

## 6 水力、泥沙及水质影响评估

### 6.1 概述

本章内容主要根据《环境影响评估程序的技术备忘录》之附件 6《评价水污染的准则》及附件 14《水污染评估的指引》而编写,讨论深圳河水力、泥沙及水环境现状,评估治理深圳河第三期工程及其施工、运行维护期对深圳河水力、泥沙及水环境可能造成的影响,研究减缓工程影响的纾缓措施,评估剩余影响及其可接受性。

根据香港拓展署的《新界北区拓展计划书》(North District Development Programme),本环评范围内无拓展计划,距离本工程最近的计划是《粉岭、上水发展计划》,在本工程建造期内将进行的工程是供水系统建设以及根据“居者有其屋计划”进行的房屋建设,这些工程在施工过程中基本无废水排放,即使有废水,也将排入香港的废水处理系统,而不会排入深圳河,因此,本环评无须考虑其施工废水与本工程的叠加影响。

另据香港拓展署《Major Flood Control Projects in the New Territories》的计划安排,整治梧桐河的 5 项工程已在进行中,分别是双鱼河修复工程(93CD/A—River Beas Rehabilitation,起讫时间:1999 年 11 月—2001 年 6 月)梧桐河修复工程(91CD/A—River Indus Rehabilitation,起讫时间:1998 年 11 月—2000 年 12 月)、30B 区河道疏浚工程(87CL/A—Area 30B River Training,起讫时间:1998 年 9 月—2001 年 3 月)、疏浚梧桐河第一期工程(CD/A—River Indus Training Stage 1,起讫时间:1999 年 2 月—2001 年 3 月)和疏浚梧桐河第二期工程(53CD/B—River Indus Training Stage 2,起讫时间:1999 年 5 月—2003 年 3 月)。在以上 5 项整治梧桐河工程中,前 4 项工程均将于治理深圳河三期工程第二阶段工程开工(2001 年 7 月)以前完工,不存在与本工程叠加影响的问题。疏浚梧桐河第二期工程位于距深圳河 1.6km 的梧桐河上游河段,计划于 2002 年 3 月完成,与本工程有 9 个月捣乱重合时间。该工程施工活动对深圳河水质的影响在相应的环境评估报告中未作定量分析,因此在本报告中不能就梧桐河第二期工程疏浚 5 和三期工程对深圳河水质的叠加影响进行定量评估。根据三期工程施工期水质影响的研究结果,如果工程施工中遵循香港《水污染管制条例》的要求,水下开挖对其下游 2000m 的水质已基本无影响。梧桐河与三期工程段在水力条件上有相似之处(如均受潮汐影响、河床质组成相同等),梧桐上游来水将与双鱼河汇合后历经 1.6km 的流程注入深圳河,根据三期工程施工期水质影响的研究结果,梧桐河与双鱼河汇合口上游 400m 以下河段的疏浚施工将不会对深圳河水质产生明显影响,而梧桐河与双鱼河汇合口上游 4000 以上河段的疏浚施工将不使对深圳河的水质发生改变。另外,当梧

桐河上游整治工程在梧桐河与双鱼河汇合口上游 400m 内进行水下施工时,深圳河三期工程则可在梧桐河口及其以上 2000m 的河段不安排水下施工,以避免可能发生的叠加影响。因此,整治梧桐河第二期工程和治理深圳河第三期工程对深圳河水质的叠加影响是可以接受或者是可以避免的。

在深圳侧,沿深圳河三期工程河段的土地已基本开发完毕,在本工程建造期内,没有在本工程临近地区进行大型开发建设活动的计划。

综合上述情况,本环评不考虑与其它工程的叠加水质影响。

### 6.1.1 评估目的

治理深圳河工程的主要目的是消除深圳河下游的洪涝灾害。工程建设将会对深圳河水动力学、泥沙输移和水质状况产生潜在影响。环境评估的目的在于通过模型模拟、综合对比分析等手段,评估工程各个阶段对深圳河水动力学、泥沙输移和水质状况的影响程度,并提出相应的纾缓措施。同时也为评估工程对其它环境要素的影响提供基本资料。

### 6.1.2 评估方法

本环评通过三期工程段水质基线研究了解深圳河水质污染现状,采用数学模型模拟和综合对比归纳方法评估工程各阶段对深圳河水动力、泥沙输移及水质可能造成的潜在影响。

## 6.2 法规与标准

### 6.2.1 国家的法规和标准

深圳一侧主要执行中华人民共和国《水污染防治法》,相应的河流水质标准为《地面水环境质量标准(GB3838—88)》。该标准根据水体的用途将其划分为五类,不同用途的水体执行不同的水质标准。根据深圳市水体功能区划,深圳河执行该标准的第 V 类(仅作景观用途),部分水质参数及目标摘录于表 6-1 中。

### 6.2.2 香港的法规和标准

香港一侧主要执行香港政府颁布的《水污染管制条例(第 358 章)》及其技术备忘录和香港政府 1988 年根据《废水排放条例(第 354 章)》制定的废水(养殖废水)排放规定。

本环评采用的水质目标如表 6-2 所列。

表 6-1 深圳河深圳侧水质目标 mg/l

水质参数	NH <sub>3</sub> -N	NO <sub>2</sub> -N	NO <sub>3</sub> -N	TN	TP	DO
水质目标	1.0	1.0	25	1.0	0.2	2.0
水质参数	COD <sub>Mn</sub>	BOD <sub>5</sub>	SS	TCu	THg	TCd
水质目标	10.0	10	150	1.0	0.001	0.01

注:① 氨氮(NH<sub>3</sub>-N)采用中国环境监测总站推荐的城市地区河流水质标准;

② 总氮(TN)和悬浮物(SS)采用参考标准,GB3838-88 中无此项目;

③ 其余为 GB3838-88 标准值。

表 6-2 深圳河香港地区水质目标

水质参数	水质目标	适用水域
细菌	1) 埃氏大肠菌不得检出(在 7 至 21 天间隔下,最近连续 5 次采样的平均值)。 2) 大肠菌群数不得超过 1000 个/100ml(在 7 至 21 天间隔下,最近连续 5 次采样的平均值)。	* 地面水
DO	不得因污染而低于 4mg/l	地面水
SS	年均值不得因污染而超过 20mg/l	地面水
NH <sub>3</sub> -N	非离子氨年均值不得超过 0.02mg/l	所有水域
营养盐类	不得使藻类等水生生物过量繁殖 无特殊规定	内外海域 内陆水域
BOD <sub>5</sub>	不得因污染而超过 3mg/l 不得因污染而超过 5mg/l	* 其它内陆水域
COD	不得因污染而超过 15mg/l 不得因污染而超过 30mg/l	* 其它内陆水域

\* 元朗及锦田(上)分区、双鱼分区、梧桐分区、平原分区及集水地区分区。

### 6.2.3 标准的协调

深圳河是香港和深圳之间的界河,原则上将根据深港双方标准进行水质影响评价。由于深圳河的许多水质指标大大超过上述标准,深圳河水环境基线评价主要采用深方标准,工程对水质的影响主要采用港方标准。

## 6.3 水质现状

### 6.3.1 水质基线调查

深港双方均未在深圳河三期工程段进行常规水质监测,因此无水质基线资料可资利用。根据本环评水质评价的需要,对深圳河三期工程建设段的水质基线进行了监测。

基线监测共布设3个水质监测断面,位置分别在平原河口下、三岔河口下及梧桐河口上,监测断面分布见图6-1。各断面均在中泓水面下0.5m处采样(水深不足0.5m时,在1/2水深处采样)。

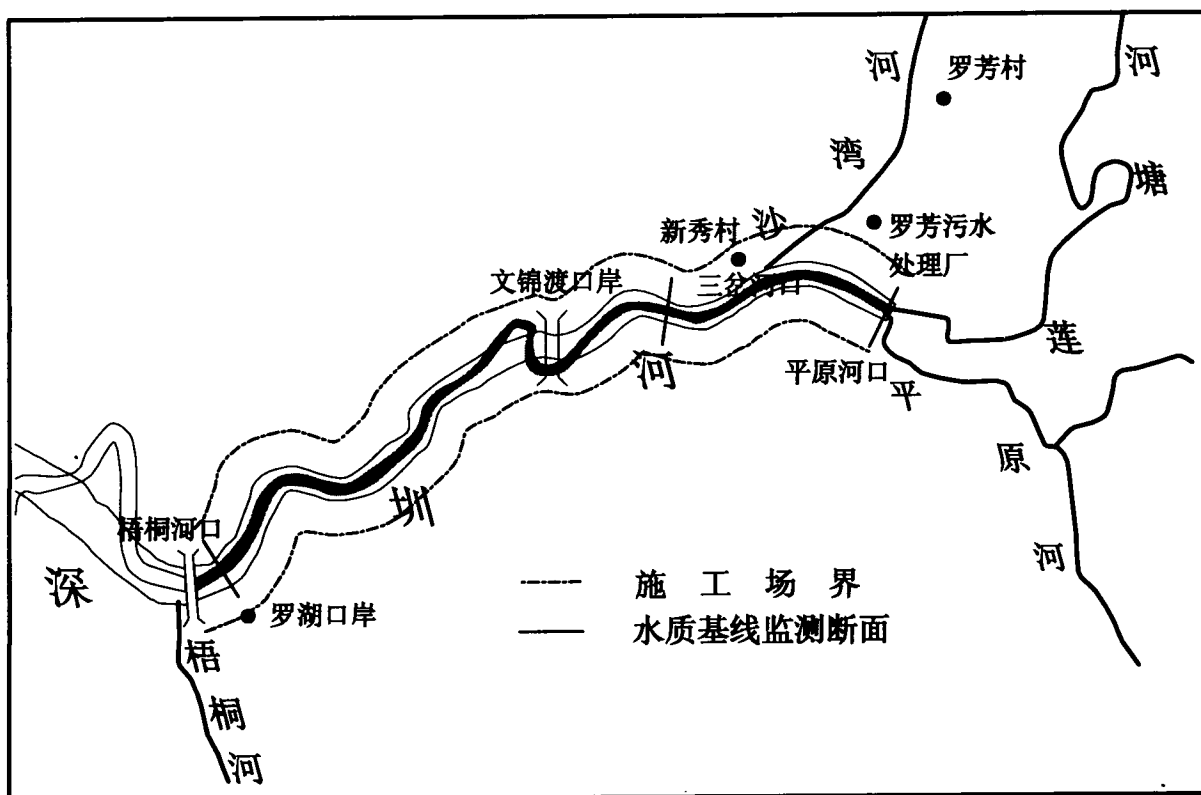


图6-1 水质基线监测断面布置示意图

水质基线监测分别于1998年8月18日~1998年8月20日(丰水期)、1998年10月19日~1998年10月21日(平水期)和1998年12月21日~1998年12月23日(枯水期)进行,各水期均连续监测3天,各断面每天分别于涨、落潮各采样一次。

水质基线监测项目包括水温、pH、电导率(COND)、总悬浮物(SS)、氯化物( $Cl^-$ )、溶解氧(DO)、高锰酸盐指数( $COD_{Mn}$ )、化学需氧量( $COD_{Cr}$ )、生化需氧量( $BOD_5$ )、氨氮( $NH_3-N$ )、亚硝酸盐氮( $NO_2-N$ )、硝酸盐氮( $NO_3-N$ )、总氮(TN)、总磷(TP)、可溶性磷(DP)、总铜(TCu)、总铅(TPb)、总锌(TZn)、总镉(TCd)、总汞(THg)、总砷(TAs)、总镍(TNi)、总铬(TCr)、六价铬( $Cr^{6+}$ )、挥发酚(Ar-OH)、总氰化物(TCN)、阴离子表面活性剂(LAS)、石油类(OIL)和总大肠菌群(COLI)等29项。

水质基线采用的水质分析方法系由国家环保局所推荐,见表6-3。

表 6-3

水质监测项目分析方法

序号	项 目	测 定 方 法	检测范围(mg/l)
1	水温	水温计测量法	
2	pH	玻璃电极法	
3	电导率	铂电极法	
4	SS	重量法	
5	Cl <sup>-</sup>	硝酸盐容量法	>10
		硝酸汞容量法	可测至 10 以下
6	DO	碘量法	0.2~20
7	高锰酸盐指数	酸性高锰酸钾法	0.5~4.5
		碱性高锰酸钾法	0.5~4.5
8	COD <sub>Cr</sub>	重铬酸盐法	10~800
9	BOD <sub>5</sub>	稀释与接种法	3 以上
10	NH <sub>3</sub> -N	纳氏试剂比色法	0.05~2
11	NO <sub>2</sub> -N	分光光度法	0.003~0.20
12	NO <sub>3</sub> -N	酚二磺酸分光光度法	0.02~1
13	总氮	过硫酸钾—紫外分光光度法	0.05~4
14	总磷	钼蓝比色法	0.01~0.6
15	可溶性磷	钼蓝比色法	0.01~0.6
16	总铜	原子吸收分光光度法	
17	总铅	原子吸收分光光度法	
18	总锌	原子吸收分光光度法	
19	总镉	原子吸收分光光度法	
20	总汞	冷原子荧光法	
21	总砷	冷原子荧光法	
22	总镍	原子吸收分光光度法	
23	总铬	二苯碳酰二胂分光光度法	0.004~1
24	六价铬	二苯碳酰二胂分光光度法	0.004~1
25	挥发酚	蒸馏后 4-氨基安替吡啉萃取光度法	0.002~6
26	总氰化物	异烟酸—吡唑啉酮比色法	0.004~0.25
		吡啉—巴比妥酸比色法	0.002~0.45
27	阴离子表面活性剂	亚甲蓝分光光度法	0.05~2.0
28	石油类	紫外分光光度法	0.05~50
29	总大肠菌群	多管发酵法或滤膜法	

1998 年丰、平、枯三个水期的水质基线监测成果列于附录 6 表 A6-1 ~ 表 A6-3 中。

### 6.3.2 水质基线评估方法

为反映河流总体污染水平,在本环评中,采用国内常用的综合污染指数评估深圳河三期工程段水质基线,并用污染分担率反映不同污染物对污染总负荷的贡献。具体计算

方法简要介绍如下：

### (1) 单项质量指数

$$P_{ij} = \frac{C_{ij}}{S_i} \quad (6-1)$$

式中：

$P_{ij}$ 为某污染物单项污染指数， $i$ 代表污染物， $j$ 表征采样点位置；

$C_{ij}$ 为该污染物的实测浓度， $\text{mg/l}$ ；

$S_i$ 为该污染物的评价标准， $\text{mg/l}$ 。

### (2) 综合质量指数

$$P_j = \sum_{i=1}^n P_{ij} \quad (6-2)$$

式中：

$P_j$ 为综合污染指数， $j$ 表征采样点位置。

$N$ 为污染物个数。

### (3) 污染分担率

$$K_{ij} = \frac{P_{ij}}{P_j} \times 100\% \quad (6-3)$$

式中：

$K_{ij}$ 为第  $i$  项污染物对  $j$  水体的污染分担率。

## 6.3.3 水质现状评估

根据深圳市防洪(潮)规划,至60年代,深圳河水质仍然良好,其后随着两岸经济的不断发展,工业废水和其他污水排放量大幅度增加,致使河流污染渐趋严重,河流水质日益下降。由于深圳河属雨源型,无雨时河水流量很小,沿岸排入的各种污水甚至超过天然径流量,中下游河势平缓,河道窄狭,不利污染物迁移转化,加上潮汐的影响,除洪水期外,污染物在河道中的滞留时间一般长达2~7天,更加剧了河水的污染程度。

根据附录6中所列水质基线监测数据,分别按水期和潮位所作的平均值统计结果

见表6-4和表6-5。

表6-4 三期工程基线监测统计结果(分水期)

采样位置	平原河口			三叉河口			梧桐河口		
	丰水期	平水期	枯水期	丰水期	平水期	枯水期	丰水期	平水期	枯水期
水温(°C)	31.0	27.2	21.6	30.9	26.9	22.3	30.6	26.6	21.2
pH	7.7	7.3	7.2	7.6	7.4	7.3	7.5	7.2	7.3
SS(mg/l)	694	16.7	17.5	112	29.3	14.0	65.3	27.3	17.2
电导率(μS/cm)	658	699	730	623	644	757	584	630	658
溶解氧(mg/l)	1.5	2.6	2.0	0.9	2.2	1.4	0.3	0.4	0.4
生化需氧量(mg/l)	29.5	15.1	19.3	23.8	17.2	26.3	23.4	22.0	26.6
高锰酸盐指数(mg/l)	23.5	20.5	12.8	16.1	16.9	14.0	14.1	12.4	14.9
氨氮(mg/l)	12.8	10.0	11.8	14.6	13.6	15.5	13.5	13.5	13.0
亚硝酸盐氮(mg/l)	0.093	0.327	0.193	0.066	0.352	0.500	0.024	0.514	0.105
硝酸盐氮(mg/l)	0.04	2.49	4.43	0.02	1.07	2.93	0.02	0.21	0.35
总氮(mg/l)	15.9	26.1	22.1	18.0	29.3	23.2	17.3	18.1	19.3
总磷(mg/l)	3.39	4.26	3.58	2.22	5.14	3.32	1.97	2.46	3.41
可溶性磷(mg/l)	0.95	1.74	2.72	1.22	1.75	2.74	1.17	1.61	1.94
阴离子表面活性剂(mg/l)	0.51	0.52	0.88	0.49	0.64	1.27	0.77	0.86	1.43
六价铬(mg/l)	0.004	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003
挥发酚(mg/l)	0.004	0.040	0.009	0.005	0.021	0.011	0.008	0.038	0.011
氰化物(mg/l)	0.002	0.002	0.001	0.002	0.003	0.001	0.001	0.002	0.001
石油类(mg/l)	2.34	1.37	0.62	1.83	1.19	0.84	2.18	1.70	0.95
大肠菌群(万个/l)	14200	8630	2080	12030	7870	3480	14300	6500	3500
氯离子(mg/l)	78.5	87.5	91.5	68.1	72.9	92.5	66.5	72.7	82.5
总砷(mg/l)	0.016	0.005	0.004	0.007	0.005	0.002	0.006	0.003	0.004
总汞(mg/l)	0.00021	0.00013	0.00010	0.00017	0.00009	0.00011	0.00015	0.00007	0.00014
总铜(mg/l)	0.059	0.035	0.056	0.022	0.027	0.023	0.022	0.016	0.036
总锌(mg/l)	0.316	0.168	0.163	0.125	0.151	0.119	0.223	0.109	0.176
总铅(mg/l)	0.145	0.011	0.020	0.025	0.016	0.015	0.016	0.010	0.031
总镉(mg/l)	0.001	0.001	0.000	0.001	0.001	0.000	0.001	0.001	0.000
总镍(mg/l)	0.013	0.015	0.010	0.008	0.009	0.009	0.012	0.007	0.017
总铬(mg/l)	0.061	0.043	0.018	0.025	0.015	0.004	0.025	0.020	0.026

