

王菊英, 郑楠, 马德毅. 近海生态系统的人为营养盐输入及其控制对策浅析[J]. 海洋学报, 2020, 42(6): 1–8, doi:10.3969/j.issn.0253-4193.2020.06.001

Wang Juying, Zheng Nan, Ma Deyi. Anthropogenic inputs of nutrients to coastal ecosystem and mitigation actions[J]. Haiyang Xuebao, 2020, 42(6): 1–8, doi:10.3969/j.issn.0253-4193.2020.06.001

近海生态系统的人为营养盐输入及其控制对策浅析

王菊英¹, 郑楠¹, 马德毅²

(1. 国家海洋环境监测中心 近岸海域生态环境重点实验室, 辽宁 大连 116023; 2. 自然资源部第一海洋研究所, 山东 青岛 266061)

摘要: 人为活动每年新增大量的活性氮、磷, 导致全球氮、磷循环失衡, 新增活性氮、磷主要来源于合成氮肥的生产和施用、畜肥的施用、具固氮能力的农作物如豆科植物等的大规模种植, 以及化石燃料燃烧产生的氮氧化物等, 而农作物生产与畜禽养殖是改变全球氮、磷循环的主要原因。随着生活污水排放量和化肥施用量的激增, 大量氮、磷进入近海, 导致营养盐污染和富营养化, 这已成为全球性的海洋生态环境问题, 通过河流径流和大气沉降进入近海生态环境中的新增氮和磷一半以上与人为活动有关。本文以波罗的海和东海为例, 分析了发达国家和发展中国家近海的富营养化问题, 研究表明从源头缓解富营养化的对策应同时聚焦氮与磷负荷的削减, 具体措施包括降低农业生产活动中化肥的土壤渗漏、合理施肥、种植多年生植物和种植休耕季覆被作物等。

关键词: 营养盐输入; 富营养化; 人为活动; 化肥施用; 农业生产; 减缓对策

中图分类号: P734.2

文献标志码: A

文章编号: 0253-4193(2020)06-0001-08

1 引言

第二次工业革命以来, 人类活动显著加速了氮、磷等营养元素的生物地球化学循环过程。1860 年至今, 全球生态系统中的活性氮增加了约 20 倍, 1890–1990 年间, 全球活性氮的入海输入量增幅接近 80%; 磷的生物地球化学过程也受到化肥施用、污水排放等人类活动的影响, 每年经由河流向海洋运输的溶解态磷约为 $4 \times 10^6 \sim 6 \times 10^6$ t, 是自然状态下的 2 倍^[1]。

氮可以通过地表水、地下水或大气沉降等途径进入海洋, 而磷则主要通过河流排入海洋。随着海岸带的人口聚集和人类生产、生活方式的转变, 营养盐入海通量逐渐增加。人为活动产生的营养盐过量输入近海, 驱动近海生态环境发生变化, 正常的生态系统

结构和功能受到影响, 导致近海富营养化问题^[1]。近海富营养化与能源消耗、化肥施用、土地利用状况改变等直接相关, 同时也受到人口增长、经济发展和农业生产等因素的间接影响。

富营养化问题最早出现在欧洲的波罗的海、北海等海域, 逐渐蔓延至北美的墨西哥湾、切萨比皮克湾, 问题突出的海域集中分布在欧、美、日等发达国家和地区的近海, 该现象在 20 世纪 60–80 年代表现得尤为突出^[1]。近年来, 包括中国在内的发展中国家, 随着城市污水排放量和化肥施用量的激增, 近海富营养化程度持续升高, 大量营养盐输入近海导致的营养盐污染和富营养化已然成为全球性的海洋生态环境问题。本文分析了海洋环境中人为活动导致的新增氮、磷的来源, 阐述了波罗的海和东海的富营养化状

收稿日期: 2019-12-28; 修订日期: 2020-03-22。

基金项目: 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项政策研究”项目; 中国科学院学部咨询评议项目“中国近海生态环境治理的科学与管理问题及政策建议”。

作者简介: 王菊英(1967—), 女, 江苏省常州市人, 博士, 研究员, 主要从事海洋污染监测评价方法学和海洋环境质量基准研究。E-mail: jywang@nmemc.org.cn

况及其影响,并就源头管控措施进行了探讨。

2 氮与磷的形态

地球上的氮主要以氮分子(N_2)形式存在于大气中,有少部分溶解在海洋里,仅约 0.002% 的氮存在于生物组织和有机碎屑中^[2]。氮是维持生命的必需元素,但生物可利用的氮形态,如硝酸盐、亚硝酸盐、氨等,只占地球上氮总量的很小一部分。

地球上的磷主要是以磷酸盐的形式存在于地壳中。土壤中的磷包括有机态和无机态磷,不同形态磷的生物可利用性差异显著。植物通过不同的调控机制,能像利用无机磷一样有效地利用有机磷^[3]。厌氧沉积环境中,磷酸铁中的 Fe^{3+} 被还原为 Fe^{2+} ,可释放出磷,温度上升可降低沉积物中颗粒物对磷的吸附,其他影响沉积物中磷释放的物理化学因素包括 pH、氧化还原电位、水文和环境条件等。

