

# 海洋盐沼环境中金属的行为研究\*

范志杰 宋春印 郭晋萍

(国家海洋局海洋环境保护研究所, 大连 116023)

**摘要** 详细论述了海洋盐沼环境中金属的行为及其化学/物理影响因素, 其中包括盐沼区域的划分、影响金属的因素、金属的行为、盐沼植物与金属的关系。指出, 重金属对盐沼植物生长初期有一定程度的危害, 利用某些盐沼植物可监测重金属的污染状况

**关键词** 海洋盐沼, 盐沼植物, 金属沾污, 影响因素, 监测指示种。

盐沼属海洋环境中活跃的生态系统类型, 具有重要的环境意义和较高的经济价值。它们不仅是大批濒危野生动植物的避难所, 而且也是河口和近海鱼类的繁殖场及饵料仓库, 同时还是阻止海岸线侵蚀的保护带<sup>[1]</sup>。由于盐沼作为海洋环境系统中营养盐的重要循环场所, 任何生物、化学、物理过程的扰动都可能引起盐沼整体生态系统的巨变, 导致植物产量下降和海岸线侵蚀。在所有关注的问题中, 污染物尤其是重金属对该区域脆弱生态系统的潜在影响最引人注目<sup>[2]</sup>。多年的研究业已证实, 随着重金属入海量的持续增加, 许多河口和海洋环境中的重金属已大大超过地球化学本底值<sup>[3]</sup>。

盐沼中金属的行为研究属于一项新的课题, 有些研究工作刚刚起步, 其中有关重金属的迁移、转化、累积和生物可利用性的结论多间接取之于河口和海洋沉积物研究成果。

## 1 盐沼区域的划分

盐沼是陆地上有薄层积水或间隙性积水, 生长有沼生和湿地植物的土壤过湿地段, 多指沿海涨潮时被淹没, 退潮时露出水面的软底质的广大潮间平地。盐沼有时亦称为“海涂”<sup>[4]</sup>。它形成于有遮拦物、能量低、潮差大于3m的近岸环境; 在水流缓缓的条件下, 海洋冲积沉积物、河流冲积物和近岸原生沉积物慢慢淀积在潮间带的泥滩上<sup>[1]</sup>。当冲积层增加到一定厚度时, 每天会有一定时间露出水面, 大型水生植物便乘机繁殖生长。植物的叶子和枝干又反过来捕获颗粒物质及减缓海浪的拍击, 更有利于各种冲积物的沉积。

根据植物生长带, 盐沼可以明显的划分成几个区域。潮间带泥滩属植物沼泽区, 既能提供沉积物, 又能起到消浪的功能, 以助植物的生植。在植物的低限区, 泥滩和植物沼泽区在低潮的平均水位区(MHWN)相互分离, 二者分界线一般为一陡坎。从理论上划分, 盐沼的最低边界可向海延伸到维管植物群落的边缘(不包括

长期生长在水下的海草和植物), 由于下潮带植物大叶藻和泰莱藻对盐沼的形成及河口渔业生产相当重要, 故一般也把它们包括在盐沼生态系统内。最低植物区位于MHWN和平均高潮水位(MHW)之间, 其中只有少数耐高盐植物稀稀疏疏地点缀在软泥上。中部盐沼位于MHW和高潮的平均水位(MHWS)之间, 生长着众多的植物。较高的沼泽区位于MHWS之上, 每年仅遭受5—10次海浸, 水生植物繁多<sup>[5]</sup>。

## 2 影响金属的因素

调节盐沼系统中微量元素可利用性的重要因素之一是水文条件。它能控制沉积物输移、植物生长及多种物理、生物、化学过程。盐沼沉积物周期性受海水浸洗, 高潮时海水进入土壤, 低潮时慢慢渗入地下, 泥滩和低沼泽区受海水浸洗时间更长, 地下水位往往接近沉积物表层。高沼泽区受海水浸洗机会较少, 高潮时可能会全部浸湿土壤, 低潮时慢慢析出; 该过程在沉积沟(creek)边缘渗析较快; 而处于细沙河口盐沼条件下, 渗析全过程需1周左右。可见, 盐沼的地下水位取决于潮汐浸洗的频率和时间、盐沼地貌及沉积物类型。

