

综述与专论

环境介质中磷元素的迁移转化研究进展

阳立平^{1,2}, 曾凡棠¹, 黄海明³, 熊 蕾⁴, 禹 琪¹, 汪中洋¹

(1 环境保护部华南环境科学研究所 广东 广州 510655; 2 中国科学院广州地球化学研究所 广东 广州 510640; 3 燕山大学 河北 秦皇岛 066004; 4 吉首大学 湖南 吉首 416000)

摘要:全面介绍了磷在环境介质中的各种形态分布及相互之间的转化,系统概述了磷转化的途径及机理,综合分析了磷迁移转化的影响因素,归纳了磷迁移转化的模型,提出了磷污染物的控制措施。

关键词:磷;环境介质;迁移;转化;模型

中图分类号:O613.62 文献标识码:B 文章编号:1006-8759(2015)05-0001-07

STUDY AND PROSPECT ON REMOVING AND TRANSFORMING OF PHOSPHORUS IN ENVIRONMENTAL MEDIA

YANG Li-ping^{1,2}, ZENG Fan-tang^{1*}, HUANG Hai-ming³, XIONG lei⁴, YU qi¹,
WANG Zhong-yang¹

(1.South China Institute of Environmental Sciences, Ministry of Environmental Protection, Guangzhou 510655, China. 2.Guangzhou Institute of Geochemistry, Chinese Academy of Sciences, Guangzhou 510640, China; 3.Yanshan University, Qinhuangdao 361024, China; 4.Jishou University, Jishou 416000, China)

Abstract:In this paper, species distribution of phosphorus in the environmental media and conversion between them are introduced comprehensively. The pathway and mechanism of transform of phosphorus is summarized systematically. The effects on transformation and removing of phosphorus are analyzed. The models of transform of phosphorus are concluded and the count measures to prevent phosphorus pollution are put forward.

Key words:phosphorus, environmental media, transport, transformation, model

水体富营养化是一个全球性的环境问题^[1],也是当前我国水体面临的最为突出的环境问题之一。而氮磷是导致水体富营养化的主要元素,长期以来,主要的研究和工程都集中在外源负荷的控制上,从而忽视了内源负荷,但当外源负荷有效控

制时,我们应当更加重视内源负荷的控制。

内源主要是指蓄积于水体中的沉积物或底泥中的氮磷,在一定的环境条件下,沉积物或底泥中蕴藏的营养盐可以向上覆水体释放^[2]。这种潜在释放能力的大小主要取决于水体沉积物及其上覆水体的物理化学和生物特性的改变。在水体底泥营养盐释放风险的研究中,沉积物的物理和化学的特性(包括其含量和地球化学形态)是影响沉积物中氮磷营养要素迁移、转化以及生态效应的重要参数^[3]。本文主要对磷在环境介质中的分布、转化、影响因素及模型的研究做一归纳总结,以期对内

收稿日期:2014-12-10

基金项目:环境保护部华南环境科学研究所中央级公益性科研院所基本科研业务专项资助项目(PM-zx021-201211-093;秦皇岛市科技支撑项目(201302A226)

第一作者简介:阳立平,男,1975年生,湖南隆回人,博士后,研究方向为水污染控制。

源负荷中的磷污染提出控制措施,并为控制富营养化研究者提供参考。

1 磷的形态分布及相互转化

1.1 沉积物中磷的形态

沉积物中 P 是以多种复杂的结合形式存在的,一般可将沉积物中的 P 分为 5 类,即可溶性磷(DP),铁结合磷(Fe-P),铝结合磷(Al-P),钙结合磷(Ca-P)和有机磷(OP)。藻类等浮游植物对沉积物中 Al-P 和 OP 具有优先吸收的性能^[4],这为评价以磷作为浮游植物生长限制因子海域的初级生产力水平提供了可靠的理论基础。Fe-P 在沉积物中的含量可以作为污染的指标之一,利用它可以了解并评价海域在不同历史时期的污染状况。此外,P 的不同形态及其相对含量的差异,可以反映出污染源化学组份和污染程度的不同,从而为探索水体污染的来源和污染的源强提供依据。探讨沉积物中磷的存在形态,对探讨在外部作用下各形态 P 在沉积物-水界面累积迁移及相互转化过程有重要的参考价值。

