

Emissários Submarinos:

Projeto, Avaliação de Impacto Ambiental e Monitoramento

*Submarine Outfalls: Design, Compliance and
Environmental Monitoring*



GOVERNO DO ESTADO DE SÃO PAULO

José Serra - Governador

SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE

Francisco Graziano - Secretário

Cetesb – COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL

Fernando Rei - Presidente

Revisão Técnica

Claudia Condé Lamparelli - Cetesb
Jayme Pinto Ortiz - EPUSP
Carlo Avanzini – MECC
Dione Morita - EPUSP
Emilia Arasaki - EPUSP
Gerhard Jirka - Universidade de Karlsruhe
Paulo Alfredini - EPUSP
Pedro Além Sobrinho - EPUSP
Robert Doneker – Universidade de Portland
Tobias Bleninger – Universidade de Karlsruhe

Colaboração

Aparecida Cristina Camolez - Cetesb
Débora Orgler de Moura - Cetesb
Eduardo Mazzolenis de Oliveira- Cetesb
Emilia Arasaki - EPUSP
José Eduardo Bevilacqua - Cetesb
Rosa Helena de Oliveira Martins - Cetesb

Projeto Gráfico

Centro de Editoração da Secretaria do Meio Ambiente
Vera Severo, Carolina Toyama
Wanda E.S. Barbosa - Revisão

Impressão

Cetesb – COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL

Av. Prof. Frederico Hermann Jr., 345
São Paulo SP 05459 900
Telefone: 11 3030 6000
www.Cetesb.sp.gov.br

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
(Cetesb – Biblioteca, SP, Brasil)

- E 46 São Paulo (Estado) - Secretaria do Meio Ambiente . Emissários submarinos: projeto, avaliação de impacto ambiental e monitoramento = Submarine outfalls : design, compliance and environmental monitoring / Editores Cláudia Condé Lamparelli, Jayme Pinto Ortiz; revisão técnica Cláudia Condé Lamparelli ... [et al.]. - São Paulo : SMA, 2006.
240 p. : fot. color. ; 29,5 cm
- Textos em português e inglês. Sumário, Prefácio e Resumos bilíngües.
Documento baseado no workshop sobre disposição oceânica, realizado em São Paulo em dez. 2003.
- ISBN 85-86624-49-7
1. Água - qualidade 2. Águas costeiras 3. Emissário submarino 4. Esgoto sanitário 5. Impacto ambiental 6. Monitoramento - meio ambiente I. Lamparelli, Cláudia Condé, Ed. II. Ortiz, Jayme Pinto, Ed. III. Arasaki, Emilia. IV. Título : Submarine outfalls : design, compliance and environmental monitoring V. Título.

