

# 有机沉积区中由微生物导致的物质与能量转化

王大珍

(中国科学院微生物研究所, 北京)

从有机质转化为石油及煤的过程, 实质上是含碳化合物的转化、能量的转换与贮集以及两者之间相互作用的过程。

世界上的有机物是由生物建造的。

有机物中的能量渊源于太阳能及地球内部贮能。植物及自养菌从光和还原性无机物中获得能量, 用以还原 $\text{CO}_2$ 为有机物, 贮能于其中, 它们是有机物的生产者。

动物及异养菌转化分解上述合成了的有机物, 生成 $\text{CO}_2$ , 释放能量, 同时也从中获取物质与能量繁殖建造自己。其尸体再被微生物分解利用, 即它们转化有机物并消耗其中的能量, 同时还把一部分能量贮存于新细胞中。

矿化有机物而释放能量的生物, 主要是微生物。

在生物的能量流与食物链中, 由于生物的呼吸代谢, 随着碳的迁移转化, 逐级释放能量, 生物本身的能量利用率一般仅10%左右, 90%作为代谢呼吸热散发到周围的环境中<sup>[1]</sup>。在有 $\text{O}_2$ 区中, 微生物进行好气呼吸。在无 $\text{O}_2$ 区中, 微生物还可进行嫌气呼吸, 除将有机质转化为 $\text{CO}_2$ 外, 并生成同化型代谢中间产物及异化型代谢产物。

有机沉积区经常处于好气与嫌气并存的状态, 其中的微生物起着如下的作用:

(1) 转化及矿化有机物, 释放的能量贮于沉积区使之形成还原相, 或扩散丢失于环境中。

(2) 分解有机质所生成的同化代谢中间产物及异化代谢产物同沉积区中的其它物质相互作用, 这种作用包括微生物及化学的作用, 两者常相互交叉互为因果。

这个领域中, 现代水域沉积方面研究得比较深入。油田微生物学方面也已做了一定量的工作。煤矿微生物学的研究还是很不够的。

## 一、现代沉积区中微生物的作用

石油和煤的形成过程中, 在有机质转化初期, 微生物起着重要的作用。现代沉积区中由微生物导致的碳、氮、硫元素及能量的转换循环主要如下:

### 1. 由微生物导致的元素转换循环

1) 碳的转换循环 碳是有机物的骨架。自然界中, 99%以上的碳存在于生物以外的没有生命活动的沉积物中。不论陆圈或水圈都沉积了大量的生物遗体及有机碎屑,

其中包括煤和石油。生物体中仅占1%左右〔2〕。在现代沉积区中(图1)〔3〕, CO<sub>2</sub>经植物、藻类、光合菌及化能自养菌的同化作用被固定在生物体内; 异养菌分解动植物及微生物尸体在好气区矿化成CO<sub>2</sub>; 在嫌气区于释放CO<sub>2</sub>的同时, 形成腐植质, 进入沉积区中。

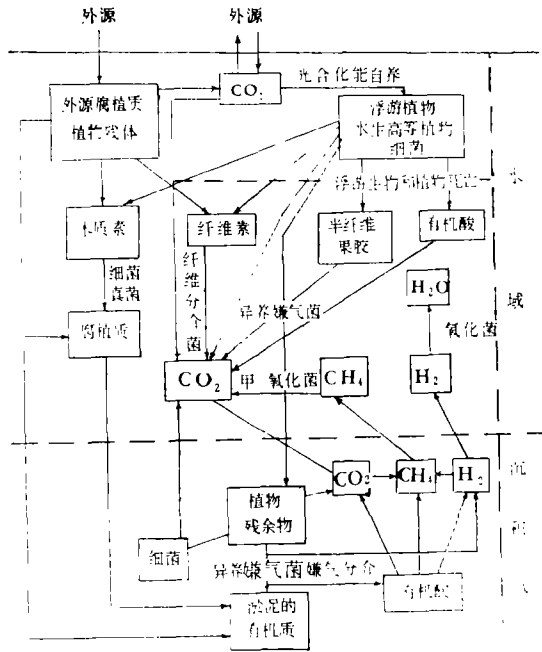


图1 水域C循环中微生物的作用

Fig. 1 Microbial conversions for C cycles in aquatic environments

嫌气分解产生的中间产物, 如有机酸、脂肪酸由甲烷菌及产氢菌转化为 CH<sub>4</sub>、H<sub>2</sub> 和 CO<sub>2</sub>。H<sub>2</sub> 和 CO<sub>2</sub> 经另一类甲烷菌的作用, 也生成 CH<sub>4</sub>。所以 CH<sub>4</sub> 是沉积区中主要气体之一。