1.2 磷的垂直分布及各形态间的分配关系

全球大多数海洋地球化学家普遍认为,在沉积物表层,无机 P 的含量一般都随着深度的增加而增大,在次表层则一般趋于稳定或变化较小,而有机 P 的垂直分布情况正好相反,并且随着深度的增加,这种对应的分布性更趋明显。浙江近海沉积物中 P 的形态和分布^[5],大亚湾沉积物中 P 等营养盐的分布^[6],长江口沉积物中 P 的形态及分布^[7],印度 Hooghly 河口沉积物中 P 的分布情况,以及芬兰海湾东部沉积物中营养盐状况^[8]都大致符合这一规律。这主要是由于微生物大多生存在沉积物的表层,表层中有机态的 P 含量会随着深度的加深而减小。在次表层以下,由于沉积作用和微生物数量的减少等因素,有机态的 P 含量往往保持稳定或者变化不大^[9]。

沉积物 P 的各种形态分布,受沉积物粒度大小、沉积物氧化还原类型、相关结合态的含量以及水文条件等多种因素的影响。研究表明 Ca-P 是无机磷的主要形式^[8]。墨西哥海岸区域沉积物中 Ca-P、Al-P 和 Fe-P 在沉积物中的含量从高到低依次为 Ca-P > Al-P > Fe-P,而不同于河流中它们的含量关系为 Fe-P > Ca-P > Al-P。这说明各形态 P 之间的分配关系会随着水文理化条件的不同

而不同。从一些主要的沉积物特性中,可以得出解释 P 存在形式的重要信息。一般来讲,沉积物粒度越细,P 的含量越高。法国海岸线区域沉积物中 Fe-P 和 Al-P 的含量与细粒部分 (< 63um) 的沉积物所占比例有非常重要的关系,而 Ca-P 则可以在任何粒度的沉积物中普遍存在。可见,不同粒度的沉积物中,Fe-P 和 Al-P 的含量不同,而 Ca-P 含量却不受影响。对长江口沉积物中 P 的存在形态研究表明:沉积物中各形态 P 的垂直分布变化十分复杂,其中沉积速率的影响显著。

1.3 磷各形态间的转化过程

P 的各种形态在沉积物中并不是固定不变的,会随着沉积物类型、温度、盐度等水文条件以及一些生物扰动效应而相互转化,从而使沉积物中各种形态的含量及分布发生变化。

在 P 的各种形态中,Fe-P 经常被认为是沉积物中最易变的部分,因为它会随氧化还原环境的变化而改变,从而改变 P 在沉积物中各种形态的分配比例。当氧化还原电位(Eh)降低时,Fe³⁺ 被还原并溶解,同时与 Fe 结合态的 P 就会被活化而进入水体中,与其他离子结合;而 Eh 升高时,Fe²⁺ 氧化为 Fe³⁺ 重新沉淀。各种结合态 P 的所占比例还会受到盐度的影响,盐度增加后水体中 Fe²⁺ 含量迅速减少,相应的 Fe²⁺ 吸附 P 的能力就会减弱,而 Ca²⁺ 含量相对变高,促使 Fe-P 向 Ca-P 转化。此外,各种形态 P 的含量与沉积物中 Ca、Al、Fe 的含量相关。所以当沉积物中 Ca、Al、Fe 的含量由于人为污染等因素变化时,P 就会在不同的形态之间发生一系列解析释放和重新结合过程,从而实现在不同形态间 P 的转化。

2 磷迁移转化的机理与途径

磷在单一水体、土壤、沉积物或底泥中或者在它们的界面上通过各种途径发生各种转化。转化的途径和形式比较复杂。

2.1 沟渠中磷的转化途径

磷从土壤向水体的迁移主要有两个过程:一是磷随泥土颗粒向水体迁移;二是以溶解态的形式随径流和排水向水体迁移,二者可以相互交换,处于一种动态平衡。在地表径流中,磷主要以吸附态和溶解态存在,农田流失的磷主要是颗粒态。在沟渠中,磷主要以溶解态迁移。在降雨过程中,颗粒态磷随沟渠流量的增加而增加。

2.2 沉积物-水体界面的磷迁移与转化

沉积物-水体界面 0~2 cm 是沉积物与水体之间磷等养分循环的一个主要的场所^[10]。沉积物与水体中磷的吸附与释放存在一定的关系, 之间的转化也不是孤立的, 期间也存在一定的关系。