表 6-5 治理深圳河三期工程基线监测数据(分潮期)

采样点位置 潮 期	平原河口		三叉河口		梧桐河口	
	涨	落	涨	落	涨	落
水温(°C)	26.1	27.1	26.6	27.1	26.1	26.1
pH	7.4	7.4	7.4	7.5	7.3	7.4
SS(mg/l)	345	140	45.7	63.7	24.2	48.9
电导率( $\mu$ S/cm)	693	699	719	665	608	640
溶解氧(mg/l)	2.2	1.9	1.5	1.8	0.3	0.4
生化需氧量(mg/l)	20.9	21.7	20.3	24.3	25.1	22.9
高锰酸盐指数(mg/l)	18.5	19.4	16.5	17.5	12.7	14.9
氨氮(mg/l)	11.6	11.5	14.8	14.3	13.2	13.4
亚硝酸盐氮(mg/l)	0.174	0.234	0.195	0.364	0.019	0.409
硝酸盐氮(mg/l)	2.27	2.36	1.05	1.48	0.07	0.31
总氮(mg/l)	20.7	22.0	24.8	24.2	17.8	18.7
总磷(mg/l)	4.02	3.47	3.45	4.16	2.32	2.91
可溶性磷(mg/l)	1.84	1.77	2.06	1.88	1.55	1.60
阴离子表面活性剂(mg/l)	0.58	0.69	0.77	0.90	1.08	0.96
六价铬(mg/l)	0.003	0.003	0.003	0.003	0.002	0.003
挥发酚(mg/l)	0.014	0.021	0.014	0.011	0.025	0.013
氰化物(mg/l)	0.001	0.002	0.002	0.002	0.001	0.001
石油类(mg/l)	1.14	1.74	1.23	1.53	1.73	1.48
大肠菌群(万个/l)	10400	6220	7920	9230	8320	7900
氯离子(mg/l)	82.1	89.7	89.7	75.9	71.6	76.1
总砷(mg/l)	0.008	0.008	0.005	0.005	0.003	0.005
总汞(mg/l)	0.00013	0.00020	0.00012	0.00015	0.00008	0.00016
总铜(mg/l)	0.046	0.054	0.032	0.027	0.018	0.031
总锌(mg/l)	0.199	0.232	0.130	0.160	0.182	0.156
总铅(mg/l)	0.060	0.058	0.020	0.021	0.008	0.029
总镉(mg/l)	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001
总镍(mg/l)	0.014	0.012	0.009	0.010	0.013	0.011
总铬(mg/l)	0.041	0.041	0.023	0.016	0.015	0.032

图 6-2 和图 6-3 分别为深圳河三期工程段主要污染物不同水期和潮期的沿程变化情况。

图 6-4 表示深圳河三期工程段不同采样点主要污染物的年平均污染分担率。

从表 6-4 和表 6-5 以及图 6-2 和图 6-3 可以看出,深圳河三期工程段已遭受严重污染,有多项水质指标严重超过表 6-2 所列标准,溶解氧的大部分监测值均小于 2mg/l。各监测断面年平均值的超标项目及其超标倍数列于表 6-6 中。深圳河三期工



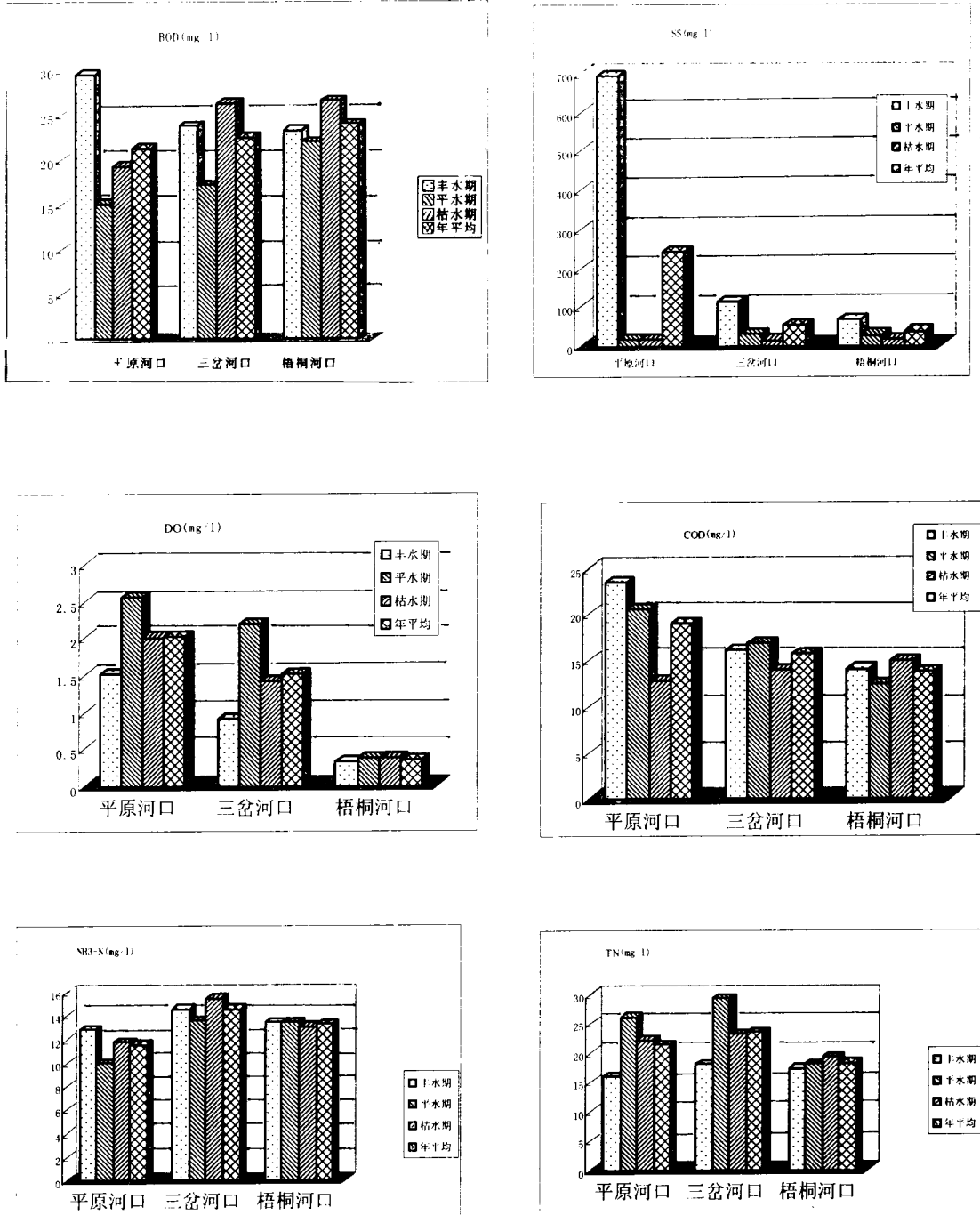
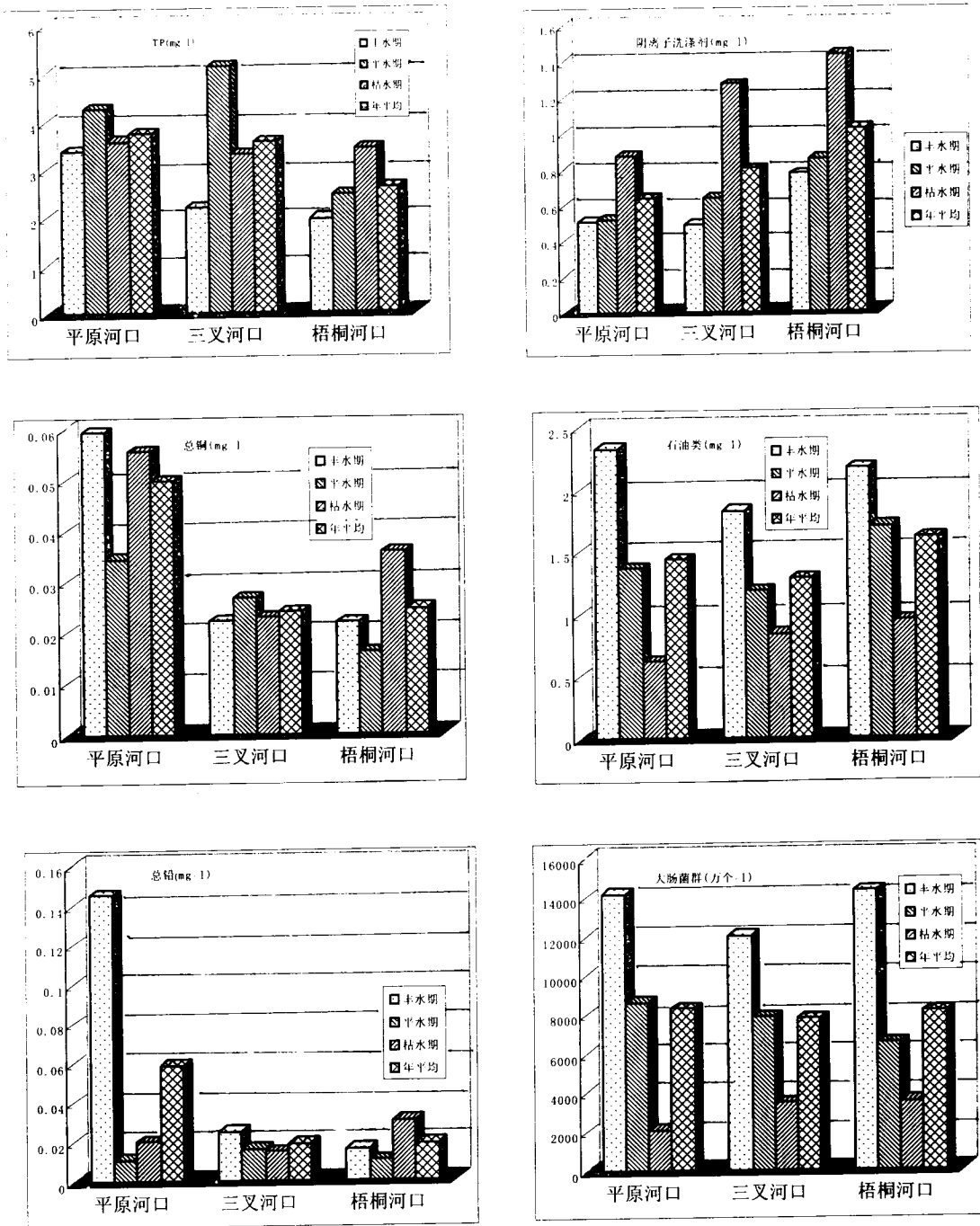


图 6-2 深圳河三期工程段主要污染物各水期沿程变化图



续图 6-2 深圳河三期工程段主要污染物各水期沿程变化图

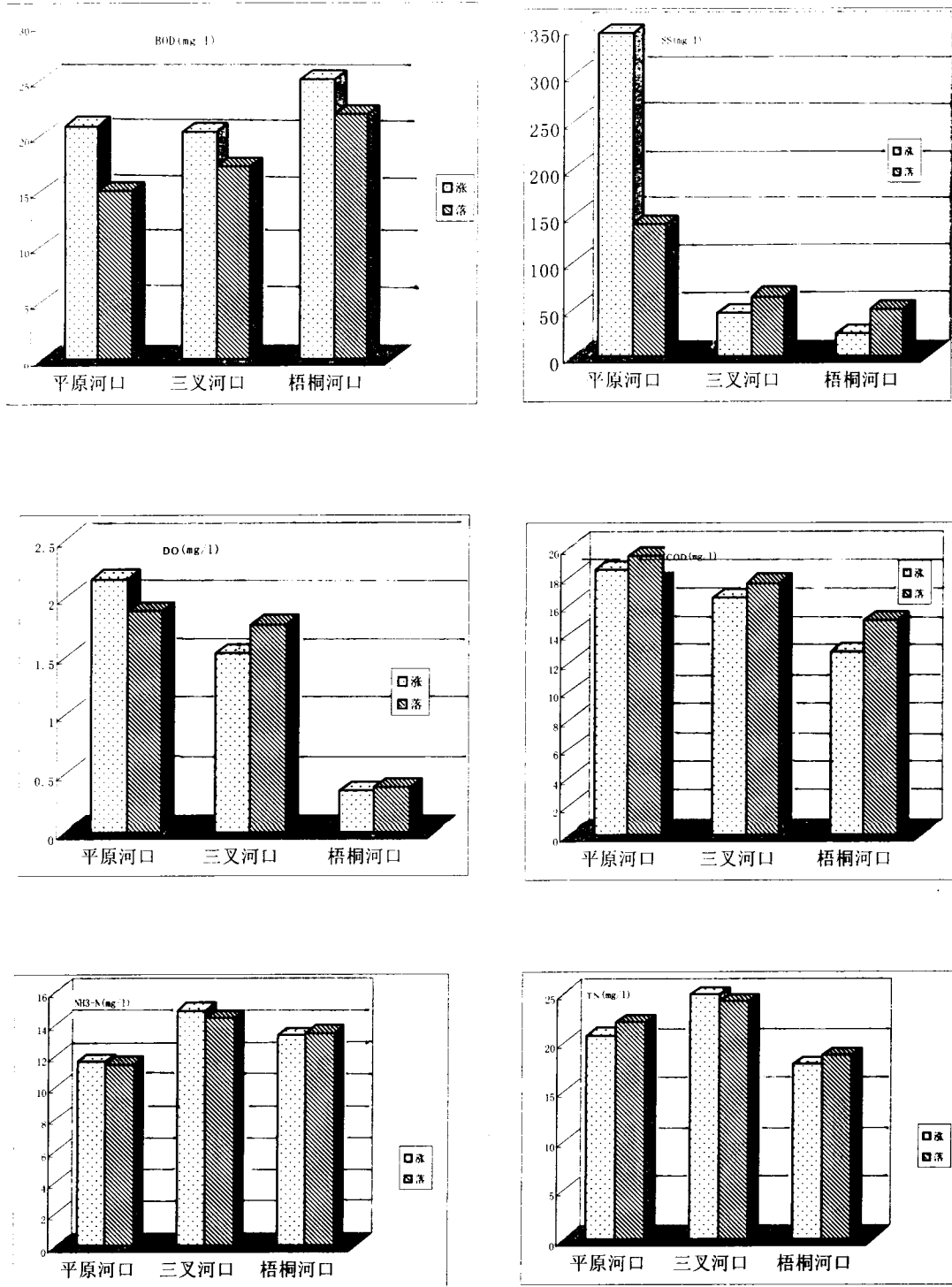
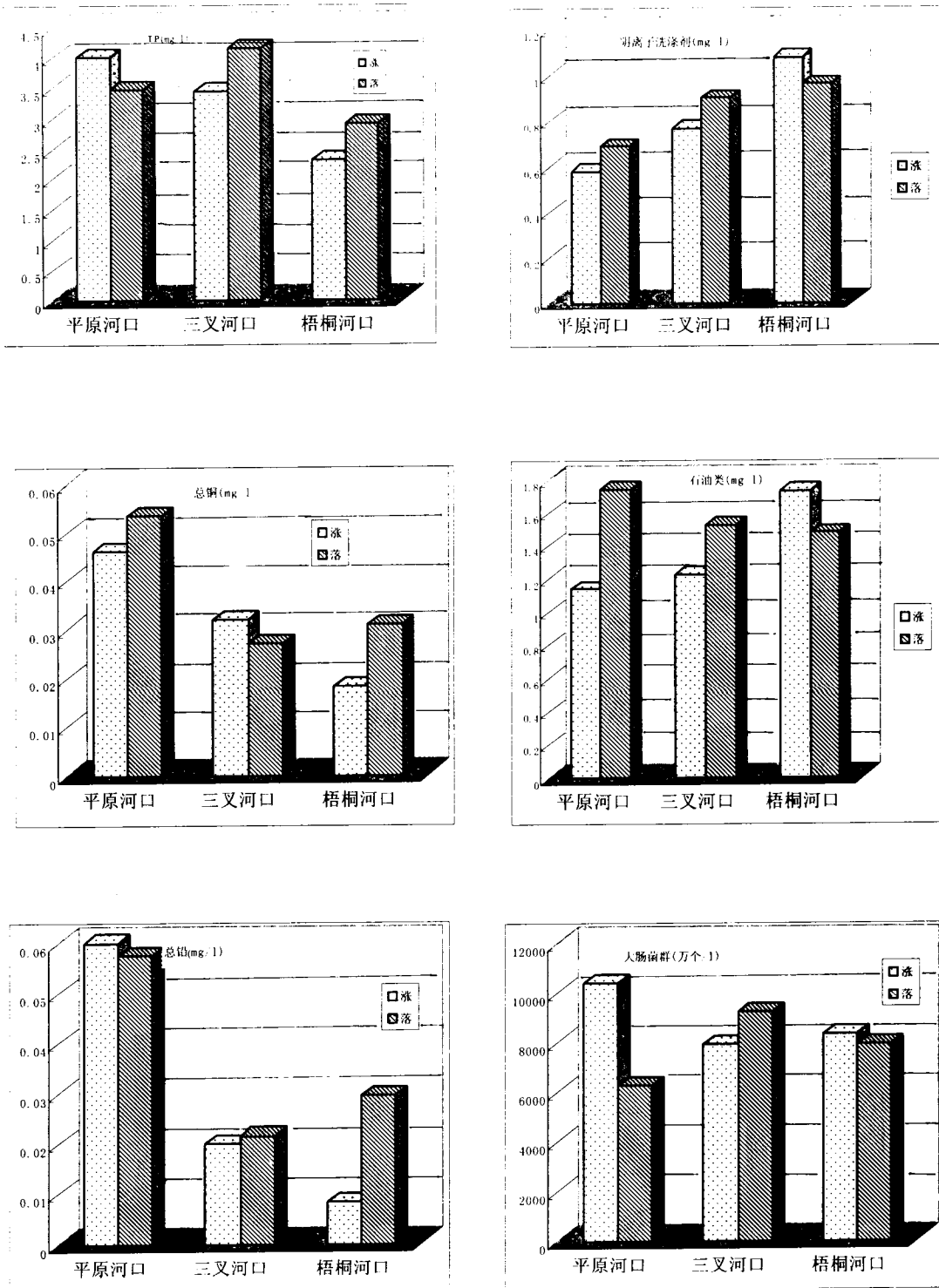


