等人对长江塑料入海通量的估算结果 33.3 万吨；Mai et al.（2019）根据珠江口八大口门各季节的实测数据计算得出珠江微塑料丰度在全球河流中处于中等水平，随后使用 HDI 指数建立模型对全球河流塑料垃圾入海通量进行估算，证明国外学者早期研究中对我国塑料垃圾入海通量的高估。Meijer et al.（2021）通过实测和建模对塑料的源汇进行研究，模型得出超过 1000 条河流的塑料年排放量占全球的 80%，年排放量在 80 万吨~27 万吨之间，认为城市小河流的污染最为严重。在国家层面上，塑料入海通量最多的国家依次为菲律宾、印度、马来西亚、中国，其中，马来西亚进入海洋的塑料垃圾占总废弃塑料的 9%，中国为 0.6%。

在微塑料污染方面，原生微塑料是海洋微塑料污染的一个重要来源，有研究认为全球平均每年入海通量为 150 万吨，且研究表明只有 2%的初生微塑料源于化妆品和个护产品中添加的塑料微珠（Boucher and Friot, 2017），原生微塑料的损失和释放在全球范围内主要有 7 种方式：轮胎、合成纺织品、海事涂料、马路涂标、个护产品、塑料微珠、城市灰尘（见附录 3.2）。次生微塑料的释放主要来自于塑料废弃物的管理不当，次生微塑料由于物理和生化作用破碎成碎片，进入海洋环境中，随着大塑料的不断裂解，次生微塑料含量会逐渐增多。

### 3.2.3 海洋塑料垃圾与微塑料污染趋势分析及归宿

1950-2019 年间，全球塑料产量持续快速增长，自 1950 年开始大规模生产以来，到 2015 年总产量约为 83 亿吨，超过 50 亿吨使用一次后被丢弃，废弃率高达 79%，塑料污染占固体废物的很大比例且持续增长（Geyer et al., 2017）。如今塑料年产量已超过 3 亿吨，预计到 2050 年将超过 15 亿吨（Ryan, 2015）。最新研究表明，若不采取任何政策措施，管理不当的塑料垃圾将从 2016 年的 9100 万吨增加至 2040 年的 2.39 亿吨；未来 20 年塑料废弃物的产生量将翻倍，泄漏到海洋的塑料将增加至近三倍，海洋中的塑料总量将增加至四倍以上。

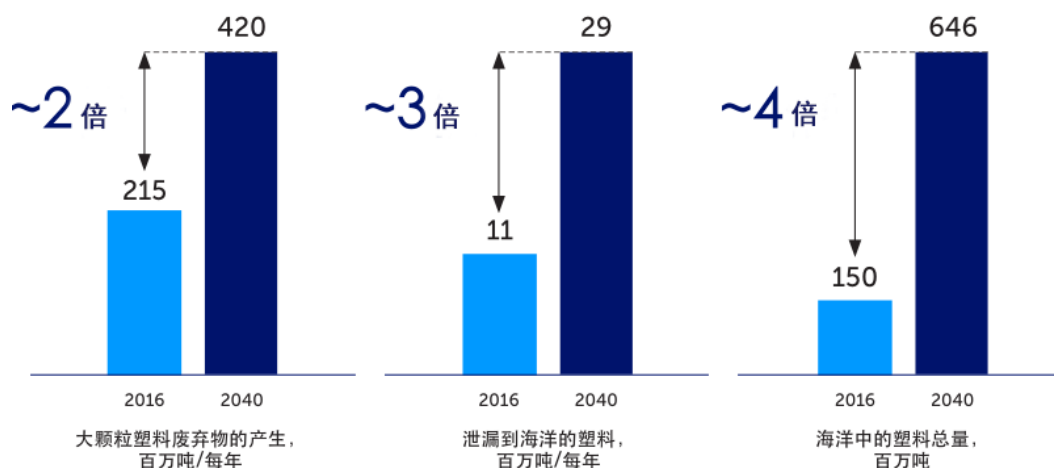


图 3.1 不采取措施情景下塑料垃圾入海量（The Pew Charitable Trusts, 2020）

海洋塑料和微塑料垃圾的归趋问题尚在研究中，塑料垃圾在海洋环境中会受到不同的环境作用，以不同的速率降解。大塑料垃圾随着水流、风力、光照作用破碎成小的塑料碎片，微塑料的降解速率受材质和环境条件影响，由几年到几百年不等，可能有大量的塑料垃圾存留在海洋中难以降解。海洋塑料垃圾进入海洋中将漂浮或下沉，最终聚集在深海或潮滩上（Geyer et al., 2017; Woodall et al., 2014），并可能出现在食物链中（Seltenrich, 2015）。

### 3.3 海洋塑料垃圾管理现状与问题

#### 3.3.1 海洋塑料垃圾国际应对

海洋塑料垃圾产生的主要源头是固体废弃物处置基础设施不足、管理体系不完善以及缺少相应的管理政策和法律法规导致的综合固体废弃物管理水平低下。为了减少海洋垃圾产生，应首先确保在固体废弃物产生、收集、中转、清运到焚烧、卫生填埋等无害化处理的过程中没有固体废弃物进入环境，杜绝露天填埋等不当处置方式，并通过实行“垃圾分类”等政策，让可回收废塑料进入固体废弃物处理体系并得到回收利用，建设塑料的“循环经济”也是从源头预防塑料垃圾入海的有效方式。

由海洋垃圾所引起的海洋环境问题，早在上世纪中叶在国际上就有所关注和重视。涉及到海洋垃圾管理的法律公约早在上世纪 50 年代就已经开始实行，如《国际海事组织公约》（1948 年），以及《伦敦公约》（1972 年）、《国际防止船舶造成污染公约》（1973 年）、《联合国海洋法公约》（1982 年）、《关于控制危险废物越境转移及其处置的巴塞尔公约》（1989 年）、《联合国生物多样性公约》（1992 年）、《负责任的渔业行为守则》（1995 年）、《保护海洋环境免受陆地活动影响的全球行动纲领》（GPA, 1995 年）、《96 议定书》（1996 年）、《关于持久性有机污染物的斯德哥尔摩公约》（2001 年）、国际化学品管理战略方针（SAICM, 2006 年）等对海洋垃圾，特别是海洋塑料污染问题给予了高度关注。2019 年 5 月《巴塞尔公约》修正案通过，新增一些废塑料种类，对其跨境运输和无害化处理进行规定。

#### 3.3.2 我国与欧盟的塑料污染防控政策措施分析

##### 3.3.2.1 欧盟

欧盟是较早关注海洋塑料污染的组织，近年来出台了一系列塑料污染防控和治理政策。2015 年欧盟提出循环经济行动计划（Circular Economy Action Plan），旨在促进欧洲从线性经济向循环经济过渡，实现废弃物的再利用，塑料被列为循环经济下的优先级材料。该计划

提出 54 项行动通过可持续的消费、生产以及健全的废物管理，包括更大程度的回收和再使用，为二级原材料建立市场等，以实现产品生命周期的“闭环”。2018 年欧盟出台循环经济一揽子行动计划（Circular Economy Package），包括塑料战略、化学品废弃物管理、港口接收废弃物管理、关键原材料的管理相关政策以及循环经济进展监测体系等。在市场产品方面，要求涵盖产品的全生命周期，实行 3R 原则，确保资源在经济链中长期、多次的使用；建立生产者责任延伸制度，让可持续产品成为主流。在塑料战略中，该计划定义了四大优先领域：提升塑料循环再利用的质量和经济性、减少塑料垃圾废弃量和随意丢弃的塑料垃圾、推动循环经济下的投资与创新、引领全球行动，提出建立闭环的循环利用系统、减少塑料废弃物的环境影响，减少原生塑料及塑料废弃物的跨境转移，完善塑料废弃物的处理设施和再生工艺、采用生产者责任延伸制度或塑料税来减少塑料的使用，建立塑料闭环循环系统。该计划要求到 2030 年欧盟市场上所有塑料包装全部可重复或循环利用，且将橡胶轮胎摩擦尘埃、纺织物以及油漆都列为需要治理的塑料，这些是微塑料源解析工作中重要来源。整体而言，这些策略旨在从源头解决塑料污染问题，避免塑料泄漏到环境，减少产品的微塑料排放，减少一次性塑料产品垃圾、渔业活动和水产养殖中产生的塑料垃圾，这将有助于减少流入海洋和排放到海岸的塑料垃圾。

同时欧盟采纳一系列目标：在 2025 年以前新产品中使用再生塑料达 1000 万吨，2030 年以前塑料包装垃圾回收率达 55%，到 2030 年塑料饮料瓶中至少含有 30% 再生塑料成分。

欧盟的具体政策主要集中在以下七个方面：1）塑料袋；2）一次性塑料；3）塑料废物装运；4）塑料包装废弃物；5）微塑料；6）生物基、可生物降解、可堆肥塑料；7）塑料全球行动。超薄的轻质塑料袋易损耗，难以回收，是塑料污染治理的重要对象，欧盟对一次性塑料袋的政策措施逐步推进。欧盟在 2015 年颁布的《包装及包装废弃物指令第六次修正法案》要求各成员国到 2019 年底，每人每年轻质塑料袋消耗量不超过 90 个，到 2025 年底不超过 40 个。其中对轻质塑料袋的定义为厚度不超过 0.05 mm 的塑料袋（2008 年中国禁止使用 0.025 mm 厚度的塑料袋）。2019 年，《一次性塑料指令》生效，旨在采取措施减少 10 种一次性塑料制品的使用，以减少一次性塑料造成的海洋垃圾污染。其中主要涉及四部分：首先，到 2021 年禁止十种具有替代品的塑料制品的市场流通，包括：一次性塑料餐具（叉子、刀具、勺子以及筷子）、一次性塑料盘子、塑料吸管、塑料棉签棒、塑料气球棒、光降解塑料以及泡沫聚苯乙烯杯子。第二，对未纳入禁止名录的塑料的标识设置新标准，例如湿巾的标签应该注明塑料含量及对环境的影响。第三，使用生产者责任延伸制度，规定塑料垃圾的回收处理费用由制造商承担。第四，到 2029 年塑料瓶的回收率提升至 90%，2025 年及 2030 年塑料瓶中再生塑料的含量将分别达到 25% 与 30%。2019 年第十四次巴塞尔公约缔约方大会中的决议采纳了欧盟引入的有关塑料垃圾装运的规则。这些新规则自 2021 年 1 月 1 日起通过欧盟废物运输条例的授权条例（EU）2020/2174 生效。他们禁止欧盟向非经合组织国家出口废塑料，送去回收的清洁废塑料除外。根据塑料废物的类型（有害的、无害的或需要特别考虑的）和目的地（欧盟内部、经合组织、非经合组织），进出口适用不同的程序。欧盟关于包装和包装废物（包括设计和废物管理）的规则（包装指令（94/62/EC））已多次修订，该指令还设定了到 2025 年和 2030 年塑料回收率分别达到 50% 和 55% 的具体目标。2021 年 5 月 31 日，委员会通过了关于一次性塑料产品的指导方针，以及关于渔具报告的执行决定，计划于 2021 年 7 月 3 日对某些一次性塑料产品的禁令生效。在该政策推进过程中，虽引发社会一些争议，但仍稳步推进实施。在欧盟，每年约有 14.5 万吨微塑料被有意添加到一系列产品中，包括化肥、植物保护产品、化妆品、家用和工业用洗涤剂、清洁产品、油漆以及用于石油和天然气工业的产品。欧盟委员会已开始通过化学品注册、评估、授权和限制条例限制有意添加到产品中的微塑料的使用（REACH）。2019 年，欧洲化学品管理局（ECHA）提出了大范围地限制在产品中加入微塑料，以避免或减少其释放到环境中，

这项提议预计将在 20 年内防止约 50 万吨微塑料的释放。此外，一些欧盟成员国已经颁布或提议禁止在化妆品中故意使用微珠，微塑料被用作这些化妆品的研磨剂和抛光剂，在使用后会被冲洗掉。为减少微塑料的无意释放，标签、产品设计和耐久性的最低要求、评估微塑料在环境中的数量和途径的方法、为有针对性的研究和创新提供资金等都被考虑在内。关于替代塑料，例如生物基、可生物降解和可堆肥塑料，目前仍没有欧盟法规，欧盟委员会就生物基塑料的采购、标签和使用以及可生物降解和可堆肥塑料的使用提出了一个政策框架。塑料污染是一个全球性的问题，需要全世界的努力。欧盟正在努力达成一项关于塑料的全球协议，解决塑料在整个塑料生命周期中的污染问题，以便最大限度地减少塑料的管理不善，防止塑料废物进入环境。

《欧盟海洋战略框架指令》（MSFD，2008/56/EC 号指令）于 2008 年发布，旨在为该地区各国制定预防和控制海洋污染的目标。欧盟委员会于 2020 年通过了一项提出将塑料垃圾视为主要问题之一的 MSFD 的第一个实施周期的报告，并提出了国家、区域和欧盟各级的协调监测方法。可以预见，MSFD 的实施将有助于更好地了解塑料垃圾对野生动物的影响，支持欧盟塑料战略的制定和实施，并为欧盟的循环经济行动计划做出贡献。