湖泊沉积物与水体之间磷的交换过程十分复杂, 它包括磷的生物循环, 含磷颗粒的沉降与再悬浮、溶解态磷的吸附与解吸附、磷酸盐的沉淀与溶解等物理、化学、生物过程及其相互作用。沉积物磷的释放是指磷的输入通量与输出通量之间的差值。一些湖泊中外源性磷的降低并不一定立即导致湖泊内生物量的降低和营养状态的改善, 可能是底泥中的营养元素的溶出以及某些湖水水体中磷的浓度超过了藻类生长的阈值所致^[11]。在湖泊富营养化发展时期, 沉积物的磷输入大于输出, 不存在绝对的磷释放, 在湖泊治理过程中, 只有当湖水中磷含量显著降低后, 才有可能发生磷的释放; 而在底层湖水比较稳定、沉积物表面被有机碎屑层覆盖的情况下, 即使湖水中磷含量有一定程度的下降, 沉积物也不一定释放磷^[12]。沉积物是湖泊中磷的源和汇, 在大多数湖泊中, 存在磷的静沉降, 沉积物作为水体中磷的"汇", 在某些高营养水平的湖泊中, 在短时间内, 从沉积物中释放出磷的量可能超过磷的沉降量, 使得水体中的磷的浓度保持较高的水平, 沉积物便成为磷的"源"。沉积物与水体的物质交换主要通过扩散来实现, 交换的强度主要取决于沉积物间隙水中的营养物质浓度梯度^[12]。

2.3 磷的生物循环

在上覆水与沉积物之间, 生物活动对磷的循环起着重要的作用。在生物的作用下, 磷主要是以"易于分解的活性有机质(磷) - 溶解磷 - 水生生物原体 - 有机质(磷)"的形式不断进行交换循环^[13]。沉积物表层有机质由于矿化作用生成无机磷, 再通过各种方式进入上覆水体, 被水生生物(主要是藻类和细菌)吸收生产颗粒态有机磷, 生物死亡后, 可溶性有机态磷及其化合物又返回上覆水中, 这些化合物或再次被吸收形成颗粒有机磷或者被降解为无机正磷酸盐, 不能被生物利用的惰性有机磷, 则又进入沉积物中。有研究认为^[14,15], 在微生物的参与下, 沉积物释放的磷比无菌状态下高出 50% ~ 100%。由于微生物的矿化作用, 将会导致沉积物内源磷的释放, 从而引起或者加剧湖泊的

富营养化。在无微生物状态下, 沉积物中磷的释放几乎为零。

2.4 磷的吸附与解吸

磷的吸附与解吸是上覆水体和沉积物之间进行磷交换的一种重要的方式, 是影响其在上覆水中浓度、迁移、转化和生物可利用性的重要过程, 对上覆水中磷的含量起着缓冲作用, 并在很大程度上影响了水体的自净能力^[13]。吸附与解吸反应是物理化学过程, 其主要取决于氧化还原作用条件下的有机碳的供给与生化需氧量。上覆水与沉积物之间磷的吸附与解吸的过程受磷的浓度差的支配^[14]。

沉积物对磷的吸附是与水生植物吸收正磷酸盐的反应相互竞争的一种离子交换吸附过程。表面活性离子交换是由粘土矿物、水合铁氧化物、铝、胡敏酸和富里酸等物质的相互作用。通常情况下, 有机质含量高的沉积物中的含磷量往往比矿物土壤高。研究结果表明, 有机质能促进铁氧化物的表面非晶体的生成, 使吸附能力大大增加。作为沉积物对磷的吸附的可逆反应 - 解吸作用, 与化学沉淀的形态相关, 其主要是以无机态的正磷酸盐为主, 一旦出现利于钙、铁、铝等不溶性磷酸盐溶解的条件, 磷将从沉积物中解吸出来进入间隙水中, 再逐步扩散到水土界面, 进而扩散到上覆水中^[14,15]。磷解吸过程在很大程度上受氧化还原条件的影响, 如在较低的氧化还原电位下, 三价铁离子转变成更加可溶的亚铁离子, 这样铁磷更有利于被解吸出来