CDD (21.ed. Esp.) 628.214

CDU (ed. 99 port.) 628.241.2

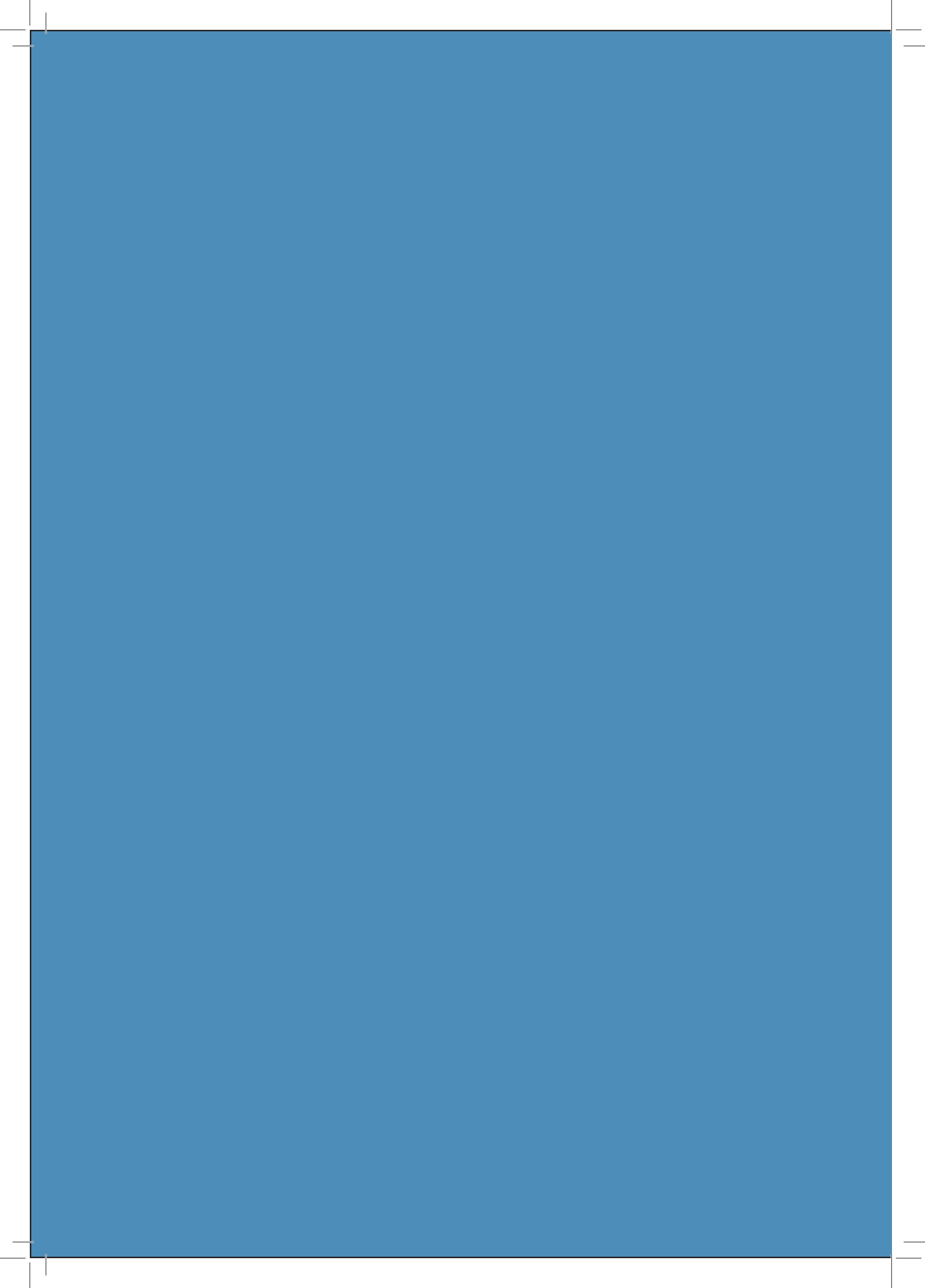
Key words: 1. Coastal waters 2. Environmental licensing 3. Environmental monitoring
4. Submarine outfalls 5. Waste plume modeling 6. Wastewater 7. Water quality

Catalogação na fonte: Margot Terada CRB 8.4422

Impressos 1000 exemplares no verão de 2007

Editores
Claudia Condé Lamparelli - Cetesb
Jayme Pinto Ortiz - EPUSP







Diretoria

<i>Fernando Rei</i>	Diretor Presidente
<i>Edson Tomaz de Lima Filho</i>	Diretor de Gestão Corporativa
<i>Otávio Okano</i>	Diretor de Controle de Poluição Ambiental
<i>Marcelo de Souza Minelli</i>	Diretor de Engenharia, Tecnologia e Qualidade Ambiental

Diretoria de Engenharia, Tecnologia e Qualidade Ambiental

<i>Eduardo Mazzolenis de Oliveira</i>	Departamento de Tecnologia de Águas Superficiais e Efluentes Líquidos
<i>José Eduardo Bevilacqua</i>	Divisão de Qualidade das Águas
<i>Claudia Condé Lamparelli</i>	Setor de Águas Litorâneas



Preface

Wastewater treatment and the disposal of its residuals are one of the most important aspects of coastal management. The situation turns out to be more complex if social and environmental contexts are considered: The federal constitution declares the coastal zone a national heritage, it has fragile ecosystems, a dense urban and tourist population due to its natural environmental attributes.

Adequate decision making for this has to be based on environmental studies and technical capabilities, including regionally developed solutions with local public participation. Therefore governmental organizations have to raise awareness to these problems and provide information for a sustainable development and management of marine waters and coastal areas.

Although more than 80% of the population of São Paulo State is connected to a sewer system, in the coastal area the numbers are below that value. Considering the lack of treatment of the collected sewage it is clear that the situation in this region requires measures to minimize environmental problems. With few exceptions, the coastal municipalities dispose a considerable portion of their sewage, without any treatment, in rivers, canals or in the ocean.