生产者延伸制度（EPR）在塑料方面的应用于欧盟《废弃物框架指令》（2008/98）第八条中被提及，并在《包装和包装废弃物指令》（PPWD，2006/66/EC）中被细化（Emma et al., 2017）。实际应用主要体现在如征收垃圾填埋场和焚化税、禁止某些产品或材料的处置、征收包装税和按用量付费计划。欧盟各个成员国对塑料袋进行征税依据的标准不同。早在 1991 年，德国便通过了对零售店出售的塑料袋征税的法律，大部分零售店每个塑料袋收费 5 或 10 欧分；德国在 2016 年加大对一次性塑料袋进行征税力度，2018 年相较 2015 年全国塑料袋消费量下降 64%。1994 年，丹麦根据塑料袋重量对塑料袋生产商征税，同时允许零售商对塑料袋收费，之后丹麦塑料袋使用量下降 60%；2020 年起，法国《能源转型促进绿色增长法》的禁塑部分法令正式实施，法国成为全球第一个禁止使用一次性塑料餐具的国家。意大利自 2011 年起实施禁塑令，2021 年起对塑料使用征收每公斤 45 欧分税，目前以淀粉基生物可降解塑料替代为主。

### 3.3.2.2 中国

中国对于塑料垃圾的防治和处理已经走过很长一段历程。我国是较早发布“禁塑令”（《关于立即停止生产一次性发泡塑料餐具的紧急通知》，2001 年）、“限塑令”（《国务院办公厅关于限制生产销售使用塑料购物袋的通知》，2007 年）的国家之一。

中国一直在清洁蓝色海洋中积极作为。一方面依据相关法律法规和国际公约的要求，不断完善塑料污染的防控和治理机制，积极推动陆源垃圾的管理控制，构建了固体废物的收集、运输、处置全过程环境监督体系，大力推进垃圾分类处理，通过减少使用塑料制品，提高塑料制品的回收利用率，努力从源头上彻底消减海洋垃圾。另一方面，持续推进生态文明建设，通过美丽乡村建设、河长制、湖长制的实施，减少塑料垃圾入海量。此外，还利用世界地球日、环境日、海洋日等重要节点，加大海洋环境保护宣传教育，广泛普及塑料和微塑料污染防治知识，切实提高公民的海洋环保意识，不断让更多企业、社会团体和群众参与到海洋生态环境保护工作中来。

具体来说，在法律政策方面，虽然中国尚无法律直接管控海洋垃圾，但国家很早就针对塑料垃圾污染防治制定了一系列法律法规及政策措施，并不断对其加以增补和修订，如：《中华人民共和国防治陆源污染物污染损害海洋环境管理条例》（1990 年）、《中华人民共和国固体废物污染环境防治法》（1995 年）、《废塑料回收与再生利用污染控制技术规范》（2007 年）、《中华人民共和国循环经济促进法》（2009 年）、《中华人民共和国清洁生产促进法》（2012 年）、《中华人民共和国环境保护法》（2014 年）、《中华人民共和国海洋环境保护法》（2017 年修订）、《中华人民共和国水污染防治法》（2017 年修订）、

《中华人民共和国海洋倾废管理条例》（2017 年修订）、《禁止洋垃圾入境推进固体废物进口管理制度改革实施方案》（2017 年）等，并多次修改完善《进口废物管理目录》等固体废物管理规定和条例。近年来，国家还相继出台了“水十条”（2015 年）、“土十条”（2016 年）、“河长制”（2016 年）等环境保护政策，沿海部分城市也开展了“湾长制”（2017 年）试点工作，防止垃圾直接入河或在水体边随意堆放，加强水体及其岸线的垃圾治理，及时对水体垃圾和漂浮物进行清捞并妥善处理处置。这些都对塑料垃圾减量及控制塑料垃圾入海发挥了积极的作用。自“河长制”等制度颁布以来，各个城市积极推进河长制的实施，多个省级、区县、乡镇政务公开的网站对相关财政支持、实施方案、领导班子、治理措施及工作汇报进行详细记录。以福建省为例，十三五期间，全省整治城市黑臭水体 87 条、小流域 257 条、入河排污口 10059 个，并制定省级河湖健康评价标准，发布《河湖健康蓝皮书》，对全省 179 条河流及 21 座大型水库进行评估，其中河流流域面积高达 200 万平方公里以上，河流和水库达到 88.9% 和 90% 优良率。近两年亦有更多学者研究该制度下对水体的合理评估方法，以及该政策的利弊。

2016 年 12 月，习近平总书记在中央财经领导小组第十四次会议作出了“普遍推行垃圾分类制度”的重要指示，要求北京、上海等城市“向国际水平看齐，率先建立生活垃圾强制分类制度，为全国做出表率”。2017 年，党的十九大报告明确提出“加上固体废弃物和垃圾处置”。

2018 年，生态环境部通过《关于全面落实〈禁止洋垃圾入境推进固体废物进口管理制度改革实施方案〉2018-2020 年行动方案》，全面禁止洋垃圾入境，有效控制了我国海洋塑料垃圾的一个重要源头。同时，从 2018 年起，生态环境部连续开展长江经济带“清废行动”以及《渤海综合治理攻坚战行动计划》等行动，开展长江以及渤海入海河流和近岸海域垃圾的综合治理，从源头上减少塑料垃圾入海。同年，发布了《农业农村污染治理攻坚战行动计划》，加强农村生产生活垃圾污染防治，试点“谁生产、谁回收”的地膜生产者责任延伸制度，要求到 2020 年，全国农膜回收率达到 80% 以上，基本实现农村生活垃圾处置体系全覆盖。

2015 年 9 月，交通运输部发布《船舶与港口污染防治专项行动实施方案(2015-2020 年)》，要求做好船港之间、港城之间生活垃圾等污染物转运、处置设施的衔接，提高接收处置能力。2018 年 3 月，海事局发布了关于执行《国际防止船舶造成污染公约》附则 V 2016 年修正案的通知，禁止船舶向海洋排放塑料等有害垃圾。2019 年，农业农村部等十部委发布了《关于加推进水产养殖业绿色发展的意见》，提出依法拆除非法的网箱围网养殖设施；提出加强养殖废弃物治理，推广新材料环保浮球，着力治理白色污染。这些政策法规有效加强了我国海源塑料垃圾的管控。加强回收，规范废旧渔网渔具回收处置。

2016 年我国发布的《生产者责任延伸制度推行方案》结合国情和目前发展阶段进行制度创新探索，要求建设生产者责任延伸的信用采集系统，制定评价管理方法和政策指引，加大科研支持力度，加快建立再生产品和原料推广力度等。2017 年发布《循环发展引领行动》，提出到 2020 年主要资源产出率比 2015 年提高 15%，主要废弃物循环利用率达到 54.6% 左右。

2019 年 1 月，国务院办公厅印发《“无废城市”建设试点工作方案》。2019 年 4 月 30 日，生态环境部公布深圳市在内的 11 个“无废城市”建设试点。

住建部积极推进城市垃圾推进工作，制定北京市等全国 46 个垃圾分类重点城市名单。自 2019 年起在全国地级及以上城市全面启动生活垃圾分类工作，同时加大农村生活垃圾治理力度，力争实现 90% 左右的村庄生活垃圾得到治理。2019 年 6 月 3 日，习近平总书记对垃圾分类工作作出重要指示，强调“培养垃圾分类好习惯，为改善生活环境作努力，绿色发展可持续发展作贡献”。2019 年 7 月 1 日，上海市生活垃圾管理条例正式实施，先行推行强制生活垃圾分类行动，实施过程中执法检查组对全市 16 个区实行“全覆盖”暗访，上海市绿化市容局数据显示，截至 2020 年 11 月，生活垃圾分类体系基本建成，2020 年基本实现原

生生活垃圾零填埋，干垃圾焚烧和湿垃圾资源化利用总量由 2018 年的 10250 吨/日提升至 26095 吨/日，实施至今，整体成效远超预期。

2019 年 9 月，中共全面深化改革委员会第十次会议特别就应对塑料污染提出新的要求，积极应对塑料污染，牢固树立新发展理念，有序禁止、限制部分塑料制品的生产、销售和使用，积极推广可循环易回收可降解替代产品，增加绿色产品供给，规范塑料废弃物的回收利用，建立健全各环节管理制度，有力有序有效治理塑料污染。这也表明了我国在应对塑料污染的决心。

国家发展改革委于 2019 年 10 月 30 日正式《产业结构调整指导目录（2019 年本）》，明确要求含塑料微珠的日化产品，到 2020 年 12 月 31 日禁止生产，到 2022 年 12 月 31 日禁止销售。

2020 年 1 月 19 日，国家发展改革委、生态环境部公布《关于进一步加强塑料污染治理的意见》，禁止、限制部分塑料制品的生产、销售和使用，推广应用替代产品和模式（如非塑制品、可降解塑料袋和可降解地膜等），从源头上对塑料产品进行减量。意见明确，到 2020 年，率先在部分地区、部分领域禁止、限制部分塑料制品的生产、销售和使用。中国将按照“禁限一批、替代循环一批、规范一批”的思路，加强塑料污染治理。目前，沿海 11 个省、自治区、直辖市中，辽宁、河北、山东、江苏、浙江、福建、广东、广西已出台省级实施方案，天津、上海、海南已就实施方案向公众征求意见。2020 年 7 月，国家发展改革委、生态环境部等九部委联合发出《关于扎实推进塑料污染治理工作的通知》，明确规定了禁限期限，一场遍及中国各省市、各部委等的塑料污染治理行动又拉开了新的序幕，这将大大加速中国塑料垃圾量的消减。

2021 年 3 月，十三届全国人大四次会议表决通过《中华人民共和国国民经济和社会发展第十四个五年规划和 2035 年远景目标纲要》（简称“十四五”规划），坚持陆海统筹、人海和谐、合作共赢，继续巩固和提升海洋生态环境的保护举措，维护生态环境的可持续性。“十四五”规划对陆域入海污染物的控制将更严更广，入海塑料垃圾的管控，包括政策的评估与执行等势必也将更加严格。

除了政策以外，还积极参与国际政府间组织以及双边、多边的海洋塑料垃圾防治活动。如加入了东亚海和西北太平洋两个联合国区域海行动计划，如积极推动并签署 TEMM 框架下中日韩海洋垃圾合作，东亚领导人峰会《打击海洋塑料垃圾宣言》，ASEAN+3 东南亚国家联盟海洋垃圾合作倡议，中加关于应对海洋垃圾和塑料的联合声明等，以期通过学术研究、能力建设、信息共享、公众参与等方面的交流合作，有效推动区域海洋环境保护。

在这些政策助力下，过去几年我国废塑料回收率提升，在全球废塑料回收处理工作中处于较高水平。我国的废弃塑料制品的整个生命周期由原料提取、加工成型、仓储流通、使用、废弃处置以及循环利用等阶段组成。在全球废塑料进出口交易中，我国长期扮演废塑料进口国和回收处理者的角色在我国禁止废塑料进口的禁令颁布以来，欧盟 2018 年废弃塑料出口量相比 2016 年下降了 39%（PlasticEurope, 2019），欧盟东南亚各国对塑料进口政策进行调整，主要缘于中国的废塑料进口禁令（Liang et al., 2020）。

我国正逐步推广可降解塑料应用，制定一次性可降解塑料袋生产标准，推动可降解塑料产业发展。国家针对地方工作出现的问题，正在研究统一可降解塑料标准，制定统一可降解塑料标识，促进可持续塑料在各行各业的推广应用工作。

近年来我国还逐步完善塑料添加剂标准和行业指南。海洋中塑料垃圾可能释放有毒化学物质，其中塑料添加剂是重要因素。国内外颁布了塑料添加剂相关法律和标准，2012 年，美国食品药品监督管理局（FDA）禁止用于婴儿奶瓶的聚碳酸酯材料中使用 BPA（双酚 A），欧盟自上个世纪 70 年代起对食品接触塑料材料添加剂进行立法，之后陆续发布各项指令，要求欧盟各国标准统一。我国卫计委和食品药品监管总局在 2016 年发布了《食品安全国家

标准-食品接触材料及制品通用安全要求》（GB 4806.1-2016）等 53 项食品安全标准，连同之前发布的食品接触材料及制品生产卫生规范及制品迁移实验等标准形成体系，这些标准中对塑料添加剂 DEHP 进行限制，要求生产的材料或制品不得用于接触部分食品，对塑料树脂也有限制要求。2017 年中国食品工业协会食品接触材料专家委员会发布《塑料食品接触材料供应链责任及符合性声明行业指南》。具体政策见附录 3.3。

### 3.3.3 海洋塑料垃圾污染防治存在的主要问题

针对海洋塑料污染，国际社会虽然予以高度关注，且已制定并实行了许多法规和政策举措和具体行动计划，但目前国内外海洋塑料垃圾和微塑料污染治理还存在以下问题：

（1）国际上尚未形成全球层面合作应对和消减海洋塑料垃圾且具有法律约束力的合力行动，对制定各国消减入海塑料垃圾量的目标还没有得到落实；各国海洋塑料垃圾防控和治理的政策制定和执行进度不一，缺少有效国际监管。