氮循环包括溶解态和颗粒态的多种气态氮,而磷循环主要是由颗粒态和非气态磷控制^[4]。不同于存在氨化作用的氮肥,磷肥不具挥发性,自农田向邻近陆地生态系统扩散的磷很少,但过量施用的磷肥会进入邻近的淡水环境,并将磷输运至近海^[5]。氮可通过氨化作用、反硝化作用、化石燃料燃烧产生的氮氧化物 NO_x (NO 和 NO_2)、厌氧氨氧化反应产物等返回大气氮库,同时生物固氮又从大气氮库中转化活性氮;氧浓度可调控硝化与反硝化作用,同时可产生与气候变化相关的痕量温室气体 N_2O ^[6]。微生物调控的溶解态氮在水-气界面的净交换通量就是向大气的氮释放,磷循环则不存在类似的水-气界面交换,磷以溶解态或颗粒态在水生系统中循环^[4]。

氮参与蛋白质的合成,磷则参与 DNA、RNA 的合成和能量转化等生命过程,因此氮、磷是水生植物生长的必需元素,也是大多数水生生态系统的关键限制营养要素,在不同的海洋生态系统中,可能出现氮限制、磷限制、氮磷限制。

3 人为活动新增的活性氮与磷的排放入海

氮、磷循环是全球生物地球化学循环的重要组成部分,工业革命前地球上活性氮主要源于微生物固氮,即对大气氮的天然固氮。现在,由于人为活动全球每年新增大量的活性氮、磷,20 世纪全球生物活性氮和磷的供给量激增,已超过了天然来源^[7-10],导致全球氮、磷循环失衡。

3.1 人为活动新增活性氮和磷的排放

人为活动产生的新增活性氮主要源于合成氮肥

的生产和施用、畜肥的施用,有生物固氮能力的作物如豆科植物等的大规模种植,以及化石燃料燃烧生成的 NO_x 等^[11]。据估算,全球每年新增的活性氮, $25 \times 10^9 \sim 33 \times 10^9$ kg 源于化石燃料燃烧, 118×10^9 kg 源于施肥, 65×10^9 kg 源于豆科植物与水稻种植的大气固氮^[10]。每年人为活动新增活性氮和磷的量分别为 $210 \times 10^9 \sim 223 \times 10^9$ kg^[12] 和约 34×10^9 kg^[13]。人为新增活性氮约 22% 累积在土壤与生物体中,约 17% 通过大气沉降和 18% 通过河流进入海洋^[14]。大气磷沉降的唯一来源是矿物气溶胶,全球通量约为 $3 \times 10^9 \sim 4 \times 10^9$ kg/a (以磷计)^[14]。

人为活性氮和磷的最大来源是合成化肥。20 世纪 50 年代以来,化肥大规模应用,并由此引发了第一次绿色革命。全球的农业生产几乎都离不开化肥,据统计,农业增产措施中化肥的作用约占 30%。每年用于农业生产的合成化肥所产生的活性氮和磷从 1910 年的约为 0,指数激增至 2013 年的 118×10^9 kg/a 和 17.5×10^9 kg/a^[14-15]。合成氮肥产生的活性氮增速是化石燃料燃烧的 4 倍^[16-17]。化肥使用的热点区域已从 20 世纪 60 年代的美国和西欧转移到 21 世纪初的东亚。2013 年,全球化肥使用量东亚、南亚和东南亚占 71%,北美占 11%,欧洲占 7%,南美洲占 6%^[15]。农田氮的挥发每年向大气排放约 10×10^9 kg (以氮计)^[18]。20 世纪,畜牧业产生的畜粪量迅速增加,每年畜类源的氮和磷负荷约为 18×10^9 kg 和 2.5×10^9 kg,热点区域为西欧、印度、我国东北和澳大利亚东南部^[14,19]。

化石燃料燃烧将长期封存于地质贮库的氮以 NO_x 的形式返回大气,燃煤和燃油发电厂、汽车和其他燃烧过程的排放为 $25 \times 10^9 \sim 40 \times 10^9$ kg/a (以氮计)^[14]。全球 NO_x 排放的分布并不均匀,亚洲、欧洲、北美洲和撒哈拉以南非洲地区分别占全球排放量的 30%、20%、17% 和 12%^[20]。

此外,全球有鳍鱼养殖业每年向沿海海域释放的营养盐从 1985 年的约 0.43×10^9 kg (以氮计) 和 0.07×10^9 kg (以磷计) 增加到 2005 年的 2.60×10^9 kg (以氮计) 和 0.43×10^9 kg (以磷计)^[21];大面积种植可与固氮细菌共生的豆科植物替代天然植被,改变土地利用现状导致的生物固氮可向近岸汇水区输入 33×10^9 kg/a (以氮计)^[22];全球 80% 的城市生活污水未经处理即被排放到环境中,北美污水处理率最高为 90%,欧洲为 66%,亚洲为 35%,拉丁美洲和加勒比地区为 14%,非洲不到 1%^[23],约 9×10^9 kg/a 氮和约 1.4×10^9 kg/a 磷通过生活污水排放^[24-25]。