Preliminary wastewater treatment plants and subsequent ocean disposal via submarine outfalls for domestic sewage is one option that has to be carefully studied in order to evaluate its application at the Brazilian coastal areas.

The environmental sustainability of this solution requires an improvement of such systems designs with previous modelling of waste plume dispersion and other studies to verify whether degradation of the marine environment will occur. In addition, it is important to improve rules for adequate operation, maintenance and control of the treatment plants and the outfall itself. Another crucial aspect is establishing the environmental monitoring of the disposal area for environmental impact assessments.

In order to discuss all mentioned aspects Cetesb - Environmental Sanitation Technology Agency and EPUSP - Polytechnic School of the University of São Paulo have organized a workshop on ocean disposal in December 2003. During this meeting Brazilian and foreign specialists from Germany, Australia, Scotland, Spain, United States, Portugal and Italy performed twenty-four technical presentations.

The event gathered a large base of scientific information on the subject. For this reason, selected articles, accepted after the revision committee analysis, are assembled in this book. The organizers believe that this publication will provide qualified information for better designs of future outfalls, improvement of their operation as well as environmental licensing, monitoring and impact assessments, contributing to the conservation of our coastal region.

Cetesb – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental
Fernando Rei
Director-President

EPUSP - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo
Ivan Gilberto Sandoval Falleiros
Director

Prefácio

O tratamento e a disposição final de esgotos domésticos são um dos aspectos mais importantes da gestão em áreas costeiras. A situação se torna mais complexa se considerarmos o contexto social e o meio ambiente da zona costeira – patrimônio nacional pela Carta Magna de 1988 – com ecossistemas frágeis e densa ocupação urbana e turística motivada pelos atributos paisagísticos naturais da região.

Uma tomada de decisão adequada quanto a essa questão, portanto, deve basear-se não só nos estudos ambientais, mas também na capacitação tecnológica, incluindo soluções regionais estrategicamente desenvolvidas e a participação da comunidade local. Nesse sentido, cabe aos organismos governamentais promover a conscientização e disponibilizar informações para a gestão e o desenvolvimento sustentável de áreas marinhas e costeiras.

Muito embora o atendimento da população por rede coletora de esgotos no Estado de São Paulo seja elevado, acima de 80%, no litoral paulista esse percentual não alcança 50% na maioria dos municípios. Se considerarmos ainda o tratamento adequado dos esgotos, observa-se que a situação requer medidas para minimizar os problemas ambientais. Com algumas exceções, os municípios costeiros despejam parte considerável dos esgotos, sem tratamento, nos rios, córregos e mar.

A disposição dos efluentes domésticos a partir da utilização de emissários submarinos com tratamento preliminar do esgoto bruto é uma opção a ser cuidadosamente estudada para que se possa avaliar sua aplicação no litoral paulista e na costa brasileira.

A sustentabilidade ambiental desta solução passa pela sistematização e aperfeiçoamento dos projetos, pelo monitoramento ambiental na região de influência da disposição oceânica, pelo aprimoramento das regras de operação, manutenção e controle tanto das EPCs – Estações de Pré-Condicionamento como do emissário, além da modelagem do processo de dispersão da pluma de esgoto no mar, consubstanciados na avaliação dos impactos ambientais. Para discutir todos estes aspectos a Cetesb – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental e a EPUSP – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo organizaram em dezembro de 2003 um workshop sobre vários aspectos da disposição oceânica de esgotos domésticos. Durante o evento, especialistas brasileiros e convidados da Alemanha, Austrália, Escócia, Espanha, Estados Unidos, Portugal e Itália discutiram essas e outras questões, juntamente com empresas públicas e privadas. Foram realizadas 24 apresentações técnicas e mesas redondas com distribuição de material didático aos participantes.

O workshop reuniu e sistematizou informações para reflexão, critérios e parâmetros técnicos para subsidiar propostas de normas e instrumentos legais. Com essa finalidade, alguns artigos foram selecionados para compor este livro. As instituições organizadoras acreditam que esta publicação fornecerá informação técnico-científica que proporcionará o aprimoramento da operação dos atuais emissários e projetos futuros, assim como a avaliação de impactos e o licenciamento ambiental, constituindo mais um passo para a conservação de região costeira de São Paulo.