（2）各国在相关的环保、产业发展和国际贸易等政策上存在分歧，导致部分国际公约及协定无法得到严格履行，无法有效遏制塑料垃圾和微塑料源头及全生命周期中的产生。对塑料回收和处理环节的费用如何由生产者和污染者承担的问题，缺乏明确的规定。

（3）现行法律法规仍存在诸多不足。相关规定过于抽象，多为原则性的规定，对经济手段的应用不足；关于防治塑料污染的相关法律法规由各个部门联合发布，责任规定不甚清楚，导致监管责任难以落实；过去部分政策因对不同类型塑料的认识不够，对塑料市场供需关系的评估不足，执法力度不大，存在政策反复设置的情况。部分新政策对可降解塑料和一次性使用塑料制品规定模糊，各地对政策解读不一，存在管理标准和水平差距。欧盟出台诸多政策针对海洋垃圾开展，每年出具关于海洋塑料污染的报告，使得海洋塑料垃圾污染治理更有针对性，我国在海洋塑料垃圾污染专门法律法规方面仍是空白。

（4）海洋渔业、水上运输、滨海及欠发达地区的塑料垃圾的回收和分类体系尚不健全；现有海洋塑料垃圾收集治理技术治理效果不佳，收集与回收需要完善的基础设施和巨大投资金额，尚未得到各国的积极响应，也缺乏低成本、高效的塑料污染治理技术；对海上塑料垃圾污染源缺乏相关调查数据和系统性的管理。

（5）废塑料回收利用循环体系不健全。主要原因一是原材料的来源不够稳定，再生原料供应不稳定，回收利用率低；二是原材料的获取需要前端更加细致的分类，混合塑料垃圾分类困难，成本较高，受污染的塑料垃圾难以回收利用；三是废塑料回收后大多再生为价值不高的二级塑料，企业循环利用的利润低；部分塑料垃圾出于安全和质控原因无法被循环利用，再生塑料二次使用范围窄。

（6）可降解塑料使用的本质存在认知误区，使用后的环境影响缺乏科学评估，全球存在广泛的处理塑料垃圾管理方式存在冲突。花费更高成本制造的可降解塑料袋最后仍旧通过焚烧的方式处理，会产生比一般的化石基塑料袋更多的碳排放。在不加快建设完善的废塑料回收体系的情况下，推广可降解塑料的使用，是和当前垃圾通过焚烧的无害化处理现状和趋势相矛盾的。

（7）部分公众对海洋塑料和微塑料污染问题科学认识不足，社会上对防治塑料污染和回收利用方面的认识和宣传力度还不充分，一个健康良好的塑料环保消费行为还没有充分养成。

### 3.4 海洋塑料垃圾污染管控对策建议

应对海洋塑料污染，应构建海洋塑料和微塑料的“陆源生产—生产加工—消费使用—环境迁移—进入海洋”的全链条输入模式，提出从源头上控制和管理海洋微塑料的措施和政策，提出海洋塑料和微塑料管理的框架体系以及制定相应的区域海洋塑料垃圾和微塑料消减的对策与措施。从提高废物管理和处理能力、增强垃圾清理和拦截技术、促进循环经济、完善



法律法规、增加科学研究、提高公众的环保意识和参与度等几个方面入手。

### **1. 进一步加强海洋塑料污染和微塑料的源头管控，提高废物管理和处置能力**

通过加强创新，以研发和推广新技术，最大限度减少塑料废物产生源，让塑料的回收和再利用更加容易创造新价值。开展高水平生活垃圾源头的无害化处理和处置，选取并分享从城市到乡镇的生活垃圾源头治理优秀案例。加强收集和管理废物回收基础设施建设，特别是在需求最大的不发达地区。

制定国家层面的海洋垃圾与海洋微塑料污染防治综合行动计划。研究制定各类防控塑料废弃物入海的途径和措施，重点关注河流、沿海船舶和渔业活动等产生的塑料垃圾污染治理。从源头上排查入水塑料垃圾污染源，及时清理河流入海塑料垃圾和直接排入海洋渔业相关塑料垃圾。对可能入海的岸滩及入海口水体中大塑料垃圾进行清理，对微塑料进行进一步监测工作。健全海洋塑料垃圾收集、打捞、转运体系，强化其塑料垃圾的管控职责，构建源汇双截留的海洋塑料垃圾管控防治机制，从源头上防止陆源塑料垃圾入海。

### **2. 进一步完善相关法律法规，促进和参与国际上海洋塑料和微塑料的应对**

建议启动对我国现有相关法律法规的条文进行修订、增补和完善，使现有相关法律法规条文针对海洋塑料垃圾和微塑料的管控更为具体，责任更为明确，特别是对于一次性塑料的限制方面应该充分考虑其需求以及优势，进行适当管控。对于可降解塑料而言，建议将应用重点应用于不容易回收的，较容易进入海洋的塑料产品。

建议我国制定与国际上相适应的相关环保政策、产业发展政策和国际贸易政策，促进和参与国际社会可能涉及海洋塑料垃圾和微塑料防治的协调一致的倡议和行动。

### **3. 推动塑料垃圾回收再利用水平，大力发展塑料循环经济**

实施塑料综合生命周期管理。在塑料生产方面，使用生产者责任延伸制度（EPR），细化生产者责任，促进源头防控、绿色设计，完善信息披露及监督评价体系。研发塑料废物化学回收升级再利用技术，推动塑料废物精细化回收升级再利用水平。建立管理海洋塑料污染的市场机制，提高对可循环材料的需求。在再生塑料行业方面，构建再生塑料完整的流向和监管系统，建立完整企业生产链。灵活制定税收优惠和补贴政策，鼓励再生塑料的应用。建立塑料分类回收试点，完善各行业塑料包装回收体系，对典型类型废塑料实施区域性大规模回收再利用，促进塑料循环经济发展。

### **4. 加强海洋塑料和微塑料污染管控方面的科学研究**

进一步增加科研投入，研究海洋塑料和微塑料的源汇过程等关键问题，制定标准化、统一的海洋塑料垃圾和微塑料监测和分析方法，确定典型途径的海洋塑料垃圾和微塑料入海通量，开展塑料垃圾和微塑料热点评估，为海洋塑料污染源头控制与消减管理对策制定提供科学依据。同时，打造国际科学研究交流平台，分享各国海洋垃圾科学研究和治理经验以及源头管控的最佳实践，增加各国科学合作，加强研究能力建设，提升各国在海洋垃圾数据收集、处理、使用及环境影响评价方面的能力。

### **5. 大力提高公众的环保意识和参与度**

通过开展高关注度的治理行动、新媒体广泛报道、大型企业积极呼应、政府机构支持及宣传教育等途径，建立健全海洋塑料废弃物污染公众意识的公众教育体系；加强科普教育宣传活动，在民间就海洋塑料垃圾和微塑料问题建立了较为广泛的科学认识，激发公众的环保意识，进而改变消费行为，自觉养成塑料垃圾分类及循环利用的习惯。通过与正式组织和自发组织的合作，让公众广泛了解海洋污染的严重性与危害性，自发参与到海洋垃圾污染治理行动中去，贡献于清洁海洋的目标。



#### 4. 近海汞污染的特征、来源与演变趋势

汞是一种可全球传输、有显著健康危害的重金属污染物，汞污染也已成为目前全球最重要的环境问题之一。根据联合国环境规划署和北极监测计划（AMAP）2018 年出版的《全球汞评估》估算，在全球范围内，人为来源的全球每年汞排放量估计每年约为 2220 吨（包括重新排放的汞），手工和小规模采金业是最大的人为汞排放源（38%），其次是煤炭的固定燃烧（21%）。其他主要的排放源是有色金属生产（15%）和水泥生产（11%）。

##### 4.1 海洋环境中汞的来源和迁移转化

海洋生态系统在汞的全球性陆地-海洋-大气体系的生物地球化学循环中发挥着关键的源-汇作用。它既可接收来自陆地地表径流（1000-5500 Mg yr<sup>-1</sup>）和大气干湿沉降（5000-6500 Mg yr<sup>-1</sup>）的汞，又可通过海洋汞的还原向大气二次排放单质汞（4000-5000 Mg yr<sup>-1</sup>）（Amos et al., 2014; Holmes et al., 2010; Soerensen et al., 2010）。自工业革命以来，人为活动已极大地促进了汞的全球性循环，使得汞的全球循环因子提高了 3-5 倍（Amos et al. 2013），进而导致了上层海洋（< 1000 m）中汞的浓度水平达到了工业革命前的 2.5 倍左右（Lamborg et al. 2014）。本节将概述海洋环境中汞的主要来源以及其在海洋环境中的迁移转化行为。

##### 4.1.1 海洋环境中汞的来源

海洋中汞和汞化合物的主要来源包括自然源和人为源两个方面。首先它广泛分布在朱砂岩沉积物、铅和锌等金属沉积物及石灰石等岩石中，海洋释放、火山活动和岩石风化等自然活动会导致汞的自然释放。同时，人类的能源生产和使用（化石燃料燃烧）、金属冶炼等工业生产过程、垃圾焚烧等废物处理等活动，也造成人为来源的汞和其衍生物的排放（Defra & Dbeis, 2017）。汞的排放不受国界或者大陆边界的限制，汞释放到空气中，即可借由空气环流传播数千公里进行远距离迁移，大部分汞最终以干沉降或降雨形式进入到水生生态系统，最终汇入海洋（Gworek et al., 2016）。在一定的环境中，微生物能够将不同形态的汞转化为甲基汞，并进一步储存在鱼和贝类体内（Bindler, 2003; Wang et al., 2004; Mahaffey, 2004; Chen et al., 2012）（图 4.1）。这些被污染的海洋鱼类和贝类是人类接触汞的主要来源（Drevnick et al., 2015）。

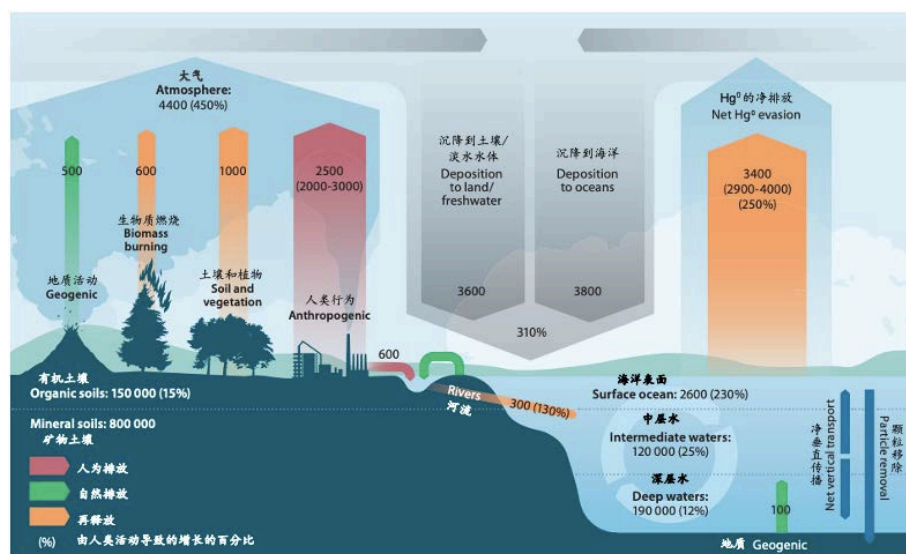


图 4.1 汞在环境中的迁移 （来源：UNEP 2019）

## 4.1.2 海洋环境中汞的迁移转化

近海区域的汞会在不同环境介质间进行一系列复杂的循环过程(图 4.2),主要包括:1) 海洋边界层大气: 活性气态汞的光还原与气态单质汞的光氧化、颗粒物上气态汞的吸附与颗粒态汞的解吸附、三种形态汞从大气到海洋的干湿沉降;2) 海岸: 溶解性单质汞、二价汞和颗粒态汞随河流等地表径流输入近海;3) 海水: 溶解性二价汞的光还原与溶解性单质汞的光氧化、有机物/矿物颗粒界面上二价汞的吸附与颗粒汞的解吸附、无机汞的微生物/化学甲基化与甲基汞的光化学去甲基化、单质汞从海水到大气挥发、颗粒态汞从海水到沉积物的沉降;4) 沉积物: 无机汞的微生物甲基化与甲基汞的去甲基化、无机汞和甲基汞从沉积物到海水的再释放;5) 生物: 甲基汞在低营养级的生物累积和沿食物链的生物放大等。厘清近海环境中汞的来源、赋存及迁移转化行为对于合理评估历史人为活动的影响、有效控制汞的环境污染、降低汞的健康风险具有重要意义。