生成的大量 CO<sub>2</sub> 气, 将会促进成岩作用。CO<sub>2</sub> 浓度大的地方, 可生成 HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> 使碳酸盐溶解, 导致物质再分配。

2) 氮循环 氮是蛋白质的重要组分。但自然界中约82%的氮存在于沉积物及地壳中, 生物体内仅约1%, 其它17%在大气中〔2〕。在现代沉积区中(图2)〔3〕, 腐生菌和真菌分解有机质产生 NH<sub>3</sub>。NH<sub>3</sub> 可被植物、藻类及微生物利用来建造自身, 也可被亚硝化菌氧化为 NO<sub>2</sub><sup>-</sup>。硝化菌可将 NO<sub>2</sub><sup>-</sup> 氧化为 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>。腐生菌嫌气分解有机物时, 可因脱氮作用产生游离 N<sub>2</sub>。反硝化菌将 NO<sub>3</sub><sup>-</sup> 及 NO<sub>2</sub><sup>-</sup> 还原也可产生游离 N<sub>2</sub>。固氮菌又可将游离 N<sub>2</sub> 同化建造菌体。因而导致氮的循环。

3) C/N 有机质分解过程中, C/N比具有重要意义。其中陆圈与水圈不同〔2〕。陆圈主要的生物是植物, C/N比较大, 一般约在30左右, 木质素中可达200。植物遗体经微生物分解时, C先被矿化, C/N比下降, 逐渐接近于细菌的C/N比值, 即约12左右。

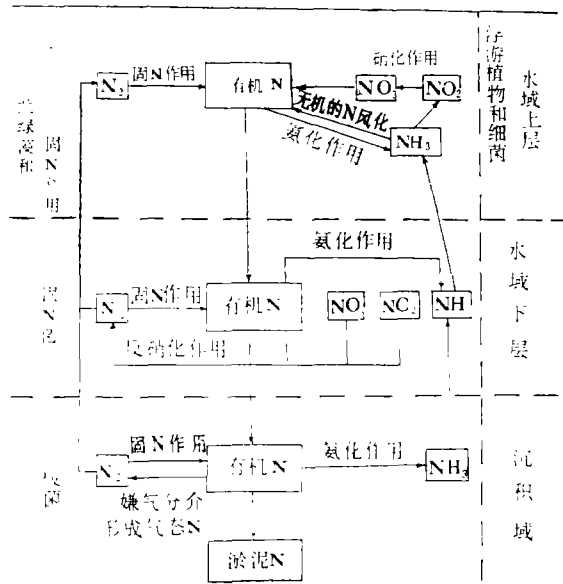


图2 水域氮循环中微生物的作用

Fig. 2 Microbial coNcersitons for N cycle in aquatic environments

有机质经分解，最后达到稳定，即转为腐殖质。水圈主要的生物是藻类，其C/N比约为5，分解时N先被矿化，C/N比增高。海底及湖底的有机物经部分分解再沉积，其中的C/N比约为10—15。

4 ) 硫循环 (图3) 沉积区中遍布着硫酸盐还原菌,在还原环境中的 $\text{SO}_4^{2-}$ 可产

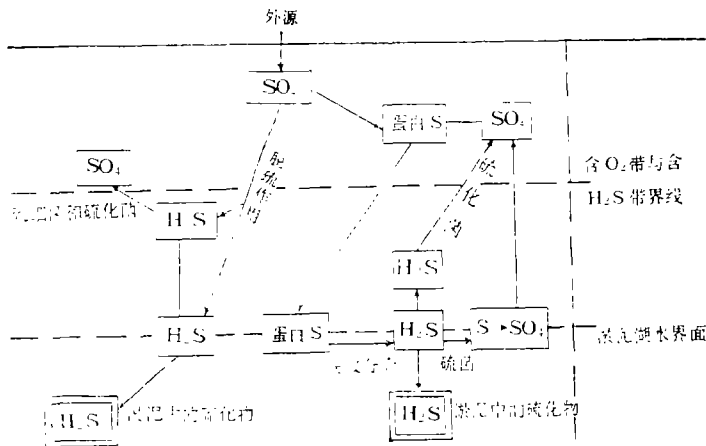


图3 水域中硫循环的微生物作用

Fig. 3 Microbial coNcersitons for S cycles in aquatic environments

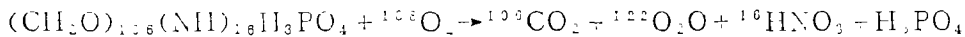
生相当数量的 $\text{H}_2\text{S}$ 。这些 $\text{H}_2\text{S}$ 的一部分转为硫化物沉积于沉积区内；另一部分在氧