盐沼土壤的浸透会阻碍氧气自由进入土壤使土壤缺氧, 造成厌氧环境。厌氧条件与微生物分解有机物密切相关; 在沉积物-水界面, 氧气自由交换, 有机质分解速度最快; 在一定深度或土壤浸洗后, 有机质氧化消耗大量氧气, 又得不到及时补充, 从而成为厌氧环境。氧化剂的消耗改变了整个沉积次序, 易氧化的化合物首先消耗殆尽, 因此, 由好氧到厌氧代谢的成岩过程消耗氧的排序为硝基化合物≥锰氧化物>铁氧化物>硫酸盐<sup>[6]</sup>。这些化合物还原中释放反离子, 与无机物共沉淀和吸附进入间隙水中, 沉积物间隙水中Mn、Fe、Cu、Zn、

\* 国家海洋局科学基金项目

收稿日期: 1995-01-22

Ni、Co 和 Pb 含量比上覆海水中明显偏高<sup>[7]</sup>。但是在海洋环境中，硫酸盐还原成硫化物，为一种主要还原过程，自由金属离子与硫形成的金属硫化物溶解度很小，大大限制了这些金属离子的生物化学可利用性<sup>[2]</sup>。

另一方面，厌氧沉积物可在风暴潮或底栖生物的扰动下发生氧化。生物可扰动上层 20 cm 厚的沉积层，使还原沉积层变为氧化沉积层，这种过程使金属硫化物氧化为硫酸盐，把反离子和硫酸释放到间隙水中，该溶解过程既发生在金属硫化物中，也发生在粘土的有机配位体和阳离子交换点上<sup>[8]</sup>。在好氧区域，自由金属离子通过共沉淀吸附到 Fe、Mn 氧化物和水合氧化物上；局部沉积物生成硫酸，使 pH 值下降，微量金属会以原有的 Fe/Mn 氧化物吸附中解吸下来。金属有机络合物的形成也可在氧化区域阻碍金属的沉淀，使金属仍保留在间隙水中。

厌氧和好氧间的沉积物过渡区称作氧化还原跃层或氧化还原间断区。在粘土沉积层或水浸条件下，该过渡带一般为几 mm 厚，沙质沉积物则可厚达 30—40cm。在较高的沼泽区，氧化还原跃层受海浸的频率和地下水渗析的制约。随着土壤中水分的排泻，氧化还原跃层的位置由浅向深变化。该过程不仅加强了土壤中氧化还原反应，同时水的淋洗也把上覆水中的沾污物带入沉积物中<sup>[9]</sup>。

从局部范围看，由于浸洗土壤中根部的好氧呼吸作用，植物生长也能改变氧化还原电位，通过气体交换，大气中氧气可通过叶子直接进入耐盐植物的根部，根茎的氧气辐射和扩散，把亚铁氧化成铁，在树根周围形成一层红黄色的水合氧化铁沉淀。该过程富集了重金属，影响了几种元素形态(Fe、Mn、Zn、Cu、Cd、Pb)的生物可利用性，同时也控制了硫和铁的循环过程。植物根部周围的沉淀和溶解反应保护了根部免遭自由硫化物、三价铁，以及还原金属离子的危害。这些反应受植物生长速度和季节变化的影响：春夏之际为根部氧气吸收和生物活动的高峰期，植物可氧化约 0—15 cm 厚的盐沼土壤；秋、冬季为植物的休眠期，土壤处于厌氧条件，根基氧化作用明显降低<sup>[10]</sup>。

季节和温度影响盐沼中其它氧化还原反应主要发生在温带环境，沉积条件随温度和微生物活动的季节变化而变化。在较冷的秋、冬季节，缓慢的微生物活动降低了硫酸盐的反应，易于氧化进入土壤，促进 Oxic 沉积条件的形成；春、夏气温增高，微生物活动加强，促进了 Fe/Mn 水合氧化物的还原，从而释放出吸附的微量金属及形成金属硫化物。季节影响变化的概念解释了春夏沉积物间隙水中金属离子浓度较高的现象，同时也

提供了沉积物内金属的循环机理<sup>[11]</sup>。从较短的时间看，盐沼植物活动引起的氧化还原电位变化规律为：白天促进 Oxic 条件，夜间多为还原条件。