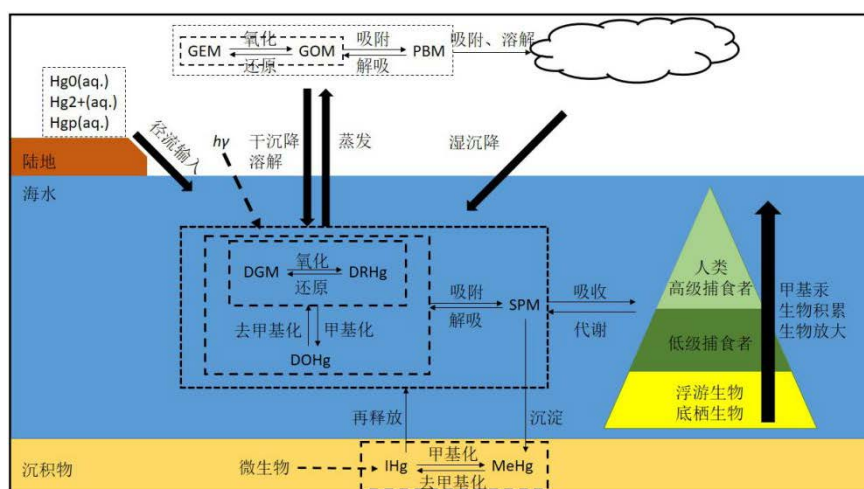


图 4.2 近海区域不同介质中汞的主要循环过程。GEM: 气态单质汞; GOM: 活性气态汞; PBM: 颗粒态汞; DGM: 溶解性单质汞; DRHg: 溶解性无机汞; DOHg: 溶解性有机汞; SPM: 悬浮颗粒态汞。  
4.2 我国近海汞的污染现状及趋势

### 4.2.1 大气

大气中的汞可分为三种形态: 气态单质汞 (GEM)、活性气态汞 (GOM)、颗粒态汞 (PBM)。GEM 和 GOM 合称为气态总汞 (TGM)。三种大气汞形态的来源、占比、滞留时间和物理化学过程各不相同, 且可通过氧化-还原、吸附-解吸附等过程互相转化, 共同构成了大气中汞的复杂环境过程。

我国大气环境中汞的监测多见于科学研究报告, 采用在线监测手段, 主要关注背景地区的和城市/工业地区监测。北半球大气汞背景值在  $1.5\text{--}1.7\text{ ng/m}^3$ , 南半球大气汞背景浓度会更低些, 约在  $1.3\text{--}1.5\text{ ng/m}^3$ 。我国背景地区大气汞背景水平约在  $1.58\text{--}3.98\text{ ng/m}^3$ , 城市地区大气汞浓度为  $2.7\text{--}35\text{ ng/m}^3$ 。整体上我国汞污染水平在全球处于较高水平, 随着汞公约生效和我国环保管理收严, 我国大气汞的浓度呈现下降趋势。

我国目前针对近海大气汞的研究主要有两种方式: 一种是长期观测, 即在海岸区域和海岛开展的固定采样点的形态研究, 另一种是短期观测, 即跟随海洋科考船开展的移动采样点的形态研究。这两种研究方式各有优缺点: 前者具有较高的可比性, 方便仪器维护, 较易实现, 通常可进行长时间的监测, 但易受陆源气团的影响, 不能完全体现整个海洋边界层中的大气汞特征; 后者对于体现整个海洋边界层的大气汞特征具有显著优势, 但非固定的采样点和较短的采样器不利于数据的对比, 且仪器运行和维护较为困难, 限制了此类观测的广泛开

展。目前，我国近海大气汞形态观测的主要结果总结在表 4.1 中。

表 4.1 我国近海大气汞形态观测结果

采样地	所属海域	描述	GEM (ng m <sup>-3</sup> )	GOM (pg m <sup>-3</sup> )	PBM (pg m <sup>-3</sup> )	文献
花鸟岛	东海	岛屿			230 ±150	Duan et al.,2017
成山头	黄海	海岸	2.31±0.74			Ci et al.,2011
宁波	东海	海岸	3.79±1.29			Nguyen et al.,2011
成山头	黄海	海岸	2.07±0.91			Holmes et al.,2010
黄海远海	黄海	随航	2.09±0.80			Holmes et al.,2010
恒春	南海	海岸	2.15			Shen et al.,2013
东沙群岛	南海	岛屿	2.14			Soerensen et al., 2010
南海远海	南海	随航	2.01			Soerensen et al., 2010
渤黄海远海（春）	渤海、黄海	随航	2.03±0.72	2.5±1.7	11.3±18.5	Wang et al., 2016
渤黄海远海（秋）	渤海、黄海	随航	2.09±1.58	4.3±2.5	9.0±9.0	Amos et al., 2013
厦门	东海	海岸	3.50±1.21	61.05±69 .41	174.41±280 .63	Xu et al., 2015
宁波	东海	海岸	3.3±1.4 (TGM)	6.69±4.3 4	179.87±113 .95	Yu et al., 2015
南海远海	南海	随航	2.62			Fu et al., 2010
东海远海	东海	随航	2.32±0.49			Xia et al., 2010

结果显示,我国近海大气 GEM 浓度均高于北半球背景值(1.5–1.7 ng m<sup>-3</sup>)(Lindberg, SE.et al. 2007), 且沿海区域监测的 GEM 浓度高于海岛及随船监测的结果。与世界其他海域的观测相比,我国的研究结果也显著偏高,如北海(均值范围: 1.2–1.5 ng m<sup>-3</sup>)(leermakers et al., 1997), 波罗的海(均值范围: 1.39–1.70 ng m<sup>-3</sup>)(Wangberg et al., 2001), 地中海和大西洋沿岸(均值范围: 1.6–1.8 ng m<sup>-3</sup>)(Gardfeldt et al., 2003)等。由于我国是大气汞排放大国,年均大气汞排放量约占全球年均排放量的 1/3 (Fu et al., 2015), 而较高的 GEM 浓度通常体现了人为排放,特别是化石燃料燃烧的影响,表明我国海洋区域受到了不同程度的人为源排放的影响,且距离人为源排放区域越近的地区其大气 GEM 浓度越高。同时,随船测试的数据显示南海及东海区域 GEM 浓度高于黄海和渤海区域,这可能与低纬度海域较强的光照强度及温度相关,导致表层海水中的汞更容易被光还原或蒸发进入大气。

虽然海洋区域的 GEM 受到了人为源排放的影响,但海洋大气中 GOM 和 PBM 受到较快速的形态转化和沉降速率的影响,并没有显著的升高(Wang et al., 2016)。由于 GOM 和 PBM 具有相对较快的从大气中清除的速率,迁移距离较短,因此更倾向于反映当地和区域的汞污染特征。现有观测数据表明随船监测的 GOM 及 PBM 浓度与北半球其他背景区域差距不大,而海岸及海岛区域的监测结果均高于背景区域(Yu et al., 2015),但 PBM 浓度仍然要低于我国城市地区的平均监测浓度(530 pg m<sup>-3</sup>)(Fu et al., 2015)。我国海岸区域多为经济发达地区,人为源排放对当地大气中 GOM 和 PBM 浓度有着较强的影响。在当地人为源排放和海洋大气背景气团的协同作用下,海岸区域的大气汞各形态的浓度处于背景值与内地城市观测值中间的位置。

4.2.2 海水

海水中的汞可分为四种形态:溶解性单质汞(DEM)、溶解性活性无机汞(DRHg)、溶解性有机汞(DOHg)、悬浮颗粒态汞(SPM),其总量称为总汞(THg)。四种形态的

汞可通过氧化-还原、吸附-解吸附、甲基化-去甲基化等过程互相转化，共同构成了水体中汞的复杂环境过程。由于水体中汞的浓度通常很低，对各种汞形态的检测更加困难。受到诸多实验条件的限制，我国目前对海水汞浓度和形态分析的研究相对较少，总结起来如以下表 4.2 所示。

表 4.2 我国海水中各形态汞浓度观测结果

采样点	所属海域	THg (ng L <sup>-1</sup> )	DEM (pg L <sup>-1</sup> )	DRHg (ng L <sup>-1</sup> )	DOHg (ng L <sup>-1</sup> )	文献
渤海北部海岸	渤海	1.0±0.1 μg L <sup>-1</sup>				Luo et al., 2012;Faganeli et al., 2003
锦州湾	渤海	40.0±430			0.05 - 0.28	Wang et al., 2009; Rolfhus et al., 2001
黄海北部海岸	黄海	1.1±0.2 μg L <sup>-1</sup>				Faganeli et al., 2003
黄海远海	黄海		27.0±6.8(春) 28.2±9.0(秋)			Ci et al., 2015; Lamborg et al., 2008
黄海远海	黄海	1.69±0.35	63.9±13.7	1.08±0.28		Ci et al., 2011a; Mason et al., 1999
成山头海岸站	黄海	2.69±0.78	34.0±26.1	0.94±0.29		Ci et al., 2011b; Fu et al., 2015
南海远海	南海	1.2±0.3	36.5±14.9		0.12±0.05	Fu et al., 2010;Ci et al., 2015

结果显示，我国边缘海远海区域表层海水中 THg 浓度均值约为 1.2-1.7 ng L<sup>-1</sup>。与世界其他海域相比，该值高于开放性海域及公海海水中 THg 浓度，如地中海 (~0.26 ng L<sup>-1</sup>) (Kotnik et al., 2007)、北大西洋 (~0.48 ng L<sup>-1</sup>) (Mason and Rolfhus, 1998)、北太平洋 (~0.23 ng L<sup>-1</sup>) (Laurier et al., 2007)，但略低于海湾、海岸等受陆源排放影响较大的区域，如得里亚斯特湾 (0.18-4.9 ng L<sup>-1</sup>) (Faganeli et al., 2003)、长岛 (0.46-3.98 ng L<sup>-1</sup>) (Rolfhus et al., 2001)、黑海沿岸 (0.32-2.0 ng L<sup>-1</sup>) (Lamborg et al., 2008)。

从形态上来看，我国海域表层海水的 DEM 浓度均值为 27.0-63.9 pg L<sup>-1</sup>，约占表层海水 THg 的 3-6%。与世界其他海域相比，该值与世界其他开放海域及海岸区域相当，如切萨皮克湾 (~40 pg L<sup>-1</sup>) (Mason RP et al., 1999)、地中海 (11.0-38.9 pg L<sup>-1</sup>) (Ianzillotta et al., 2002)、北冰洋 (~44.2 pg L<sup>-1</sup>) (Anderson et al., 2008)，略高于北大西洋 (~11.7 pg L<sup>-1</sup>) (Tseng et al., 2013)。黄海和南海表层海水的 DEM 浓度还呈现出季节变化趋势，表现为暖季浓度高而寒季浓度低 (Andersson et al., 2011)，该趋势也与世界其他海域类似。由于 DEM 浓度受多种因素影响，包括光照强度、温度、海水表面风速、气压、海水中微生物活性、及源输入强度（如海岸边径流输入和大气沉降输入等），其空间分布趋势表现为近海区域浓度偏高而远海区域偏低，且远海区域 DEM 浓度与全球其他远海区域近似。

根据我国《海水水质标准 GB 3097-1997》，我国大多数海域表层海水汞含量均符合一类水质标准 (< 0.05 μg L<sup>-1</sup>)，然而在受人为源排放较严重的渤海区域有高于三类水质标准 (0.5 μg L<sup>-1</sup>) 的汞浓度。针对汞污染区域海洋汞的研究，特别是对当地居民的暴露风险的研究，审查现行标准和法规，并加强降低汞含量，成为当务之急。

### 4.2.3 沉积物

沉积物是海洋生态系统中的重要组成部分，充当了海洋汞循环的重要汇和二次排放源，同时也是剧毒甲基汞产生的热点区域，因此，研究表层沉积物和沉积物柱芯中的汞成为一种可以从空间和时间两个尺度上揭示出汞的来源、迁移和转化的有效手段。2011-2012 年从我国四大边缘海（包括长江口和珠江口这两个重要河口）按固定航线采集了 220 个表层沉积物和 8 个沉积物柱芯的研究结果表明：我国近海沉积物中 THg 的浓度值（干重）大多数在背景浓度范围内 (20-100 μg kg<sup>-1</sup>)，只有珠江口的大部分采样点 (42/54) 和渤海的个别采样



点 (1/29) 显著高于背景值 ( $> 100 \mu\text{g kg}^{-1}$ ) (Meng et al., 2014)。与世界其他海域相比, 结果显著低于欧洲、北美、非洲和亚洲等很多国家的海洋沉积物 THg 值。

从空间分布来看 (图 4.3), 南海珠江口沉积物中 THg 浓度最高 (均值为  $166 \mu\text{g kg}^{-1}$ ;  $15.4\text{-}398 \mu\text{g kg}^{-1}$ ;  $n=54$ ), 然后依次是渤海 (均值为  $38.8 \mu\text{g kg}^{-1}$ ;  $9.7\text{-}160 \mu\text{g kg}^{-1}$ ;  $n=29$ ) 和东海 (均值为  $32.8 \mu\text{g kg}^{-1}$ ;  $8.2\text{-}84.3 \mu\text{g kg}^{-1}$ ;  $n=71$ ), THg 浓度最低的是黄海沉积物 (均值为  $24.2 \mu\text{g kg}^{-1}$ ;  $7.0\text{-}47.4 \mu\text{g kg}^{-1}$ ;  $n=66$ )。而且, THg 富集的热点区域主要分布在渤海的黄河口、黄海的中部泥质区、东海的长江口及下游泥质区、南海的珠江口下游等 (图 4.3), 这些热点区域表现出较高的总有机碳含量或靠岸边受人为活动影响大等特点, 且 THg 浓度与 TOC 呈显著正相关, 这表明我国近海沉积物中的汞多富集在有机碳含量较高的泥质区, 且主要来自于沿岸人为活动输入。从时间趋势来看, 整体表现为从柱芯底层到顶层波动增加的趋势, 尤其是靠近顶部的柱芯增加趋势更为显著, 表明我国近海汞输入在持续增加, 且近几十年增加尤为显著。珠江口表层沉积物中 THg 浓度从 2002 年 2011 年也呈现显著增加, 均值由 2002 年的  $54.4 \mu\text{g kg}^{-1}$  升高到 2011 年  $166 \mu\text{g kg}^{-1}$ , 最高值由 2002 年的  $201 \mu\text{g kg}^{-1}$  升高到 2011 年的  $398 \mu\text{g kg}^{-1}$ , 这表明珠三角地区人为汞排放量在这十年间显著增加。