化带及还原带界面,被化学氧化,或被经常存在着的氧化硫杆菌类所氧化。这些菌从氧化还原性硫化物的过程中获得能量。

## 2. 由微生物导致的能量转换

微生物具较强的专一性。各种类型的微生物只消耗同化对其本身具一定选择性的基质。上述物质循环的每一环节,几乎都是通过多种微生物组成的食物网完成的。食物网虽复杂,但所有的生物都具有代谢呼吸即生物氧化作用的功能。

在好气区中,微生物以游离 $O_2$ 为电子受体,行好气呼吸氧化释放能量,有机质最终矿化为 $CO_2$ ,不能被保存。在水域中,这种矿化作用已总结为Richards公式<sup>[4]</sup>:



这个公式反映着浮游生物群体中活体物质元素组成的平均值。

在嫌气区中,微生物利用结合态氧,以 $NO_3^-$ 、 $SO_4^{2-}$ 、 $CO_2$ 为电子受体,进行嫌气呼吸,将有机质部分氧化为 $CO_2$ ,部分转为小分子的代谢中间产物,释放的能量又可传给 $H_2S$ 、 $H_2$ 或 $NH_4^+$ 。所以嫌气区中,嫌气碎屑能量常被储藏在菌体外小分子的有机及无机物中,其中最重要的是 $SO_4^{2-}$ 和 $S^-$ ,它们是微生物嫌气呼吸中极重要的电子受体和碎屑能量的载体。这标志着在嫌气区中除存在着C的迁移转化外,还存在着与C流无紧密关系的能流,转换关系较好气区复杂得多,不能使用Richards公式。

现代有机沉积区中,由于好气区与嫌气区并存,加之微生物的专一性,从而由异养降解有机碳所导致的能量转化过程更复杂化。

$O_2$ 、 $NO_3^-$ 、 $SO_4^{2-}$ 及 $CO_2$ 虽都是微生物呼吸的电子受体,但它们的氧化能力却是依次递减的。碳氧化为 $CO_2$ ,释放4个电子。 $O_2$ 还原为 $2H_2O$ ,吸收4个电子。 $NO_3^-$ 还原为 $N_2$ ,吸收5个电子。 $SO_4^{2-}$ 还原为 $H_2S$ ,吸收8个电子。 $CO_2$ 还原为 $CH_4$ ,吸收8个电子。所以,以此为电子受体的微生物,其呼吸释放能量的力量也依次递减,使菌体可利用的能源基质(电子给体)的范围随着依次缩小。例如好气菌及脱氮菌以 $O_2$ 及 $NO_3^-$ 为电子受体,它们可利用多种有机质为能源。硫酸盐还原菌以 $SO_4^{2-}$ 为电子受体,只能以其它微生物代谢出来的小分子有机物如乳酸、乙醇、琥珀酸等为能源基质。甲烷菌以 $CO_2$ 为电子受体,其能源基质的局限性更大,只能是乙酸、甲醇、甲酸和氢一类物质。现代沉积区中就存在着硫酸盐还原菌与甲烷菌争夺能源基质乙酸盐及 $H_2$ 的现象。由此可见,各类微生物利用能源基质的局限性及对电子给体的竞争性,在很大程度上限制了微生物消耗有机质的范畴与数量,对有机质的保存极其有利。

环境条件与微生物的类群、活力之间是互为因果的。由于各类菌要求的Eh值不同,释能的类型不同,对电子受体的竞争性不同,要求电子受体的类型及浓度不同,致使各种电子受体在现代沉积区中的分布呈现一个特定的序列。据报导<sup>[5]</sup>,1979年在Randers海湾测定了沉积区中四种电子受体的分布及相应微生物的呼吸速度得知,自表层向下大于5mm深处, $O_2$ 已被耗尽。 $NO_3^-$ 的最大浓度在1~2cm处, $SO_4^{2-}$ 于2m处仍存在, $HCO_3^-$ 在2m内随深度成比例增加(图4)。测得相应氧呼吸的分布在0~5mm米, $NO_3^-$ 呼吸速度的变化与 $NO_3^-$ 的分布一致。 $SO_4^{2-}$ 的还原作用起始于最大脱氮作用之下(图5)。以上说明三者的深度序列与利用这些受体的微生物分布及呼吸速度序列,