潮汐海浸盐沼可带来较高浓度的钠、氯、硫酸盐碳酸盐、碳酸氢盐离子及其它微量元素(Mg、Ca、K、Li、B)。氯度变化对海岸带区域某些金属的溶解度有明显的影响，尤其是那些能与氯化物配位形成强络合物的金属(Cd、Hg、Zn)。氯化络合能从天然有机络合物中夺去某些金属。例如， $[CdCl_3]^-$  有较高的络合常数， $\log K = 6.9$ ，镉-腐殖酸络合常数  $\log K = 4.5$ ，从动力学角度更易进行前者的反应<sup>[12]</sup>。在盐度较高的水体内，Cd 及其它金属会以类似的方式从颗粒相转移到水相中。在河口区域，氯与金属形成络合物随氯度增加而增强，在盐沼中当携有重金属的淡水输入后，氯度的骤变也会形成新的络合物<sup>[13]</sup>。盐度也会影响胶体颗粒物质的絮凝、有机质的吸附-解吸反应、水合氧化物的沉降和溶解等。盐度也间接影响河口和边缘盐沼中的颗粒物、营养盐及沾污物的淀积，进而影响沉积物的特性。

盐沼土壤的颗粒分布随地理位置不同而异，从砂质土壤到淤泥和粘土，其性质取决于沉积环境和沉积物输入源。多数盐沼为砂质成分(约占 75%)，余者为淤泥或粘土组成，约含 5% 的砂质。潮间带泥滩冲积物主要由粘土组成，平均粒度为 1—20  $\mu m$ <sup>[14]</sup>。粒度和沉积类型对沾污物的键合能力影响很大，在较高浓度的有机质和离子物质存在的条件下，通过吸附、螯合和离子交换过程，它能影响盐沼沉积物滞留金属的能力<sup>[15]</sup>。有机质丰富的沉积物具有较高的阳离子交换容量、较大的表面积和较多的表面电荷，因而富集金属能力强。砂质沉积物缺少有机质，滞留金属能力差。海洋植物分解和陆源有机质也易形成金属-有机络合物，进一步增强了沾污物在沉积物内的滞留时间。

盐沼中有机质主要来源于植物叶子的分解，并可有效地清除表层水中的重金属，腐烂植物中金属浓度成倍增加，Zn 浓度可增加 8 倍<sup>[16]</sup>。金属与有机质的亲和力取决于有机配位体的天然络合容量。植物茎叶表面能吸附水中一定量的金属，在沉积速率较高的区域，金属离子和茎叶被一起埋入沉积物，在依次有机质分解过程中，有机质和金属能改变金属的迁移、转化，并减小了生物的蓄积作用。因此，植物茎叶可作为近岸区域重金属的“聚合池”。沉积物中有机质负荷量是主要输入源、是盐沼中植物类别及分解速率的函数。盐沼中有机质含量差异极大，含量介于 8%—50% 之间不等<sup>[17]</sup>，植被沼泽土壤中有机质一般比潮间带沉积物多 3 倍。

### 3 金属的行为

在许多区域,天然背景值已受到人类活动产生金属叠加的影响<sup>[18]</sup>。未经处理的大量工业废水和民用污水排入近岸,河流携带的污染物以及海洋污染物(疏浚物、压舱水),更加重了河口区的污染负荷量。另外,通过大气也向河口输入相当可观的污染物,其中最大量的为金属,Pb可以占到海洋总输入量的90%<sup>[19]</sup>。盐沼是河口系统的重要组成部分,难免不受这些输入源的危害。

盐沼作为人类活动产生的金属沾污物的沉降池的能力,业已经过多年研究,并得出许多重要结果<sup>[20]</sup>。盐沼沉积物中金属浓度呈现很大的差异:荷兰西部盐沼区属重工业区,该区沉积物富集重金属的系数分别为: Cd 25, Hg 10, Cr 3, Zn, As, Pb 均为 5。工业不发达区域沉积物中, Zn, Cd, Pb, As 的富集系数约为 2—3 倍<sup>[21]</sup>。再比如,我国渤海湾附近沉积物中的金属可分成 2 种:一种是人类活动产生(Pb, Zn, Cu, Cd, Cr);一种为天然地球化学来源(Mn, Fe, Al, Ni, V, Co, Ag)。重污染区人类活动产生的沾污物比未污染区高近 2 倍,它表明自 1933 年以来沾污速率大大加快<sup>[22]</sup>。