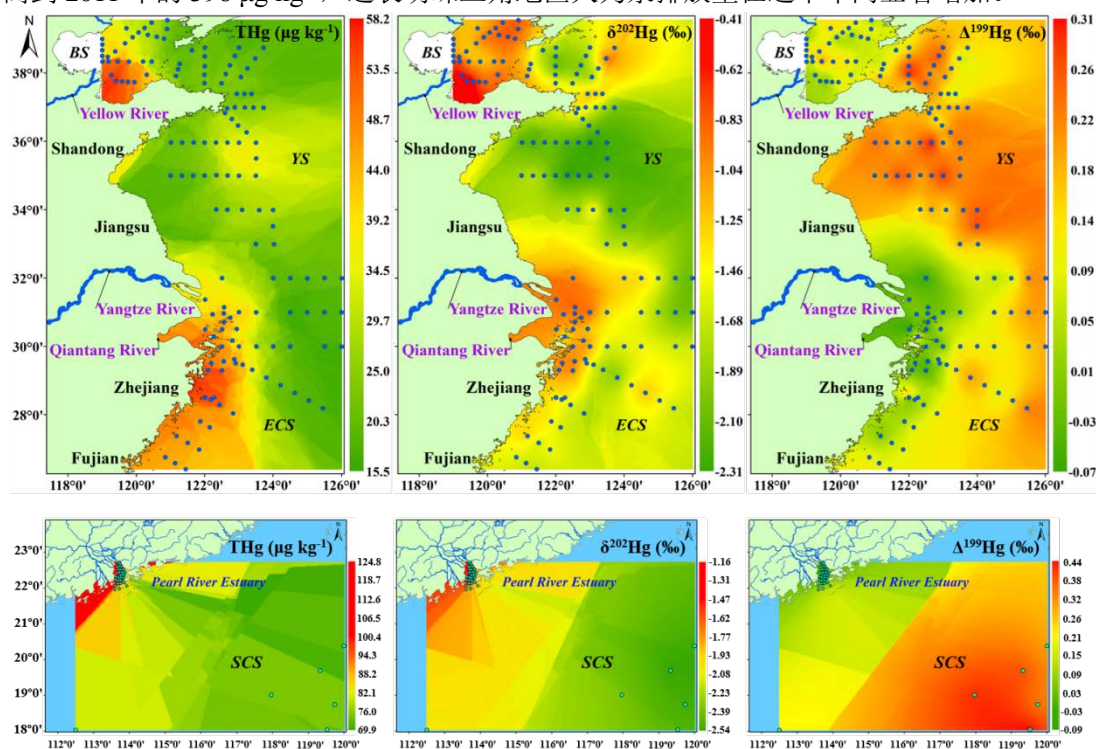


图 4.3 我国四大边缘海表层沉积物中 THg 浓度及其同位素组成 ( $\delta^{202}\text{Hg}$  和  $\Delta^{199}\text{Hg}$ ) 分布特征等值线图 (BS: 渤海; YS: 黄海; ECS: 东海; SCS: 南海)

由于沉积物所处的缺氧环境, 部分微生物如硫酸盐还原菌、铁还原菌或产甲烷古菌等会在表层沉积物中将无机汞转化为有机汞, 除了常见的甲基汞 (MMHg) 之外, 海水中还发现了不常见却有剧毒的二甲基汞 (DMHg), 且研究显示 DMHg 的形成也与缺氧环境下的微生物转化有关 (Baldi et al., 1995)。我国近海沉积物中有机汞的检测数据相对较少, 现有数据显示 MMHg 浓度大多在  $0.1\text{-}3.2 \mu\text{g kg}^{-1}$  的范围内, 只有在个别河口区域的沉积物中发现相对较高的 MMHg 浓度 ( $15 \mu\text{g kg}^{-1}$ )。在未来还需要加强对沉积物中汞形态的研究。

#### 4.2.4 生物体

海洋是沿海居民的主要食物来源地之一, 而我国也是渔业发达的国家, 据统计 2015 年全国海洋生物捕捞量达到了 1310 万吨, 因此, 海产品成为了人体甲基汞暴露的重要来源, 对人体健康构成潜在威胁, 需要格外关注。2007 到 2012 年从渤海采集了 11 种软体动物 (包

括 9 种双壳类和 2 种螺类)的研究结果显示, THg 和 MMHg 的浓度(干重)范围分别为 27.2-461.1  $\mu\text{g kg}^{-1}$  和 2.1-295.5  $\mu\text{g kg}^{-1}$ , 平均值分别为 99.4  $\mu\text{g kg}^{-1}$  和 45.1  $\mu\text{g kg}^{-1}$  ( $n=431$ ), 均低于我国对海产品中 MMHg 的限制标准(500  $\mu\text{g kg}^{-1}$ ) (Meng et al., 2015)。从时间上看, 这六年间软体动物中 THg 和 MMHg 浓度均没有显著变化, 反映出该区域具有较为稳定的污染状态; 从空间上看, 呈现出较为显著的区域差异, 比如蓬莱市附近海域采集的软体动物中具有显著偏高 THg 和 MMHg, 可能与当地的造纸厂和金冶炼厂造成的汞排放有关; 从物种上看, 螺类中 MMHg 占 THg 的百分比(MMHg%) (57.3-65.8%) 显著高于双壳类(21.1-49.5%), 且 MMHg 不仅浓度与营养级(1.99-4.02)呈显著正相关, 其营养级放大因子(1.85)也明显大于 1, 表明低营养级软体动物中 MMHg 表现出生物放大效应, 而无机汞主要表现为生长稀释效应。

2013 年从渤海采集了全食物链样品, 包括大型藻类、双壳类、螺类、虾类、蟹类、头足类、近岸鱼类、远海鱼类, 结果显示, THg 和 MMHg 的浓度(干重)范围分别为 44.3-1355.7  $\mu\text{g kg}^{-1}$  和 5.2-1210.1  $\mu\text{g kg}^{-1}$ , 平均值分别为 300.9  $\mu\text{g kg}^{-1}$  和 183.6  $\mu\text{g kg}^{-1}$  ( $n=192$ ), 其中有 9 个样品(多为近岸鱼类)超出我国对海产品中 MMHg 的限制标准(500  $\mu\text{g kg}^{-1}$ ) (Meng, M. et al. 2020)。从物种上看, MMHg% 的顺序为近岸鱼类(均值 84.4%)>远海鱼类(均值 82.0%)>蟹类(均值 62.5%)>头足类(均值 56.5%)>螺类(均值 51.8%)>虾类(均值 51.3%)>双壳类(均值 40.9%)。同样地, MMHg 不仅浓度与营养级(0.97-5.48)呈显著正相关, 其营养级放大因子(1.74)也明显大于 1, 表明渤海食物链中 MMHg 表现出生物放大效应, 而无机汞主要表现为生长稀释效应。

与现有我国其他海域的数据相比, 渤海生物体内 THg 和 MMHg 浓度与其他三个海域较为接近, 只是有关南海鱼类的有关报道呈现出相对更高的 MMHg 浓度, 高达 1811  $\mu\text{g kg}^{-1}$  (Zhu et al., 2013)。与世界其他海域相比, 我国海域鱼体内 THg 浓度相对较低, 比如美国加利福尼亚湾(高达 3748  $\mu\text{g kg}^{-1}$ ) (Ramos-Osuna et al. 2020)、西南太平洋南极附近海域(均值 680 $\pm$ 450  $\mu\text{g kg}^{-1}$ , 湿重) (Queirós et al., 2020)等, 有观点认为, 这与我国存在过度捕捞的现象, 导致海产品生长周期较短, 即对汞的富集时间较短有关。

世界卫生组织建议的人体 MMHg 摄入最大耐受值为每周 1.6  $\mu\text{g MMHg kg}^{-1}$  体重(FAO, 2011), 美国环保署建议的是每天 0.1  $\mu\text{g MMHg kg}^{-1}$  体重。假如我国一个成年人的平均体重为 60 kg, 沿海居民每天摄入海产品的量为 250 g, 海产品中 MMHg 平均浓度按以上的 143  $\mu\text{g kg}^{-1}$  (湿重) (由以上的干重浓度 183.6  $\mu\text{g kg}^{-1}$  乘以平均含水率 78% 计算得出) 计算, 则每周 MMHg 的摄入量为 4.2  $\mu\text{g kg}^{-1}$  体重, 每天 MMHg 的摄入量为 0.6  $\mu\text{g kg}^{-1}$  体重, 均超出了以上限制, 表明沿海经常食用海产品的居民存在一定的 MMHg 暴露风险。同时, 一方面由于我国经济发展速度较快, 海水中汞浓度有着上升的趋势, 另一方面我国正在加强对海洋渔业资源总量的管理, 通过压减捕捞机动渔船等来压减近海捕捞量、增加休渔期等措施, 让鱼类等得以休养生息(生长周期可能延长), 这些都有可能改变 MMHg 的生物累积和循环, 因此, 未来对我国近海生物中汞尤其 MMHg 含量的监测仍然很有必要。

#### 4.3 国际海洋汞污染监测现状

##### 4.3.1 全球汞观测系统

欧委会于 2010-2015 年资助了全球汞观测系统(GMOS)。GMOS 旨在建立一个全球汞观测系统, 通过网络设施所提供的支持, 对全球汞排放情景进行研究以及区域和全球建模<sup>1</sup>。系统通过测量环境空气和降水样本中的大气汞含量, 提供南北半球空气和海洋生态系统中汞含量的可比监测数据, 从数据上支持《水俣公约》的运转。该项目在全球范围内设立了 43

<sup>1</sup> 项目详情可参见 Gmos.eu

个地面监测站，其中部分站点位于远离人类生存活动的遥远区域，如南极的阿姆斯特朗岛、喜马拉雅山脉高于 5000 米的 EV-K2-CNR 等位置，覆盖了此前的监测盲区。GMOS 通过现场和卫星平台进行监测，由网络设施提供来自参与观测站的实时或近时数据。由于汞排放和沉积的特性，此项监测涵盖大气、海洋和陆地系统的整体汞循环，从地面监测站、海洋巡航活动和对流层监测等处收集数据，分析和研判地球系统汞循环的长期动向，以了解人为汞排放活动、量化汞来源和沉积情况，以及分析汞对于生态系统和人类健康的影响。通过这一系统的运行，研究人员发现南北半球之间的汞含量存在明显差别：2013 年和 2014 年被半球的年平均汞含量为  $1.55\text{ng}/\text{m}^3$  和  $1.51\text{ng}/\text{m}^3$ ，但南半球分别为  $0.93\text{ng}/\text{m}^3$  和  $0.97\text{ng}/\text{m}^3$ ，该梯度主要是由当地和区域自然和/或人为的汞排放来源造成的，证实了汞的排放主要均在北半球 (Sprovieri et al., 2016)。该项目采用全球监测的取向，将监测点遍及全球，覆盖了多海拔、多海平面、以及气候多样化地区，以这些地点的测量数据来检验区域和全球范围内的大气汞模型，能够提高对全球汞迁移、沉积和排放的理解，并能为国际政策的制定和执行提供可行依据 (Gencarelli et al., 2017; De Simone, 2016)。但是由于该系统所能提供的数据时间跨度有限，目前还难以提供更多时间趋势的信息；在改进排放清单和监测数据、对未来汞排放量的预测以及成本收益的方面仍需改进 (Sundseth, 2017)。

### 4.3.2 欧盟环境质量标准及对水体和食用鱼汞监控

欧盟从1998年起开始对汞污染对于环境的影响进行监测，由欧盟委员会资助的典型项目包括：地中海大气汞循环系统 (MAMCS)、汞在欧洲 (MOE)、整体化评估地中海盆地汞循环 (MERCYMS) 等。近年来监测项目主要转向以《水俣公约》为依据，并尝试为《公约》提供数据支持。