3 影响磷迁移转化的因素

处于水体、沉积物、土壤等环境介质中的磷在不断的迁移与转化当中, 诸多的人为因素也在影响磷元素在环境介质中的总量与形态, 这些因素共同作用使得磷在环境介质中的转化受到多种因素的交叉影响, 下面对单一的影响因素做一分析。

3.1 溶解氧

溶解氧决定湖泊水与沉积物的氧化还原状态。在好氧状况下, 通常磷的释放被抑制, 还存在磷的吸附。此时上覆水与沉积物处于氧化状态, Fe^{3+} 与磷结合, 以磷酸铁的形式沉积到沉积物中, 或上覆水中可溶性磷酸盐被 $Fe(OH)_3$ 吸附而沉降下来。但有的学者认为, 在好氧状态下, 磷也会从沉积物中释放出来, 只是释放的速度和释放量较

厌氧状态下小得多。研究发现^[16],在连续流动释放系中,湖泊沉积物中磷的释放速率厌氧状态是好氧状态的10倍以上。而在厌氧状态下, Fe^{3+} 易被还原成 Fe^{2+} ,导致沉积物中铁结合态磷的释放,而铁磷最易为水生生物和藻类吸收,加速其繁殖,同时也加剧了水体的富营养化程度。

3.2 光照和温度

光照随季节变化而不同,同时影响湖泊的水温的变化,以致影响藻类等水生植物的生长量和沉积物与上覆水之间磷的行为变化。光照对浅水湖泊的沉水植物或藻类的影响较为显著,从而间接地对磷的行为产生影响^[17]。此外,光照对水温有较大的影响。温度是影响水环境中的各种物理化学反应、微生物活性的重要因素^[18]。随着环境温度升高,上覆水与沉积物之间的各种化学反应加剧,微生物活性增强,促进生物搅动、矿化作用和厌氧转化,导致间隙水耗氧增多,溶解氧减少,使氧化还原电位下降,而且利于磷的解吸和溶解,促使沉积物磷的释放。

3.3 pH值

pH值对沉积物与上覆水之间磷的行为的影响主要机理是离子交换作用和沉积物对磷酸盐的吸附。水体中pH值决定 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 存在形式。pH为3~7时,磷主要以 $\text{H}_2\text{PO}_4^{2-}$ 形式存在,pH为8~10时,主要形态为 HPO_4^{2-} ^[19]。在对太湖沉积物磷释放影响的实验研究中发现,沉积物磷释放量随pH升高呈U形曲线,即在中性条件下磷的释放量最小,偏酸或偏碱都能促进磷的释放^[16]。pH值高,由于氢氧根与非晶态磷和铝、铁结合态磷交换作用加强,磷更容易发生这种交换,并从络合态中解吸出来。当pH值降低时,钙结合态磷由于底质有机物降解产生 CO_2 使其溶解度增加,导致磷的释放量增大。

3.4 氧化还原电位

沉积物中金属离子的存在状态和浓度会影响沉积物中的磷的形态分布,如铁、铝和锰离子。这些金属氧化物或氢氧化物结合态磷易受到氧化还原条件的影响。如铁结合态磷,当沉积物氧化还原电位较高的时候,有助于 Fe^{2+} 向 Fe^{3+} 转换,并使 Fe^{2+} 与磷酸盐络合成难溶的磷酸铁固定在沉积物中。铝结合态磷也有类似的效应,根据沉积环境当时的氧化还原条件发生相应的吸附/解吸。目前,国内关于氧化还原电位对水体磷释放的研究不

多,尤其是微生物介入这些过程,使得有关界面磷释放机理更加复杂值得进一步研究^[20]。

3.5 生物

富营养化水体中,藻类大量繁殖,其生长对磷的利用会造成沉积物磷释放平衡的破坏,从而使沉积物向水相释磷增多,有机磷(OP)和铝磷(Al-P)是藻类存在时优先释放的形态,具有很好的生物可利用性。而沉积物中磷的释放又进一步促使藻类生长,两者有互相促进的关系。

微生物的活动在释磷过程中起着相当重要的作用,由微生物分解有机质而释放的磷与由沉积物再悬浮或由其它机制产生的磷不同,前者是一个不可逆的过程,由此而造成的水体富营养化状况是较严重的。有实验说明,在无微生物状态下,沉积物中磷的释放几乎为零,而由于微生物的参与,沉积物释放的磷比无菌状态下高出50%~100%。