3.2 新增活性氮和磷的输运入海

早在 19 世纪后期,沿河而居的人们就注意到大

量排放污水会耗竭河口水体中的氧,20世纪中期人们开始将此现象与随径流入海的农田化肥联系起来^[5]。自1970年到2000年的30年间,随河流向近岸海域排放的氮增加了43%,其中农业生产产生的氮排放量是污水氮排放量的3倍以上^[18]。1961–1997年,美国农田氮的投入量从800万t上升为1700万t^[26],约20%的农田新增氮渗漏到地下水和地表水中^[25,27],气候对氮流失也有影响,在降雨强度大和湿度高的年份流失更为严重^[28]。农田中大量的磷通过渗漏和径流进入河流、湖泊和水库,最终进入海洋生态系统。进入到近海生态系统中过半的新增氮和磷负荷与人为来源有关。

农业生产中化肥和畜肥的施用、大面积栽种具生物固氮能力的农作物、海水养殖、化石燃料燃烧等,均为非点(扩散)源排放($>200 \times 10^9$ kg/a(以氮计)),其排放量远超城市污水的点源排放($<10 \times 10^9$ kg/a(以氮计)),且非点源排放相对较难管控。点源和非点源排放,最终大部分通过河流径流和大气沉降进入近海生态系统^[29]。农业生产活动与城市化是近海氮污染的主要驱动因素^[30],河流径流输运和大气沉降都是氮的主要输运途径,而活性磷的大气沉降相对于河流输入则量较小。气候变化驱动全球水循环加速,进而暴雨的发生频率和强度增强,由此营养盐向近海生态系统的输运也随之增加。

20世纪,随河流入海的氮从 27×10^9 kg/a增加到 48×10^9 kg/a,磷从 2×10^9 kg/a增加至 4×10^9 kg/a^[7,11]。据估算,通过河流输入到各个海盆的氮分别为:大西洋(主要来自北美东部和西欧) $15 \times 10^9 \sim 25 \times 10^9$ kg/a,太平洋(主要来自东亚) $10 \times 10^9 \sim 14 \times 10^9$ kg/a,印度洋 $7 \times 10^9 \sim 8 \times 10^9$ kg/a,北冰洋 $2 \times 10^9 \sim 4 \times 10^9$ kg/a^[22]。通过河流径流输入近海的人为营养盐源自近岸海域的汇水区,即来自汇水区内的湿沉降和汇水区内的河流排放。全球近岸海域汇区内的人为氮净供给与河流的氮入海总量间存在显著线性相关^[22]。

大气中的氮化合物主要来源于农业生产(氮的挥发)和化石燃料的燃烧。不同于营养盐的河流输运,由人为活动驱动的大气氮沉降,自近岸空气流域(通常远大于汇水区)输出,干沉降、湿沉降至近岸海域^[31]。20世纪全球海洋的大气氮沉降量迅速增加,自工业革命前的 22×10^9 kg/a增加到现在的大于 45×10^9 kg/a^[32–33],其中近岸海域大气沉降约为 8×10^9 kg/a氮和 0.4×10^9 kg/a磷^[10,34]。

化石燃料燃烧产生的大气氮沉降,导致全球范围内生物活性氮的收支增加,大气沉降是某些海区氮污

染的最大来源^[35]。某些近岸海域,大气沉降等于或大于通过河流径流的营养盐输运^[6,36]。在河流主导的近海生态系统,如墨西哥湾北部(密西西比河)和东海(长江),通过河流的氮排放占全部入海排放的80%以上;而对于地中海和北大西洋西部等近海生态系统,则河流排放仅占30%^[35]。

磷的来源可以是天然的原生土壤磷、大气沉降、以及人为活动来源的磷^[13],既有点源,也有非点源。湖泊、河流的过量磷最终都会输运至海洋生态系统,通常来源于工业排放、建筑工地、生活污水和农田径流等^[37]。许多国家已经采取措施控制磷的点源排放,但是磷的非点源控制(尤其是农业来源)依然颇具挑战性^[38]。排入水生生态系统的非点源磷主要来源于过度使用化肥或畜肥,导致磷在土壤中的富集和流失。值得关注的是,农作物生产与畜禽养殖是人类改变全球氮、磷循环的主要原因^[18]。