研究结果揭示,盐沼沉积物中金属浓度的高低主要取决于输入源和距离人类活动影响的远近。但也包括其它因素,如原生物质的组成、粒度、有机质负荷量和沉积类型等<sup>[23]</sup>,而这些因素又与沼泽地貌、河口环境、海浸频率、植物种类的多寡、进水中悬沙含量、河口水文条件和盐沼自身理化条件等密切相关。沉积构造和地球化学特点影响河口沉积物富集重金属的能力。例如,意大利一盐沼沉积物中主要金属存在于高浓度有机碳含量和粒度 $<63\ \mu\text{m}$ 的沉积物内,而另一湾沉积物的有机质含量多与 Pb, Cu, Zn, Cd 负荷量相关<sup>[24]</sup>。在未污染和污染的丹麦盐沼中,有机质含量和阳离子交换容量均与 Pb, Cu, Zn, Ni 的沉积物容量相关<sup>[25]</sup>。沉积类型和相关理化参数的差异,使不同区域的沾污物水平不易比较。因此,需要采用规范粒度影响技术解决这一难题。目前一般采纳粒度 $<63\ \mu\text{m}$ 的部分作为标准粒度校正,用于污染研究。此外,无机化学组分的地球化学方法也能减小粒度的影响,并可估计出沾污范围<sup>[26]</sup>。

金属浓度不仅在不同区域间呈现差别,而且在沉积垂直剖面也出现差异。这主要与过去该区域输入金属量的变动有关。该现象同时表明,成岩过程也影响金属在沉积剖面的累积。Mn 在沉积层下几厘米消失是盐沼中的普遍现象,它揭示氧化锰在厌氧沉积物条件下被还原,  $\text{Mn}^{2+}$  释放到间隙水中,嗣后扩散到上覆水中,最终从沉积物系统中消失<sup>[17]</sup>。

近年来,金属在微表层中的相互作用和功能已引起人们的普遍关注,并成为一门新的研究领域。金属和微表层的相互作用,进一步加剧了金属负荷量的空间变异性。微表层位于水表面,厚度 $<100\ \mu\text{m}$ ,富含细菌、水溶表面活性物质挥发性重金属 Pb 和 Hg。据报道<sup>[27]</sup>,微表层中含有水体总金属的比例分别为: Cu=10%; Zn=19%; Fe=23%。由此可见,金属从盐沼向周围水域的运移中,微表层发挥了相当重要的作用;为金属的输入和输出提供了通道。

微表层的研究进一步表明,在微表层内, Pb、Cd、Cu 发生累积现象, Cd 多以溶解态存在, Pb 吸附在颗粒物表面, Cu 的行为介于二者之间。同时,细菌和颗粒物也汇集在这小小的空间<sup>[28]</sup>。在一个潮汐循环期间,潮汐和引力作用把大批颗粒物淀积在泥滩上,微表层中溶解态金属基本不变,而与颗粒物结合的元素则变化很大。随着潮流漫过沼泽,盐沼的沉积物和植物又反过来减缓流速,使颗粒物质和疏水部分淀积在沉积物上。

### 4 盐沼植物对金属的富集

一个盐沼的群落结构能控制沉积带和沾污物淀积,耐盐植物具有从周围介质中摄取必要和非必要微量元素的能力。耐盐植物大都属陆生植物,经长期演化逐步适应在盐沼中生长。耐盐的适应性在过量  $\text{Na}^+$ 、 $\text{Cl}^-$  存在时,具有阻止酶活动的机制,同时也有克服渗透压不同的功能。耐盐植物具有克服其它微量元素带来的不利影响的功能,可作为生物监测器监测环境污染。由于植物蓄集的金属既表明了化学可利用性,又表征了生物累积潜力,具有直接的毒理学意义,因此,它比监测沉积物更有效。

区域和耐盐植物种类的不同,植物内金属的浓度有很大差异,金属浓度较高的植物位于污染区。例如,离港区或已知污染源较近的盐沼植物,其中重金属(Zn, Cu, Cd)含量会普遍偏高<sup>[29]</sup>。耐盐植物可以作为生物监测器,但其它研究尚没证实植物中金属含量和环境污染有定量的关系。例如,美国乔治亚州沿岸沼泽中植物体内 Cu、Hg、Zn 的浓度,在重污染区和轻污染区并未呈现显著的差异<sup>[30]</sup>; 山东河泊河口用紫露草和蚕豆微核法的污染监测表明,蚕豆可作为污染监测的新材料<sup>[31]</sup>。

绝大多数耐盐植物通过根部系统摄取和传播重金属,但各种植物摄取金属的数量存在差异。例如,一种植物根部 Cu、Fe、Zn 浓度很高,而另一种植物叶子和根部 Zn 与 Cu 的浓度基本持平。这表明,金属的累积取决于植物类别<sup>[32]</sup>。