3.6 沉积物组成

沉积物的组成对释磷过程也有影响。非钙质沉积物比钙质沉积物富含Fe和有机碳,在好氧条件下,由于氧化铁对磷的吸附作用,使得非钙质沉积物的释磷过程受到限制。同等条件下,钙质沉积物向上覆水中释放的磷要多得多。

沉积物释磷可能还与底泥中的某些金属存在一定关系。在珠江广州河段磷的形态研究中,发现底泥中总磷的含量随钡浓度增加而减少。这可能是由于颗粒物吸附钡与磷存在一种排斥关系,即当吸附钡较多时,吸附的磷相应减少,具体的机理还有待进一步研究。沉积物释磷与其机械组成也有关系。在研究南湖沉积物磷释放时发现,湖底质中细颗粒成分越高,底质向湖水中释磷量越高,这是因为细颗粒更易于悬浮到水中的缘故。

3.7 降雨的影响

人工降雨模拟实验研究表明:磷、水溶性总磷的输出速率与降雨径流过程呈递减变化。总磷与径流量对地表的侵蚀能力成正相关,其浓度的递减规律呈抛物线形,并随降雨强度的增大而增大。研究发现:在单次降雨-径流过程中,磷各种形态的污染物浓度在降雨产流初期较高,随降雨持续时间延长而略有下降。可溶性污染物浓度变化幅度较小,在整个降雨-径流过程中呈较平缓的波浪式变化。而难溶性污染物磷,在整个过程中变化剧烈。在降雨历时、降雨量、最大雨强3个参数中,降

雨量与污染物输出量也呈较好的幂指数相关关系。

4 磷迁移转化的模型及定量研究

非点源污染在近 30 年间受到了广泛关注,非点源污染模型的研究是其中的主要领域之一^[21]。非点源污染模型通过对整个流域系统及其内部发生的复杂污染过程进行定量描述,帮助我们分析非点源污染产生的时间和空间特征,识别其主要来源和迁移路径,预报污染的产生负荷及其对水体的影响,并评估土地利用的变化以及不同的管理与技术措施对非点源污染负荷和水质的影响,为流域规划和管理提供决策依据。

自 70 年代中后期以来,随着对非点源污染物理化学过程研究的深入和对非点源过程的广泛监测,机理模型逐渐成为非点源模型开发的主要方向,其中著名的有模拟城市暴雨径流污染的 SWMM、STORM,模拟农业污染的 ARM,以及流域模型 ANSWERS 和 HSP 等。美国农业部农业研究所开发的 GREAMS (USDA, 1980) 模型奠定了非点源模型发展的"里程碑",它首次对非点源污染的水文、侵蚀和污染物迁移过程进行了系统的综合。

90 年代后期,随着计算机技术的飞速发展和 3S 技术在流域研究中的广泛应用,一些功能强大的超大型流域模型被开发出来,这些模型已经不再是单纯的数学运算程序,而是集空间信息处理、数据库技术、数学计算、可视化表达等功能于一身的大型专业软件。其中比较著名的有美国国家环保局开发的 BASINS (White more) 和美国农业部农业研究所开发的 AGNPS 98(ANP GS 98)网站等。降雨径流过程、水文过程、侵蚀过程和污染物的迁移转化过程是决定非点源污染特征的三个主要过程。因此通常非点源模型由水文子模型、土壤侵蚀子模型、和污染物迁移转化子模型构成。

4.1 水文子模型

水文过程是描述非点源污染的基础,水的运动为污染物提供了迁移的介质和能量。因此水文路径也是污染物迁移的路径,其描述的合理性和准确性直接影响到非点源污染模型的模拟结果。早期的非点源水文模型主要多以模拟地表径流为主,对侧向壤中流则考虑的不多,典型的模型包括 GREAMS、CNPS、ANSWERS 和早期的 AGNPS 模

型,它们都采用美国农业部水土保持局开发的 SCS 水文模型来计算暴雨径流。后来的 SWRRB 和 EPIC 模型增加了对侧向壤中流的模拟 SWAT 模型更增加了对浅层地下水的模拟。特别是美国 EPA 组织开发 HSPF 模型,它采用的斯坦福流域水文模型,涉及了十余个水文过程。但采用如此复杂的水文模型建立非点源模型并不多见。