图 6-3 深圳河三期工程段主要污染物沿程变化图(潮位)



续图 6-3 深圳河三期工程段主要污染物沿程变化图(潮位)

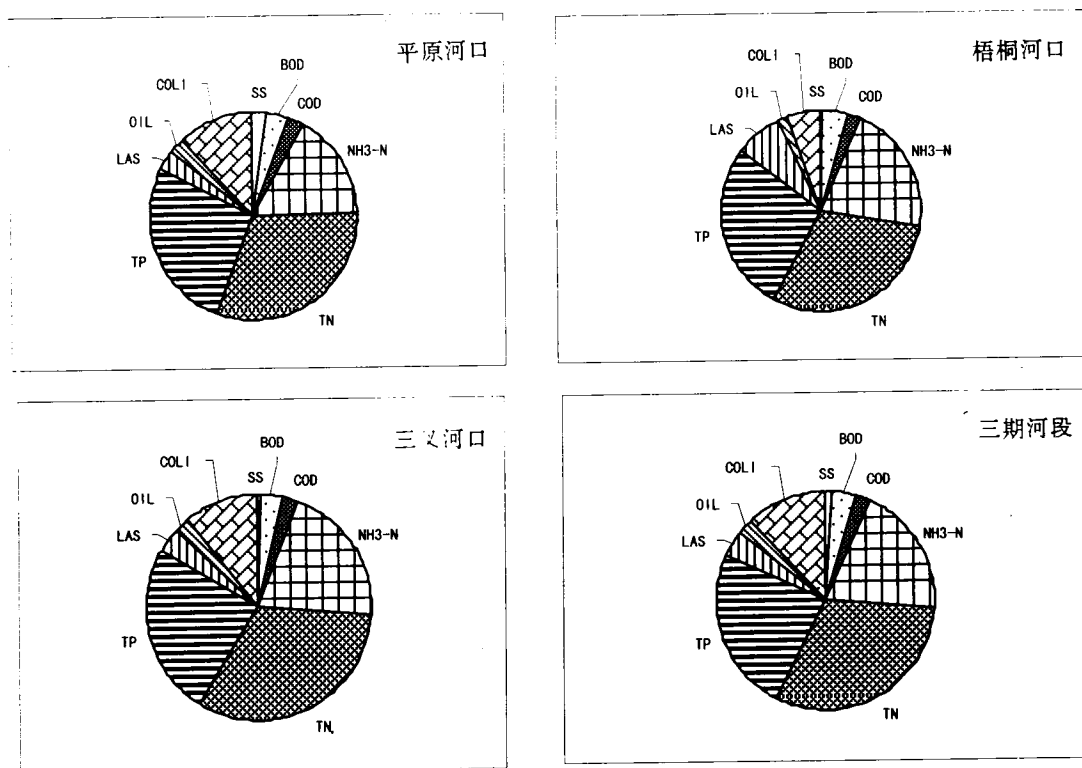


图 6-4 深圳河三期工程河段主要污染物分担率

表 6-6 三期工程河段水质基线超标项目及其超标倍数(年均值)

超标项目	超标倍数			
	平原河口	三义河口	梧桐河口	全河段
SS	0.6	未超标	未超标	未超标
溶解氧	未超标	超标	超标	超标
生化需氧量	1.1	1.2	1.4	1.3
高锰酸盐指数	0.9	0.6	0.4	0.6
氨氮	10.5	13.6	12.3	12.1
总氮	20.4	22.5	17.2	20.0
总磷	17.7	16.8	12.1	15.5

程段的主要污染物是氮、总磷、生化需氧量、化学需氧量、石油类、阴离子洗涤剂、大肠菌群和悬浮物等,该河段主要表现为有机污染。图 6-4 表示各主要污染物对深圳河三期工程段水质污染的贡献,该图表明,总氮和总磷对深圳河三期工程段水质状况的影响最大,这两项指标一般超过水质标准十几倍,有的监测值甚至超过水质标准高达三十多倍。不同水期(季节)的监测结果显示,深圳河三期工程段水质状况并无明显的季节性变化,换言之,目前深圳河所接纳的污染物已经远远超出水体本身的稀释自净能力,天然径流的丰沛与否对深圳河水质状况无明显影响。

## 6.4 水力、泥沙及水质模拟

### 6.4.1 模型概述

本环评选用合适模型模拟深圳河水动力学、泥沙输移冲淤和水体质量等方面的特性,用以评估治理深圳河三期工程对深圳河水文条件、泥沙输移冲淤和水体质量等方面的影响。

#### (1) 模拟的目的

选用各种模型的目的旨在就治理深圳河工程对深圳河水力特性、水质和深圳河泥沙冲淤特性等方面的影响进行定量描述,为全面评估工程的环境影响提供依据。为达此目的,将采用相应模型对以下几个方面进行模拟:

- 1) 深圳河的水动力学过程,包括工程前后的水流特性和潮流特性等
- 2) 工程前后深圳河的泥沙输移及河道冲淤变化情况
- 3) 工程前后深圳河的水质变化情况

#### (2) 模型选择

##### 1) 水动力学模型

水动力学模型选用圣维南方程组,采用 Preissmann 隐差分格式建立深圳河一维不恒定流数学模型,根据工程前后的水文和河道地形资料,模拟深圳河的水流运动特性。该模型可对整个感潮河段中的径流和潮流掺混的水流运动进行较为全面的描述。

##### 2) 泥沙模型

采用非恒定流悬移质模型预测深圳河的泥沙输移和泥沙冲淤情况。根据深圳河悬移质级配测验资料,各测站悬移质级配相差不大,分配较为集中,且深圳河为淤泥型河床,无推移质资料,采用非恒定流悬移质模型是合适的。由于泥沙对水流的影响甚微,没有必要将泥沙运动方程和水流运动方程耦合求解,采用泥沙运动方程和水流运动方程非耦合求解,不仅可大大方便模型计算,也可满足工程的要求。

泥沙输移模型对计算算法和基本资料的要求较高。随着计算机应用的普及和计算机技术的发展,类似的泥沙模型已成功应用于中国国内众多的河流,并得到大量室内和天然冲淤河流资料的验证,珠江口泥沙冲淤模型便是一例。深圳河的泥沙资料极为有限,远远不能满足建立泥沙输移模型的需要,鉴于珠江与深圳河的地理位置十分接近,

河道特性极为相似,本环评在建立深圳河泥沙输移模型时,借用珠江口泥沙冲淤模型的部分研究成果。

### 3) 水质模型

治理深圳河工程对深圳河水质状况的影响倍受公众关注。本环评中采用一维稳态河口模型研究深圳河跨潮周期的平均水质状况。已有许多水质数学模型用于描述潮汐河流中的污染物的迁移转换过程。水质模型的选择取决于模拟水体的水流水质特性以及模型模拟目的。由于深圳河为感潮河流,河道狭窄,进入河流的污染物受上游来水和潮流的共同作用,在河道来回游荡,要滞留 2~7 天,其间污染物质不断混合、稀释、转移、降解。对深圳河水质系统的观测表明,水质污染物浓度在横向和垂向的分布比较均匀,污染物浓度在潮周期间存在较有规律的波动,可采用一维模型进行模拟。另外,就深圳市当前水资源规划对深圳河的功能要求而言,深圳河不可能作为生活用水水源,无需了解潮周内不同时刻水质的具体变化,而只需研究各个潮周之间的差异。因此,在应用中可选取一定的水质目标值作为控制指标,将不同潮周或不同季节水力要素概化成相应的稳定条件,用以对比分析其水质状况的变化情况。

华南环境保护科学研究所曾就不同水质模型对深圳河的实用性进行过比较研究,认为 Thomann 模型适用于深圳河、湾的水质变化情况。该模型对感潮河流的概化具有实际意义,首先,模型中使用了独立的弥散一项以表示河口的逆向径流弥散现象,模型在作潮周平均(稳态)处理时保留了逆向弥散特点。其次,在模型的计算中,与一维河流模型不同的是在处理污染物降解时(包括生化动力学反应在内的综合反应)引入了河口槽蓄量,这使得该模型无论是作稳态处理或潮周期平均处理,都不失河口的特性。再次,使用该模型模拟随时间变化的(潮期或潮周日的)水质状况时,易于求解。

本环评中除 BOD 和 DO 采用耦合模型外,其他污染因子(COD、大肠菌群、总氮、总磷、Cu 和 Pb 等)的模拟和预测均采用单因子模型,模型中引用了污染物综合衰减系数以反映各种因素对所模拟的污染物的综合影响。这些模型考虑到了潮汐河流中污染物迁移转换的主要方面,应用于深圳河是适合的。

## 6.4.2 模型描述

### (1) 水动力学模型

河流水动力学模型采用 Preissmann 差分格式离散圣维南方程组,该模型数学上的推导与处理方法在附录 6 中有详细介绍。本模型的研究范围涵盖从平原河口至深圳河口的区域(工程前原河道全长 17.866 km,工程后设计河道全长 13.466km),其中包括

莲塘河、梧桐河、布吉河和皇岗河等支流汇入以及大洪水期间上游深圳水库泄流的影响。

根据治理深圳河工程环境评估工作的主要目的和现有资料情况,本模型对原河道不做泛区计算,而只给出沿岸最高水位与堤防的比较,对于支流来水作汇流考虑。

模型中采用的地形资料分别为深圳市政府部门提供的1985年、1994年和1998年从平原河口至深圳河口的1:500河道地形图,不同设计条件下的干流和支流的流量资料来源于治理深圳河第三期工程第二阶段初步设计。

### (2) 泥沙输移模型

泥沙模型采用悬移质均匀沙非平衡输沙模式。这种模式在国内已广泛应用于冲积河流的研究中。其中悬移质挟沙能力采用常见的半经验公式,即认为在河流处于平衡状态下,水流能够携带的泥沙含量是水流速度、水深和泥沙颗粒沉降速度的函数。挟沙能力公式中的各待定系数需要有长期连续观测的水流、泥沙运动特性资料确定。到目前为止,深圳河尚未积累足够的水沙资料,在本次泥沙模拟计算中,参照与深圳河水沙特性极为相近的珠江输沙模型的研究成果。通过模型的灵敏度和计算成果的分析,证明这种处理是合适的。

泥沙模型中的地形资料和各口门的来水资料同水动力学模型,设计条件下的来沙量根据1995—1996年的实测水文泥沙资料确定。关于泥沙输移模型的详细描述和数学处理详见附录6。

### (3) 水质模型

水质模型采用一维有限段河口模型,该模型将所研究的水域概化成若干个有限长度的体积单元,这些有限体积单元首尾相接,以代替河口的连续空间,假定每个有限段内都是一个个完全混合的零维模型,而整个河口则是一离散的一维模型。有限段模型以潮周平均值(包括状态和参数)作为依据,以河流净流量作为计算流量。模型中对任一河段的质量平衡中始终考虑了污染物的推移、弥散和衰减等三种迁移转换形式。在获知沿程污染源和上下边界条件的情况下,便可模拟计算出设计潮周平均状况下各河段的水质状况。许多河口的水质规划控制都利用该模型进行水质模拟与预测,收到了很好的效果。有关该模型的简介参见附录6。

深圳河水质模型采用的污染源(排污口)资料由深圳市环境监测站提供,用于建模和验模的水文水质资料为1994年深圳河水文水质同步监测资料,运行期的污染源数据则根据深圳河水污染控制规划得到。



### 6.4.3 模型建立与预测

#### (1) 水动力学模型

##### 1) 模型参数与基本资料

##### ① 水力参数的确定

河流水动力学模型的模拟范围从平原河口到深圳河口,模型中需确定的参数是糙率。根据本次环评任务的主要目的,在水动力学模拟中模型参数糙率采用工程规划和工程设计报告推荐的数值。对于原河道,广东省水电规划设计院和深圳市水务局曾先后根据1989年5月20日和1993年“9·26”洪水的洪痕纪录反推得出了河道糙率,这次模型计算中采用了根据深圳河1993年“9·26”洪水反推得到的糙率(指曼宁糙率,下同)成果,三岔河口至平原河口段的糙率采用莲塘河整治规划中所使用的值。对于设计河道,采用工程设计推荐的数值,全程使用 $n=0.0225$ 。见表6-7。对糙率的灵敏性分析的结果(见图6-5和图6-6)表明上述选择是合适的。

表 6-7 深圳河干流河道糙率

河 段		河口~渔农村	渔农村~罗湖	罗湖~三叉河	三叉河~平原河
原河道	主槽	0.020	0.025	0.0285	0.032
	边滩	0.033			
设计河道		0.0225			

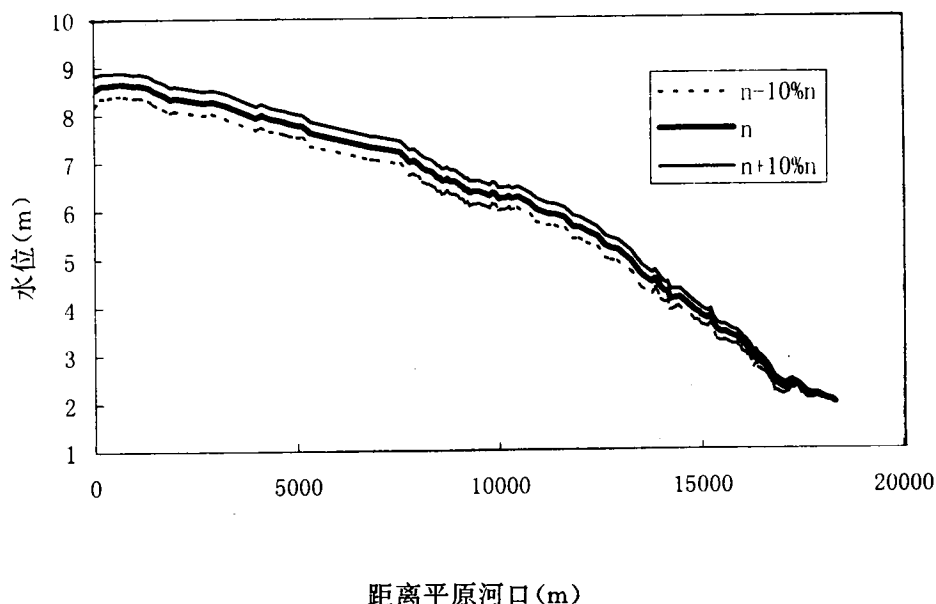


图 6-5 糙率变化对水面线影响(工程前)

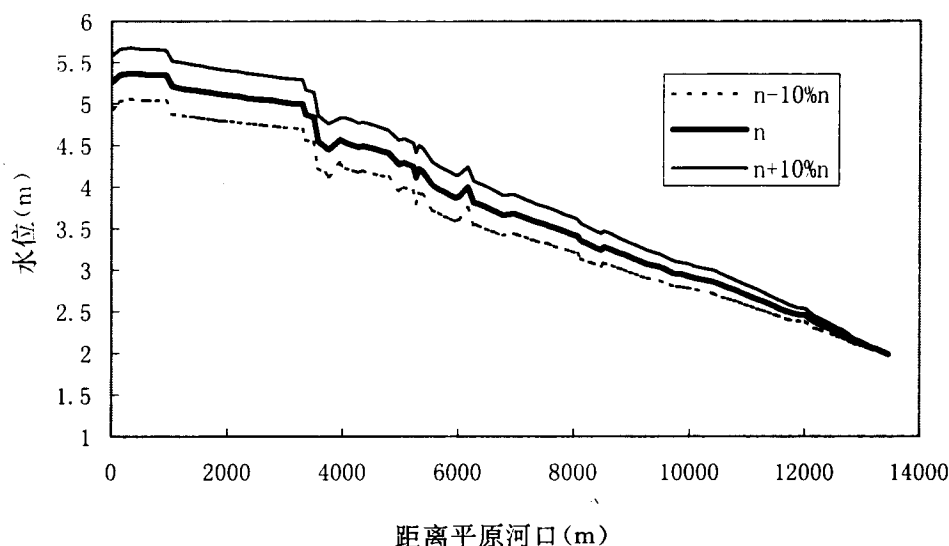


图 6-6 糙率变化对水面线影响(工程后)

## ② 设计流量

深圳河集水面积为  $312.5\text{km}^2$ ，其中香港一侧  $125\text{km}^2$ ，深圳一侧  $187.5\text{km}^2$ 。平原河口至深圳河口  $17.866\text{km}$ ，经整治后其间河长缩短为  $13.466\text{km}$ ，入流支流有莲塘河、沙湾河、上水河、布吉河和福田河等。

深圳河流域没有常设水文站，水文资料短缺。1982年，在深圳河防洪工程初步设计中，广东省水电勘测设计院曾用推理公式计算出天然条件下的设计洪水过程。1994年，深圳市防洪规划办公室采用综合单位线法重新计算了天然条件下的设计洪水过程。1998年，在治理深圳河第三期工程第二阶段初步设计中，长江勘测规划设计研究院对深圳河天然条件下的设计洪水过程进行了复核计算。本环评的水力、泥沙计算中，采用设计洪水过程作为计算依据。

深圳河各主要控制断面五十年一遇和十年一遇设计洪水过程图见附录6图A6-2和图A6-3。

## ③ 河口设计潮位

各频率河口设计潮位过程根据尖鼻嘴站典型潮位过程求得，见附录6中图A6-4。

## ④ 河道地形

原河道地形依据1985年所测深圳河河道地形图和二、三期河道地形测量资料。工程后河道地形数据根据一、二、三期的工程设计报告获得。深圳河工程前河道全长

17.866m,共划分135个计算断面;工程建成后河道全长13.466km,共划分118个计算断面。

## 2) 计算条件和计算结果

本次计算中,从平原河口到深圳河口,现状河道取135个计算断面,河段单元长度从50~300m;设计河道取118个计算断面,河段单元长度从50~204m。计算中时间步长从60~3600s。