即产能大小的序列相一致。又经测定得知, CH<sub>4</sub>经常在SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>耗尽的深度之下储集。

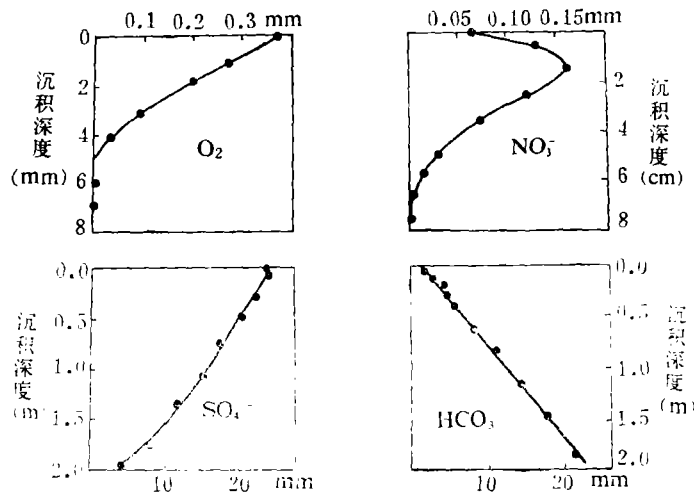


图4 Randers海湾沿岸沉积中四种电子受体的分布

Fig. 4 Distribution of the four electron acceptors in coastal sediments of Randers Fjord. (Data from Jørgensen, B.B.1980)

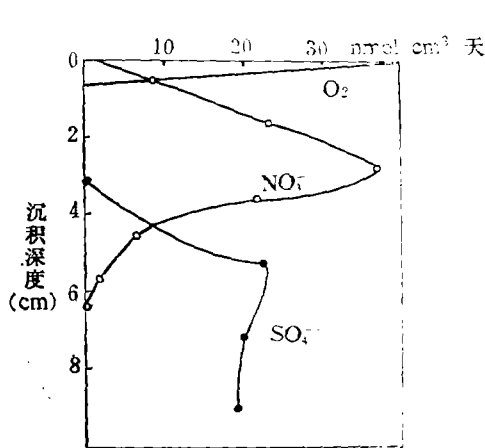


图5 Randers海湾沉积中O<sub>2</sub>、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>、SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>的呼吸速度

Fig. 5 The respiration rates of O<sub>2</sub>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup> and SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> in a marne sediment of Randers Fjord. (Data from Sørensen, J., et al 1979)

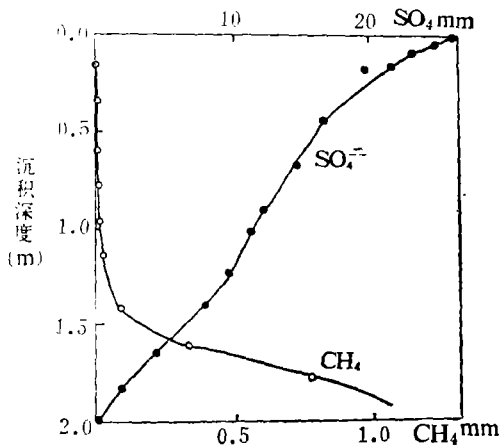
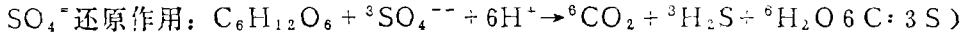
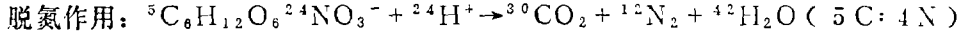
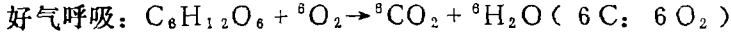


图6 沉积孔隙水中SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>与CH<sub>4</sub>的分布

Fig. 6 Distribution of SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> and CH<sub>4</sub> in the porewater of marine sediment. (Data from Jørgensen B.B.1980)

当有少量SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>时, CH<sub>4</sub>产生缓慢或被氧化(图6)HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>的分布情况也说明了在此深度内,由微生物嫌气氧化产生的CO<sub>2</sub>量(>20微克分子)远大于甲烷菌用去的量(1微克分子)。

1980年报导了测定并计算Limfjordeen海湾沉积区中微生物对有机质的矿化作用〔6〕,了解了有机质氧化的三种呼吸类型在沉积区中呈现的情况。呼吸基质以 $\text{CH}_2\text{O}$ 为例,按葡萄糖计算如下:



(实际上这种作用是通过微生物的食物链完成的)

测得该沉积区中的矿化作用,即 $\text{O}_2$ 的吸收速度、脱氮速度及 $\text{SO}_4^{2-}$ 的还原速度分别为34、0.5~1和9.5微克分子/米<sup>2</sup>·日。折合为碳的氧化速度应分别为34、1及19微克分子/米<sup>2</sup>·日。消耗的游离氧中(34)只有一部分用于呼吸,另一部分主要消耗于 $\text{H}_2\text{S}$ 的化学氧化,这些 $\text{H}_2\text{S}$ 主要来之于硫酸盐还原菌对 $\text{SO}_4^{2-}$ 的还原作用。在沉积区中,含 $\text{O}_2$ 带与含 $\text{H}_2\text{S}$ 带经常不是交叠存在的(图7),所以, $\text{H}_2\text{S}$ 的化学氧化是在沉积区表面通过

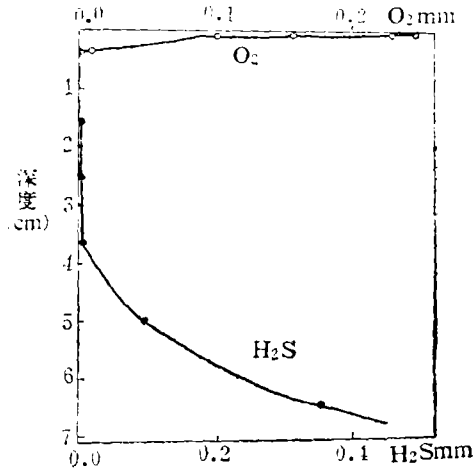


图7 Limfjordeen海相沉积中 $\text{H}_2\text{S}$ 与 $\text{O}_2$ 的分布

Fig. 7 Distribution of  $\text{H}_2\text{S}$  and  $\text{O}_2$  in Limfjordeen marine sediment. (Data from Jørgensen, J., et al 1979)

铁离子进行的。 $\text{H}_2\text{S}$ 将 $\text{Fe}^{3+}$ 还原为 $\text{Fe}^{2+}$ ,  $\text{Fe}^{2+}$ 再被氧化为 $\text{Fe}^{3+}$ 。测定沉积区中黄铁矿的硫得知,只10%即0.95微克分子/米<sup>2</sup>·日左右的 $\text{H}_2\text{S}$ 被结合于其中,剩下的90%即 $9.5 - 0.95 = 8.5$ 微克分子/米<sup>2</sup>·日在沉积区表面再被化学作用所氧化,即相当于消耗了 $2 \times 8.5 = 17$ 微克分子/米<sup>2</sup>·日的 $\text{O}_2$  ( $\text{H}_2\text{S} + 2\text{O}_2 \rightarrow \text{SO}_4^{2-} + 2\text{H}^+$ )。所以氧气吸收总量(34)中,一半用于 $\text{H}_2\text{S}$ 的化学氧化,另一半(17)用于有机碳的直接氧化。即耗去 $\text{O}_2$ 总量中包括着硫酸盐还原菌嫌气呼吸的90%。

在沉积区中, $\text{NO}_3^-$ 经微生物脱氮作用生成的 $\text{N}_2$ ,不能被再氧化,即不再耗 $\text{O}_2$ 。脱氮作用过程中的耗 $\text{O}_2$ 量仅相当于总耗 $\text{O}_2$ 量的3% ( $\frac{1}{34}$ )。所以,总耗 $\text{O}_2$ 量(34)实际上代表着硫酸盐还原菌作用在内的总矿化度。

$\text{SO}_4^{2-}$  的还原作用为  $9.5$  微克分子/米<sup>2</sup>·日，相当于  $19$  微克分子/米<sup>2</sup>·日的碳或  $\text{O}_2$ 。即相当于稍高于  $50\%$  ( $\frac{19}{34}$ ) 的有机碎屑氧化是由硫酸盐还原菌导致的。