相对于对大气汞污染的研究和监测，欧盟和全球对于汞在水体中的直接排放和治理的研究都相对较少，也缺少明确的数据 (AMAP & UNEP, 2013)。尽管欧盟约40%的水体受到污染，令人担忧 (EEA, 2018)，但欧洲仍然是水体较少受到汞污染的地区。粗略测算中全球认为直接排入水中的汞排放在185吨左右，欧洲约为8吨 (AMAP & UNEP, 2008)。欧洲对水体的汞排放量低于世界其他区域，这主要是由于汞排放的主要来源，例如汞矿开采、氯碱工业和小规模采金业等，并不是欧洲的主要产业部门。欧洲污染物排放和转移登记册 (E-PRTR) 显示，城市污水处理是水体汞排放的主要来源，紧随其后的是化工制造业和发电。值得注意的是，污水处理对水体的排放也同样是来源于工业或者牙医等商业活动。这种排放结构支持欧盟对汞排放源头控制政策的逻辑。

欧盟《水框架指令》要求根据欧盟环境质量标准 (EQS, 2008/105/EC号指令) 对汞和其他物质进行监测。为评估长期趋势，EQS要求对汞浓度制定监测计划，并制定包含具体保障生态措施的流域管理计划。欧盟会员国可以选择采用鱼类、软体动物、甲壳类动物等生物群作为适当的指标进行监测<sup>2</sup>。尽管水体并非欧洲汞污染关注的重点，仍有一些国家多年来根据EQS标准定期监测海洋和地表水浓度，例如1996年建立的“跨国监测系统 (TransNational Monitoring Network)”。这一系统致力于测量多瑙河流域中汞和其他有害物质的水平。根据2015年多瑙河生态报告，该年河流中鱼类所含汞含量超过标准 (ICPDR, 2015)。其他国家 (如瑞典: Akerblom et al., 2014; 意大利: Maggi et al., 2012; 欧洲各国: Nguetseng et al., 2015) 的当地海洋和淡水调查也发现了超过EQS水平的汞污染物。对于这些高于EQS上限的结果，Vignati et al. (2013)提出质疑，认为汞对水体的污染影响可能远较此前估算严重，但囿于数据的匮乏，仍旧处于未知的状态。

通过对鱼类体内汞含量进行监测，控制人类通过进食暴露于汞污染，也是欧盟的对水体

---

<sup>2</sup> 现有国家和区域监测方案和数据可以在 EIONET Central Data Repository 查询。

汞污染的一项策略。(EC) 1881/2006号规章设定了鱼类含汞的上限为每公斤0.5毫克，某些大型鱼类为每公斤1.0毫克。欧洲食品安全局在2012年对甲基汞和无机汞进行了评估，将可接受摄入量制定在1.6µg/kg体重和4µg/kg体重的水平(Benford et al., 2012)。根据这些立法和准则，欧盟对鱼类汞含量进行调查，Višnjevec et al (2014)总结了自2000年以来的研究，注意到沿海人群较之内地具有更多的汞暴露，即是因为食用了更多鱼类。

4.3.3 英国对水体汞排放的监测

英国由大不列颠及周边岛屿组成，四面环海内部水系纵横，在对水体的汞污染监测上区别了海洋水域和淡水及河口沿海水域，采用了不同的监测方法。

1) 对领海水域的汞监测

英国自1999年实行清洁海洋环境监测项目（CSEMP），通过收集领海（12海里）范围内盐水系统中鱼类、贻贝和沉积物中汞浓度的数据<sup>3</sup>来反映汞排在水体中的趋势。1999年-2017年间，监测数据波动较大，仅有少量监测点表现出了具有统计学显著性的趋势，而三个监测对象也反映出了不同的趋势。鱼类样本反映在英格兰北部和东北部中的三个监测点出现汞排放上升的情况；贻贝的监测结果显示除泰晤士河口以外，更多区域显示了汞残留的下降；而沉积物则显示西北一处监测点显示汞浓度下降，而其他区域几乎没有趋势性变化。贻贝的监测结果支持了证明了汞残留量的下降，但英国环境署（EA，2019）提醒对于监测数据，需要考虑短期条件的重大影响，例如风暴、洪水都可能引起受污染沉积物的再悬浮，造成对数据趋势的干扰和覆盖。

2) 淡水、河口和沿海水域

与对领海区域汞监测不同，英国对淡水、河口和沿海水域的监测仍旧采用了欧盟的EQS系统，在2014-2018年期间，英国环境署（EA，2019）通过测定鱼和贻贝的汞含量，与EQS阈值进行对比。结果发现在70个淡水鱼类样本中，仅有14个在阈值范围内，另外56个样本，及所有河口和沿海鱼样本全部超标，盐水贻贝在30个样本中仅有7个小于欧盟阈值（表4.3）。除工业河口的汞浓度升高外，历史的汞留存被认为影响监测结果。这同样提示了汞排放和浓度监测中，历史性因素、外来性因素（如领海部分所属的风暴、洪水等）、以及气候变化（Krabbenhof和Sunderland, 2013; Eagles-Smith等, 2018; Selin等, 2018）都可能影响结果。

表4.3 淡水、盐水鱼类和盐水贝类汞浓度情况小结

样本类型	汞浓度低于EQS域值的区域	汞浓度高于EQS阈值的区域	汞浓度(µg/kg)
淡水，鱼类	14	56	13.7-237.5
河口和沿海水域，鱼类	0	16	28.5-260
河口和沿海水域，贝类	7	23	12.4-89

来源：EA（2019）

4.3.4 挪威的汞监测

挪威汞减排的行动计划（2010）要求汞检测由气候与污染局负责，目的在于监测环境中汞浓度的趋势；揭示河流流域汞径流的原因和机制<sup>4</sup>；调查生物体对汞的吸收和鱼类及食物链中汞浓度增高的原因。

长期的汞监测项目则以汞的生态全程为立足点，包括监测海洋生物的汞负荷量，同时对

<sup>3</sup> 数据可见于 ICES <https://www.ices.dk/Pages/default.aspx> 和 DOME <https://www.ices.dk/data/data-portals/Pages/DOME.aspx>  
<sup>4</sup> Identifying the reasons for/mechanisms behind mercury runoff in river basin



生物群的时间趋势、河流和工业部门的汞输入，以及对来自于南北空气监测站（南部监测站位于挪威国境内最南端北海沿岸的 Birkenes，北部监测站位于北极的 Svalbard 群岛）数据进行分析。此外还有其他的定期项目对汞进行取样监测，如对全国性湖泊沉积物监测方案包括每 10 年测量一次汞含量，每 5 年测量苔藓中的汞水平和其他重金属含量。

然而，尽管汞排放量在挪威录得显著下降，但监测站返回的结果（1990-2008）中汞浓度稳定，没有表现出降低；而鱼类体内含汞量较 1990 年代不仅未出现减少，反而表现出了高度上升的趋势，例如鲑鱼汞浓度上升了 60%，鳟鱼上升 20%（CPA，2010）。挪威环境当局将此归因为大气远距离的汞传递，换言之是挪威以外的汞污染通过大气环流系统输入了挪威本地，而这比源于其本国的汞输入更为重要。但由于海洋汞循环和生物积累的过程具有极大的不确定性，实际的原因仍旧处于需要探索的空白区(Stode et al., 2007)。

## 4.4 国际和欧盟汞污染控制实践

### 4.4.1 《水俣公约》及其它国际公约

汞和汞的有机衍生物所具有的持久性、易迁移性和高毒性的特征（Schoeny,1996），其对人体健康、野生动物和生态系统所造成的影响不可逆(WHO, 2019; EPA, 2018)。这些危害决定了汞污染是全球性的问题和威胁，需要通过国际合作在全球和区域层面进行全方位治理。因而各国对汞污染的治理不只限于特定行业、领域或地域，而是在大气、水系和食物链的整体环节展开，以汞的生命周期为干预范围，这也是国际公约和各国治理汞污染所秉承的基本理念。控制汞污染的举措自 20 世纪末已经在发达国家间开始尝试合作进行治理。对汞污染进行合作治理的公约最早可以追溯到联合国欧洲经济委员会（UNECE）成员国在《长距离越境空气污染物公约》（CIRTAP）架构下所签订的《关于重金属的奥胡斯议定书》（1988）

（以下简称“《重金属议定书》”或“议定书”）。该议定书对汞的无意排放、涉汞产品和废物、公众知情权等问题作出了详细的规定，是首部具有国际法律约束力的涉汞多边公约。然而其适用范围仅包括北美和欧洲发达国家，这反映了当时世界工业化发展的情况，即工业化主要仍集中在发达国家，多数发展中国家仍主要处于农业化或原材料输出阶段，汞排放处于较低水平阶段，因而对汞污染的控制主要在已完成工业生产现代化的发达国家开展。胡奥斯协议之后开放欢迎非 UNECE 成员国加入，但并没能促成全球有效的统一行动。各国在之后签署的一系列关于化学品或有机物全球性或区域性的治理公约中涵盖了部分汞污染治理的内容，例如《巴塞尔协议》（1992）包括了汞废弃物的处置、鹿特丹公约（1998）涵盖汞的国际贸易问题、斯德哥尔摩公约（2004）涉汞重点在于甲基汞的问题（表 4.4）。20 世纪末至 21 世纪初的这几项公约，较之此前的国际条约扩大了参与范围，力图在全球语境下应对汞污染问题，但鉴于前述汞污染产生、扩散和传播的特点，这些公约尚不足以覆盖汞的生态全程，难以做到对污染的有效防治和治理。在此背景下，为避免对既有公约的冲击，即开启对已有公约（如《斯德哥尔摩公约》）的重新谈判和出现两套形式迥异的公约系统，UNEP 放弃了对现行公约进行修订，而推动将独立汞公约（即《关于汞的水俣公约》）的谈判列入政府间议程<sup>5</sup>。国际组织，主要是联合国环境署（UNEP）在其中起到了主导倡议和推动谈判的作用。UNEP 还自 2002 年起编制了关于汞的全球性系列评估报告<sup>6</sup>，持续更新全球汞污染的评估情况。

<sup>5</sup> 具体讨论和权衡过程参见 UNEP (2007) Review and assessment of options for enhanced voluntary measures and new or existing international legal instruments, Study on options for global control of mercury, Bangkok, pp61-66

<sup>6</sup> 由 UNEP 主导编制的全球汞评估报告包括：《全球汞评估》（2002）、《全球大气汞评估：来源、排放和运输》（2008）及技术背景报告、《全球汞评估：来源、排放、释放和环境迁移》（2013）及技术背景报告、《全球汞建模：全球汞评估 2013 的建模结果更新》（2015）、及《全球汞评估》（2018）。

#### 4.4.2 欧盟的汞污染防治

欧洲自 19 世纪实现工业化以来，一直是汞的主要使用者和排放者，因而也成为了汞污染治理的先行者和重要实践者(Selin & Selin, 2006)。对汞和汞污染的早期治理，主要是从欧洲的波罗的海、东北大西洋和地中海等地区开始的。在汞污染治理中欧洲与北美有本质不同，北美是基于自愿原则的私有部门治理为主，欧盟<sup>7</sup>始终倾向于通过定立法律法规以国家强制力约束汞的使用、排放，以及汞废物的处置(Selin & Selin, 2016)。欧盟最早在 1979 年即出台了首批涉汞法规，禁止在欧盟内将含汞化合物作为杀虫剂使用（79/117/EEC 指令）。到 21 世纪初期，汞化合物被认定为禁止出口的危险化学品，向欧盟以外出口汞化合物以及含汞化妆品也被立法禁止（（EC）304/2003 规章）。欧盟也通过监管指令和程序来应对工业排放的问题，如在 2010 年所通过的 2010/75/EU 号指令处理工业排放问题。整体而言，欧盟关于汞的法律和规范繁多并在各部门和环节对汞和汞化合物进行规范，通过公共治理的机制对汞污染进行治理，主要的机制包括禁止和限制使用汞和汞化合物，意在从源头控制汞的使用和排放。这种以减排治理污染的理念在 UNEP（2015）和 OSPAR(2018) 的海洋汞含量评估数据中得到了肯定，欧洲和北美在汞排放源头的减排，已使北大西洋和东北大西洋的汞水平呈现下降趋势。欧盟法规结构中起到统领作用的是形成于 2005 年并在 2010 年进行了回顾和修正的欧盟《汞战略》；并且，欧盟还制定了一系列的涉汞法律法规，进一步强化了汞污染的治理规则。

##### 1) 汞战略

2005 年欧盟指出汞污染已经成为全球性风险，推出《联合体关于汞的战略》（《汞战略》）及相应的指令和行动计划，强化以法律法规治理汞污染的机制。汞战略成型于 2005 年，在 2010 年进行了回顾和修订并形成 2010/723 号通讯文件，作为汞污染治理的统领性文件。汞战略是解决汞使用和污染问题的综合计划，包括减少汞排放、较少汞的供给、需求与流通、避免公民汞暴露等 20 项行动计划是其核心内容。

《汞战略》对欧盟关于汞的立法具有直接的贡献，具体表现在：i) 限制汞的使用：对包括温度计、血压计、气压计等测量设备，以及电池和电子等设备中严格限制使用汞和汞化合物；ii) 禁止汞出口：以法律的形式规定自 2011 年起禁止从 EU 出口汞；iii) 安全存贮：制定安全存贮汞的新规则；iv) 汞排放：将汞排放的条款列入欧盟的立法框架，特别是根据最佳可行技术介入纳入到欧盟《工业排放指令》当中。