1950年以来,世界人口增长了2倍,为了满足不断增长的人口需求,同期全球农用化肥用量增长了10倍,以保障粮食安全^[5](图1)。氮肥、磷肥、畜肥用量的增加显著提高了农作物产量。20世纪90年代,通过化肥施用和化石燃料燃烧等过程进入环境中的氮达到1.6亿t,超过陆地生物固氮量(1.1亿t)和海洋生物固氮量(1.4亿t)。大量氮、磷元素输入海洋,导致了近海富营养化问题^[1–2,10]。以美国为例,大西洋沿岸和墨西哥湾排入近海的生活污水中氮通量自前工业革命以来已增长5倍^[39]。根据联合国千年生态系统评估的预测,到2030年,全球近海生态系统的氮通量将会再增加10%~20%。近海富营养化问题已从发达国家蔓延至发展中国家,大量营养盐输入近海导致的营养盐污染和富营养化已然成为全球性的海洋环境问题。生态系统对营养盐污染的反应不仅导致初级生产力的改变,还引发了一系列的海洋生态问

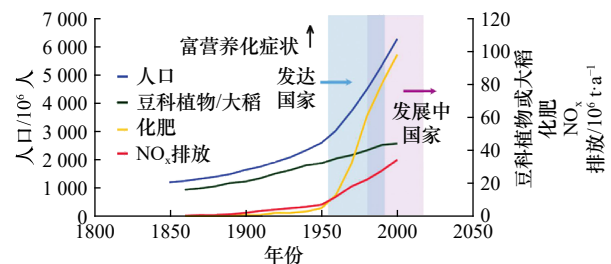


图1 发达国家和发展中国家开始出现富营养化症状的时间^[10]

Fig. 1 Period in which the symptoms of eutrophication began in developed countries and the more recent evolution of these symptoms in developing countries^[10]

题,包括缺氧区扩大,水母旺发,赤潮、绿潮和金潮等藻华,生物多样性下降和生物资源衰退等。

4 管理对策分析

4.1 波罗的海

波罗的海是一个半封闭的海域,受地形限制,波罗的海与邻近的北海水交换很差,河流输入的营养盐易累积,富营养化问题非常突出。在20世纪,输入波罗的海的氮增加了4倍,磷增加了8倍。2005年约有78.7万t氮和2.86万t磷输入波罗的海。其中,氮主要经由水体(包括河流和排污等)和大气沉降进入波罗的海,其中前者的氮输入约占75%,大气沉降输入约占25%;磷则主要经由水体输入^[1]。夏季蓝藻藻华是波罗的海最为突出的生态问题,全球最大的人为活动诱发的缺氧区就在波罗的海^[40]。

波罗的海周边国家采取了一系列的污染削减措施,包括2007年签署的波罗的海行动计划(HELCOM BSAP),其目标是使波罗的海不受富营养化的影响,并在2021年前遏制波罗的海的退化^[41]。1995–2002年,排放到波罗的海的氮和磷通量总体较高,分别为 $650 \times 10^6 \sim 900 \times 10^6$ kg/a和 $33 \times 10^6 \sim 43 \times 10^6$ kg/a;2003–2015年间,则分别下降至 $500 \times 10^6 \sim 775 \times 10^6$ kg/a和 $22 \times 10^6 \sim 35 \times 10^6$ kg/a,氮和磷的自然本底负荷约占入海通量的33%^[42–43]。总体而言,自20世纪90年代中期以来,氮和磷人为负荷显著减少,流量归一化的氮和磷河流入海通量较1997–2003年已分别减少了12%和25%,降水量归一化的大气氮沉降较1995年减少了29%。

但是,同期(1993–2016年)波罗的海的低氧-缺氧面积从约5000 km²(占波罗的海1.3%)上升至大于60000 km²(占波罗的海16%)^[44],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^[39,45]。需要注意的是,气候变化对波罗的海缺氧的影响不可小觑。随着全球变暖,波罗的海的缺氧很可能会持续发生并加剧,低氧、缺氧和硫化的水体面积增加^[46]。尽管海洋变暖和环流模式的波动是调控波罗的海低氧程度的重要因素,进一步降低营养盐输入是降低缺氧对波罗的海生态系统影响的必要措施,氮和磷的入海通量需分别减少12%和25%,才能确保波罗的海生态系统的健康。

4.2 东海

长江年均径流量为30200 m³/s,输送的营养盐占东海营养盐输入的90%以上^[47–48],这使东海成为既是高生产力的近海生态系统(>300 g/(m²·a)(以碳计)),同时也是富营养化风险最高区域^[8],因此长江口及其

邻近海域成为我国面积最大的富营养化近岸海域。1968–1997年间,自长江向东海输送的人为营养盐(如硝酸盐)增加了10倍^[49]。2006–2012年,长江的总氮负荷从 1350×10^6 kg/a增加到 2040×10^6 kg/a,而总磷负荷从 122×10^6 kg/a增加到 240×10^6 kg/a^[47]。氮的大气沉降量估计为 1750×10^6 kg/a,与同期的河流入海通量在同一范围内^[47]。每年流入长江的氮92%来自农业活动,其中,化肥氮约占50%^[1]。

大气沉降的营养盐输入通常分布在整个东海,夏季季风期,河流输入的营养盐的影响范围主要集中在近岸海域。因此,东海海表叶绿素a在近岸河口羽状锋内浓度高(>10 mg/m³),随离岸距离增加迅速降低,在陆架外的开阔水域浓度最低(<0.5 mg/m³)^[46]。多年来,营养盐入海通量的年际增加导致浮游植物生物量的增加^[50]。