耐盐植物也能以叶子到根部传输金属,大叶藻的叶

子摄取 Cd 大于根部摄取量。实验室研究表明, 72 h 内, 叶子中 Cd 的 27% 能转移到根部, Hg 也呈类似现象<sup>[33]</sup>。另外, 植物年龄和生长状况也影响金属的摄取量。

除种类不同而引起金属摄取量差异外, 金属蓄积量也随季节变化而变化。植物上部金属浓度在春季最高、夏末最低, 其它研究则得出相反的结论<sup>[34]</sup>。盐沼沉积物和植物叶子的季节变化与重金属空间分布也得到证实。植物中所有金属均随季节变化, Mn、Ni 最高浓度出现在夏季, Cu、Cd 最高浓度出现在初冬,  $Fe^{3+}$ 、 $Mn^{2+}$ 、 $M^{2+}$ 、 $Zn^{2+}$  在冬季累积明显<sup>[35]</sup>。由于植物生长的关系, 其中的金属浓度与植物内部金属的分配相关。植物吸收金属的容量取决于金属的生物可利用性, 尤其是沉积物的类型和粒度<sup>[36]</sup>。

植物吸收重金属和一系列因素相关, 这些因素制约植物种类之间和同种植物内吸收金属含量的差异。因此, 耐盐植物作为重金属的生物监测器尚需进行更多的研究, 尤其是盐沼上部或中部植物经常受到海浸, 沾污物的通量和可利用性多受沼泽升降所左右。为了克服植物经常露出水面带来的变化, 有人利用水下海草作为生物指标, 评价近海水域污染<sup>[37]</sup>。目前已建立叶子、根部、沉积物与重金属 Cu、Hg、Pb、Cd、Zn 的相关方程, 大叶藻适合于沿海重金属污染监测。

## 5 金属对盐沼植物的毒性

植物吸收金属引起中毒会威胁整个沼泽生态系统, 并使土壤松动、风化、侵蚀, 最终丧失沼泽地。Cu、Ni、Zn 是植物的必需微量成分。但过高也会对植物产生毒性, 再加上非必需元素 Cd、Pb、Hg 的代谢影响, 会更加重毒性效应。尽管已有植物群落遭受重金属毁坏报道, 但很少有人对耐盐植物重金属中毒进行研究。在土壤中加入  $0.32 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \text{Cu}$ 、 $10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \text{Hg}$  可抑制大叶藻的生长, Cd、Zn、 $Cr^{3+}$  和 Pb 对植物的生长影响较小<sup>[38]</sup>。毒性影响显然与土壤和水化学密切相关。例如, 在酸性氧化土壤条件下, 总镉的 33% 以溶解态形式存在, 盐沼植物叶子和枝干吸收镉, 抑制植物生长; 而在还原条件下, 只有 1% 的镉可被利用。盐沼植物和无脊椎动物摄取 Hg 也受沉积物特点的左右, Hg 的可利用部分随沉积物中有机质的减少而增加。在含有少量有机质的砂砾型沉积物中, 可利用部分金属量增加。例如, 美国一沼泽排入一些富含重金属的下水道污泥, 水生植物生长不仅没出现负影响, 反而促进了植物的增长, 事实上, 富含有机质的沉积物滞留了绝大部分重金属: Cd20%—35%, Cr20%—5%, Cu60%—100%, Pb55%—100%, Fe8%—100%, Mn5%—60%,