4.2 土壤侵蚀子模型

非点源模型中土壤侵蚀的主要过程是指降雨侵蚀。研究表明,随暴雨侵蚀土壤流失进入水体的非溶解性磷占总流失磷量的绝大部分,因此侵蚀过程是非点源污染的重要过程。目前,很多非点源污染模型采用通用土壤流失方程 (USLE) 及其改进形式作为侵蚀子模型。该模型是一个考虑了降雨侵蚀力因子、土壤可蚀性因子、地形因子、作物管理因子及土壤侵蚀控制措施因子等 5 个因素的统计模型。相反 CREAMS、ANSWERS 和 HSPF 等模型则采用了更具机理性的侵蚀模型,侵蚀过程被分为雨滴溅蚀、径流冲蚀和径流运移等若干个子过程,并分别进行模拟。80 年代后期,美国 USDA 开发了新一代机理型的土壤侵蚀模型-WEPP,该模型对影响土壤侵蚀的气象、水文和水力学条件以及土壤侵蚀的机械过程等进行了全面模拟,使其各步演算都具有明确的物理意义,从而为提高模型精度创造了必要的条件。尽管对输入数据的大量需求影响了目前该模型的广泛应用,但是随着空间地理信息技术的飞速发展,数据将不再是模型应用的阻碍。

4.3 污染物迁移模型

污染物的迁移过程不仅与水文条件和侵蚀条件有关,还与污染物在土壤中的物理、化学形态以及分布等密切相关。而污染物各物理、化学形态之间的转化以及在土壤中的分布的变化过程是十分复杂的,这给非点源污染模型提出了十分棘手而又极富挑战性的课题。非点源模型对污染物迁移的模拟可分为 2 类,一类是不考虑污染物的平衡过程,认为污染物在土壤中的含量是恒定的,典型的有早期的 AGNPS 模型和 CNPS 模型等,这类模型往往只将污染物根据物理形态划分为溶解性和非溶解性 2 种,根据土壤侵蚀量和暴雨径流量来计算 2 种形态污染物的负荷。另一类是考虑污染物平衡过程,即土壤中污染物的状态和含量是受

到各种过程影响的。

5 磷控制措施

水体中磷富营元素的治理主要包括外源性污染控制和内源性营养本底情况及其演化历史的重建。在面源等外源性污染负荷逐渐得到控制的前提下,应将治理重点放在内源性污染的控制和治理上。

目前在内源负荷控制方面主要有底泥疏浚、引水清污、深层水的排放、物理化学方法,以及生态恢复等^[22]。利用水生植物进行生态恢复的方法,以其良好的净化效果,独特的经济效益、能耗低、简单易行以及有利于重建和恢复良好的水生生态系统等特点,正日益受到人们的关注^[23-24]。有关这方面的研究也很多,包先明等^[25]研究了种植沉水植物对富营养化水体沉积物中磷形态的影响,刘兵钦等^[26]研究了菹草对湖泊沉积物磷状态的影响等,且越来越多的研究集中于沉水植物对富营养化调控和控制机理的探索性研究中^[27]。

6 问题与展望

自20世纪80年代以来,沉积物磷释放及其对水环境的影响日益受到关注,至今仍然是本学科的研究热点^[28]。我国20世纪80年代后期开始从事这方面的研究工作,在造成营养物质在沉积物-水界面上大量迁移的动力以及控制湖泊中磷通过界面迁移的过程,沉积物的粒径、孔隙流体过程、生物混合作用和沉积物再悬浮对磷释放的影响以及沉积速率的变化等方面,已经取得了很大进展。有关沉积物中磷向水体的释放速率的实验室模拟研究,以及影响沉积物中营养盐释放的环境因子如:水中溶解氧、pH、氧化还原电位、温度、生物及水体的扰动等也有较多的研究,但因实验方法和湖泊环境的差异,所获结论有时有较大差异,而且对环境因素的影响机制尚不完全清楚。有关沉积物磷释放对水体及藻类的影响虽已有研究^[29],但水体藻类及生物对沉积物磷释放的影响及其在沉积物-水体界面营养物质循环中的作用影响机理则很少见报道。根据研究现状,为提高富营养化治理成效,保护水环境,认为今后的研究工作应重点放在:(1)建立定量研究内源磷转换与污染负荷评价的方法;(2)定量研究水体特别是浅水湖泊沉积物-水界面的磷交换与内源负荷;(3)探