浮游植物大量生长后下沉,有机物在河口底部和近岸羽状区的耗氧分解,导致了夏季长江口外底层水中低氧区的形成。长江口邻近海域的低氧区由来已久,从20世纪50年代末就有底层水体缺氧区的记录。根据历史调查资料和沉积物中有孔虫类化石的分析结果,长江口邻近海域底层水体缺氧现象呈现不断加剧的迹象。1999年8月的调查发现影响范围达13700 km²、厚度达20 m的缺氧区(溶解氧浓度小于2 mg/L)分布。2003年夏季调查发现长江口东南部海域存在缺氧区,影响范围达12000 km²,溶解氧浓度最低至1.8 mg/L。2006年夏季,东海西部海域发现影响范围达20000 km²的缺氧区^[1]。目前,受长江入海影响的东海被视为世界上最大的近海低氧区之一^[51–53]。

4.3 管理对策分析

总的来说,控制氮、磷点源污染相对易操作,而非点源的控制则一直是管控难点与挑战,然而非点源又恰恰是海洋生态系统营养盐污染的主要来源^[54–55]。与磷相比,氮在环境中迁移能力更强,可在地下水和大气中迁移^[53],一般情况下,氮污染的削减管控措施对磷削减也有效,但反之并不亦然(表1)^[10]。因为氮具高度迁移性与挥发性,在某些情况下,需采取与磷不同或额外的削减措施。尽管美国和欧洲已在市政污水氮削减方面取得了重大进展,但此氮污染属点源,非点源氮、磷污染的削减进展依然滞缓^[53,56]。

研究表明,多年生植物能保持根际土壤中的氮,从而降低流失至地下水的氮量,如硝酸盐流失量可降低至2%~3%^[27]。栽种休耕季覆被作物能减少冬、春季渗漏到地下水中的硝酸盐等营养盐的迁移^[53]。长期栽种休耕季覆被作物能将硝酸盐的流失降低30%^[57]。

表1 地表水和地下水中氮、磷污染的削减措施及其效果^[10]
Table 1 Relative effectiveness of some representative best management practices for reducing nitrogen and phosphorus pollution of surface and groundwater^[10]

削减措施	磷削减效果	氮削减效果
农业生产		
休耕季覆被作物种植	有效	很有效
免耕农业	很有效	无效
多年生植物种植	有效	很有效
河溪缓冲林带	有效	仅当根际拦截了地下水水流时有效
污水处理		
传统化粪池系统	很有效	无效
化学沉淀深度处理污水处理厂	很有效	几乎无效
反硝化深度处理污水厂	有效	很有效

在秋季施肥则可导致 30%~40% 肥料渗漏^[27]。不当的施肥比率会增加经由地表径流或渗漏导致的营养物质流失。因此, 栽种多年生作物, 栽种休耕季覆被作物, 选择适宜的施肥时间和最佳施肥比率, 构建人工湿地或植被缓冲带, 均能防止农田氮、磷的渗漏与径流流失。

化石燃料排放的大多数氮大部分以湿沉降和干沉降的形式回到地球表面, 并显著加剧近岸海域的营养盐污染^[53]。在美国, 约一半的化石燃料氮排放来自于移动源, 包括小车、公交车、卡车、越野车辆^[53], 电厂排放约产生 42% 的活性氮^[10]。可通过鼓励减少驾车出行、使用节能车辆、利用催化转化器去除废气中的 NO_x ^[53], 针对运动型多用途车 (SUV)、卡车和越野车实施更严格的排放标准^[53], 推动燃料电池的发展而

非传统燃烧发电, 降低 NO_x 的排放^[53] 等措施来减少化石燃料燃烧排放的氮。

此外, 河流与湖泊修复与恢复, 有助于改善其保持和缓冲营养盐的能力, 由此降低进入海洋生态系统的地表水中氮、磷浓度^[58]。

5 结论

富营养化现象多见于河口和海湾。受河流携带的大量营养盐影响, 河口区易出现富营养化问题; 在封闭或半封闭的海湾, 受限于水交换, 也易出现富营养化问题。氮、磷过量输入而导致的富营养化是全球海洋生态系统共同面临的问题, 富营养化可导致赤潮、绿潮、褐潮、金潮藻华, 水母旺发, 缺氧和酸化, 生物多样性下降等海洋生态环境问题。

历史上活性氮主要由微生物固氮生成的, 近百余年来, 活性氮主要由人为活动产生, 如化肥和畜肥的施用、化石燃料燃烧等。新增活性磷也主要来源于化肥和畜肥施用。磷以颗粒态和溶解态被迁移到海洋生态系统, 氮则以颗粒态、溶解态、气态被迁移到海洋生态系统。多个国家在控制氮、磷点源污染方面已经取得了成效, 但是非点源污染管控方面依然面临巨大挑战。缓解富营养化的策略应聚焦在氮与磷负荷的源头削减, 具体措施包括: 首先, 可通过降低农业生产活动中化肥的渗漏、种植多年生植物、适量施肥、种植休耕季覆被作物等达到削减目的; 其次, 通过降低交通流量、提高车辆效率、加强尾气 NO_x 的去除、实施更严格的交通排放标准, 来减少化石燃料燃烧产生的氮排放; 再者, 陆地和水生生态系统的修复和恢复对确保氮、磷在排入海洋生态系统前被有效捕获至关重要。