Zn20%—45%<sup>[39]</sup>。

金属的烷基化 (Se、As、Hg、Pb、Sn) 增加了金属的可利用性和毒性, 并可从盐沼沉积物中挥发出去, 其中特别重要的是甲基化。例如, 稳定的无机汞通过细菌作用生成有机汞衍生物——单甲基汞和二甲基汞, 并从沉积物中释放出来。单甲基汞可直接被生物蓄积, 其毒性比无机汞大 100 倍<sup>[40]</sup>。在酸性条件 (pH4.5) 下, 甲基汞产生量最高, 由于盐沼多为酸性条件, 尤其是夏季生物分解产生大量的腐殖酸, 加剧了甲基汞的生成量及被生物摄取量。英国泰晤士河口表层沉积物中甲基汞含量区间为  $0.45\text{—}8.78 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$  (干重), 总汞平均含量为  $0.61 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  (干重); 在沉积层较深处, 总汞浓度高达  $3.1 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  (干重)。这表明该区域过去曾接纳大量的汞。可以相信, 无机汞的存在为甲基汞的合成提供了原料, 但是, 这种转化受外部客观条件的制约。例如, 遭受汞污染的沼泽土壤, 总汞含量高达  $1.7 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  (干重), 而甲基汞含量仍维持在  $<1 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$  的水平<sup>[41]</sup>。盐沼中甲基汞浓度随季节变化而变化, 春夏浓度最高, 秋季最低。另外, 在甲基汞含量较低 ( $<1 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ ) 的盐沼沉积物中, 初级消费生物体内甲基汞含量颇高<sup>[42]</sup>。底栖固着生物体内蓄集金属和有机金属化合物尤为重要, 因为这些生物能改善沉积物的粘合程度, 从而影响盐沼沉积物的稳定性。

锡的甲基化产物类似于甲基汞, 毒性比无机锡大, 且易生物蓄积, 在  $1\text{—}50 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$  浓度范围内即对植物有害<sup>[43]</sup>。平滑网茅可把  $\text{Sn}^{4+}$  转化成有毒的有机锡形态, 应特别引起重视, 因为该种植物生长区是幼鱼、贝类的栖息场所, 对甲基锡化合物毒性反应敏感<sup>[44]</sup>。

丁锡化合物对河口海洋生物危害极大, 至于对耐盐植物的危害尚未见报导。研究表明<sup>[45]</sup>, 耐盐植物大叶藻可快速从海水中蓄积丁锡化合物, 在含量为  $67 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$  的海水中, 该植物生长 2 周后, 纤维组织中丁锡化合物浓度达  $809 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ 。即使在这样高的浓度, 未观察到植物生长受影响的痕迹。但丁锡化合物在植物体内蓄积, 确实对海洋生态系统具有潜在的影响, 因水生植物在食物链的最底处, 被许多消费者摄食, 最终危害人体健康。丁锡化合物毒杀海洋双壳动物, 可能会影响盐沼土壤的稳定性, 因双壳动物和其它底栖生物的扰动决定沉积物的密合程度<sup>[46]</sup>。因此, 法国政府 1982 年颁布了禁止长度小于 25 m 的游艇使用含有机锡化合物防污涂料的规定, 美国、英国等国也先后颁布了禁令<sup>[47]</sup>。

金属离子对植物本身的毒性报道较少, 这表明它们对重金属的忍耐性很大。但重金属如甲基汞、Zn、Pb 确能影响耐盐植物的发芽<sup>[48]</sup>。发芽期完成后, 土壤中含有

高浓度的  $\text{CuCl}_2$  ( $100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )，会毒死 56 d 内的嫩芽。未污染区采集的种子，其发芽率在  $25 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  的铜浓度中受到较大的影响，而从污染区采集的种子，在同样 Cu 浓度条件下，发芽率受到较小的影响，这进一步证实，耐盐植物产生了耐金属能力<sup>[49]</sup>。

虽然金属沾污可能对盐沼植物产生不利影响，但是 从本研究的结果分析，不管是直接的金属毒性影响，还是其它污染物产生的共振效应，金属不是造成我国近岸盐沼环境丧失的主要因素。Chesapeake 湾研究也得出同样的结论<sup>[50]</sup>。而综合因素(如海平面升高、气候变化、围海造田、沿海工程)和污染的加和是造成目前盐沼生态环境衰退的基本原因。生态因素也影响盐沼环境<sup>[51]</sup>；沉积物密实程度与迁徙海鸟摄食有关；底栖硅藻分泌聚合物能增加沉积物的密实性，大量的迁徙海鸟有选择的摄食植物，使大量硅藻增殖，从而增加了沉积物的稳定性。除了污染物造成的毒性外，盐沼丧失也和盐沼生态变化有某种间接的联系。盐沼衰退是一个复杂的问题，在提出因果影响结论前，还需要进行大量生物过程、沉积物性质和潮间带沉积物稳定性之间相互作用的研究。同时，也需要获得金属对耐盐植物毒性的更多数据。与淡水植物相比，这些适应海浸的耐盐植物可能更易受到金属毒性的伤害。在对我国盐沼的现状和范围以及制约盐沼衰退的原因作出结论前，上述因素需要进一步深入研究。