Cetesb – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental
Otávio Okano
Diretor-Presidente

EPUSP - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo
Ivan Gilberto Sandoval Falleiros
Diretor

Sumário

Contents

1. *Commissioning and Monitoring Challenges Regarding Ocean Outfalls: São Paulo State Experience.* 11
Desafios para o Licenciamento e Monitoramento Ambiental de Emissários: a Experiência de São Paulo.
Claudia C. Lamparelli
 2. *The Outfalls in São Paulo State – an Overview.* 25
Visão Geral dos Emissários Submarinos no Litoral Paulista.
Jayme Pinto Ortiz, Emilia Arasaki, Edward Brambilla Marcellino
 3. *Submarine Outfalls: Location Criteria and Impact Minimisation in the Marine Environment.* 43
Emissários Submarinos: Critérios de Localização e Minimização de Impactos no Meio Marinho.
Edward Brambilla Marcellino, Leonardo Silva Macedo
 4. *Treatment Solutions for São Paulo Coast - Preconditioning System for Ocean Outfalls.* 59
Processos de Tratamento de Esgoto no Litoral Paulista - Precondicionamento para a Disposição Oceânica.
Pedro Além Sobrinho
 5. *Cormix Systems for Mixing Zone Analysis and Outfall Design.* 73
Aplicação do Sistema Cormix na Análise da Zona de Mistura e no Projeto de Emissários Submarinos.
Robert L. Doneker
 6. *Modelling Applied to Waste Plume Simulations in São Paulo Coastal Waters.* 83
Modelagem Aplicada à Simulação do Escoamento da Pluma de Efluentes de Emissários Submarinos no Litoral Paulista.
Jayme Pinto Ortiz, Emilia Arasaki, Edward Brambilla Marcellino, Osman Fernandes da Silva, Ricardo de Mattos Fortis
 7. *The Evaluation of Coastal and Estuarine Processes: Experience in Maritime Hydraulics of the Hydraulic Laboratory.* 103
Avaliação de Processos Costeiros e Estuarinos: a Experiência da Área de Hidráulica Marítima do Laboratório de Hidráulica
Paolo Alfredini
 8. *Monitoring Environmental Impact of Ocean Disposal of Sewage.* 119
Impacto Ambiental da Disposição Oceânica e Programas de Monitoramento.
Peter Scanes
-

9. *Environmental Impact Evaluation and Monitoring Methodologies of Submarine Outfalls in Spain.* 133
Avaliação de Impacto Ambiental e Metodologias para Monitoramento de Emissários Submarinos na Espanha.
José Antonio Juanes, José Antonio Revilla, Araceli Puente, César Alvarez, Andrés García, Beatriz Echavarri, Gerardo García-Castrillo, Leandro Morante
10. *Modelling Applied to Waste Disposal Systems. Application of Mohid for Simulating Trophic Activity in The Tagus and for Assessing the Impact of Costa do Estoril Submarine Outfall.* 147
Modelagem Aplicada a Sistemas de Disposição de Esgotos. Aplicação do MOHID na Simulação da Atividade Trófica do Tagus e na Avaliação de Impacto do Emissário Submarino da Costa do Estoril.
Ramiro Neves
11. *An European Approach to Outfall Monitoring: the “Life Aquarius” Project.* 171
Uma Abordagem Européia para o Monitoramento de Emissário: o Projeto “Life Aquarius”.
Carlo Avanzini
12. *Decision Criteria Applied to Submarine Outfalls in São Paulo Coastal Waters.* 187
Critérios de Decisão Aplicados aos Emissários Submarinos no Litoral Paulista.
Emilia Arasaki, Jayme Pinto Ortiz
13. *“As Built Report”: Constructive Techniques, Supervision, Maintenance and Monitoring Planning, as a Key to Successful Operational of Submarine Outfalls.* 205
“As Built Report”: Técnicas Construtivas, Supervisão, Manutenção e Plano de Monitoramento, como Chave para o Sucesso de Operação de Emissários.
Carlo Avanzini
14. *Internal Diffuser Hydraulics.* 219
Hidráulica Interna de Difusores.
Tobias Bleninger, Gerhard H. Jirka
-

**Desafios para o Licenciamento e
Monitoramento Ambiental de Emissários:
a Experiência de São Paulo**

**Commissioning and Monitoring
Challenges Regarding Ocean Outfalls:
São Paulo State Experience**

Claudia Condé Lamparelli

ABSTRACT

São Paulo State located at the southeastern region of the Brazilian Atlantic coast represents the most populated and developed State in Brazil. There are 15 coastal municipalities with a population of 2 million inhabitants that can double during summer time. Therefore, sewage generation, its treatment and disposal, are a major concern in those urban areas and fecal pollution of water bodies is a widespread problem in the coastal zone. To solve the lack of sewer systems and large rivers, ocean disposal has been an important alternative for the region, considering that its economy is mostly based on tourism. The Sanitation Company of São Paulo State (SABESP) operates seven sewage outfalls along the coast. The first one was constructed in 1979; they all have only preliminary treatment and chlorine disinfection.