参考文献:

- [1] 中国海洋可持续发展的生态环境问题与政策研究课题组. 中国海洋可持续发展的生态环境问题与政策研究[M]. 北京: 中国环境出版社, 2013.
Task Force on Ecosystem Issues and Policy Options Addressing the Sustainable Development of China's Ocean and Coast. Ecosystem Issues and Policy Options Addressing the Sustainable Development of China's Ocean and Coast[M]. Beijing: China Environmental Science Press, 2013.
- [2] Watson A J. Oceans on the edge of anoxia[J]. *Science*, 2016, 354(6319): 1529–1530.
- [3] Tarafdar J C, Claassen N. Organic phosphorus compounds as a phosphorus source for higher plants through the activity of phosphatases produced by plant roots and microorganisms[J]. *Biology and Fertility of Soils*, 1988, 5(4): 308–312.
- [4] Paerl H W. Controlling eutrophication along the freshwater–marine continuum: dual nutrient (N and P) reductions are essential[J]. *Estuaries and Coasts*, 2009, 32(4): 593–601.
- [5] Breitburg D, Levin L A, Oschlies A, et al. Declining oxygen in the global ocean and coastal waters[J]. *Science*, 2018, 359(6371): eaam7240.
- [6] Voss M, Bange H W, Dippner J W, et al. The marine nitrogen cycle: recent discoveries, uncertainties and the potential relevance of climate change[J]. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 2013, 368(1621): 20130121.