参 考 文 献

- 1 Allen J D. Saltmarshes. Cambridge University Press. 1992; 184
- 2 王俊等. 化学污染物与生态效应. 北京: 中国环境科学出版社, 1993; 156
- 3 Van Alsenoy V. Sci. Total Environ.. 1993, 113(1); 153
- 4 中国自然保护纲要. 北京: 中国环境科学出版社, 1987; 59
- 5 Chapman V. J. Coastal Vegetation. 2nd edn. Oxford, Pergamon Press, 1978; 292
- 6 Salomons W. Hydrobiologia. 1987, 149(1); 13
- 7 Duchart P et al.. Limnol. Oceanogr.. 1973, 18(3); 605
- 8 Delame R D. J. Environ. Qual.. 1985, 14(2); 164
- 9 Beeftink W G et al.. The Nature of Functions of Saltmarshes. Springer, Berlin, 1988; 59
- 10 Lutne G W. Mar. Chem.. 1988, 23(2); 295
- 11 Hines M E et al.. Mar. Chem.. 1984, 15(1); 173
- 12 廖自基. 微量元素的环境化学及生物效应. 北京: 中国环境科学出版社, 1992; 294
- 13 Palheiros I B. Wat. Sci. Technol.. 1989, 21(5); 1873
- 14 鲍永恩. 海洋环境科学. 1991, 10(2); 12
- 15 Lara R J. Mar. Pollut. Bull.. 1985, 16(6); 360
- 16 Pellenbarg R E. Litter in Salt Marsh Geochemistry. Lewis, Michigan, 1984; 305
- 17 Nixon S W et al.. Mar. Sci.. 1980, 11(3); 437
- 18 鲍永恩. 海洋环境科学. 1988, 7(2); 20
- 19 Fergusson J E. The Heavy Metals; Chemistry, Environmental Impacts. Oxford, Pergamon Press, 1990; 614
- 20 Chenhall B E. Sci. Total Environ.. 1992, 125(2); 203
- 21 Beeftink W G. Sci. Total Environ.. 1982, 25(2); 199
- 22 李淑媛. 海洋环境科学. 1990, 9(3); 6
- 23 于顺. 海洋环境科学. 1988, 7(3); 16
- 24 Guerzon S et al.. Environ. Geol. Water Sci.. 1984, 6(1); 111
- 25 Vestergaard P. Mar. Environ. Res.. 1979, 2(1); 19
- 26 Loring D H. ICES J. Marine Sci.. 1991, 48(1); 101
- 27 Pellenbarg R E et al.. Science. 1981, 203(4); 1010
- 28 Pellenbarg R E et al.. Estuar. Coast. Shelf Sci.. 1981, 13(1); 113
- 29 Carter R J. Sci. Total Environ.. 1992, 125(2); 185
- 30 Alberts J J. Estuar. Coast. Shelf Sci.. 1990, 30(1); 47
- 31 董宝贤. 海洋环境科学. 1988, 7(4); 39
- 32 Otte M et al.. Environ. Pollut.. 1991, 72(2); 175
- 33 Huiskes A H L. The Impact of Anthropogenic Activities on Coastal Wetland of the North Sea. Berlin, Springer; 1988; 455
- 34 Bars A J et al.. Arch. Toxicol. Suppl.. 1986, 9(3); 410
- 35 Ghuman G S. Environ. Health. 1984, 18(2) 237
- 36 Reboredo F H S. Intern. J. Environ. Studies. 1984, 23(4); 249
- 37 张毅. 海洋环境科学. 1990, 9(4); 24
- 38 Lyngby J E. Ecol. Bull.. 1984, 36(2); 81
- 39 Giblin A E et al.. Am. J. Bot.. 1980, 67(6); 1059
- 40 Wood J M. Science. 1974, 183(6); 1049
- 41 Gardner W S. Environ. Pollut.. 1978, 15(2); 243
- 42 Breteler R J. Estuar. Coast. Shelf Sci.. 1981, 12(1); 155
- 43 Stewart C. Mar. Pollut. Bull.. 1992, 24(4); 204
- 44 Weber J H. Estuar. Coast. Shelf Sci.. 1991, 33(4); 549
- 45 Francois R. Environ. Sci. Technol.. 1989, 23(2); 191
- 46 陈国立. 海洋环境科学. 1993, 12(1); 67
- 47 程作联. 海洋环境科学. 1989, 8(4); 41
- 48 Carlson C L. Water Air Soil Pollut.. 1991, 59(3); 231
- 49 Reimold R J. Ecology of Halophytes. New York, Academic Press, 1974; 393
- 50 Dai Giulio R T et al.. Sci. Total Environ.. 1985, 41(2); 259
- 51 Daborn G R. Limnol. Oceanogr.. 1993, 38(2); 225

also measured, and the total levels of amines in the cheese were also measured, and the total levels of amines in the cheese were about  $1.34 \times 10^5 \mu\text{g}/\text{kg}$ . Based on the daily diet and drinking a person, the theoretical calculation was made for the relative yield of endogenously synthesized nitrosamines in human body in different areas.