Although the Environmental legislation is not specific for the regulation of oceanic disposal through Sea outfalls, it has been a very important tool for the assessment and control of these waste water systems and for the establishment of marine water quality requirements. For this purpose there are two national regulations that establish guidelines for ocean discharges and water quality 1- Resolution CONAMA 274/00 and the 2- Resolution CONAMA 357/05.

Environmental commissioning is also required. The first phase of commissioning is the elaboration of a Preliminary Environmental Report by the system owner in order to prove the environmental adequacy of the system. If the Study is approved the first permit, or the Previous License (LP) is issued. Cetesb as the pollution control and Environmental agency of the State of São Paulo has an important role in the process of outfalls licensing, which is to evaluate the adequacy of the waste water plants projects, the definition of environmental monitoring programs and the regulation and enforcement of the water quality compliance. It is also responsible for the issuance of the other two permits: License of Installation (LI) and the License of Operation (LO), besides the inspection of those systems.

Cetesb is also responsible for evaluating the coastal water quality. There are at the moment four marine water Monitoring programs in course, Beach monitoring, beach streams, coastal rivers and outfalls. The earliest one is the beach assessment due to the importance of the recreational activities in the coast and the significance of fecal pollution compared to other kinds of pollution.

More recently other monitoring programs have been implemented to complete the coastal water quality diagnosis. Among them sea outfall monitoring is very important because of their number and the potential pollution impact associated to those point sources. The preliminary water quality results showed a nutrient enrichment and an increase of organic matter content in sediments in some areas.

Environmental monitoring is now required for the commissioning of outfalls. The data gathered in these surveys in some cases resulted in the identification of environmental impacts such as accumulation of organic matter and nutrients in sediments leading to requirement for improvements of the projects. Although the regulation of sea outfalls has been more effective by the Secretary of State for the Environment and Cetesb, there is a need to improve existing environmental legislation and commissioning process.

Keywords: Marine Water Quality, Sea outfalls, Environmental Monitoring, fecal pollution.

RESUMO

A manutenção da qualidade das águas costeiras é muito importante para garantir os diversos usos do oceano, desde as atividades turísticas como a recreação, bem como a pesca de subsistência ou a maricultura. O Estado de São Paulo possui 15 municípios costeiros com uma população de cerca de 2 milhões de habitantes que pode dobrar durante o verão. Esse aumento sazonal aliado à insuficiência dos sistemas de saneamento gera a poluição fecal dos recursos hídricos litorâneos. A Cetesb é responsável por vários programas de monitoramento das águas costeiras englobando as praias, rios e emissários submarinos.

O lançamento de esgotos sanitários é um dos tipos mais comuns de poluição dos oceanos, seja por meio de poluição difusa nos cursos d'água, seja por meio de emissários submarinos que constituem-se em fontes pontuais desse tipo de poluição. Os possíveis impactos ambientais gerados por esses lançamentos são, por exemplo, além da contaminação microbiológica, o acréscimo de matéria orgânica no meio marinho, o aumento da turbidez e o enriquecimento por nutrientes podendo levar à eutrofização.

Para que a disposição oceânica de esgotos domésticos tenha seus impactos ambientais minimizados é necessário um licenciamento ambiental adequado e o monitoramento da área sob influência do lançamento dos efluentes. O licenciamento se dá em três etapas com a emissão da Licença Prévia (LP), Licença de Instalação (LI) e Licença de Operação (LO). O monitoramento deve avaliar a eficiência do sistema e seus impactos no ambiente aquático verificando se esses efluentes e a água do corpo receptor estão atendendo aos padrões de emissão e de qualidade preconizados na Resolução do CONAMA 357/05 e na 274/00.

O monitoramento das águas costeiras complementados pelos estudos de modelagem da pluma dos emissários, são ferramentas importantes para o gerenciamento ambiental desses empreendimentos mas apresentam desafios relacionados à complexidade das variáveis intervenientes no meio marinho.