- [7] Beusen A H W, Bouwman A F, van Beek L P H, et al. Global riverine N and P transport to ocean increased during the 20th century despite increased retention along the aquatic continuum[J]. *Biogeosciences*, 2016, 13: 2441–2451.
- [8] Seitzinger S P, Mayorga E. Nutrient inputs from river systems to coastal waters[M]//IOC-UNESCO and UNEP. *Transboundary Waters Assessment Programme, Global Environment Facility, Large Marine Ecosystems: Status and Trends*. Nairobi: United Nations Environment Programme, 2016: 179–195.
- [9] Jickells T D, Buitenhuis E, Altieri K, et al. A reevaluation of the magnitude and impacts of anthropogenic atmospheric nitrogen inputs on the ocean[J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 2017, 31(2): 289–305.
- [10] Ngatia L, Grace J M III, Moriasi D, et al. Nitrogen and Phosphorus Eutrophication in Marine Ecosystems[M]. Florida: IntechOpen, 2019.
- [11] Galloway J N, Dentener F J, Capone D G, et al. Nitrogen cycles: past, present, and future[J]. *Biogeochemistry*, 2004, 70(2): 153–226.
- [12] Green P A, Vörösmarty C J, Meybeck M, et al. Pre-industrial and contemporary fluxes of nitrogen through rivers: a global assessment based on typology[J]. *Biogeochemistry*, 2004, 68(1): 71–105.
- [13] Haygarth P M, Condon L M, Heathwaite A L, et al. The phosphorus transfer continuum: linking source to impact with an interdisciplinary and multi-scaled approach[J]. *Science of the Total Environment*, 2005, 344(1/3): 5–14.
- [14] Peñuelas J, Poulter B, Sardans J, et al. Human-induced nitrogen–phosphorus imbalances alter natural and managed ecosystems across the globe[J]. *Nature Communications*, 2013, 4(1): 2934.
- [15] Lu Chaoqun, Tian Hanqin. Global nitrogen and phosphorus fertilizer use for agriculture production in the past half century: shifted hot spots and nutrient imbalance[J]. *Earth System Science Data*, 2017, 9(1): 181–192.
- [16] Galloway J N, Cowling E B. Reactive nitrogen and the world: 200 years of change[J]. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 2002, 31(2): 64–71.
- [17] Vitousek P M, Aber J D, Howarth R W, et al. Human alteration of the global nitrogen cycle: sources and consequences[J]. *Ecological Applications*, 1997, 7(3): 737–750.
- [18] Bouwman L, Goldewijk K K, van der Hoek K W, et al. Exploring global changes in nitrogen and phosphorus cycles in agriculture induced by livestock production over the 1900–2050 period[J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2013, 110(52): 20882–20887.
- [19] Zhang Bowen, Tian Hanqin, Lu Chaoqun, et al. Global manure nitrogen production and application in cropland during 1860–2014: a 5 arcmin gridded global dataset for earth system modeling[J]. *Earth System Science Data*, 2017, 9(2): 667–678.
- [20] Lamsal L N, Martin R V, Padmanabhan A, et al. Application of satellite observations for timely updates to global anthropogenic NO_x emission inventories[J]. *Geophysical Research Letters*, 2011, 38(5): L05810.
- [21] Barceló D, Kostianoy A. *The Handbook of Environmental Chemistry*[M]. Berlin, Heidelberg: Springer, 2005.
- [22] Boyer E W, Howarth R W. Nitrogen fluxes from rivers to the coastal oceans[M]//*Nitrogen in the Marine Environment*. 2nd ed. San Diego: Academic Press, 2008: 1565–1587.
- [23] World Water Assessment Programme (UN). *World Water Development Report 2017, Wastewater: The Untapped Resource*[M]. Paris: United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization, 2017.
- [24] van Drecht G, Bouwman A F, Harrison J, et al. Global nitrogen and phosphate in urban wastewater for the period 1970 to 2050[J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 2009, 23(4): GB0A03.
- [25] Selman M, Greenhalgh S. Eutrophication: sources and drivers of nutrient pollution[J]. *Renewable Resources Journal*, 2010, 26(4): 19–26.
- [26] Howarth R W, Boyer E W, Pabich W J, et al. Nitrogen use in the United States from 1961–2000 and potential future trends[J]. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 2002, 31(2): 88–96.
- [27] Howarth R W, Billen G, Swaney D, et al. Regional nitrogen budgets and riverine N & P fluxes for the drainages to the North Atlantic Ocean: natural and human influences[J]. *Biogeochemistry*, 1996, 35(1): 75–139.
- [28] Randall G W, Mulla D J. Nitrate nitrogen in surface waters as influenced by climatic conditions and agricultural practices[J]. *Journal of Environmental Quality*, 2001, 30(2): 337–344.
- [29] Howarth R W. Coastal nitrogen pollution: a review of sources and trends globally and regionally[J]. *Harmful Algae*, 2008, 8(1): 14–20.
- [30] Howarth R W, Marino R. Nitrogen as the limiting nutrient for eutrophication in coastal marine ecosystems: evolving views over three decades[J]. *Limnology and Oceanography*, 2006, 51: 364–376.
- [31] Valigura R A, Alexander R B, Castro M S, et al. *Nitrogen Loading in Coastal Water Bodies: An Atmospheric Perspective*[M]. Washington, D.C.: American Geophysical Union, 2001.
- [32] Dentener F, Drevet J, Lamarque J F, et al. Nitrogen and sulfur deposition on regional and global scales: a multimodel evaluation[J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 2006, 20(4): GB4003.
- [33] Duce R A, LaRoche J, Altieri K R, et al. Impacts of atmospheric anthropogenic nitrogen on the open ocean[J]. *Science*, 2008, 320(5878): 893–897.
- [34] Seitzinger S P, Mayorga E, Bouwman A F, et al. Global river nutrient export: a scenario analysis of past and future trends[J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 2010, 24(4): GB0A08.
- [35] Keeling R F, Körtzinger A, Gruber N. Ocean deoxygenation in a warming world[J]. *Annual Review of Marine Science*, 2010, 2(1): 199–229.