**Key words:** endogenous synthesis, nitrosamine, gastric cancer etiology.

**Temporal and Spatial Patterns of Environmental Risk Events in the Past 30 Years in Shenyang City.** Bi Jun (Institute of Geography, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100101), Wang Huadong (Institute of Environ. Sciences, Beijing Normal Univ., Beijing 100875); *Chin. J. Environ. Sci.*, **16**(5), 1995, pp. 72–75

The index of "risk frequency" and other relative indices are used to analyze the temporal and spatial patterns of environmental risk events in the past 30 years in Shenyang city. The results show that there existed an extremely significant variation in the risk frequency during the periods of 1966–1977 and 1978–1979 ( $t = -7.353$ ,  $t_{0.01} = 2.807$ ). During the past 30 years, there was no significant variation in the spatial patterns of the environmental risk, while the distribution of environmental risk among the districts was extremely different. In Shenyang city, there existed a series of high-risk enterprises, and the chemical industry was of the highest risk.

**Key words:** Shenyang, environmental risk, temporal and spatial patterns, risk frequency.

**Assessment on the Comprehensive Urban Environmental Quality Based on a Matter Element Analysis.** Li Zuoyong (Dept. of Atmospheric Electronics Eng., Chengdu Institute of Meteorology, Chengdu 610041); *Chin. J. Environ. Sci.*, **16**(5), 1995, pp. 76–78

In order to study the possibility of the use of a matter element analysis in the assessment on comprehensive urban environmental quality, an assessment model for the comprehensive urban environmental quality was developed by calculating the comprehensive cognate degree between the environment and each assessment class. The results from exemplified application to 16 cities in Sichuan show that it was rational and practicable to assess the comprehensive urban environment quality by using a matter element analysis.

**Key words:** matter element analysis, cognate function, environmental quality assessment.

**Membrane Bio-reactor Technology for the Treatment of Water and Wastewater.** Fan Yaopo and Wang Jusi (Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085); *Chin. J. Environ. Sci.*, **16**(5), 1995, pp. 79–81

A review was made on the concept, categories and characteristics of membrane bioreactors and the advances in their R & D for use in the treatment of water and wastewater. The bioreactors, including the immersed hollow fiber membrane bioreactors, the crossflow filtration membrane bioreactors and the extractive membrane bioreactors, were described by giving eight examples of membrane bioreactors for the treatment of water and wastewater, and their respective technical parameters and treatment efficiencies. All of these membrane bioreactors used an activated sludge process in their bioreactors and were equipped with an ultrafiltration membrane, a microfiltration membrane or an extractive membrane in their membrane units. They have been developed for the purposes of nitrogen removal, organic pollutants removal, or degradation of priority toxic substances. The membrane bioreactors had higher removal efficiencies, for example, a COD removal of up to 80%–90% and a  $\text{NH}_3\text{-N}$  removal of over 98%. There was a lower turbidity in their effluents which are thus suitable for reuse. It was pointed out that more and more attention has been paid in many countries to the membrane bioreactor as technology for recycling or reusing wastewater as a secondary resource.

**Key words:** bioreactor, membrane technology, water treatment, wastewater treatment.

**Study on Metals Behavior in Marine Salt Marsh Environments.** Fan Zhijie et al. (Institute of Marine Environ. Protection, SOA, Dalian 116023); *Chin. J. Environ. Sci.*, **16**(5), 1995, pp. 82–86

The behaviors of metals and their affecting chemical/physical factors, including salt marsh area classifications, metal mobility, and the relationship between salt marsh plants and metals in the marine salt marsh environments, have been discussed in some details. The study has also shown that some salt plants in an early growth stage may be damaged by higher concentration of metals. Those plants can therefore be used as biomonitor for the environmental condition.

**Key words:** marine salt marsh, salt marsh plant, metal contamination, bioindicator.