以上也说明了  $\text{SO}_4^{2-}$  还原作用中，有机质所贮藏能量的大部分转到了  $\text{H}_2\text{S}$  中。所以总矿化度中由硫酸盐还原菌导致的  $50\%$  中的  $90\%$ ，即总矿化度的  $40\sim 50\%$ 。释放的能量被  $\text{H}_2\text{S}$  带到了沉积区生态系中，它吸收了游离  $\text{O}_2$ ，从而形成了还原相。在降解蛋白质碎屑时还产生  $\text{NH}_4^+$ 。 $\text{NH}_4^+$  的一部分再结合于新的好气菌中。测得消耗于  $\text{NH}_4^+$  的  $\text{O}_2$  为  $4$  微克分子/米<sup>2</sup>·日。即稍大于总耗  $\text{O}_2$  量的  $10\%$  ( $\frac{4}{34}$ )。

因此好气呼吸的耗  $\text{O}_2$  量只有  $13$  微克分子/米<sup>2</sup>·日 ( $34 - 17 - 4 = 13$ )。这标志着有机质转化为  $\text{CO}_2$  的情况。

图 8 中具体阐明了微生物在现代有机沉积区形成还原相过程中能量转换循环的情况。当然，实际情况还要复杂得多。例如还存在着自氧菌氧化  $\text{H}_2\text{S}$  获能用以还原  $\text{CO}_2$  等问题，但这类作用不影响耗  $\text{O}_2$  量。

综上所述，有机沉积区中形成还原相所需的能源来自于有机质的氧化，形成还原相

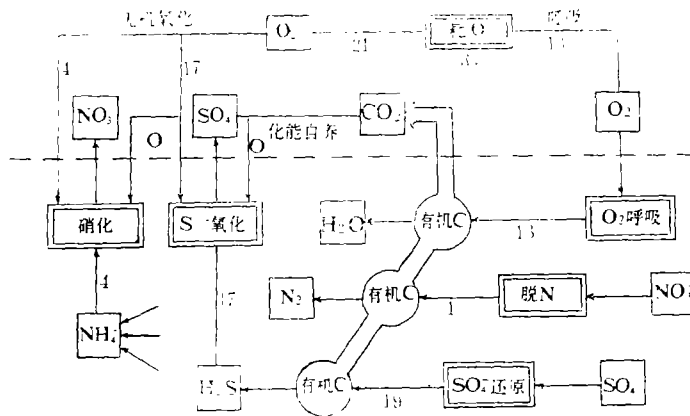


图 8 海相沉积中 C、N、S 之间的能量转化

Fig. 8 Energy transformations between C, N and S in marine sediments. The numbers indicate process rates calculated as C oxidation equivalents. (Data from Jørgensen, B.B. 1980)

的强度取决于游离  $\text{O}_2$  量与有机质的数量和类型。还原相的强度在不同程度上限制着氧化释放能量力量较强的好气及兼性微生物的数量与存活；以结合态氧为电子受体的嫌气微生物在不同程度上对能源基质的利用具有相当的局限性，从而有利于有机质的保存。

我们在青海湖综合考察<sup>[7]</sup>报告中已指出：有机沉积区中有机质的类型及富集程度以及游离  $\text{O}_2$  量是保存有机质的关键性因素。淡水域有机质丰富，深水域及咸化了的水域溶  $\text{O}_2$  量小。在陆相生油中，从原始有机质的堆积及微生物的作用过程来看，淡水域逐渐咸化，有利于有机质的富集、保存和向石油转化。

## 二、油藏中微生物对原油的转化作用

据报道<sup>[8]</sup>,世界石油储量的10%已被地下的微生物破坏。细菌主要靠消耗原油中脂肪烃而存活,从而使另外的10%的原油质量明显下降。

已证实<sup>[9]</sup>在封闭型油田中菌量极少,甚至是无菌的。若油田受到破坏,同地表水有水的交替,其原油及地层水中发现有微生物。这些微生物或是从地表经含水层渗入到油田中,或是含水层原有的微生物渗入到油田内部的。这些微生物在油田环境中又建立了微好气及嫌气菌组成的微生物群体。当油层长期开采后,菌量急剧增加,说明由于地层水交替活跃,从地表带到地层的菌,在地层特定的条件下建立了特定的微生物群体。

各油藏微生物的区系相当一致<sup>[10]</sup>。其中氧化烃类的微生物以假单胞菌属(*Pseudomonas*)和分枝杆菌属(*Mycobacterium*)为代表,以前者占优势。还存在着分解石油为可燃气体的微生物,由 $H_2$ 和 $CO_2$ 合成 $CH_4$ 的微生物,产 $H_2$ 菌以及参与硫化化合物氧化还原的硫杆菌和硫酸盐还原菌。在水接近含油边缘处,烃氧化菌及硫酸盐还原菌使地层及地下水中的硫酸盐类还原成硫化氢。