Existem atualmente sete emissários submarinos de esgoto doméstico no Estado de São Paulo. Em 2002 a Cetesb iniciou o monitoramento ambiental desses emissários para avaliar seus impactos no meio marinho e os resultados dessa avaliação mostram que em alguns casos já está ocorrendo alteração da qualidade das águas com elevação da concentração de nutrientes, além do acúmulo de matéria orgânica nos sedimentos.

Considerando que são obras de grande porte e que envolvem uma série de aspectos técnico-científicos, relacionados ao projeto, à hidrodinâmica costeira, modelagem, dispersão de pluma, avaliação de impacto ambiental etc., é importante que se aprofunde os conhecimentos sobre todas essas questões para o aperfeiçoamento do licenciamento e monitoramento ambientais em nível nacional.

Palavras-chave: Emissários submarinos, qualidade de águas marinhas; monitoramento ambiental; poluição fecal; impactos ambientais.

INTRODUÇÃO

O Brasil possui aproximadamente 8000 km de costa e grande parte de suas metrópoles estão situadas à beira mar. Muitas atividades humanas ocorrem na região costeira como o turismo, os esportes náuticos, a pesca e a maricultura, a navegação comercial etc. Essas atividades, ao mesmo tempo, que requerem diferentes graus de qualidade da água do mar também podem provocar a deterioração da mesma causando impactos no meio marinho. Essa situação é semelhante no Estado de São Paulo onde os principais tipos de poluição observados em águas costeiras são: esgotos sanitários municipais, derramamentos de petróleo e efluentes industriais.

Dentre estes, o tipo mais comum na costa paulista é a poluição fecal causada pelo despejo de esgotos domésticos. Esse tipo de poluição é generalizado, sendo encontrado em todas as regiões do litoral. O segundo tipo mais comum é a poluição por petróleo que é relativamente localizada em regiões de maior tráfego de navios petroleiros como, no porto de Santos e São Sebastião. Já a poluição industrial encontra-se localizada principalmente na região de Santos pela presença do parque industrial de Cubatão.

Para garantir a qualidade dessas águas a Cetesb desenvolve uma série de monitoramentos regulares e outros esporádicos. Atualmente os monitoramentos regulares existentes são:

Programa de monitoramento	Início	Nº aprox. Pontos de amostragem	Frequência amostral	Parâmetros
Praias	1968	150	Semanal	3
Cursos de água	1984	600	Semestral	2
Rios Litorâneos	2001	30	Semestral	14
Emissários	2002	5	Semestral	16

Considerando que a poluição fecal é a mais comum no Brasil e no Estado de São Paulo o monitoramento das condições de balneabilidade realizado pela Cetesb há mais de trinta anos fornece um bom diagnóstico da qualidade sanitária dessas águas costeiras.

A grande população já existente em alguns municípios do litoral acrescida pelo grande número de turistas nas épocas de veraneio, provoca um aumento considerável da quantidade de esgotos domésticos gerada na região. Em muitos casos, o destino final desses esgotos são os corpos d'água mais próximos, uma vez que o sistema de rede coletora e de tratamento ainda é incipiente em algumas regiões. O lançamento de esgotos sanitários é um dos tipos mais comuns de poluição dos oceanos, seja por meio de contribuições difusas de cursos d'água, seja por meio de emissários submarinos que constituem fontes pontuais desse tipo de poluição. Os possíveis impactos ambientais gerados pelo lançamento desses efluentes são, por exemplo, a contaminação microbiológica, o acréscimo de matéria orgânica no meio marinho, o aumento da turbidez e o enriquecimento por nutrientes, que pode levar à eutrofização.

DISPOSIÇÃO OCEÂNICA DE ESGOTOS NO LITORAL PAULISTA

Uma das soluções encontradas para os esgotos gerados no litoral é a disposição oceânica. Depois de um pré-tratamento (para remoção de sólidos grosseiros e parte do material em suspensão) o esgoto tem sua disposição final no mar por meio de emissários, que constituem-se de uma longa tubulação, assentada no fundo marinho e que em seu trecho final atinge grandes profundidades, onde ocorre o lançamento do efluente por meio de vários orifícios (difusores) permitindo, assim, uma diluição eficaz do mesmo. Esta solução, embora traga muitos benefícios para a qualidade das praias na medida em que afasta o esgoto das mesmas, pode também trazer prejuízos ambientais se estes sistemas não forem bem dimensionados e operados.