模型计算中原河道的河道数据来源于河道地形图,新河道的河道数据根据工程设计资料确定,包括已经完工的一期工程、正在施工的二期工程和正在设计中的三期工程。因此,本次模型计算反映的是治理深圳河工程全部实施前后的情况。

模型预测计算中对工程以及工程完建分别运行一年和两年后在不同设计条件下深圳河的水力要素进行了模拟计算,主要计算结果包括:

工程前50年一遇和10年一遇洪水分别遭遇10年一遇潮位的洪水水面线(图6-7);

工程前50年一遇和10年一遇洪水分别遭遇50年一遇潮位的洪水水面线(图6-8);

工程运行一年后发生50年一遇洪水遭遇10年一遇潮位的洪水水面线(图6-9);

工程连续运行两年后发生50年一遇洪水遭遇10年一遇潮位的洪水水面线(图6-10);

工程运行一年后发生10年一遇洪水遭遇50年一遇潮位的洪水水面线(图6-11);

工程连续运行两年后发生10年一遇洪水遭遇50年一遇潮位的洪水水面线(图6-12);

## (2) 泥沙输移模型

### 1) 模型参数与基本资料

泥沙模型采用悬移质均匀沙非平衡输沙模式。这种模式在国内已广泛应用于冲积河流的研究。其中悬移质挟沙能力公式采用常见的半经验公式,即认为在河流处于平衡状态下,水流能够携带的泥沙含量是水流速度、水深和泥沙颗粒沉降速度的函数。挟沙能力公式中的各待定系数需由长期连续观测的水流、泥沙运动特性资料确定。到目前为止,深圳河尚未积累足够的水沙资料,因此,在本次深圳河泥沙模拟计算中,参照与深圳

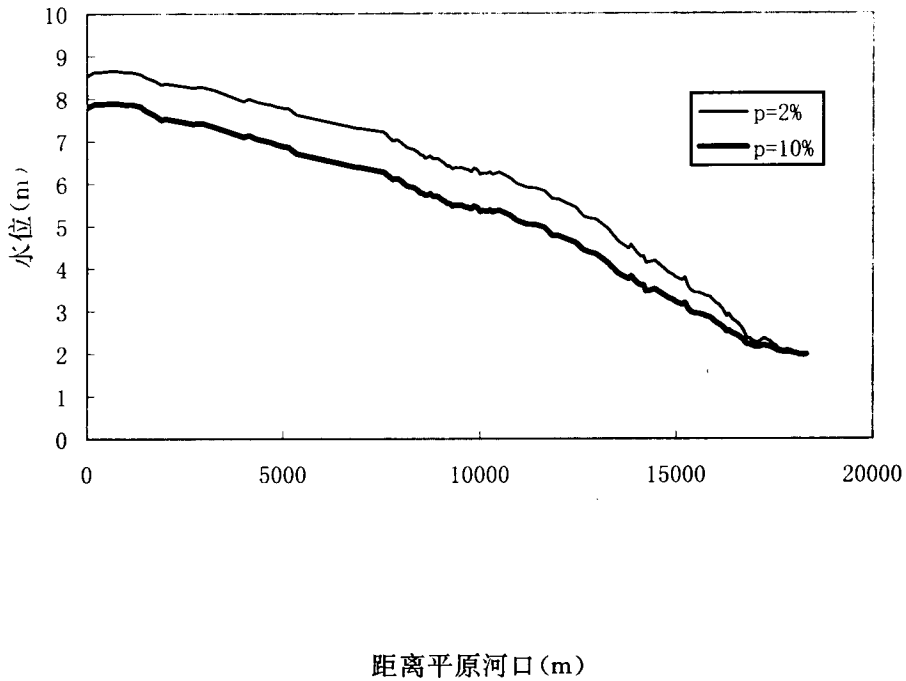


图 6-7 工程前不同频率洪水遇 10%潮位的沿程水面线

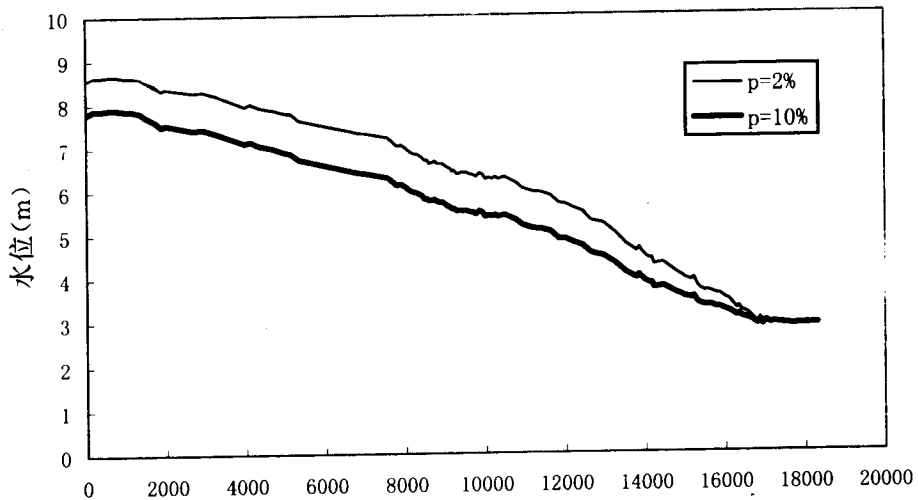


图 6-8 工程前不同频率洪水遇 50%潮位的沿程水面线

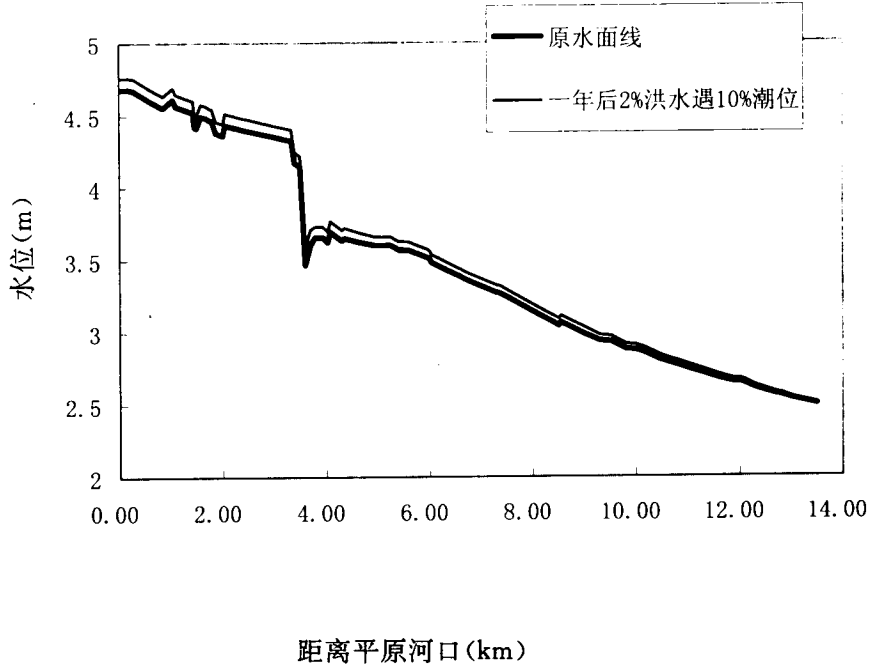


图 6-9 工程运行一年后 P=2%洪水遇 P=10%潮位沿程水面线

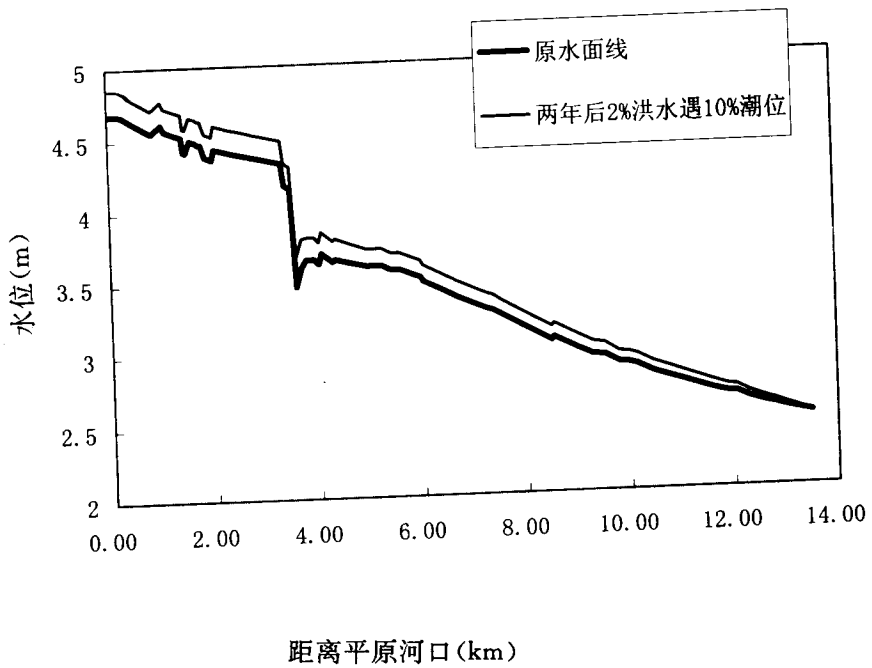


图 6-10 工程运行两年后 P=2%洪水遇 P=10%潮位沿程水面线

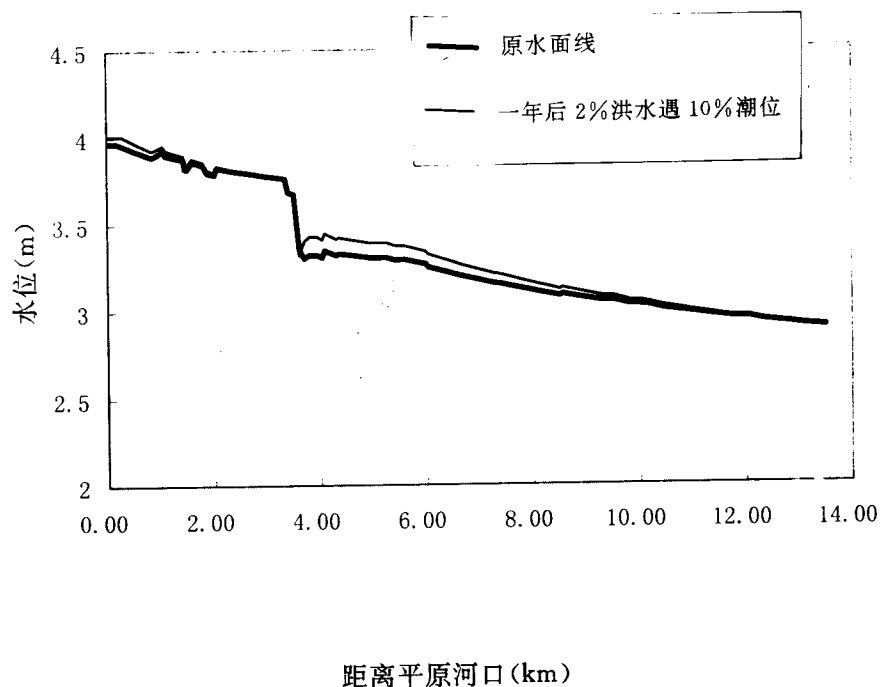


图 6-11 工程运行一年后 P=10%洪水遇 P=2%潮位沿程水面线

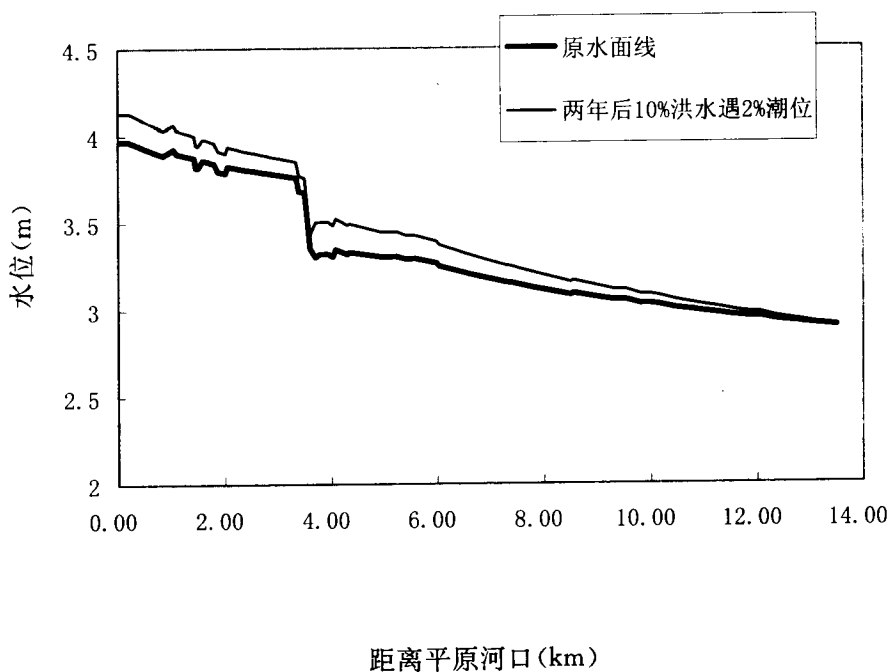


图 6-12 工程运行两年后 P=10%洪水遇 P=2%潮位沿程水面线

河水沙特性极为相近的珠江输沙模型的研究成果。

一、二期工程环评和三期工程设计的泥沙输移模型也采用的上述处理方法,应用结果证明这种处理是合适的。

### ① 模型参数的确定

一维泥沙输移模型所需的参数除河道糙率  $n$  外,挟沙力系数  $m$  和恢复饱和系数  $\alpha$  亦为待定系数。泥沙输移模型中糙率  $n$  的数值同水流模型。

由于深圳河缺乏长系列的水流泥沙资料,故泥沙输移模型其他两个参数分别引用珠江口潮流模型(《人民珠江》(1988年第2期))中的挟沙力关系和恢复饱和系数。该模型曾应用于与深圳河邻近的珠江磨刀水道,能较好地反映水力因素与河床变形和悬移质运动互相影响作用的关系。

挟沙能力公式:

$$S_* = k_c (U^3 / g\omega h)^{0.603} \quad \text{落潮}(U > 0) \quad (6-4)$$

$$S_* = k_f S_e (U^3 / g\omega h)^{0.104} \quad \text{落潮}(U < 0)$$

式中:

$S_e$ —前期落潮平均含沙量,在模型计算中得到;

$k_c, k_f$ —用以描述河流丰、平、枯水的情况,一般取为丰、平、枯的平均值。

即:

$$k_c = 0.25$$

$$k_f = 0.1$$

泥沙连续方程中的恢复饱和系数按下式确定:

$$\alpha = 2.14 - 0.28 \lg(U^3 / g\omega H) \quad (6-5)$$

当  $U^3 / g\omega H \leq 0.1$  时,  $\alpha = 2.8$ 。

### ② 基本资料

#### 一年系列水沙资料

在深圳河各水文站中,除布吉河水文站有逐日平均流量外,其余各站均没有进行

逐日流量和含沙量测验,本次计算中根据实测的流量及含沙量资料内插后求得一年的各站逐日来水来沙过程。河口潮位为实测每天两高两低潮位进行控制,河口含沙量系通过渔农村站和河口测流断面同期(涨潮时)含沙量的相关关系,根据渔农村站实测含沙量过程推求河口断面含沙量过程。

### 不同频率设计洪水过程和河口设计潮位过程

同水动力学模型。

### 不同频率设计含沙过程

由于流域内各测站泥沙资料较缺乏,本次计算采用如下普遍使用的经验关系,由设计流量过程推求设计含沙量过程:

$$Q_s = kQ^\alpha \quad (6-6)$$

式中:

$Q_s$ —输沙率, (kg/s);

$Q$ —河流流量, (m<sup>3</sup>/s);

$k$  和  $\alpha$ —系数。

即根据沙湾河、梧桐河和布吉河 1995 年 11 月~1996 年 10 月实测水沙资料建立流量和输沙率的关系。其中,由于梧桐河为潮流站,为避免潮流所携带泥沙的影响,在建立梧桐河水沙关系时,选用 1997 年 7 月 15 日至 16 日、22 日至 24 日和 1996 年 9 月 14 日至 15 日三次洪水过程建立流量与输沙率的关系。如此求得的各站输沙率与流量的相关公式如下:

$$\text{沙湾河站: } Q_s = 0.0804Q^{1.6817}$$

$$\text{梧桐河站: } Q_s = 0.0127Q^{1.6259}$$

$$\text{布吉河站: } Q_s = 0.0663Q^{2.3844}$$

### 泥沙级配

根据深圳河各测站的实测悬沙级配曲线,模型中采用的悬沙中值粒径为  $d_{50} = 0.02 \sim 0.03\text{mm}$ 。

### 河道地形



泥沙输移模型中采用的河道地形资料同水动力学模型。

## 2) 计算条件和计算结果

在计算中,根据三期工程完成前后的河道地形,各种来水来沙过程和边界条件的组合,设计了八种计算条件,分别预测深圳河治理后在这些条件下泥沙输移及冲淤的情况,这八种计算条件分别如下:

- ① 二期工程后三期工程前一年水沙过程,工程运行一年;
- ② 三期工程后,一年水沙过程,工程运行一年;
- ③ 三期工程后,一年水沙过程连续作用二年;
- ④ 三期工程后,一年水沙过程连续作用三年;
- ⑤ 三期工程后,一年水沙过程连续作用四年;
- ⑥ 三期工程后,一年水沙过程连续作用五年;
- ⑦ 三期工程后,一年水沙过程放大 50% 工程运行一年;
- ⑧ 三期工程后,50 年一遇水沙过程,遭遇 10 年一遇潮位过程。

工程设计中的水文泥沙分析和治理深圳河第二期工程物理模型试验结果以及本环评泥沙冲淤计算结果均表明,深圳河三期工程全部完工运行 2~3 年后,由于泥沙的淤积,工程将不能满足设计要求,而有必要对重点淤积河段进行疏浚。可以认为工程投入运行后深圳河河道不会达到冲淤平衡,因此,本环评未进行泥沙冲淤平衡计算,只计算了工程运行前五年逐年累计淤积结果,以分析评估工程建成后泥沙冲淤情况。