硫酸盐还原菌及其产生的 $H_2S$ 与石油作用,可促进石油胶质化和沥青质化<sup>[11]</sup>。原油中的轻馏分经盖层裂隙扩散迁移排出,被好气烃氧化菌氧化消耗,剩下重的含硫馏分填充了构造裂隙,形成沥青矿脉<sup>[11]</sup>。

另一方面,假单胞菌、无色单胞菌(*Achromobacter*)、微球菌(*Micrococcus*)、黄杆菌(*Flavobacter*)、芽胞杆菌(*Bacillus*)、分枝杆菌和诺卡氏菌(*Nocardia*)等也可破坏沥青质<sup>[12]</sup>。分枝杆菌、短杆菌(*Breribacterium*)等还可氧化地蜡<sup>[13]</sup>。

上述这些菌的生命活动强度,取决于烃组成和层间水的组分、温度、pH值、Eh值等生态因素。

## 三、煤矿中微生物的作用

煤矿的微生物区系至今研究得不多。这种区系是特殊的<sup>[14]</sup>,80%由假单胞杆菌组成,也包括着显微真菌、放线菌、 $H_2$ 细菌、甲烷菌和硫酸盐还原菌。从煤中分离出的菌主要是兼性的或严格嫌气的。硫杆菌和甲烷氧化菌广泛分布于氧化带。

煤矿开采期间,煤被击碎或受潮,加速了煤层中的氧化过程。采煤坑道中微生物作用的基本过程(图9)是:煤首先被假单胞杆菌降解为较简单的有机质,再经异养微生物好气氧化为 $CO_2$ 或嫌气氧化为 $CO_2$ ,同时产生 $H_2$ 。 $CO_2$ 及 $H_2$ 经甲烷菌生成 $CH_4$ , $CH_4$ 经甲烷氧化菌氧化为 $CO_2$ 和 $H_2O$ 。硫化铁经氧化铁硫杆菌(*Thiobacillus ferrooxidans*)氧化生成元素硫或硫酸盐及 $Fe^{++}$ , $SO_4^{--}$ 经硫酸盐还原菌生成 $H_2S$ , $H_2S$ 经硫氧化菌生成 $S^0$ , $S^0$ 经氧化硫硫杆菌(*Thiobacillus thiooxidans*)生成 $SO_4^{--}$ 。

研究煤矿微生物区系,可说明煤和气体的成因,也可用细菌消除 $CH_4$ <sup>[15]</sup>,使煤脱硫以及控制酸性矿水的形成。

由此可见,研究有机沉积区中由微生物导致的物质与能量的转化,是阐明及进一步



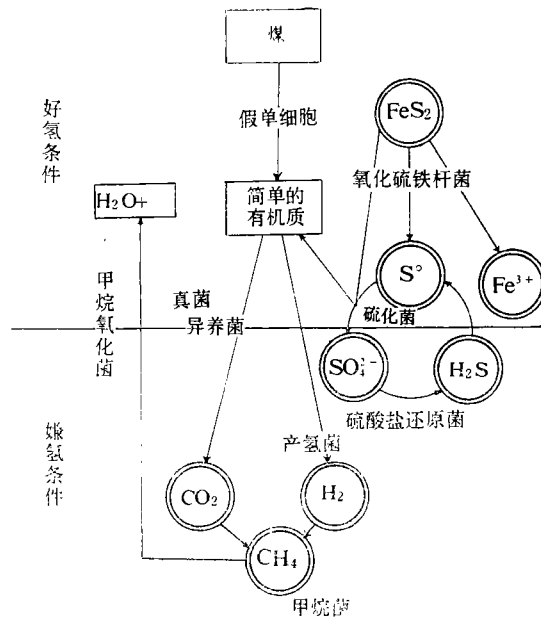


图 9 煤层中的微生物作用过程

Fig. 9 The process of microbial conversion in coal-bearing deposits

模拟石油及煤的形成与破坏的基础理论之一，对于找矿及开采都具有极其重要的意义。

(收稿日期：1981年12月26日)