- [36] Paerl H W, Dennis R L, Whittall D R. Atmospheric deposition of nitrogen: implications for nutrient over-enrichment of coastal waters[J]. *Estuaries*, 2002, 25(4): 677–693.
- [37] Carpenter S R. Eutrophication of aquatic ecosystems: bistability and soil phosphorus[J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2005, 102(29): 10002–10005.
- [38] Bennett E M, Carpenter S R, Caraco N F. Human impact on erodable phosphorus and eutrophication: a global perspective: increasing accumulation of phosphorus in soil threatens rivers, lakes, and coastal oceans with eutrophication[J]. *BioScience*, 2001, 51(3): 227–234.
- [39] 王菊英, 韩庚辰, 张志锋. 国际海洋环境监测与评价最新进展[M]. 北京: 海洋出版社, 2010.
Wang Juying, Han Gengchen, Zhang Zhifeng. Progress on International Marine Environmental Monitoring and Assessment[M]. Beijing: China Ocean Press, 2010.
- [40] Carstensen J, Andersen J H, Gustafsson B G, et al. Deoxygenation of the Baltic Sea during the last century[J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2014, 111(15): 5628–5633.
- [41] Boesch D F. Barriers and bridges in abating coastal eutrophication[J]. *Frontiers in Marine Science*, 2019, 6(123): 1–25.
- [42] Sonesten L, Frank-Kamenetsky D, Gustafsson B, et al. The sixth pollution load compilation (PLC-6)[Z]. 2019.
- [43] Sonesten L, Svendsen L M, Tornbjerg H, et al. Sources and pathways of nutrients to the Baltic Sea: HELCOM PLC-6[M]. Helsinki, Finland: Helsinki Commission, 2018.
- [44] Limburg K E, Casini M. Effect of marine hypoxia on Baltic Sea Cod *Gadus morhua*: evidence from otolith chemical proxies[J]. *Frontiers in Marine Science*, 2018, 5: 482.
- [45] Schmale O, Krause S, Holtermann P, et al. Dense bottom gravity currents and their impact on pelagic methanotrophy at oxic/anoxic transition zones[J]. *Geophysical Research Letters*, 2016, 43(10): 5225–5232.
- [46] Cloern J E, Abreu P C, Carstensen J, et al. Human activities and climate variability drive fast-paced change across the world's estuarine-coastal ecosystems[J]. *Global Change Biology*, 2016, 22(2): 513–529.
- [47] Yuan Jinchun, Hayden L, Dagg M. Comment on "Reduction of primary production and changing of nutrient ratio in the East China Sea: effect of the Three Gorges Dam?" by Gwo-Ching Gong et al.[J]. *Geophysical Research Letters*, 2007, 34(14): L14609.
- [48] Tong Yindong, Zhao Yue, Zhen Gengchong, et al. Nutrient loads flowing into coastal waters from the main rivers of China (2006–2012)[J]. *Scientific Reports*, 2015, 5: 16678.
- [49] Yan Weijin, Zhang Shen, Sun Pu, et al. How do nitrogen inputs to the Changjiang basin impact the Changjiang River nitrate: a temporal analysis for 1968–1997[J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 2003, 17(4): 1091.
- [50] Zhou Mingjiang, Shen Zhiliang, Yu Rencheng. Responses of a coastal phytoplankton community to increased nutrient input from the Changjiang River[M]//Shen Z. *Studies of the Biogeochemistry of Typical Estuaries and Bays in China*. Berlin, Heidelberg: Springer, 2020: 159–173.
- [51] Chen C, Gong G, Shiah F. Hypoxia in the East China Sea: one of the largest coastal low-oxygen areas in the world[J]. *Marine Environmental Research*, 2007, 64(4): 399–408.
- [52] Zhu Zhuoyi, Wu Hui, Liu Sumei, et al. Hypoxia off the Changjiang (Yangtze River) estuary and in the adjacent East China Sea: quantitative approaches to estimating the tidal impact and nutrient regeneration[J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2017, 125(1/2): 103–114.
- [53] Wang Yunfeng, Yu Rencheng, Lu Douding, et al. Recurrent toxic blooms of *Alexandrium* spp. in the East China Sea-potential role of Taiwan warm current in bloom initiation[J]. *Journal of Ecology and Toxicology*, 2018, 2(2): 115.
- [54] Howarth R W. The development of policy approaches for reducing nitrogen pollution to coastal waters of the USA[J]. *Science in China Series C: Life Sciences*, 2005, 48(2): 791–806.
- [55] Howarth R W, Sharpley A, Walker D. Sources of nutrient pollution to coastal waters in the United States: implications for achieving coastal water quality goals[J]. *Estuaries*, 2002, 25(4): 656–676.
- [56] Boesch D F, Brinsfield R B, Magnien R E. Chesapeake bay eutrophication: scientific understanding, ecosystem restoration, and challenges for agriculture[J]. *Journal of Environmental Quality*, 2001, 30(2): 303–320.
- [57] Staver K W, Brinsfield R B. Using cereal grain winter cover crops to reduce groundwater nitrate contamination in the mid-Atlantic coastal plain[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 1998, 53(3): 230–240.
- [58] Schoumans O F, Chardon W J, Bechmann M E, et al. Mitigation options to reduce phosphorus losses from the agricultural sector and improve surface water quality: a review[J]. *Science of the Total Environment*, 2014, 468–469: 1255–1266.

Anthropogenic inputs of nutrients to coastal ecosystem and mitigation actions

Wang Juying¹, Zheng Nan¹, Ma Deyi²

(1. Key Laboratory for Coastal Ecological Environment, National Marine Environmental Monitoring Center, Dalian 116023, China; 2. First Institute of Oceanography, Ministry of Natural Resource, Qingdao 266061, China)

Abstract: Currently, the global nitrogen and phosphorus cycles are out of balance due to anthropogenic activities which produce a large amount of reactive nitrogen and phosphorus annually. The incremental N and P are mainly derived from production and application of synthetic N fertilizers, manure application, large areas of cultivated leguminous crops that could fix atmospheric N₂, and NO_x emitted from fossil fuel combustion. It should be noted that crop and livestock production systems are the major cause of human alteration of the global N and P cycles. Increased human sewage and fertilizer application in agricultural production have significantly raised the inputs of N and P nutrients to coastal ecosystems leading to a global spread of eutrophication. Most of these inputs are transported to the coastal ocean via river runoff and atmospheric deposition. More than half of the incremental N and P loads are related to anthropogenic sources. The Baltic Sea and East China Sea present typical eutrophication condition in developed country and developing country respectively. The mitigation strategies should focus on dual nutrient strategy for successful N and P reduction, including reduction of leaching and runoff from agricultural fields, growing perennial crops, effective application of fertilizers, and planting winter cover crops.

Key words: nutrients input; eutrophication; anthropogenic activity; fertilizer application; agricultural activity; mitigation strategy