表 6-8 列出了治理深圳河工程后各计算方案河道中泥沙沿程冲淤量及冲淤厚度的分段统计结果。

图 6-13 至图 6-16 所示为工程在其中四种条件下运行后深圳河干流的沿程淤积情况。

表 6-8 显示,治理深圳河工程全部完成后,每年将有约 16 万  $m^3$  的泥沙沉积于河道内,其中约有 14.3 万  $m^3$  沉积于罗湖桥以下的河道中;二期工程环境影响评估报告认为,二期工程后河道的冲淤总量约为每年 5 万  $m^3$ ,其中罗湖桥以上冲刷 6 万  $m^3$ ,罗湖桥以下淤积 11 万  $m^3$ 。就工程后深圳河泥沙的冲淤情况而言,两者的计算结果是一致的,而冲淤总量差别较大,导致这种差别的主要原因是两次环评所采用的资料即计算条

表 6-8 各计算方案泥沙沿程冲淤量及冲淤厚度统计表

河 段	三期工程前 运行一年		工程后 运行一年		工程后 运行二年		工程后 运行三年		工程后 运行四年		工程后 运行五年		一年水沙过程 放大 50%		50年一遇水沙 遇 10年一遇潮位	
	QS	HS	QS	HS	QS	HS	QS	HS	QS	HS	QS	HS	QS	HS	QS	HS
平原河~三叉河	-0.36	-	0.779	0.23	1.61	0.47	2.16	0.62	2.91	0.83	3.66	1.03	0.830	0.224	0.63	0.18
三叉河~文锦渡	-0.78	-	0.228	0.11	0.483	0.23	0.715	0.34	0.979	0.47	1.26	0.59	0.403	0.188	0.017	0.008
文锦渡~罗湖	-1.26	-	0.673	0.07	1.45	0.16	2.28	0.21	3.07	0.29	3.86	0.38	1.63	0.162	0.14	0.02
罗湖~渔民村	1.97	0.54	0.331	0.09	0.710	0.19	1.65	0.15	2.03	0.23	2.28	0.30	0.577	0.134	1.96	0.47
渔民村~布吉河	2.17	0.52	0.766	0.19	1.59	0.39	2.25	0.55	3.03	0.74	3.84	0.92	1.11	0.306	0.083	0.023
布吉河~福田河	3.97	0.15	3.34	0.12	7.05	0.24	10.6	0.36	14.4	0.49	18.4	0.63	5.71	0.224	2.41	0.095
福田河~渔农村	1.14	0.06	0.916	0.05	2.05	0.12	3.10	0.18	4.34	0.25	5.70	0.33	2.39	0.141	1.19	0.070
渔农村~深圳河口	9.25	0.21	9.02	0.20	18.7	0.40	25.3	0.55	34.3	0.55	43.4	0.92	9.95	0.226	3.87	0.088
冲淤总量	16.1		16.0		33.7		48.1		65.1		82.4		22.6		4.85	

注:表中 QS 为泥沙冲淤量(万 m<sup>3</sup>);HS 为平均冲淤厚度(m)。

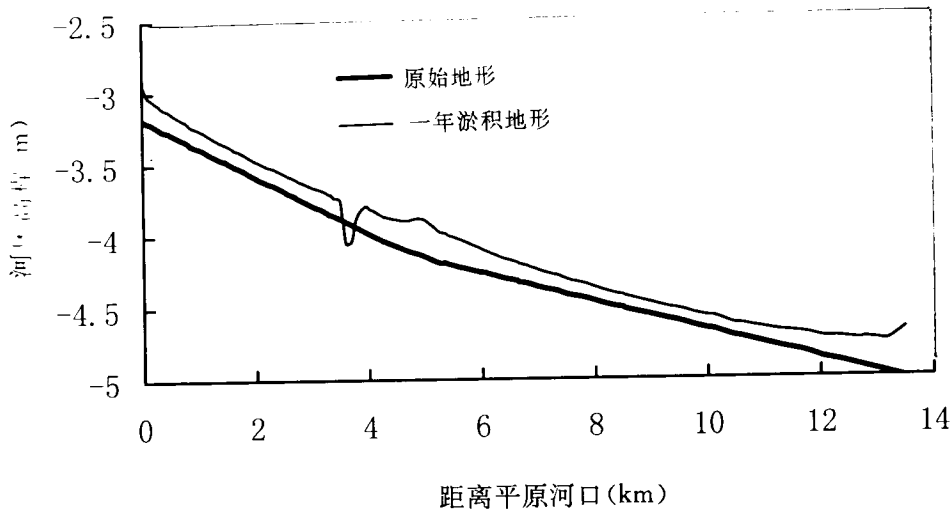


图 6-13 工程运行一年干流沿程冲淤情况

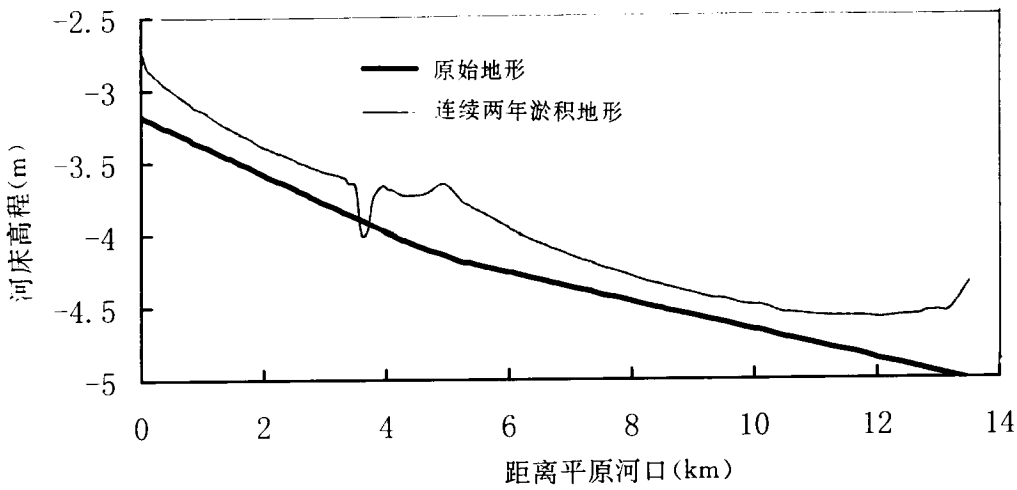


图 6-14 工程连续运行两年干流沿程冲淤情况

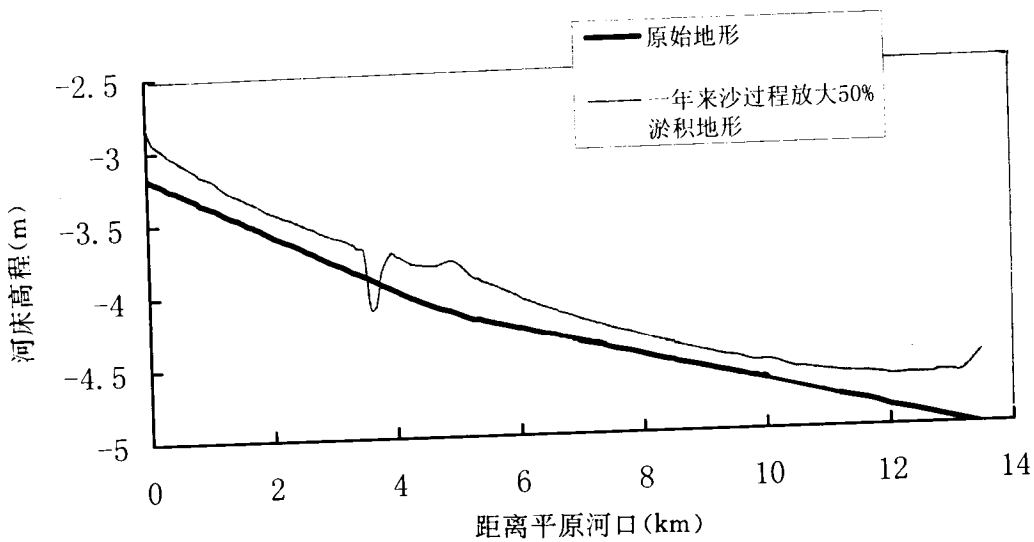


图 6-15 一年来沙过程放大 50% 运行一年干流沿程冲淤情况

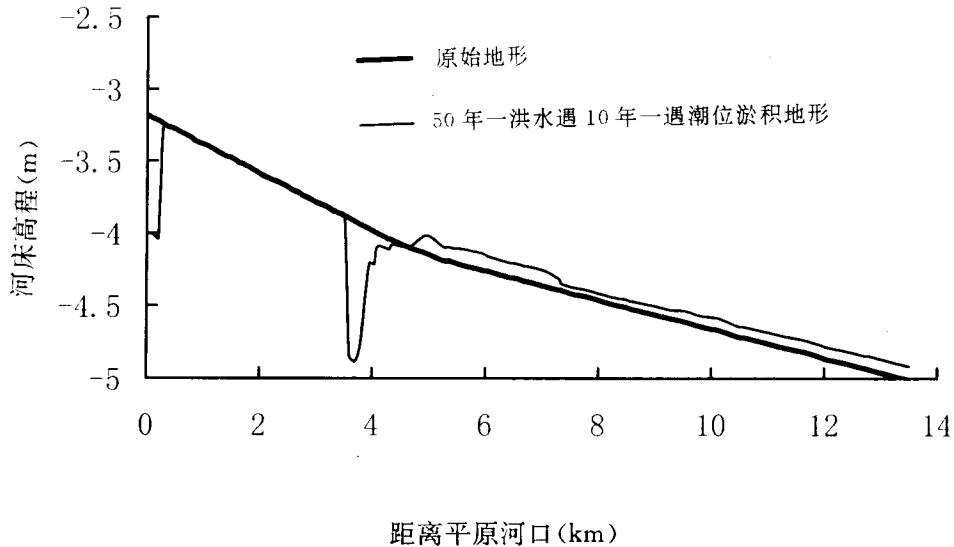


图 6-16 50 年一遇洪水遇 10 年一遇潮位干流沿程冲淤情况

件不同。二期环评报告完成于 1994 年底,依据的是 1992 年以前的香港流域产沙资料和深圳河悬浮物监测资料,1992 年以前深圳河香港侧基本呈自然状况,植被良好;深圳侧开发规模亦较小,植被破坏不大,因此流域产沙有限。此次环评所采用的系 1996 年实测水文泥沙资料,此时深圳河两侧的香港和深圳均已开始大规模的开发,深圳河两岸植被受到较大破坏,水土流失严重,流域来沙量大幅度增加,致使河道淤积量增大。可以预见,随着深圳河两岸的开发项目的逐步完成,植被的逐渐恢复,深圳河流域产沙量随之降低,深圳河泥沙的淤积量也将大幅度减少。

### 3) 施工泥沙影响

工程后深圳河扩宽加深,有利于泥沙沉降,在相同来水来沙条件下,工程后深圳河泥沙含量将显著降低,但建造期间疏浚扰动将导致河底沉积物再悬浮,致使局部含沙量增加。

施工过程中泄漏泥沙的再悬浮目前尚无现成模型可资参考,本环评中也不具备现场实验的条件,故借鉴 Mott MacDonald(1990)的疏浚泥沙再悬浮实验数据,模拟施工对深圳河含沙量的影响。Mott MacDonald 的实验认为,采用密闭式抓斗和开放式抓斗疏浚机开挖一立方米导致泥沙的再悬浮量分别为 20kg 和 25kg。另根据工程施工设计,治理深圳河三期工程水下最大月开挖量约 4.04 万  $m^3$ ,按照每月工作日为 25 天,每天工作时限为 12 小时计算,可得到采用密闭式抓斗和开放式抓斗疏浚机的泥沙再悬浮速率分别为 748g/s 和 935g/s。

三期工程主体位于平原河口和梧桐河口之间约 4km 的范围内,其间无大的支流汇

入(沙湾河上游的深圳水库平时无下泄流量),该段水沙主要来源于上游的莲塘河。分丰水期和枯水期分别评估施工活动对深圳河泥沙再悬浮的影响,选取深圳河 1996 年 6 月和 1996 年 1 月的实测水沙资料分别作为丰水期和枯水期计算条件。沙湾站(主要控制莲塘河水沙来源)1996 年 6 月最小日平均流量为  $0.41\text{m}^3/\text{s}$ ,最大日平均流量为  $14.0\text{m}^3/\text{s}$ ,该站 1996 年 1 月日平均流量变化很小,采用其月平均值  $0.26\text{m}^3/\text{s}$ 。将上述两种施工机械导致的泥沙再悬浮估算值分别概化于沙湾河口,沙湾河口和梧桐河口之间以及梧桐河口附近汇入,以此输入泥沙模型进行模拟计算,分别统计各计算断面上含沙量的月平均值。

表 6-9 列出了丰水期和枯水期在不同施工地点,其上游 500m 和下游 1,000m 处因施工引起的泥沙含量增加率的统计结果。

表 6-9 工程施工引起的深圳河泥沙含量增加率

施工地点		沙湾河口		沙湾河口~梧桐河口		梧桐河口	
距离施工地点		上 500m	下 1km	上 500m	下 1km	上 500m	下 1km
丰水期增 加率(%)	开放抓斗	12.9	39.6	34.7	41.5	39.0	25.3
	密闭抓斗	10.6	28.8	28.9	29.8	29.7	19.9
枯水期增 加率(%)	开放抓斗	381.2	34.8	207.5	77.8	161.5	140.3
	密闭抓斗	303.7	27.7	174.3	62.2	130.1	111.6
枯水期增 加率(%)	密闭抓斗 +帘幕	27.1	12.3	28.9	20.3	24.1	22.3