## 参 考 文 献

- [1] Kelley, D.P., 1978, Microbial Ecology, In "The Oil Industry and Microbial Ecosystems", Ed. Chater, K.W.A., et al, Heyden and Son Ltd., .12-28.
- [2] 服部勉, 1978, 微生物生态入门, 东京大学出版社, .105-107.
- [3] Кузнецов, С.И., 1961, 微生物在湖内物质循环中的作用, 宋大祥译, 科学出版社, .125-235.
- [4] Richards, F.A., 1965, Anoxic Basins and Fiords, In "Chemical Oceanography", Ed. Riley, J.P., et al, Academic Press, London, .611-645.
- [5] Sørensen, J., et al, 1979, A Comparison of Oxygen, Nitrate and Sulphate Respiration in Coastal Marine Sediments, Microbial Ecology, 5, .105-115.
- [6] Jørgensen, B.B., 1980, Mineralization and the Bacterial Cycling of C, N and S in Marine Sediments, In "Contemporary Microbial Ecology Ed. Elwood, D.C., et al, Academic Press, London, .239-252.
- [7] 王大珍等, 1979, 微生物在有机质转化中的地质作用, 青海湖综合考查报告, 科学出版社, .233-264.
- [8] Williams, J., et al, 1972, Bacteria Have Destroyed 10% of World Crudes, World Oil, 174(2), .28-29.
- [9] Кузнецов, С.И., 1972, Геохимическая деятельность микроорганизмов в местор-

- ождепных полезных ископаемых. Известия АН СССР Серия Биологическая, № 3, .301-313.
- [10] Karavaiko, G.I., 1978, Microflora of Land Microenvironments and It's Role in the Turnover of Substances, In "Environmental Biogeochemistry and Geomicrobiology", Ed. Krumbein, W.E., Ann Arbor Science, .397-411.
- [11] Кузнецов, С.И., 1967, Роль микроорганизмов в преобразовании и разрушении месторождений нефти, Известия АН СССР Серия Биологическая. №6, .803-818.
- [12] Traxler, R.W., et al, 1965, Action of Microorganisms on Bituminous Materials, 1. Effect of Bacteria on Asphalt Viscosity, Appl. Microbiol., 13, .838-841.
- [13] Traxler, R.W., et al, 1966, Action of Microorganisms on Bituminous Materials, 2. Composition of Low Molecular weight Asphaltic Fractions Analysis, J. Appl. Chem., 16, .266-271.
- [14] Rozanova, E.P., et al, 1974, "Microflora of Oil Deposits", Moscow Scientific Publication.
- [15] Nesterov, A.I., 1976, Microflora of Coal-bearing Deposits and It's Geochemical Activity, In "Ecology and Geochemical Activity of Microorganism", Ed. Ivanov, M.V., Moscow Pushchino Publications, .164-172.
- [16] Maskalenko, E.M., et al, 1976, Microbiological oxidation of  $CH_4$  in Coal, In "Ecology and Geochemical Activity of Microorganisms". Ed. Ivanov, M.V., Moscow Pushchino Publications, . 173-177.

## MICROBIOLOGICAL CONVERSION OF SUBSTANCES AND ENERGY IN ORGANIC SEDIMENTARY REGIONS

Wang Dazhen

(Institute of Microbiology, Academia Sinica, Beijing)

### Abstract

The problems of preservation and conversion of organic substances in sedimentary regions of present water spheres, oil pools as well as coal mines were discussed with respect to energy flows, food chains of microbial ecosystems and microbiological processes of C.N.S. cycles at the same time changes of C/N in present sediments were also described in detail. It has been pointed out that in aerobic conditions, organic substances can not be preserved because microorganisms mineralize them into  $\text{CO}_2$ . In anaerobic conditions, when microorganisms consume organic substances, in addition to  $\text{CO}_2$ , small molecular organic and reduced inorganic products are produced. Energy is stored in them, which results in a more complex process of substance and energy conversion than that under the former condition. But both aerobic and anaerobic are present in today's sediments.

(1) The range of energy source substance available for microorganisms is reduced with the decrease of oxidative abilities of electron accepters  $\text{O}_2$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{SO}_4^{--}$  and  $\text{CO}_2$ , thus the range and the amount of organic substance to be consumed by microorganisms become limited. It follows that food chain (or food net) turns more complex, which helps preserve a large amount of organic substance.

(2) Energy produced by metabolates in anaerobic microorganisms, is partially transferred to sediments so as to absorb  $\text{O}_2$  and to create reduced phase, which is favourable for the preservation of organic substance.

The mechanisms as mentioned above have been dealt with in detail and some instances were taken to explain the relationships and the reaction levels between microorganisms and energy conversions. In short, the types, the enriched levels of organic substances and  $\text{O}_2$  volume are the key factors for the preservation of organic substance.

In addition, some microbial genus and species in oil pools and coal mines, and their roles in substance and energy conversions as well as necessary ecological conditions have also been described.