在《汞战略》框架下，国际合作得到强调。根据汞的扩散和存贮路径和机制（前图），欧盟注意到欧洲约有大量汞来自于世界其他地区，但沉积于欧盟诸国对食物链上的鱼类和海产品形成污染，增加了居民的汞暴露和接触，危及居民健康和环境安全。例如 EEA（2018）援引 EMEP（2016）对瑞典汞污染的评估结果，报告目前影响瑞典的汞和汞化合物，仅有 1%产生自该国，而 88%来自欧洲以外，因而这一情况也普遍存在于其他欧洲国家。因而尽管在欧盟内部强调对汞的减排和限制使用已近四十年，但不足以应全球汞排放增加所形成的挑战，国际合作成为现实和必须的选择。《汞战略》因此将国际合作列为一项重点，其中重要的发展之一即是与 UNDP 共同积极推进多边汞公约（即《水俣公约》）的谈判。欧盟在谈判的过程中，起到了重要的推动作用，条约的签订和多边合作的形成，是欧盟推进绿色外交的重要成就。

##### 2) （EC）2017/852 号规章

截至到《水俣公约》生效，尽管既有涉汞法规和指令已经基本满足《公约》要求，欧盟仍在 2017 年出台了进一步的措施，超越《公约》要求，通过 852/2017 号规章（取代 1102/2008

<sup>7</sup> 如无特殊说明，以下所有“欧盟”均指代“欧盟”及/或其前身“欧洲经济共同体”。

号)加强了涉汞法律。该法规涵盖了汞的整个生命周期,强化和不同了此前涉汞环境法规的不足,最重点的强调在于:

- (i) 禁止汞和汞化合物的出口;
- (ii) 禁止制造、出口和进口汞添加产品
- (iii) 停止催化剂和大电极在工业生产中的所有应用;
- (iv) 减少牙科用汞的使用,并制定程序评估完全淘汰牙科用汞的可行性;
- (v) 禁止汞应用于新的工业或产品;
- (vi) 确保所有汞废物以无害化方式永久储存。

其中,牙科用汞是欧盟仅存的大规模人为主动使用汞的类型,法案特别在第10条详细设定了牙科治疗中禁止使用汞合金的项目、要求成员国必须制定减少汞合金使用的国家计划、仅限诊疗使用预先封装的定剂量汞合金、必须使用特定设备分离汞合金、仅可由持牌机构收集处理汞合金医疗废物、禁止直接排入牙科用水等环境中等详细内容。

通过以上法律法规的实行,欧盟试图创建无汞经济,而实施结果也令人欣喜,汞的排放、使用都得到了明显的减少。监测结果(如图4.4)显示,通过禁止诸多如电池、开关和继电器、血压计等含汞产品的销售和使用、设定氯碱等工业行业最终使用汞的日期和牙科用汞的改善计划,欧盟向空气排放的汞在1990年到2014年间下降了73%(211吨减至57吨),欧盟目前占全球空气汞排放量已不足5%,年度汞消费在2007年到2018年间下降了80%,预计在2018年到2021年间将进一步减少40%;对水体的排在2007年到2014年间下降71%,排放量由11.3吨减少到3.3吨。

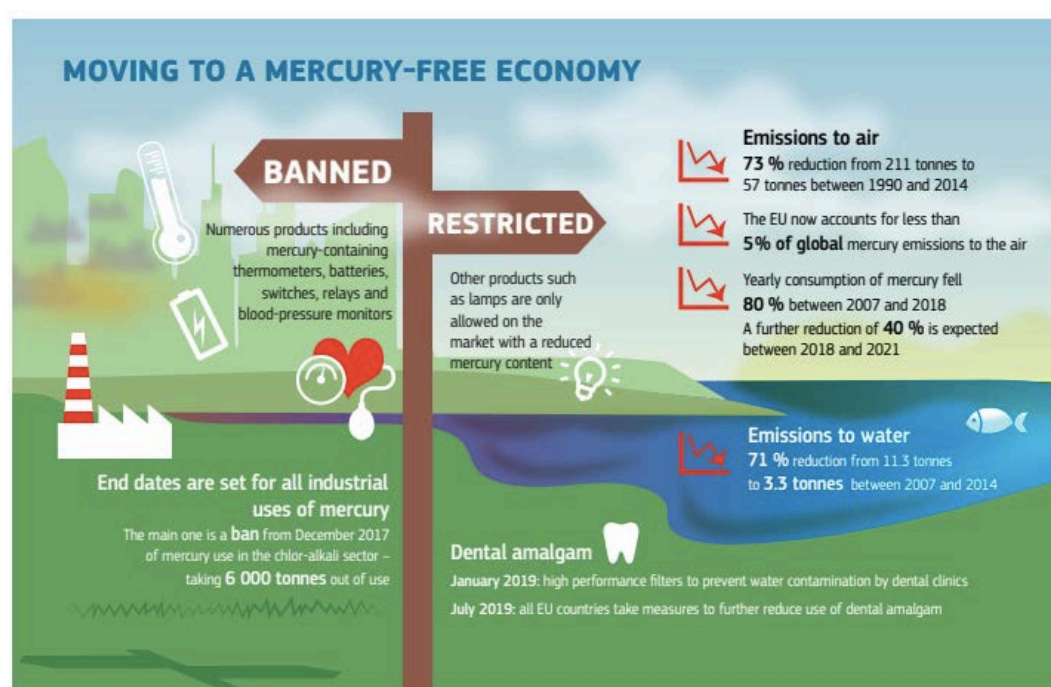


图4.4 欧盟汞行动计划及结果 (来源: EU, 2018)

#### 4.4.3 英国的汞污染防治

自1990年以来,英国通过限制汞的使用和排放,排放量已经下降了88%(如图4.11)。这一排放量的下降,与英国减少煤炭使用和氯碱工业改变汞电池制氯生产工艺相关。煤炭使用量的下降,减少了90%由燃煤引起的汞排放;汞电池工艺的改变,使得其相关的排放量下

降了79%（NAEI，2021<sup>8</sup>）。2018年，英国汞排放的主要来源是公共电力和热能生产以及工业燃料中的煤炭使用、钢铁生产过程、火化及处理含汞产品的排放。这显示英国大气中的汞排放量都远远大于向水体的直接排放，燃煤及燃烧设备是最大的工业排放源。作为减少有害化学品进入环境承诺的一部分，英国政府（HM Government，2018）计划到2030年将陆地向大气和水体的汞排放进一步减少50%。

英国于2020年末完成了在法律上退出欧洲联盟的程序，但在汞污染的控制和治理方面，至今没有出台新的规则，仍按照2017年《汞控制（执行）规章》继续直接遵循退欧之前的所有立法和规定，即仍执行(EC) 852/2017规章及其所联系的各项规定和指令，在设计汞和汞合金及添汞产品等的进出口、制造、储存、追踪和报告等与欧盟保持一致。针对欧盟要求成员汞对牙科用汞做出国家计划的要求，英国政府报告了英格兰、苏格兰、威尔士和北爱尔兰地区所推出的控制和减少牙科汞合金的国家计划<sup>9</sup>，逐渐减少汞合金使用的计划。该计划在严格限制汞合金使用的条件以外，提出在牙科职业教育过程中，通过推广新的修复和干预方法的手段，减少汞技术的应用；改善和推行口腔保健计划，减少儿童和弱势人群患龋齿的机会；以及鼓励牙医专注预防等“软”措施，多方面促进汞合金的最少使用。

#### 4.4.4 挪威的汞污染防控

挪威位于斯堪的纳维亚半岛西部，面临北海和挪威海，海岸线绵长，海洋产业发达。由于人类暴露于汞环境的主要途径是食用含汞鱼类和海产品，与其他国家和地区对比，类似挪威的海洋产业国家，以及位于北极区域的居民对于汞污染更加敏感。作为非欧盟成员国，从对汞污染的态度和控制措施来看，挪威倾向于对汞使用采取较之欧盟更为严格的措施，从2008年即开始全面禁止汞的新使用（NEA，2010）。汞排放量的下降（图4.5）显示挪威所采取的限汞措施相当有效。



图 4.5 1994 年-2017 年间排入挪威空气的汞的历年总排放量<sup>10</sup>（公斤/年）

挪威是非欧盟欧洲国家，在汞治理上思路与欧盟保持了一致，即使用以法律法规为基础的直接公共治理为主要手段，但较之欧盟又具有更高标准。例如在 2008 年，挪威已经开始

<sup>8</sup> 参见 NAEI 网站 [https://naei.beis.gov.uk/overview/pollutants?pollutant\\_id=15](https://naei.beis.gov.uk/overview/pollutants?pollutant_id=15)

<sup>9</sup> 英国对与设计健康问题的管理实行下放制度，由四个自治区域各自制定其计划。

<sup>10</sup> 挪威环境署网站

<https://www.norskeutslipp.no/en/Components/Emission/Mercury/?ComponentType=utslipp&ComponentPageID=74&SectorID=90>

全面禁止在新产品中使用汞，牙科用汞合金也在同年被完全禁止。根据欧洲经济区协议，挪威共享了欧盟在化学品方面的立法，并且在本国内以《产品控制法》（1976）和《污染控制法》（1983）为基础，以许可制度为主要政策手段，对汞污染进行治理。《产品控制法》（1976）以产品和服务安全为管理对象，法案的主要目的在于防止对人类健康造成伤害，但也意在防止产品对环境造成侵害和污染。法案内容涉及对生产、进口、行销和使用等各环节的处理。《污染控制法》（1983）授权污染控制部门制定具体的法规并签发排污许可证，所有可能造成污染（包括汞污染）的活动都必须取得许可后方可进行。法案意在通过政策控制防治和减少污染，并且减少污染物废物的排出和对后者加强管理。

挪威的海上石油和天然气行业发达， also 具有很强的制造业部门，其汞污染也主要由这些部门而来。如前所述，挪威通过许可证制度对污染活动进行控制和治理，而签发许可证标准和条件是活动需要符合当时的最佳可行技术(BAT)。这意味着只有相对先进的生产工艺、方法和技术路线能够得到管理当局批准，而先进的减排技术意味着污染物能够在当时的条件下得到最好的控制，能够保持动态的更新。图 4.6 显示了自 1995 年起十年左右的汞减排结果，石油天然气行业的减排异常显著，制造业和产品的减排也卓有成效。

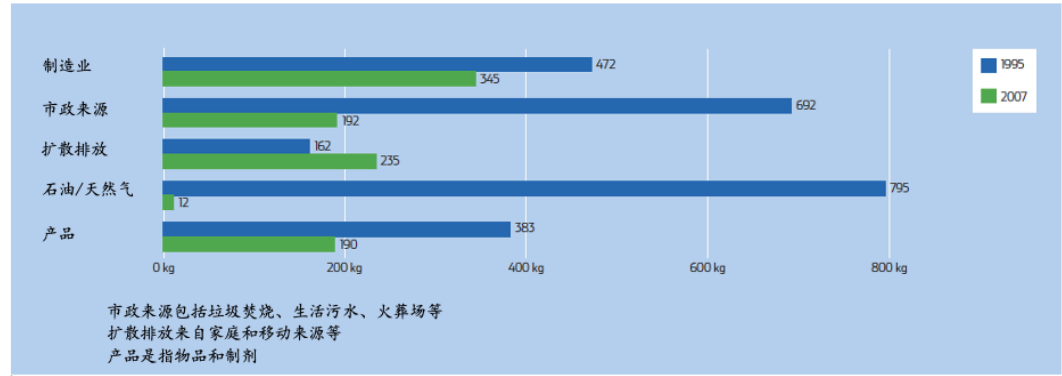


图 4.6 1995 年-2007 年汞对空气排放量的减少（公斤） 来源：NEA（2010）

石油天然气行业并不在自身生产过程中使用含汞的物质，但是天然气产品和生产过程中产生的水等都天然含汞。管理当局对于此类开掘和生产活动，要求实施有害物质的零排放政策，在十年间 99%的汞排放显著减少。与欧盟主要国家和英国不同，金属冶炼是挪威的优势行业之一。但冶炼业所需要使用的矿石高度含汞，造成行业汞排放量很高，以至于环保部门对其提出更严格的标准。生产部门应对此要求的方法是使用更为先进的汞去处技术。例如钢铁行业和锰冶炼业使用活性炭吸附技术，达到了大幅降低汞排放的效果，尾气排放分别减少 85%和 98%。

4.4.5 欧盟和欧洲国家汞污染防控政策分析

欧盟以及主要非欧盟国家（英国和挪威）在汞污染的治理方面起步较早，政策框架相对完善，也取得了相对积极明显的效果，为其它国家提供了一些可借鉴的经验。

1)经验

首先，欧洲国家注重国际多边治理和国内法规政策相结合的方针。欧洲国家自 80 年代后期汞污染的问题出现以来，就重视多边治理的重要性。并通过制定和修改一系列多边协议保证主要污染国家之间的协同合作，试图解决在汞污染的问题上‘搭便车’的难题。在发展中国家的汞污染日益严重的情况下，也是欧洲主要国家主动通过国际组织发挥积极作用，推动汞污染从区域治理向全球治理的转型，参与设计和签订了《水俣公约》这样相对严格，全面和公平的国际协议，为汞污染问题在全球治理框架内得到解决打下了良好的制度基础。同时，上述国际汞污染治理公约的谈判和签订对欧洲各国国内政策的制定和实施是个积极的促进。