丰水期不同施工地点引起的深圳河含沙量沿程变化统计结果见图 6-17~图 6-19。

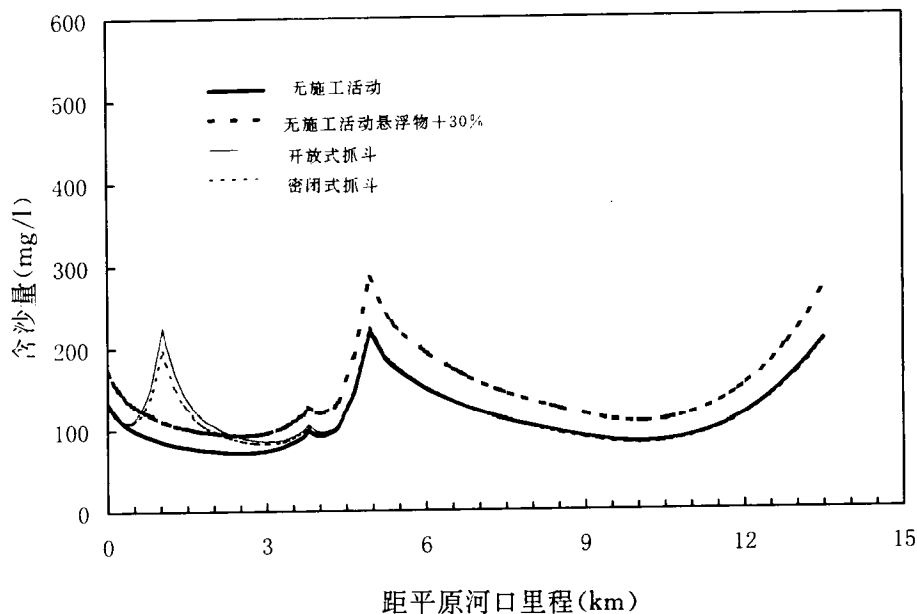


图 6-17 丰水期沙湾河口附近水下开挖对深圳河含沙量的影响

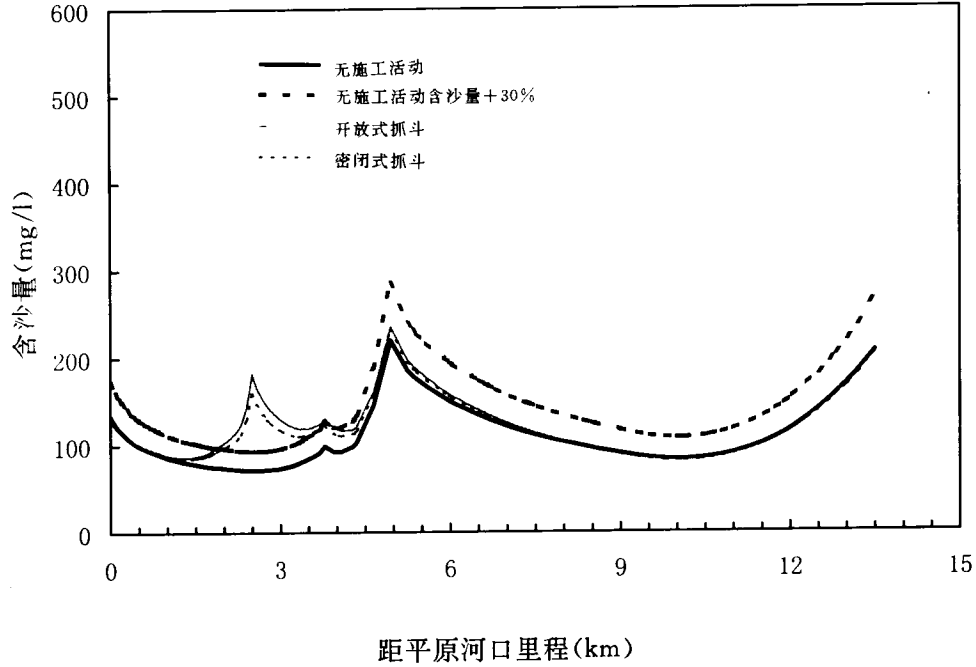


图 6-18 丰水期沙湾河口至梧桐河口之间水下开挖对深圳河含沙量的影响

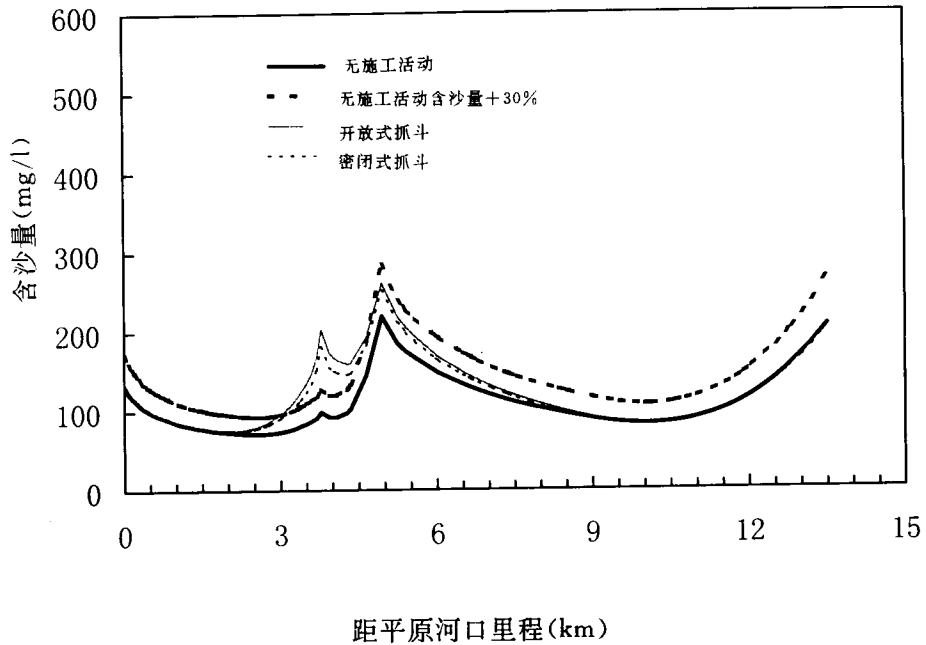


图 6-19 丰水期梧桐河口附近水下开挖对深圳河含沙量的影响

枯水期不同施工地点引起的深圳河含沙量沿程变化统计结果见图 6-20~图 6-

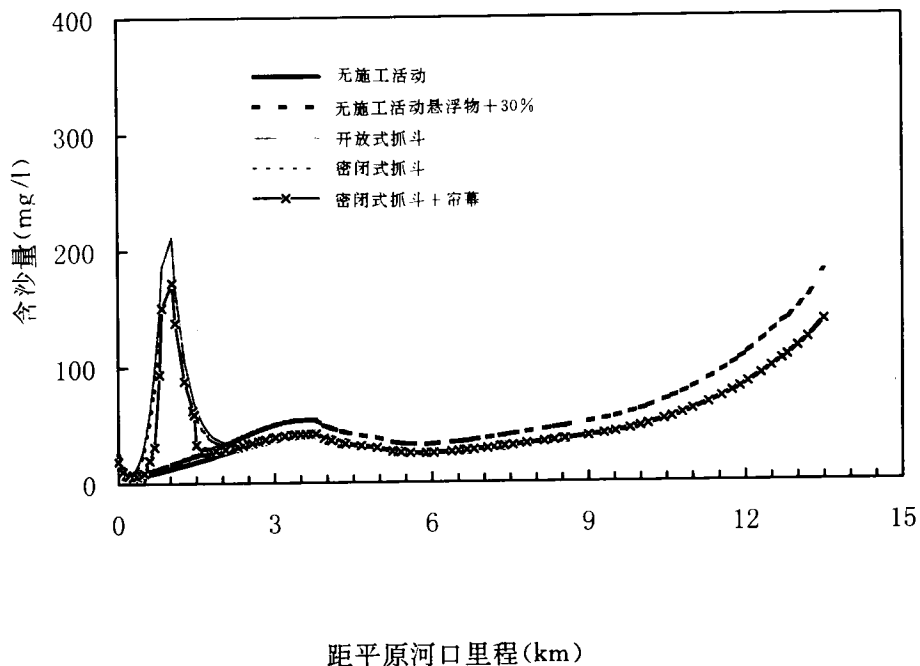


图 6—20 枯水期沙湾河口附近水下开挖对深圳河含沙量的影响

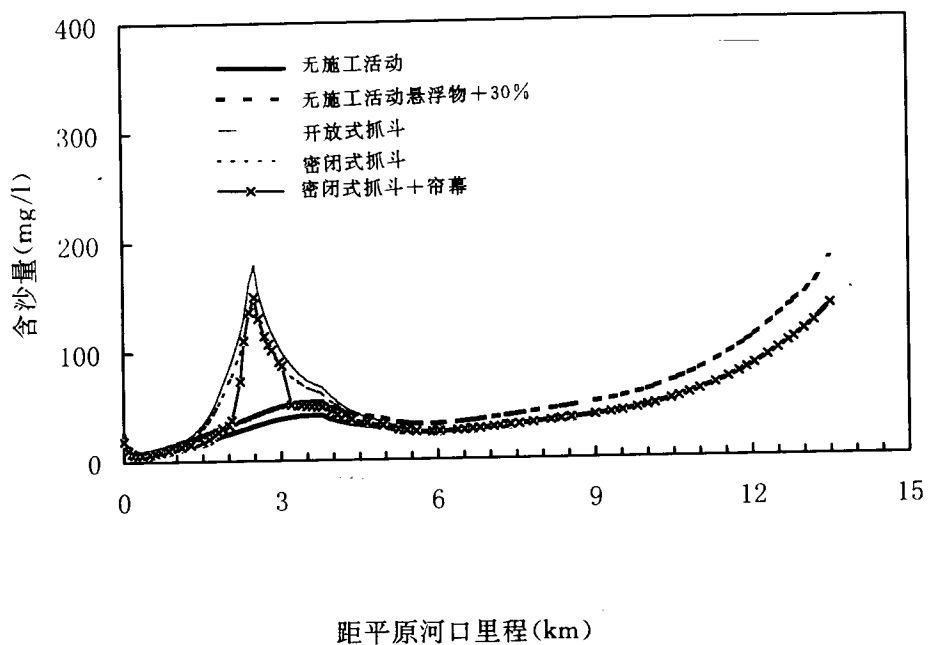


图 6—21 枯水期沙湾河口至梧桐河口之间水下开挖对深圳河含沙量的影响

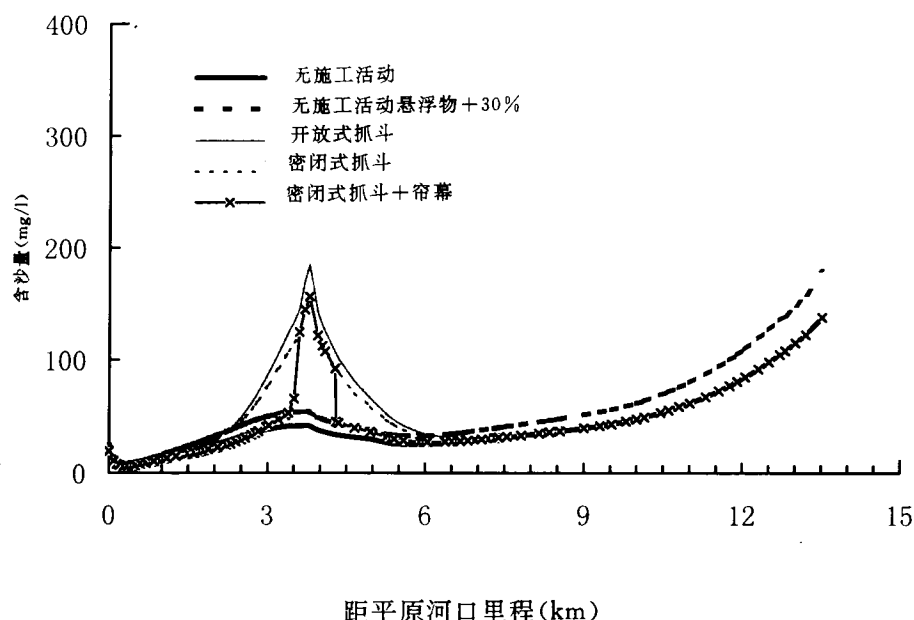


图 6-22 枯水期梧桐河口附近水下开挖对深圳河含沙量的影响

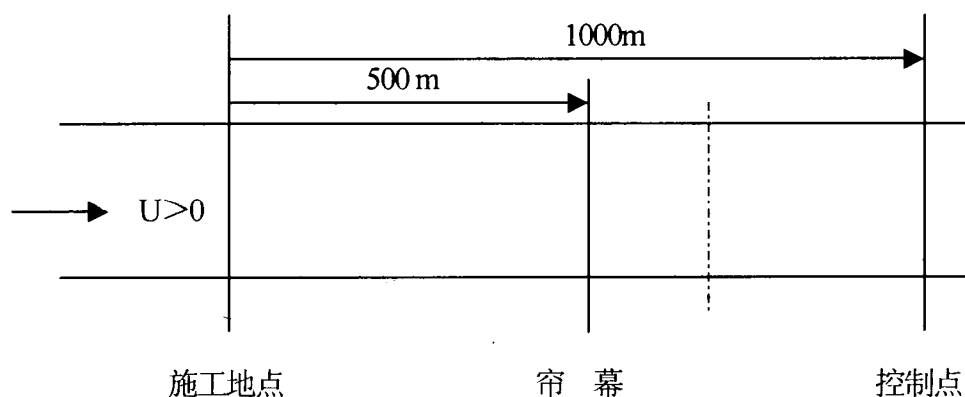


图 6-22A 布设防泥帘幕后泥沙输移模型概化示意图

模型计算结果表明,采用前述两种不同的疏浚机械,在施工过程中泥沙再悬浮致使局部含沙量大幅增加,但由于沉降作用,作业地点上下游泥沙含量很快降低。在径流和潮流的联合作用下,再悬浮泥沙向下游的迁移距离较向上游迁移距离大。

在丰水期,如使用开放式抓斗进行施工,施工地上游 500m 处泥沙含量的增加量在 12.9~39.0% 之间;下游 1000m 处泥沙含量的增加量在 25.3~41.5% 之间,而采用密闭式抓斗进行施工,可使施工地上游 500m 和下游 1000m 处泥沙含量受施工活动的影响均小于 30% (一般而论,30% 可作为泥沙再悬浮对水质影响可接受与否的判别准则)。这表明三期工程大部分河段均不宜使用开放式抓斗进行施工,而密闭式抓斗则是



合适的疏浚机械。

枯水期径流量极小,河流中泥沙的背景含量很低,深圳河主要受潮流控制,在沙湾河口附近及其以上河段,由于潮水的顶托,且潮流流速极小,再悬浮泥沙迅速沉降,而在其它河段,受潮流影响较大,潮流流速相应增加,利于再悬浮泥沙上下迁移。因此,枯水期进行水下开挖,除沙湾河口以上河段施工地下游 1000m 处泥沙含量受施工影响相对较小外,其它河段进行施工时,其上游 500m 和下游 1000m 处因施工引起的再悬浮泥沙均远大于 30%,需要采取适当的纾缓措施,以减少枯水期施工的影响。

三期工程段河道狭窄,工程后河宽也不过 50m 左右,且该河段无航运要求,因此在施工地点上下游合适的位置布设防泥帘幕是减小枯水期水下施工影响的有效措施。根据香港环评研究和工程实践以及香港环保署推荐的数据,防泥帘幕可使帘幕布设处的再悬浮泥沙降低 60%,据此进行再悬浮泥沙模拟计算。

显然,就控制泥沙迁移而言,防泥帘幕越靠近施工地越有利,而不利于挖泥施工。经过对防泥帘幕不同布设地点的多次计算比较,枯水期采用密闭式抓斗进行水下施工的同时,宜于施工地上游 200m 和下游 500m 处布设防泥帘幕,如此既能使泥沙再悬浮影响降至可以接受的水平,也能满足挖泥施工的要求。布设防泥帘幕后泥沙输移计算模型概化如图 6-22A 所示(防泥帘幕在施工地下游,落潮时)。当落潮( $U > 0$ )时,帘幕以上河段利用泥沙输移计算模型(考虑施工泥沙再悬浮)正常计算;在帘幕处,其上游根据泥沙输移模型计算的泥沙含量为  $C_i$ (包含基线  $C_0$  和再悬浮泥沙),其下游泥沙含量则为  $(C_i - C_0) \times 40\% + C_0$ ,接着其下游亦利用泥沙输移模型正常计算。当涨潮( $U < 0$ )时,帘幕处泥沙含量受其下游第一个计算断面(虚线所示)控制,此时下游帘幕不起作用,帘幕上下游均利用泥沙输移模型(考虑施工泥沙再悬浮)正常计算。在施工地上游(200m)处布设防泥帘幕的计算如此相似,只是根据涨落潮的情况,其处理过程正好相反。模型计算中将上下游布设防泥帘幕同时考虑。

计算结果表明,枯水期采用密闭式抓斗进行水下施工的同时,在施工地上游 200m 和下游 500m 处布设防泥帘幕,能使再悬浮泥沙影响降至可以接受的水平。在枯水期采用密闭式抓斗进行水下施工,并在施工地上游 200m 和下游 500m 处布设防泥帘幕后,深圳河含沙量的分布情况见图 6-20~图 6-22,施工地点上游 500m 和下游 1000m 处深圳河泥沙含量受施工影响的程度列于表 6-9 中的最后一行。

### (3) 水质模型

#### 1) 基本资料

深圳市环境保护监测站和华南环境保护科研所曾分别于 1994 年为一、二期工程环评模型计算进行过各 50 小时的水文水质同步监测,本次研究中亦在 1998 年 7 月 29 日和 1998 年 8 月 7 日组织了两次水文水质全潮同步同步观测。1998 年 7 月~8 月水文水质同步监测时,正值二期工程施工,为避免二期施工河道疏浚对模型参数的影响,在建模时采用 1994 年的水文水质资料进行参数率定。

污染源资料系由深圳市环境保护监测站提供的深圳河、湾点源污染调查资料,该资料也应用于治理深圳河一二期环评研究中。

河道资料采用 1985 年河道地形图和二、三期工程的河道地形测量资料。

本次研究中模型模拟的范围从平原河口到深圳河口。根据深圳河来水情况和污染源分布情况,水质模型计算中将该河段划分七个有限单元,即平原河口——三叉河口——罗湖桥——渔民村——布吉河口——福田河口——渔农村——深圳河口。图 6-23 中标注了深圳河污染源的分布、同步水文水质监测的断面位置以及有限单元划分情况。

模型中水质参数的潮周平均值采用连续监测值的算术平均值,河道水力参数均采用潮周平均值:

$$C_j = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n C_{ij} \quad (6-7)$$

式中:

$C_j$ —— $j$  项污染物的断面潮周浓度,mg/l;

$C_{ij}$ —— $j$  项污染物第  $i$  次的监测浓度,mg/l;

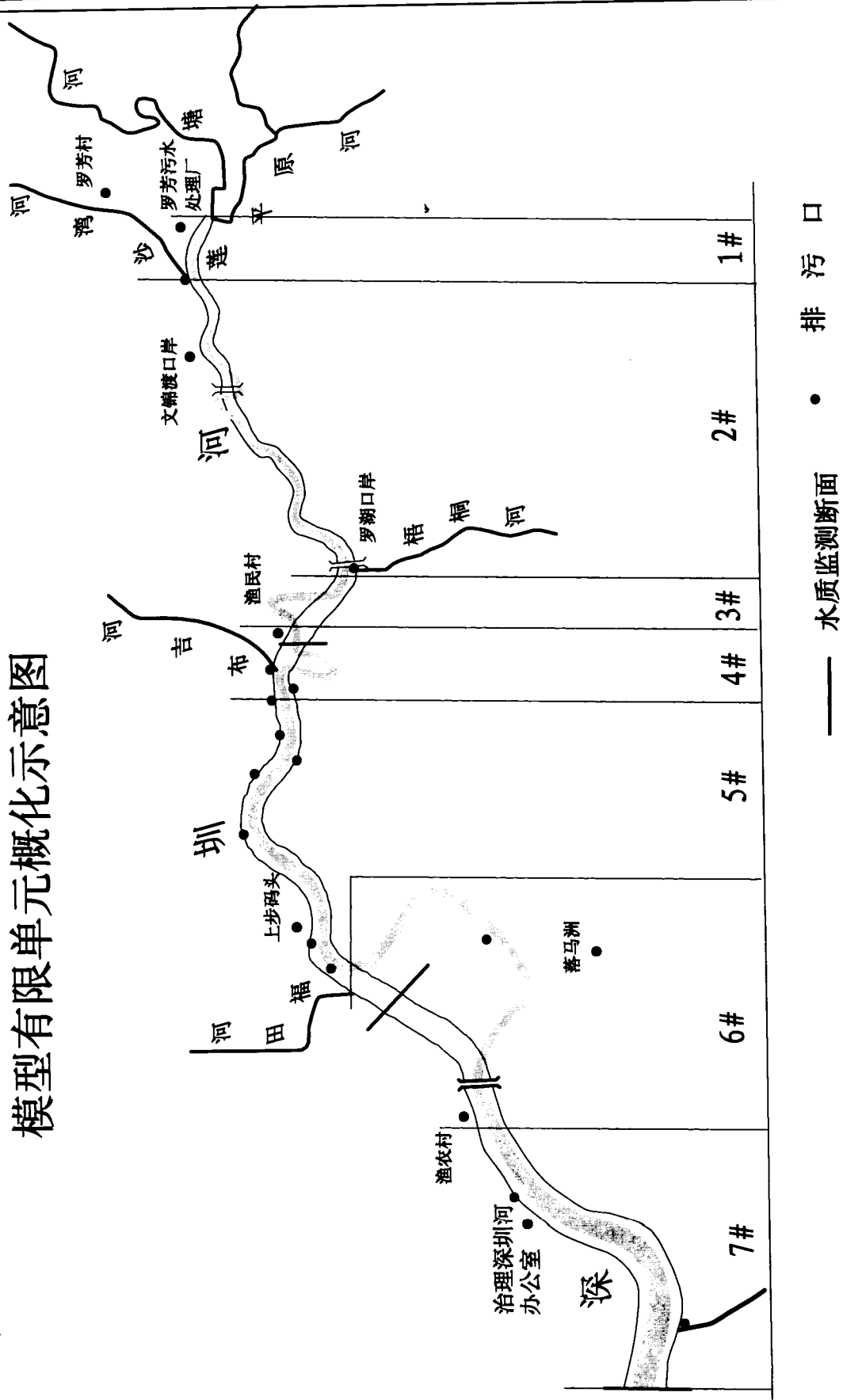
$n$ ——监测次数。

各计算断面的水深和流量的潮周平均值由各断面的水深、流量过程线得到:

$$H = \frac{1}{\sum_{i=1}^n \Delta t_i} \sum_{i=1}^n H_i \Delta t_i \quad (6-8)$$

$$Q = \frac{1}{\sum_{i=1}^n \Delta t_i} \sum_{i=1}^n Q_i \Delta t_i \quad (6-9)$$