讨沉积物磷释放与藻类生长的相互作用及作用机制;(4)预测在点源和面源污染被控制的条件下,沉积物磷释放对水环境的影响。

参考文献

- [1] 王明华,沈全华,唐晟凯,等.伊乐藻对黄颡鱼池塘养殖水体净化的试验[J].水生态学杂志,2009,2(4):49-51.
- [2] 金相灿.湖泊富营养化研究中的主要科学问题[J].环境科学学报,2008,28(1):21-23.
- [3] 张路,范成新,王建军,等.长江中下游湖泊沉积物氮磷形态与释放风险关系[J].湖泊科学,2008,20(3):263-270.
- [4] 岳维忠,黄小平.近海沉积物中氮磷的生物地球化学研究进展[J].台湾海峡,2002,22(3):407-414.
- [5] 张海生,王成厚.浙江近海沉积物中磷的存在形态及其分布特征[J].东海海洋,1984,2(4):56-60.
- [6] 顾德宇,汤荣坤,余群.大亚湾沉积物间隙水的无机磷硅氮营养盐化学[J].海洋学报,1995,17(5):73-80.
- [7] 侯立军,刘敏,许世远,等.长江口岸带状柱状沉积物中磷的存在形态及其环境意义[J].海洋环境科学,2001,20(2):7-12.
- [8] Conley, J., Stockenberg, A., Carman, R., et al. Sediment-water nutrient fluxes in the gulf of Finland, Baltic sea [J]. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 1997, 45: 591-598.
- [9] Michael, D., Krom, Robert A, et al. The diagenesis of phosphorus in a nearshore marine sediment[J]. Geochimica et Cosmochimica Acta, 1981,45(2):207-216.
- [10] 李铁,叶常明,雷志芳.沉积物与水间相互作用的研究进展[J].环境科学研究进展,1998,6(5):29-33.
- [11] 刘玉生,邹兰,郑丙辉.光照、温度和藻类对底泥释放磷的影响[J].环境科学研究,1992,5(2):41-44.
- [12] 王茹静,赵旭,曹瑞钰.富营养化水体底泥释磷的影响因素及其机理[J].新疆环境保护,2005,27(3):5-8.
- [13] 彭近新,陈慧君,等.水质富营养化与防治[M].北京:中国环境科学出版社,1988:97-115.
- [14] 韩沙沙,温琰茂.富营养化水体沉积物中磷的释放及其影响因素[J].生态学杂志,2004,23(2):98-101.
- [15] 汤鸿霄.微界面水质过程的理论与模式应用[J].环境科学学报,2000,20(1):1-10.
- [16] 刘玉生,邹兰,郑丙辉.光照、温度和藻类对底泥释放磷的影响[J].环境科学研究,1992,5(2):41-44.
- [17] 王茹静,赵旭,曹瑞钰.富营养化水体底泥释磷的影响因素及其机理[J].新疆环境保护,2005,27(3):5-8.
- [18] 林艳,刘亚丽,段秀举.双龙湖底泥磷释放强度影响因素正交试验研究[J].资源环境与工程,2006,20(1):78-81.
- [19] 彭近新,陈慧君,等.水质富营养化与防治[M].北京:中国环境科学出版社,1988:97-115.
- [20] 刘峰,高云芳,王立欣,等.水域沉积物氮磷赋存形态和分布的研究进展[J].水生态学杂志,2011,32(4):137-144.
- [21] 胡雪涛,陈吉宁,张天柱.非点源污染模型研究[J].环境科学,2002,23(3):124-128.
- [22] 金相灿.湖泊富营养化研究中的主要科学问题[J].环境科学

报, 2008, 28(1): 21-23.

[23] Arnlg, M.. Aquatic macrophytes as tools for lake management[J]. *Hydrobiologia*, 1999, 395/396: 181-190.

[24] 吴玉树. 根生沉水植物菹草对滇池水体的净化作用 [J]. *环境科学学报*, 1991, 11 (4) : 411-416.

[25] 包先明, 陈开宁, 范成新. 种植沉水植物对富营养化水体沉积物中磷形态的影响[J]. *土壤通报*, 2006, 37(4): 710-715.

[26] 刘兵钦, 王万贤, 宋春雷, 等. 菹草对湖泊沉积物磷状态的影

响[J]. *武汉植物学研究*, 2004, 22(5): 394-399.