欧盟和欧洲各国目前的汞污染法规 and 政策的演进与国际公约的制度安排呈明显的相关性。同时,本国的政策根据国内具体产业和发展状况又具有很强的针对性,对于自身主要的汞污染排放行业,涉汞的制造业和进出口活动,以及相关监测手段都有全周期的政策法规约束,这也是欧洲国家的汞排放有了明显下降趋势的重要原因。

**其次,欧洲的汞污染治理秉承硬政策为主,市场化工具和软政策为辅的核心理念。**法规政策先行,制定明确的退出时间表和工业标准,在转型时间和各行业涉汞指标等几个维度上予以硬性和量化的规定。同时,尽量做到政策的透明和连续性,这有利于相关行业和利益相关方调整预期,提前做好转型的准备。各国的政策重点根据本国的汞污染特征和主要涉及的行业有明显的阶段性,先治理关键行业,后治理非关键行业,渐次完成全行业全周期治理。税收工具的使用和其它服务型政策的跟进也很重要,比如支持替代性技术方案的研发,推广和使用,减少涉汞产品需求,解决转型中的就业和民生问题,制定环境和生态补偿方案,提高民众汞污染防治的意识等等,这些制度保障是最终实现全社会无汞目标的基础。

**再次,在这样的多元政策框架里,欧洲的汞污染战略既包括顶层设计,也强调各地多政府部门间的协同合作,以及全民参与的必要性,其最终目标是建立一个跨行业跨部门的政策执行网络**(Adelle et al, 2015)。汞污染的源头包括采矿,电力,金属冶炼,石化等行业,而流通领域的用汞行业涉及照明设备,电池产品,化妆品,防腐剂和杀虫剂,测量装备,医疗用品等等。同时,整个监测过程跨越城乡和各级政治区域,涵盖河流,陆地,大气和海洋等领域。因此,协调各个利益相关方的关系,建立统一有效的治理合作网络是控制污染的前提。

## 2) 教训

当然,应该指出欧洲各国虽然是汞污染治理的先行者和国际治理的领导者,但是其治理发展历程也有一些教训值得其他国家汲取。首先,欧洲各国的汞污染水平快速下降虽然体现了各国进行积极政策干预的良好效果,但这更是全球化以来大量污染工业和制造产业转移到欠发达国家造成的。欧洲国家在自身不断加强汞污染标准的同时,并没有很好的解决“污染外逃”(leakage)的问题,许多相关的汞污染相关技术和行业迫于本国不断升级的环保压力和新兴市场环保法规不规范的现状,转移了大量的污染技术与投资。造成了全球汞污染‘按下葫芦起了瓢’的现状。因此,欧洲国家应该继续加强对于涉汞技术和产品的出口管控,并有责任和义务对发展中国家的汞污染控制提供更多的资金,技术和能力支持,弥补此前造成的‘污染外逃’损失。

其次,欧洲各国的监测水平还有待提高,监测数据应为政策决策提供更为可靠的科学依据。目前各国的政策基本还是重控制轻监测,这主要是基于汞污染一旦形成便很难通过政策和技术手段快速恢复生态环境。因此,决策者会倾向于严格控制源头的排放和限制流通领域的使用作为主要政策目标。但是,全面完整的监测数据会揭示汞污染的历史发展轨迹,本地和外来的影响因素,重大自然事件的影响,因此具有重要的政策反馈价值。公开透明和全面的监测数据对于消费端的行为影响,比如食品安全意识和饮食习惯,也会远高于生产端。

欧盟的汞治理政策也尚未和气候变化等相关重大议题挂钩,而事实上两者有着非常密切的关系。一方面,降低燃煤和石油等高碳行业的碳排放和治理汞污染具有明显的政策整合空间,两者相结合的政策手段可能会起到一加一大于二的政策效益。同时,气候变化所带来的洪水,飓风,降水,和洋流的变化都会改变汞污染的分布和迁移,以及对人类的暴露程度(Sundsesh et al, 2015),这需要气象和环境监测机构密切合作关注相应的风险变化。在这方面目前各国还鲜有尝试。

## 4.5 我国近海汞污染监测与控制政策建议

**一是建立完善的监测体系,保证监测数据的准确可靠。**我国沿海经济发展速度仍然较快,海水中汞浓度有一定的上升趋势,而现在国家层面对于海洋环境汞及其化合物的监测还



停留在总汞的阶段，海洋沉积物和海水中汞的形态分析数据（如 MMHg 浓度）较为有限，尤其缺乏固定站位处沉积物和海水中 MMHg 浓度随时间的动态变化研究，对海水中 MMHg 的光致去甲基化速率等研究还很少，海洋生物中汞尤其 MMHg 含量的缺少长期监测数据。建议加快制定海洋环境中汞的形态分析的监/检测方法，推动相关标准物质研发应用，构建完善的汞形态分析和评价标准体系；加强相关分析技术和质量控制技术培训，加强业务监测机构形态分析能力建设。

**二是加强来源分析，有针对性管控重点污染源。**现有的汞同位素端元混合模型通常采用直接工业源、河流源（混合源）和大气源进行较为笼统的计算，建议加强对我国近海周边相关汞排放点源的清单和同位素“指纹谱”的建立，只有建全源谱数据库，才能有助于实现精细化溯源，实现“科学、精准”对污染源和入海途径进行管控，最终达到汞污染控制和减排的根本目标。

**三是注重环境行为研究，加强转化产物风险分析。**海洋边界层大气中汞的物理化学转化、沉降过程等尚不明晰，需要加强对边界层大气中三种形态汞（尤其气态单质汞）的原位、长期观测，包括其浓度、输入通量和同位素组成，合实时气象气旋特征、汞在上层大气或边界层可能转化反应的控制实验等进行综合研究，揭示大气沉降汞在海水中的分配和转化规律。汞在大气中主要以无机汞存在，但是进入到水环境中，在特定的条件下会转化为烷基汞。烷基汞具有比无机汞高得多的毒性，也是汞沿食物链放大的主要形式。加强对海洋浮游植物、浮游动物、软体动物等食物链低营养级生物中汞的形态、浓度和同位素特征研究对于降低汞暴露风险意义重大。

## 5. 结论与建议

### **建议一：建立健全海洋大环保格局，推动形成流域-河口-近岸海域生态环境保护联防联控机制**

**建立健全海洋大环保格局。**以深入打好污染防治攻坚战的组织实施为契机，进一步完善中央统筹、省负总责、市县抓落实的海洋生态环境保护工作机制，明确细化中央与地方、部门与部门之间的事权划分，明确落实沿海地方党委政府的主体责任和行业主管部门的常态化监管责任，进一步完善齐抓共管、各负其责的大环保格局。全面实行海洋生态环境保护目标责任制和考核评估制度，有效衔接中央生态环境保护督察。

**构建流域-河口-近岸海域污染防治联动机制。**综合发挥生态环境部、流域海域局和省级生态环境部门以及其他行业、领域主管部门的职能，按照陆海统筹原则，探索建立沿海、流域、海域协同一体的综合治理体系，推进河口、流域、近海环境治理的统筹衔接，重点解决重点海湾、河口存在的突出环境问题和体制机制短板。

### **建议二：推动减污降碳协同增效，提升海洋生态系统质量和稳定性**

**推动海洋减污与应对气候变化协同增效。**强化陆海统筹的污染治理，进一步削减河流入海氮、磷污染物，持续降低近岸海域富营养化水平，缓解气候变化下海洋酸化、缺氧、赤潮和绿潮等生态环境风险恶化趋势，提高滨海湿地等生态系统环境质量和固碳增汇潜力，增强气候变化适应能力。

**推动多部门联动综合治理缺氧。**统筹考虑污染物减排与缺氧区综合治理，在“十四五”深入打好污染防治攻坚战中，将缺氧区综合治理作为工作目标之一。强化陆海统筹，一体推进陆源排放、海水养殖、农业面源、大气沉降等途径的污染物减排。综合考虑气候变化对污染物减排和缺氧区治理的负反馈作用，加强减污防灾和提高气候韧性的协同效用。

**加强沿海生态系统保护修复。**推进海洋及海岸带生态保护修复与适应气候变化协同增效，将适应气候目标纳入海洋生态环境保护规划；推进海洋生态保护地建设，实施海洋生态

保护红线监管制度，开展红树林、海草床、盐沼、珊瑚礁、沙丘和海岛等沿海气候脆弱生态系统保护及适应成效监测与评估；开展沿海生态系统修复，提升湿地水质净化、固碳增汇能力，提升海洋生态系统质量、稳定性及气候韧性。

### **建议三：完善生态环境监测体系，加强源头管控力度**

**完善陆海一体化生态环境监测体系。**按照陆海统筹、统一布局的原则，优化建设全覆盖、精细化的海洋生态环境监测网络，强化网格化监测和动态实时监视监测，对主要的入海河流、陆源入海排污口等实施在线实时监测，为海洋污染源头控制提供数据支撑。

**强化汞污染物分析监测与溯源能力建设。**建议加快制定海洋环境中汞的形态分析的监/检测方法，推动相关标准物质研发应用，构建完善的汞形态分析和评价标准体系；加强相关分析技术和质量控制技术培训，加强业务监测机构形态分析能力建设。建设包括我国近海周边相关汞排放点源的清单和同位素“指纹谱”等的全源数据库，提高精细化溯源能力，构建污染源及其入海途径的管控体系。

**加强海洋塑料污染和微塑料的源头管控，提高废物管理和处置能力。**加强技术创新，提高塑料废物的减量化、无害化和资源化的处置能力，加快推进废物回收和管理基础设施建设；制定国家层面的海洋垃圾与海洋微塑料污染防治综合行动计划，构建“源、汇”双截留的海洋塑料垃圾管控防治机制，从源头上防止陆源塑料垃圾入海。推进沿海地区塑料零排放试点，上下游协调、垃圾回收基础设施建设、公众宣传；将零塑料目标与更广泛的碳中和目标联系起来。

### **建议四：建立健全联合科技攻关机制，提升对海洋污染问题的科学认知**

**建立健全联合科技攻关机制。**强化国家科技重大项目对重点海域深入打好污染防治攻坚战的科技支撑作用。涉海高校、科研院所等共同开展科技攻关合作，加快解决瓶颈技术和难点问题。加强海洋污染监管和治理理论与应用技术研究，加大对队伍建设和能力建设的投入力度，积极推动科技成果转移转化和试点示范，着力解决和攻克海洋污染治理保护重大问题和科技难点。强化科技创新和成果转化应用，提升海洋生态环境治理能力的现代化水平。

**强化海洋污染物管控科学技术支撑。**开展近岸海域污染源解析、流域总氮削减、河口口区水质评价、海洋关键物种保护、应对气候变化、海洋生态保护修复等关键技术和重大问题研究。基于不同环境介质中汞、塑料/微塑料的立体监测数据，开展汞、塑料/微塑料等典型和新污染物输移路径和环境行为研究，评估污染物及其转化产物对海洋生态系统的影响，提升对汞、塑料/微塑料污染问题的科学认知。

**定期实施海洋污染物基线专项调查。**通过定期专项调查，查明我国海洋环境中污染物种类、水平、分布等，摸清底数，评估海洋污染管控成效，编制并定期更新海洋新污染物优先控制清单，优化和完善海洋环境质量监测网络。

### **建议五：丰富发展全球海洋公共产品，深度参与全球海洋环境治理**

**推广中国治理经验，着力提供全球公共产品。**对标国际大湾区海洋生态环境治理水平，将渤海和粤港澳大湾区等建设成为“美丽海湾”保护与建设的先行示范区，向全世界展示中国在区域海洋生态环境综合治理和绿色高质量发展的成功案例，并率先在“海上丝绸之路”沿线区域、北部湾区域等推广我国海洋生态环境治理经验。将丰富发展全球公共产品作为“十四五”乃至今后一个时期我国海洋生态环境保护工作的重要战略目标，实现从管辖海域向全球海洋拓展、从聚力解决自身问题向深度参与全球海洋环境治理的深刻转变，积极探索在海洋垃圾与微塑料治理、海洋缺氧与酸化、极地环境和气候变化等重点领域提供全球公共产品。

**推动全球海洋环境治理体系向着更加公正合理的方向发展。**在海洋命运共同体理念指引下，深度参与全球海洋环境治理行动，提升国际公约履约能力。充分利用联合国大会、联合国环境大会、海洋法公约缔约国会议、海洋法非正式磋商进程等平台，提出合作共赢的中

国方案，引领全球海洋环境治理规则的发展方向。推动构建蓝色伙伴关系、积极参与极地国际治理、推进与欧洲国家的海洋合作等。在南海，推进海洋领域应对气候变化、海洋塑料垃圾等低敏感领域合作，以持续坚韧努力形成整体合作和双边合作共同驱动的良好格局。组织召开海洋生态环境保护高端峰会，积极发挥主场外交作用，贡献中国智慧，提出中国方案，展示我负责任大国形象和责任担当。