图6-23 水质原型监测、排污口分布及  
模型有限单元概化示意图



式中:

$H$ ——断面水深的潮周平均值, m;

$H_i$ —— $i$ 次测验的断面平均水深, m;

$Q$ ——断面流量的潮周平均值, m/s;

$Q_i$ —— $i$ 次测验的断面平均流量, m<sup>3</sup>/s;

$\Delta t_i$ ——测验时间间隔, s;

$n$ ——测验次数。

工程前后输入模型中计算的数据分别列于附录6的附表A6-1和表A6-2中。

## 2) 模型参数率定与验证

水质模型的纵向弥散系数和模型其他参数由文献资料(华南环科所《深圳河湾水环境容量研究》)和实测资料综合确定,如此,既能使模型参数保持其物理意义,又能维持必需的模拟精度。

对于BOD-DO耦合模型,取目标函数为:

$$J_i(D_{xi}, K_{di}, K_{ai}) = \sum_{j=1}^n [\lambda(L_{ij} - L_{ij}^o) + (1-\lambda)(D_{ij} - D_{ij}^o)] \quad (6-10)$$

式中:

$L_{ij}^o$ —BOD<sub>5</sub>的实测值;

$L_{ij}$ —BOD<sub>5</sub>的计算值;

$D_{ij}^o$ —为DO的实测值;

$D_{ij}$ —为DO的计算值。

$\lambda$ 为BOD<sub>5</sub>和DO的相对权系数,可根据其数据的精度和准确程度予以确定。

通过最优化搜索,使目标函数最小,即:

$$J_i(DL_{xi}^o, K_{di}^o, K_{ai}^o) = \min \left\{ \sum_{j=1}^n [\lambda(L_{ij} - L_{ij}^o) + (1-\lambda)(D_{ij} - D_{ij}^o)] \right\} \quad (6-11)$$

中的 $DL_{xi}^o, K_{di}^o, K_{ai}^o$ 即为Kd、Ka和DL的估值结果。在搜索中,以

$$0.38 \leq K_d < 1.0$$

$$0.302 \leq K_a < 1.0$$

$$DL \geq 38.8$$

作为约束条件。其他单因子水质模型参数的确定方法与此相似。

根据1994年6月深圳河水文水质同步监测资料,采用综合搜索得到的模型参数如表6-10和表6-11所列。参数率定和验证情况见表6-12和附录6中的附图A6-8~图A6-15。

表6-10 BOD-DO耦合模型参数估值表

河段号	1#	2#	3#	4#	5#	6#	7#
K <sub>d</sub> (1/d)	0.246	0.246	0.204	0.143	0.146	0.184	0.56
K <sub>a</sub> (1/d)	0.302	0.302	0.671	0.62	0.624	0.3	0.302
DL(m <sup>2</sup> /s)	172	172	47.2	250	210	230	160

表6-11 其他污染物衰减系数表(1/d)

河段号	1#	2#	3#	4#	5#	6#	7#
COD	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08	0.05	0.05
TN	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1
TP	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001
大肠菌群	2550	2550	2474	2420	3000	2817	22400
TCu	2.1	2.1	2.828	1.19	0.407	0.154	0.15
TPb	0.545	0.545	0.227	0.479	0.73	0.82	0.14

表6-12 水质模型参数估值与验算结果

断面位置		渔民村			渔农村			深圳河口		
污染物	单位	实测值	计算值	误差(%)	实测值	计算值	误差(%)	实测值	计算值	误差(%)
BOD	(mg/l)	36.99	35.4	-4.3	24.41	25.72	5.37	17.52	17.51	-0.06
DO	(mg/l)	0.16	0.16	0.0	0.25	0.29	16.00	0.25	0.19	-24.00
COD	(mg/l)	19.92	20.68	3.8	21.87	18.37	-16.00	17.24	16.89	-2.03
TN	(mg/l)	12.93	12.17	-5.9	12.59	10.11	-19.70	11.91	9.63	-19.14
TP	(mg/l)	1.96	1.72	-12.2	2.19	1.62	-26.03	2.19	1.6	-26.94
大肠菌群	(万个/l)	13985	14017	0.2	26385	26384	0.00	8631	8626	-0.06
TCu	(mg/l)	0.0199	0.0248	24.6	0.02187	0.0193	-11.75	0.0172	0.0144	-16.28
TPb	(mg/l)	0.0074	0.0073	-1.4	0.00978	0.0103	5.32	0.0108	0.0074	31.48

须说明的是,深圳河大肠菌群的综合降解系数较大,且近河口段远大于其上游其他河段,这可能是由于深圳河受潮汐影响,河水中盐度较大不利于大肠杆菌生存所致。

在水质模型中,对于氮和磷只研究了总氮和总磷,而未涉及这两项元素的其他形态;重金属也未详细分别考虑其吸附、解析和沉降等方面的特性,而一律以综合消减系数以概之且近似按一级动力学反应处理,这是比较粗略的处理方法,但从结果来看,对于像深圳河这样的严重污染的河流是合适的。

表6-13是采用1994年6月30日13时至7月1日13时的实测资料对模型的验证结果,该结果另以图形示意如附录6的附图A6-16~图A6-23。验证结果表明,绝大多数情况下实测资料与计算结果的误差小于30%,表明模型预测精度可以接受。

表6-13 水质模型与验算结果

断面位置		渔民村			渔农村			深圳河口		
污染物	单位	实测值	计算值	误差(%)	实测值	计算值	误差(%)	实测值	计算值	误差(%)
BOD	(mg/l)	38.45	35.96	6.5	21.59	26.02	-20.52	15.06	17.71	-17.60
DO	(mg/l)	0.18	0.13	27.8	0.27	0.27	0.00	0.26	0.21	19.23
COD	(mg/l)	20.37	21.4	-5.1	20.4	18.2	10.78	16.1	15	6.83
TN	(mg/l)	14.24	12.6	11.5	13.15	10.35	21.29	11.83	9.79	17.24
TP	(mg/l)	2.13	1.72	19.2	2.24	1.62	27.68	2.18	1.60	26.61
大肠菌群	(万个/l)	14000	14017	-0.1	28667	26384	7.96	7133	8626	-20.93
TCu	(mg/l)	0.0204	0.024	-17.6	0.0204	0.0199	2.45	0.0161	0.0182	-13.04
TPb	(mg/l)	0.0069	0.0066	4.3	0.0094	0.0104	-10.64	0.0114	0.009	21.05

### 3) 水质影响预测

利用上述深圳河水质模型,现状污染源条件下工程完建前后的各污染物的计算结果列入表6-14中,附录6的附图A6-24~图A6-31现状污染源条件下工程完建前后沿程污染物浓度对比。

以2010年为预测年份,按已获得的排入深圳河的污染物增长50%,以此预测规划年工程完建前后深圳河的水质状况,计算结果列于表6-15中,附录6的附图A6-32~图A6-39排入深圳河的污染物增长50%条件下,工程完建前后沿程污染物浓度对比。

工程完建后,由于河道被取直,水流顺畅,改善了水流的运动状况。根据模拟结果,自平原河口以下,深圳河水质有较为明显的改善。由于河道加宽加深,河槽蓄量加大,潮流量亦有大幅度的增加,因而治理深圳河工程对深圳河水质的影响主要表现为正面影响。

第6章 水力、泥沙及水质影响评估

表 6-14 工程完建前后水质预测模拟结果(现状污染源)

污染物	工程建设情况	1#	2#	3#	4#	5#	6#	7#
BOD (mg/l)	前	22.12	19.21	34.70	31.15	29.94	25.35	17.27
	后	19.67	17.78	23.39	19.58	16.98	12.94	8.83
DO (mg/l)	前	1.13	0.99	0.29	0.17	0.22	0.03	0.1
	后	1.31	1.70	1.10	0.56	0.36	0.38	1.9
COD (mg/l)	前	17.99	19.79	20.83	19.66	19.37	17.70	14.49
	后	14.27	16.15	16.89	15.07	13.93	12.11	10.19
TN (mg/l)	前	13.883	10.771	12.963	11.950	11.523	10.060	8.043
	后	13.440	11.585	11.509	9.853	8.647	7.041	5.563
TP (mg/l)	前	1.961	1.561	1.746	1.663	1.656	1.537	1.225
	后	1.976	1.758	1.693	1.509	1.368	1.143	0.892
大肠菌群 (万个/l)	前	98544	7031	14017	5350	29484	26384	8626
	后	7642	847	9733	2218	6697	14942	1929
TCu (mg/l)	前	0.0255	0.0253	0.0239	0.0213	0.0221	0.0194	0.0145
	后	0.0232	0.0135	0.0150	0.0121	0.0111	0.0089	0.0064
TPb (mg/l)	前	0.0088	0.0085	0.0071	0.0069	0.0081	0.0102	0.0074
	后	0.0087	0.0066	0.0062	0.0056	0.0055	0.0058	0.0044

表 6-15 工程完建前后水质预测结果(2010年污染源)

污染物	工程建设情况	1#	2#	3#	4#	5#	6#	7#
BOD (mg/l)	前	30.17	26.77	51.19	46.01	44.29	37.44	25.11
	后	26.48	23.75	33.14	27.75	24.06	18.10	11.91
DO (mg/l)	前	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
	后	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
COD (mg/l)	前	23.84	28.01	30.54	28.86	28.49	25.97	20.82
	后	18.08	22.02	23.76	21.11	19.40	16.51	13.33
TN (mg/l)	前	17.327	14.218	18.633	17.238	16.706	14.577	11.508
	后	16.740	15.151	15.768	13.531	11.882	9.553	7.344
TP (mg/l)	前	2.424	2.050	2.497	2.390	2.395	2.228	1.760
	后	2.454	2.290	2.305	2.065	1.878	1.558	1.190
大肠菌群 (万个/l)	前	147797	10547	21026	8025	44226	39575	12938
	后	11453	1270	14600	3327	10046	22413	2894
TCu (mg/l)	前	0.0314	0.0352	0.0348	0.0310	0.0325	0.0285	0.0213
	后	0.0283	0.0181	0.0213	0.0172	0.0160	0.0127	0.0091
TPb (mg/l)	前	0.0108	0.0115	0.0101	0.0099	0.0119	0.0150	0.0107
	后	0.0107	0.0087	0.0084	0.0078	0.0078	0.0081	0.0059

根据水质模拟计算结果,治理深圳河工程对改善深圳河水质是有利的。但由于深圳河的水质污染已十分严重,沿岸污染物的大量排放是深圳河水质状况恶化的决定因素,因此,工程对深圳河水质的改善是相对的,十分有限的,并不能从根本上改变水质的污染状况,工程后深圳河水质仍不能达到功能要求的水质指标。可见,要从根本上解决深圳河的污染问题,尚需加强深圳河的水污染控制,加大沿岸污水的治理力度。

随着深圳河两岸社会经济的发展,如不相应加强污染控制和污水治理,工程所带来的正面效应也将荡然无存。根据水质模拟计算结果,以2010年为规划年,如果污染物排放量相应增加50%,深圳河的水质将急剧恶化,全河道溶解氧达到最低水平,其他污染物的浓度也将大幅度增加。近年来,深港双方已在有计划地实施水污染控制,如深圳一侧的罗芳污水处理厂已经投入运行,滨河等污水处理厂的改建扩建已经完成,深圳市截污排海工程已在规划实施阶段;香港一侧水污染控制条例和禽畜废物控制及北区污水总体控制计划的实施,对控制深圳河的水质污染将发挥巨大的作用。近几年来,深圳河两岸经济持续高速发展,而深圳河水质状况并未急剧恶化即是明证。因此,本模型的预测结果实际上是一种比较保守的估计,旨在反映最不利情况下,治理深圳河工程对深圳河水质状况的相对影响变化。

#### 4) 施工影响预测

为评估施工过程深圳河水质的影响,采用最不利的情况,即以附录6中表A6-6所列的清水淘渐实验数据估算施工过程中污染物的渐出量。由于清水淘渐实验数据除了总氮以外,其它污染物的渐出量甚微,只对总氮作施工影响预测。

取用浸泡72小时实验数据,根据土水重量比和总氮的渐出浓度数据可建立如下的经验关系:

$$Y = 89.57X + 8.45 \quad (R = 0.938) \quad (6-12)$$

式中:

$Y$ —总氮的渐出浓度,mg/l;

$X$ —土水重量比;

$R$ —相关系数。

根据工程设计,三期工程施工水下开挖月最大强度为4.04万 $m^3$ ,Mott MacDonald(1990)的实验结果认为,抓斗施工导致的泥沙再悬浮量为25kg/ $m^3$ ,据此估计,三期工程水下开挖导致的泥沙再悬浮月最大值约为1010t。由于再悬浮泥沙的绝对量很小,



当河流流量变化不大时,再悬浮泥沙和天然径流量的重量比变化不大,相应地,据上式计算的总氮渐出浓度变化很小。假设深圳河天然径流量为  $0.5\sim 5\text{m}^3/\text{s}$ ,据此估土水重量比,代入上述经验关系式可得渐出浓度为  $8.53\sim 8.62\text{mg}/\text{l}$ 。取较大者作为源强在沙湾河口处加入到深圳河,输入第 6.4.3(3)2)节确定的水质模型进行计算,计算结果与工程后的现状结果对比见表 6-16。

表 6-16 工程施工对深圳河总氮浓度的影响 (mg/l)

河段号	1#	2#	3#	4#	5#	6#	7#
无施工影响	13.44	11.58	11.51	9.85	8.65	7.04	5.56
有施工影响	13.78	13.47	12.73	10.78	9.36	7.55	5.89
影响率(%)	2.53	16.32	10.60	9.44	8.21	7.24	5.94

由表 6-16 可知,工程施工对深圳河水质的影响主要发生在三期工程段及其下游附近河段,其中受影响最大的是三岔河口至布吉河口段,但其影响的程度不足 20%。

## 6.5 工程影响评估

### 6.5.1 水动力学条件的变化

工程建成后,河道顺直,深圳河平均河宽可达 80m,各设计频率( $p=2\%$ 、 $p=10\%$ )下的水位均明显下降,行洪水位沿程将下降 1~2m,行洪水位不超过堤岸高程。自平原河口以下,洪峰水位最大下降 3m 以上,河口段水位也将有较大幅度的下降。50 年一遇的洪水得以安全渲泄。多年来为患深圳河两岸的洪涝灾害得以解除。工程建成后河槽加宽加深,河道槽蓄量明显增大,河道潮水交换量也因之大大增加,河道平均槽蓄量增大 3.2 倍,潮交换量(潮流量)平均增大近 90%。

工程投入运行两年后,由于河床淤积,三期工程段和罗湖桥以下 3~4km 河段的水面线将有较为明显的抬高。

### 6.5.2 对泥沙输移的影响

#### (1) 工程施工的影响

三期工程施工开始时,一、二期工程将全面竣工并已投入使用,届时自罗湖以下至深圳河河口的河段平均河宽将达到 50~140m,除洪水期外,该河段将主要表现为淤积。根据工程设计资料,三期工程的土方开挖量为 202 万  $\text{m}^3$ ,估计泥沙的泄漏量约 1.8 万

m<sup>3</sup>。根据输移模型的预测,三期工程施工泄漏的泥沙绝大部分将沉积于三期工程段和罗湖桥以下 2000m 左右的河道内,平均沉积深度约 0.08m。

泥沙输移模型计算结果表明,在不同水期,治理深圳河第三期工程再悬浮泥沙对深圳河的影响主要发生在平原河口及其以下约 6km 的河段内。三期工程段局部河段泥沙再悬浮的影响因季节不同,差别很大。

在不同季节,采用不同施工机械,施工引起的泥沙影响程度各有差别。在丰水期,如果采用开放式抓斗进行水下开挖,在距离作业地点上游 500m 处泥沙含量增加 10.60%~39.0%,其下游 1000m 处会导致泥沙月平均含量增加 25.3%~41.5%,再悬浮泥沙影响普遍超标;采用密闭式抓斗进行水下开挖,在距离作业地点上游 500m 处泥沙含量增加 10.6%~29.70%,其下游 1000m 处会导致泥沙月平均含量增加 19.9%~29.8%,在施工地点上游 500 和下游 1000m 处泥沙再悬浮引起的含沙量变化均是可以接受的。这表明在不采取任何纾缓措施的情况下,采用开放式抓斗,将对泥沙再悬浮产生较大的影响,而采用密闭式抓斗,则不会对泥沙再悬浮产生不可接受的影响。建议三期工程采用密闭式抓斗进行水下开挖。

在枯水期,因径流来量小,深圳河受潮流影响较大,且枯水期泥沙背景含量很低,在该季节实施水下开挖时,如果不采取其它的纾缓措施,施工地点上游 500m 处泥沙增量为 130.1%~381.2%,施工地点下游 1000m 处泥沙增量为 27.7%~140.3%,施工引起的再悬浮泥沙影响较大,需要采取适当的纾缓措施,以减少枯水期施工的影响。施工再悬浮影响计算结果表明,枯水期采用密闭式抓斗开挖并在施工地上游 200m 和下游 500m 处布设防泥帘幕,能使再悬浮的影响降至可以接受的水平。

## (2) 工程运行的影响

### 1) 泥沙输移影响

三期工程前后泥沙冲淤计算结果(见表 6-8)表明,第三期工程前罗湖桥以上的现有河段(即第三期工程河段)呈现较为严重的冲刷,从第三期工程段冲刷下来的泥沙全部淤积于业已完成的第一、二期河道内,并在罗湖桥下形成明显的沙坎,影响第一、二期工程防洪效益的正常发挥。第三期工程完成后,对第一、二期工程段而言,从第三期工程段冲刷而下的泥沙来量不复存在,罗湖桥以上的上游来沙将主要沉积于加宽加深后的第三期工程河道内,使第一、二期工程段的泥沙淤积量相对减小。因此,第三期工程的建造可以减缓下游河段泥沙的淤积,进而有利于治理深圳河工程整体防洪效益的发挥。