[27] 范成新, 刘元波, 陈荷生. 太湖底泥蓄积量估算及分布特征探讨[J]. *上海环境科学*, 2000, 19(2): 72-75.

[28] Emilry, D. N. Potentially mobile phosphorus in Lake Erken sediment [J]. *Water Research*, 2000, 34 (7): 2037-2042 .

[29] 尹大强, 吴重华, 王晓蓉, 等. 太湖湖水及沉积物磷释放对藻类生长潜力研究 [J]. *南京大学学报*, 1996, 32 (2) : 253-260.

(上接第 57 页)

煤, 约使 0.2 公顷的土地遭受不同程度的塌陷。粉煤灰作为填筑材料使用, 是规模化消纳粉煤灰的一个重要途径^[11], 也是结合山西省煤矿开采的实际, 因地制宜, 进行采空区和沉陷区生态修复的重要举措。山西省共有采空区约 5 000 km², 沉陷区约 2 000 km², 可消纳全省 5-10 年的粉煤灰。

另外, 道路路堤, 建筑物及广场地基, 护坡、护堤工程, 地貌改造等工程填筑也是粉煤灰填充利用的一个主要方向, 是保证山西省粉煤灰规模化消纳的有效补充。

4.3 粉煤灰精细利用

根据山西省粉煤灰区域分布特点, 晋北朔州一带粉煤灰铝、硅含量较高, 可探索发展从粉煤灰中提取氧化铝和白炭黑、生产硅铝合金等产业。除进行组分提取外, 可通过示范项目先行先试, 将粉煤灰用于生产水处理絮凝剂、无机耐火材料、防水材料、吸声材料、微晶玻璃, 合成沸石等, 探索发展粉煤灰的精细利用产业。

5 结论

本文在大量数据调查的基础上, 对山西省粉煤灰综合利用的现状进行了分析, 并对该领域未来几年内的发展趋势进行了预测。山西省电厂多、灰量大, 巨大的静态存量和动态增量为粉煤灰的综合利用带来了巨大压力; 同时, 也面临着

粉煤灰应用技术突飞猛进、粉煤灰及其制品的市场不断发育成熟的历史性机遇, 压力与机遇并存。在未来 5 年内, 将结合山西省粉煤灰的特点和实际需求, 大力发展生态填充, 以建材利用和填充利用的规模化消纳为主, 同时探索粉煤灰价值组分提取和各类功能材料生产等精细利用, 为山西省粉煤灰综合利用寻求出路。

参考文献

[1] 刘桂芝. 浅谈粉煤灰综合利用及发展建议 [J]. *甘肃科技*, 2006, 22(6): 123-124.

[2] 姚志通. 固体废弃物粉煤灰的资源化利用[D]. 浙江大学, 2010.

[3] 刘关宇. 粉煤灰综合利用现状及前景 [J]. *科技情报开发与经济*, 2010, 20(19): 167-170.

[4] 王莺歌. 谈大型电站粉煤灰的综合利用[J]. *电力技术*, 2010, 19(8): 5-10.

[5] 蒋家超, 赵由才. 粉煤灰提铝技术的研究现状[J]. *有色冶金设计与研究*, 2008, 29(2): 40-43.

[6] 韩桂泉, 李京伟, 杜博, 等. 粉煤灰的综合利用现状与展望[J]. *中国资源综合利用*, 2006, 24(7): 12-14.

[7] 陈云霞, 苏小丽, 曾涛, 等. 粉煤灰固体废弃物制备瓷质砖的实验研究[J]. *中国陶瓷*, 2013, 49(3): 48-51.

[8] 杨秀红, 胡振琪, 张学礼. 粉煤灰充填复垦土地风险评价及稳定化修复技术[J]. *科技导报*, 2006, 24(3): 33-35.

[9] 杨权成, 马淑花, 谢华, 等. 高铝粉煤灰提取氧化铝的研究进展[J]. *矿产综合利用*, 2012, 3: 3-6.

[10] 黄谦. 国内外粉煤灰综合利用现状及发展前景分析 [J]. *中国井矿盐*, 2011, 42(4): 41-43.

[11] 张磊, 吕宪俊, 金子桥. 粉煤灰在矿山胶结充填中应用的研究现状[J]. *矿业研究与开发*, 2011, 31(4): 22-25.