A grande maioria dos emissários sanitários submarinos do Brasil encontra-se no Estado de São Paulo. Atualmente existem 7 sistemas de disposição oceânica em operação na costa paulista. Todos procedem à coleta dos esgotos domésticos e águas pluviais, são providos de estação de pré-condicionamento na qual o efluente passa por um gradeamento, depois por peneiras finas sendo submetido à cloração antes de seu lançamento no mar. Nessa estação não se realiza nenhum tipo de tratamento primário e conta-se com a capacidade de diluição e autodepuração do mar para realizar a degradação do material introduzido no meio marinho.

Esses emissários submarinos, implantados e operados pela Sabesp, estão distribuídos em cinco municípios: Santos, Guarujá, Praia Grande, São Sebastião e Ilhabela. As características técnicas desses emissários (Marcelino, 2000) encontram-se descritas na Tabela 1, e suas localizações apresentadas nas Figuras 2 e 3. Além destes, existe um emissário submarino de efluentes industriais no TEBAR (Terminal Aquaviário Almirante Barroso), instalado no Canal de São Sebastião e operado pela Petrobrás.

Tabela 1. Características dos emissários submarinos do Estado de São Paulo.

Município	População Máxima (hab.)	Vazão Máx (m³/s)	Comprimento (m)	Profundidade (m)	Diâmetro (m)	Corpo receptor	Início da Operação
Ilhabela Saco da Capela	4.848	0,03	220	24	0,25	Canal de S. Sebastião	1997
São Sebastião Pta. Cigarras	1.600	0,012	1.068	8,5	0,16	Canal de S. Sebastião	1985
São Sebastião Pta. Araçá	21.396	0,14	1.061	8	0,4	Canal de S. Sebastião	1991
Guarujá Enseada (novo)	445.858	1,447	4.500	14	0,9	Oceano Atlântico	1998
Santos José Menino	1.332.100	7,267	4.000	10	1,75	Baía de Santos	1979
Praia Grande I Praia do Forte	253.755	1,041	3.300	12,5	1	Oceano Atlântico	1996
Praia Grande II Vila Tupi	348.635	1,361	3.400	13	1	Oceano Atlântico	1996

A LEGISLAÇÃO COMO FERRAMENTA DE APOIO NO CONTROLE DO LANÇAMENTO DOS EFLUENTES NO MAR

Embora não exista uma legislação específica para o controle dos lançamentos de emissários submarinos, a legislação ambiental existente tem sido instrumento importante para avaliação desses empreendimentos e da qualidade das águas marinhas. De maneira geral, para essa finalidade, durante muito tempo foi adotada a Resolução Conama 20/86 que estabelecia padrões de qualidade para as águas salinas, além dos padrões de emissão que também podem ser aplicados nestes casos. Essa Resolução foi extremamente útil no controle da poluição e no gerenciamento da qualidade das águas costeiras embora apresentasse algumas lacunas.

Nesse sentido, foi complementada em 2000 com a Resolução do Conama 274/00, que define critérios para a balneabilidade, e foi posteriormente amplamente revista e substituída pela Resolução 357/05. Ambas apresentam avanços significativos com relação à anterior uma vez que de introduzem novos parâmetros com limites a serem considerados como os nutrientes, por exemplo, além de definir quatro classes de água e não apenas duas, o que limitava muito o gerenciamento dessa questão.

Nessa nova Resolução foram definidas as seguintes classes de água, seus usos e os respectivos padrões de qualidade:

- Águas Salinas e Salobras: 4 Classes de água:
- Classe Especial - Preservação das comunidades aquáticas e do equilíbrio natural (mais restritiva);
 - Classe 1 - Recreação de contato primário, aquicultura - padrões para evitar toxicidade crônica;
 - Classe 2 - Recreação de contato secundário - padrões para evitar toxicidade aguda;
 - Classe 3 - Navegação - poucos padrões (menos restritiva).

Tabela 2. Padrões para as classes de qualidade de água (Resolução Conama 357/2005).