治理深圳河工程投入使用后,在一般年份(1996 年水沙系列),由于工程后水面加

宽加深,流速减缓,支流来沙进入深圳河后大部分将沉积于下游河段内。除罗湖桥窄狭段略有冲刷外,一般年份深圳河主要表现为淤积,年淤积量近  $16.0 \text{ 万 m}^3$ ,淤积主要发生在平原河口下游附近段、罗湖桥上下  $2 \text{ km}$  河段以及河口以上  $3 \text{ km}$  的河段,其他地方淤积较为均匀,平均淤积厚度为  $0.07 \sim 0.23 \text{ m}$ 。工程建成后泥沙淤积逐渐发展,连续运行两年后,支流来沙局部淤积的最大厚度可超过  $0.5 \text{ m}$ ,地点在罗湖桥下  $1 \sim 2 \text{ km}$  的河道内。发生大洪水 ( $P=2\%$ ) 时,在洪水强大的水力作用下,平原河以下的局部河段和罗湖桥附近的狭窄段将发生较为强烈的冲刷,洪水所携带的泥沙大量淤积于罗湖桥以下的河段,洪水前沉积的泥沙将被推移到其下游河段。

深圳河的年际间泥沙淤积情况基本呈单向淤积的状态。持续淤积两年后,深圳河部分河道将不能满足工程设计的要求,由于上游洪水发生的随机性,为了保证行洪安全,治理深圳河工程投入运行后,有必要及时进行维护性疏浚。

洪水期间平原河口以下和罗湖狭窄段将会发生冲刷,应加强平原河口段堤防特别是罗湖过境桥梁的防护。

## 2) 疏浚措施

泥沙输移计算结果表明,深圳河治理工程完成后,从支流进入深圳河的泥沙基本上都淤积在整治后的深圳河道内,泥沙淤积的结果将抬高河床,使泄洪断面减小,进而抬高洪水位,工程设计条件得不到满足,工程达不到预期的防洪目标,因此,进行适当的河道疏浚十分必要。根据深圳河泥沙淤积的特点,洪水期深圳河将发生局部冲刷,但不能改变深圳河淤积状况,即使发生 50 年一遇的洪水,并遭遇 10 年一遇的潮汐过程,其明显的结果也只是将上游淤积的泥沙逐渐推移到下游,不能有效冲掉淤积的泥沙,因此最有效的清淤措施是挖泥。

根据泥沙输移计算结果,工程运行一年后深圳河泥沙淤积量可达  $16 \text{ 万 m}^3$ ;连续运行两年泥沙淤积量可达  $33.7 \text{ 万 m}^3$  (3~5 年的淤积情况见表 6-8)。淤积主要发生在平原河口下、罗湖桥上下  $2000 \text{ m}$  左右的河段及深圳河口附近,因此疏浚作业主要应在这些河段进行。为了利用洪水曳带泥沙,疏浚作业最好丰水期进行。

关于疏浚挖泥时间间隔,须根据工程运行阶段深圳河上下游来水来沙情况及淤积程度而定。建议每年对河道主要淤积部位进行监测,以罗湖桥上游的三期河道淤积不超过  $0.5 \text{ m}$ ,罗湖桥下高程不超过  $-3 \text{ m}$  或河口淤积高程不超过  $-4 \text{ m}$  为宜,视其淤积程度进行清淤,具体的疏浚限制水平经详细研究确定后纳入工程运行手册。建议清淤前对淤泥成分进行监测分析,淤泥应尽量外运弃海,必要时要对疏浚作业进行环境影响分析。

### (3) 维护性疏浚的潜在影响

根据泥沙模型预测,工程后每年都有大量的泥沙沉积于治理后的河槽内,其中河流上游段泥沙主要来自布吉河、梧桐河和莲塘河等三条支流,下游段则主要来源于深圳湾。河道淤积两年后设计条件将得不到满足,因而深圳河维护性疏浚是必需的。根据泥沙输移模型的计算结果,疏浚施工引起的再悬浮泥沙大部分将沉积于河道中,如果采用合适的施工机械和施工方法,可将疏浚作业地点上下 1000m 处再悬浮泥沙增量控制在 30% 以内。

## 6.5.3 工程对水质的潜在影响

### (1) 建造期

治理深圳河工程并不增加深圳河的污染负荷,因此,工程不会直接导致深圳河总体水质污染的加剧。

深圳河底泥受无机和有机污染物污染,通常情况下,工程疏浚作业和维护性疏浚造成泥沙再悬浮和污染物再释放,影响深圳河局部河段的水质,影响的程度取决于施工设备的类型。同时也与疏浚机械的数量和作业的季节有关,更为重要的是疏浚作业的范围和地点。一方面,三期工程开始施工时,治理深圳河一、二期工程已经完建并投入运行,再悬浮的泥沙向下迁移的距离有限,另一方面,根据污染物渐出研究,再悬浮的泥沙污染物渐出量不大且深圳河污染物浓度已经很高,故疏浚作业对河流水质不会产生明显影响。

附录 6 中表 A6-4 系采用清水所作的污染物浸出试验结果,试验标准为中华人民共和国《有色金属工业固体废物浸出毒性试验方法标准(GB5086-85)》。试验结果表明,深圳河污染土在清水中总氮的渐出能力最强,其它污染物的渐出量则极其有限。另外,从总氮的渐出浓度来看,污染土在水中浸泡的时间越长,污染物渐出量越多,但渐出速率逐渐降低,浸泡 240 小时的数据已明显趋于平衡,其数值与深圳河水中的浓度相近。根据试验结果所作的施工活动对深圳河总氮含量预测结果已列于表 6-16,该表显示施工活动导致深圳河局部河段总氮的增加量不足 20%。

表 6-17 所列系取用深圳河水做出的污染物浸出试验结果(摘引自《深港治理深圳河工程环境影响评估研究》)。表中数据表明,以 1000:1 的水土(重量)比混合,深圳河中污染物浓度增加最多的 COD 也不到 10%。

表 6-17 污染物浸出试验结果 mg/l

水土比	TN	TP	COD	Cu	Pb
不加沉积物	26.97	2.82	19.39	0.018	0.048
100:1	24.50(-)	0.55(-)	20.13(3.8%)	0.014(-)	0.048(0%)
1000:1	28.48(5.6%)	1.87(-)	21.06(8.6%)	0.014(-)	0.048(0%)

注: (-) 因吸附或降解造成的下降。

分别进行的两种浸出试验结果均表明,从再悬浮泥沙中溶出的污染物极其有限,由于泥沙的吸附作用,水中重金属含量甚至有下降的趋势。该试验结果亦显示现有河水有机污染物已达到了比较稳定的状态,故疏浚作业不会导致污染物大幅增加而使水质明显恶化。

### (2) 运行期

根据水质模型预测结果,工程后因为污染物稀释、迁移转换条件的改善,深圳河的水质污染的状况将有所缓解。

### (3) 维护性疏浚

运行阶段的维护性疏浚期间,疏浚作业不会导致深圳河污染负荷的增加,建造期的水质影响预测结果亦可表明,深圳河水质不会因为维护性疏浚而恶化。

## 6.5.4 工程对莲塘河和平原河的潜在影响

### (1) 水力条件

三期工程实施后,平原河口以下可防御 50 年一遇的大洪水,由于该段以下行洪通畅,莲塘河和平原河的来水可以顺畅渲泄,河口水位有较大幅度的降低,可大大改善这两条河流上游的行洪条件,降低洪水发生时引起的内涝损失。

### (2) 泥沙冲淤情况

平原河口以下水流条件的改善,将导致平原河口以上段发生局部逆向冲刷,河道下切被展宽,受冲刷的程度向上游逐渐减轻,冲刷的泥沙将沉积在平原河口以下的三期河道内。工程运行一段时间后,造床运动趋于平衡,之后河槽也将得以稳定。

### (3) 水质

平原河口以下水流条件的改善,有利于污染物向下游输送,平原河的环境容量也将

有所增加。因此,三期工程对于改善平原河口以上的水质状况是有利的。

### 6.5.5 潮水侵蚀的影响

深圳河水文观测表明,当河流流量较小时,深圳河口的潮流可达到三叉河口附近,遇大潮时也可入侵到上游更远的距离。根据水动力学模型的计算结果,工程后河道加宽加深,潮交换量和潮流量均有大幅增加,但潮水的入侵深度并无明显变化。因此,深圳河不会因工程后潮水侵蚀致使其水生生物的生存环境发生变化。

### 6.5.6 文锦渡等桥梁改建工程对水质的影响

受第三期工程影响,文锦渡行车老桥和文锦渡行车新桥、罗湖铁路桥、罗湖人行老桥、罗湖人行新桥等五座桥梁需进行加固或改造。文锦渡桥梁改建工程对深圳河水质可能造成的影响主要来自两个方面,一是水下基础开挖引起的泥沙再悬浮;二是混凝土浇筑用水带来的泥沙和其它污染物。对于前者,文锦渡行车桥等桥梁加固或改造工程将于河道工程先期进行,前面就施工活动对深圳河泥沙再悬浮和水质的影响评估中,其土方开挖量已包含文锦渡等桥梁改建工程的土方开挖量,相应的泥沙再悬浮和水质的影响亦包含于上述评估中。根据前面对泥沙再悬浮的影响评估分析,桥梁工程的土方开挖将不足以对深圳河水质造成危害;对于后者,根据工程施工设计安排,三期工程将使用成品混凝土,无新的污染来源,因而不会影响深圳河水质。因此,文锦渡等桥梁改建工程对深圳河水质不会带来不可接受的影响。

## 6.6 纾缓措施

### 6.6.1 施工方法

疏浚作业并不增加水污染负荷,作业产生的主要问题是泥沙的再悬浮。疏浚作业中应尽量防止泥沙再悬浮,有效缩短其迁移的距离。

根据疏浚泥沙再悬浮及输移分析以及三期工程的特点,三期工程在丰水期内可使用密闭式抓斗疏浚机,该设备适用于三期工程段这样的浅水地区作业、施工对水质的影响是可以接受的。在枯水期施工时,需在施工段上下游布设防泥帘幕,帘幕需横跨河的两岸,除非作业船只通过须一直关闭,以有效防止再悬浮泥沙向上下游迁移。水下开挖时,如果在施工地上游 200m 和下游 500m 处布设防泥帘幕,根据 6.3.4 的计算结果,施工对泥沙再悬浮的影响是可以接受的。施工过程中应严格执行环境监察制度,如果监察结果显示有超标情况,则应降低开挖强度,将上下游水质控制到达标的水平。

由于深圳河三期工程段无航运要求,且工程后的河宽也不过 50m 左右,在施工段上游 200m 和下游 500m 处布设防泥帘是切实可行的。

施工时,应将主要土方开挖工程与现有过水河道尽量分隔,如此可大大减小工程施工对河流水环境的影响。

应特别注意降低抓斗提升的速度,将泥沙流失降低到最低程度。

三期工程的部分弃土将用船只外运弃置,外运过程中应谨防燃油泄漏。为防止弃土在外运途中沿程洒落,弃土装船应稳定堆放,堆放高度不宜过大,必要时可以布膜覆盖。

## 6.6.2 施工安排

合理安排工期对于降低施工对水质的影响具有重要的意义。只要大力降低泥沙再悬浮的数量及其向下游运移的距离,就能极大地缓解工程对下游沉积和水质的影响。

尽量减少水下开挖量,必须的水下开挖应安排在水量较大时进行,以避免旱季开挖造成泥沙再悬浮的极端情况。

根据三期工程段原河道狭窄、水量小的特点,可先行开挖原河道两侧的土方,预留原河道基础,作为分流“导堤”,一侧开挖填筑完毕后即可用于泻泄水流,如此可尽量减少水下开挖量,降低泥沙再悬浮的影响。

当梧桐河上游整治工程在梧桐河与双鱼河汇合口上游 400m 内进行水下施工时,深圳河三期工程则可在梧桐河口及其以上 2000m 的河段不安排水下施工,以避免可能发生的叠加影响。因此,整治梧桐河第二期工程和治理深圳河第三期工程对深圳河水质的叠加影响是可以接受或者是可以避免的。

## 6.6.3 维护性疏浚的纾缓措施

为防止泥沙再悬浮影响深圳河水质,在工程建设期所采取的纾缓措施对工程维护性疏浚也是有效的。

## 6.7 剩余影响

### 6.7.1 建造期和维护性疏浚期

建造期和维护性疏浚期可能对深圳河局部河段水质的影响主要表现为施工泥沙的再悬浮,但只要采取 6.6 节所述的纾缓措施,河道开挖包括维护性疏浚造成的泥沙再悬

浮量能满足《环境影响评估程序的技术备忘录》中附件6的要求。

## 6.7.2 运行期

工程对改善深圳河水质具有积极的作用,对水质表现为正面影响。

## 6.8 结论

### 6.8.1 水动力条件

治理深圳河工程完建后,河道顺直,将大大改善深圳河干流的行洪条件,自平原河口以下,洪峰水位最大下降3m以上,河口段水位也将有较大幅度的下降。50年一遇的洪水得以安全渲泄。多年来为患深圳河两岸的洪涝灾害得以解除。工程后河槽加宽加深,河道槽蓄量明显增大,河道潮水交换量也因之大大增加。

工程投入运行后两年后,由于河床淤积,三期工程段和罗湖桥以下3~4km河段的水面线将有较为明显的抬高。

### 6.8.2 泥沙输移

#### (1) 建造期影响

三期工程建造期间,一、二期工程将全面竣工并已投入使用,届时自罗湖以下至深圳河口口的河段平均河宽将达到50~140m,除洪水期外,该河段将主要表现为淤积。三期工程建造期间估计有约1.8万 $m^3$ 泄漏泥沙的产生并沉积处平原河口及其以下6km的河道内。

开挖可使用密闭式抓斗进行,但在枯水期开挖需布设防泥帘幕,如此,泥沙再悬浮对水质的影响能满足《环境影响评估程序的技术备忘录》中附件6的要求。

#### (2) 运行期影响

##### 1) 泥沙输移影响

由于工程后水面加宽加深,流速减缓,支流来沙进入深圳河后大部分将沉积于下游河段内。除罗湖桥窄狭段略有冲刷外,一般年份深圳河主要表现为淤积,年淤积量近16.0万 $m^3$ ,淤积主要发生在平原河口下游附近段、罗湖桥上下2000m河段以及河口以上3000m的河段。工程后泥沙淤积逐渐发展,连续运行两年后,支流来沙局部淤积的最大厚度可超过0.5m,地点在罗湖桥下1~2km的河道内。



深圳河的年际间泥沙淤积情况基本呈单向淤积的状态。

持续淤积两年后,深圳部分河道将不能满足工程设计的要求,有必要进行维护性疏浚。

## 2) 疏浚措施

最有效的疏浚措施是挖泥。淤积主要发生在平原河口下、罗湖桥上下 2000m 左右的河段及深圳河口附近,因此疏浚作业主要应在这些河段进行。疏浚作业最好在汛期稍大流量时进行。

应根据工程运行阶段深圳河上下游来水来沙情况及淤积程度确定疏浚时间和疏浚量。建议每年对河道主要淤积部位进行监测,视其淤积程度进行清淤,具体的疏浚限制水平经详细研究确定后纳入工程运行手册。建议清淤前对淤泥成分进行监测分析,淤泥应尽量外运弃海,必要时要对疏浚作业进行环境影响评价。

由于洪水期间平原河口以下和罗湖狭窄段将会发生冲刷,应加强平原河口段堤防特别是罗湖过境桥梁的防护。

## (3) 维护性疏浚的影响

疏浚施工引起的再悬浮泥沙大部分将沉积于河道中,如果采用 6.6 节所推荐的施工机械和施工方法,可将疏浚作业地点上游 500m 和下游 1000m 处再悬浮泥沙增量控制在可以接受的水平,满足《环境影响评估程序的技术备忘录》中附件 6 的要求。

## 6.8.3 水质

### (1) 建造期

治理深圳河工程并不增加深圳河的污染负荷,因此,工程不会直接导致深圳河总体水质污染的加剧。

工程疏浚作业和维护性疏浚造成泥沙再悬浮和污染物再释放,间接影响深圳河局部河段的水质。

如果采取 6.6 节所推荐的纾缓措施,疏浚作业不会对泥沙再悬浮产生不可接受的影响。

研究表明,施工活动导致深圳河局部河段总氮的增加量不足 20%,即疏浚作业对河流水质不会产生明显影响。

三期工程水下疏浚作业对深圳河水质的影响能满足《环境影响评估程序的技术备忘录》中附件 6 的要求。

### (2) 运行期

根据水质模型预测结果,工程建成后因为污染物稀释、迁移转换条件的改善,深圳河的水质污染的状况将有所缓解。

### (3) 维护性疏浚

运行阶段的维护性疏浚期间,疏浚作业不会导致深圳河污染负荷的增加,根据前述研究结果,深圳河水质不会因为维护性疏浚而恶化,满足《环境影响评估程序的技术备忘录》中附件 6 的要求。

## 6.8.4 对莲塘河和平原河的影响

三期工程实施后,平原河口以下可防御 50 年一遇的大洪水,由于该段以下行洪通畅,上游来水可以顺畅渲泄,这将大大改善这上游的行洪条件,降低洪水发生时引起的内涝损失。

平原河口以下水流条件的改善,将导致平原河口以上段发生局部逆向冲刷,河道下切被展宽,受冲刷的程度向上游逐渐减轻,冲刷的泥沙将沉积在平原河口以下的三期河道内。工程运行一段时间后,造床运动趋于平衡,之后河槽也将得以稳定。

平原河口以下水流条件的改善,有利于污染物向下游输送,平原河的环境容量也将有所增加,三期工程有利于改善平原河口以上河流的水质状况。

## 6.8.5 潮水侵蚀的影响

工程后河道加宽加深,潮交换量和潮流量均有大幅增加,但潮水的入侵深度并无明显变化,深圳河不会因工程后潮水侵蚀致使其水生生物的生存环境发生变化。

## 6.8.6 文锦渡等桥梁改建工程对水质的影响

文锦渡等桥梁改建工程对深圳河水质不会带来不可接受的影响,能满足《环境影响评估程序的技术备忘录》中附件 6 的要求。