Composto	Águas Salinas			Águas Salobras		
	Classe 1 (mg/L)	Classe 2 (mg/L)	Classe 3 (mg/L)	Classe 1 (mg/L)	Classe 2 (mg/L)	Classe 3 (mg/L)
Oxigênio Dissolvido	6.0	5.0	4.0	5.0	4.0	3.0
Carbono Orgânico Total	3	5	10.0	3	5	10.0
Nitrogênio Amoniacal total	0,4	0,7	-	0,4	0,7	-
Nitrito	0,07	0,2	-	0,07	0,2	-
Nitrato	0,4	0,7	-	0,4	0,7	-
Fósforo	0,062	0,093	-	0,124	0,186	-
Polifosfato	0,031	0,046	-	0,062	93	-
Clorofila a	0,004	0,02	-	0,007	0,02	-

Com relação à balneabilidade foram definidos os seguintes critérios:

Tabela 3. Padrões de balneabilidade (Resolução Conama 274/2000).

Categoria		Coliformes Term. (NMP/100 mL)	Escherichia coli (UFC/100 mL)	Enterococos (UFC/100 mL)
Própria	Excelente	<250 em 80% das amostras	<200 em 80% das amostras	<25 em 80% das amostras
	Boa	<500 em 80% das amostras	<400 em 80% das amostras	<50 em 80% das amostras
	Satisfatória	<1000 em 80% das amostras	<800 em 80% das amostras	<100 em 80% das amostras
Imprópria		>1000 em mais de 20% das amostras	>800 em mais de 20% das amostras	>100 em mais de 20% das amostras
		>2500 na última amostra	>2000 na última amostra	>400 na última amostra

LEI ESTADUAL DO GERENCIAMENTO COSTEIRO

Outro instrumento muito útil no controle e no gerenciamento dos impactos gerados na qualidade das águas marinhas será o Zoneamento Ecológico Econômico (ZEE) proposto pela Lei do gerenciamento costeiro. Constituindo-se como a principal ferramenta de ordenamento territorial estabelece normas disciplinadoras para a ocupação do solo e o uso dos recursos costeiros, apontando também as atividades econômicas mais adequadas para cada zona. O plano estadual de gerenciamento costeiro instituído pela lei 10.019 de junho de 1998, prevê a constituição de um sistema colegiado no qual tem participação do governo de Estado, representantes dos municípios e da sociedade civil organizada para a elaboração do Zoneamento Ecológico-Econômico.

A regulamentação dessa Lei já foi iniciada no litoral norte tendo sido aprovado em dezembro de 2004 o decreto de lei Estadual 49.215 que define o ZEE que inclui o zoneamento marinho da região. Cada uma das zonas marinhas corresponde aos usos permitidos e foram delimitadas especialmente em mapas dos quatro municípios envolvidos. A seguir são apresentadas as cinco zonas e seus usos principais:

ZONEAMENTO MARINHO - LITORAL NORTE

Zona 1 - Pesquisa científica, manejo sustentável, pesca artesanal, ecoturismo;

Zona 2 - Pesca amadora e aquicultura, pequenas estruturas de apoio náutico;

Zona 3 - Pesca industrial, médias estruturas de apoio náutico, despejos de efluentes com tratamento secundário;

Zona 4 - Grandes estruturas de apoio náutico;

Zona 5 - Portos e despejos de efluentes industriais tratados.

Dessa forma já fica previamente definido quais os tipos de atividades podem se estabelecer em cada uma das zonas de acordo com o grau de preservação que se pretende para cada uma delas.

LICENCIAMENTO DE EMISSÁRIOS SUBMARINOS DE ESGOTOS SANITÁRIOS

Os emissários submarinos por serem considerados pela legislação ambiental como empreendimentos potencialmente poluidores estão sujeitos ao licenciamento ambiental devendo passar pelas três fases do mesmo:

1. Licença Prévia;
2. Licença de Instalação;
3. Licença de Operação.

A primeira etapa do licenciamento é a elaboração de um RAP (Relatório Ambiental Preliminar) que visa comprovar a viabilidade ambiental do empreendimento e a necessidade ou não do empreendedor de elaborar Estudo de Impacto Ambiental/Relatório de Impacto no Meio Ambiente (EIA/RIMA). Para essa avaliação da viabilidade ambiental é muito importante, para o órgão licenciador, estar de posse das informações relativas ao projeto como: localização, distância da costa (comprimento), profundidade, disposição e número de difusores, e modelagem matemática do comportamento da pluma no campo próximo e no campo distante, além da caracterização ambiental do corpo receptor. A Licença prévia é emitida pela Secretaria Estadual do meio ambiente (SMA) que pode solicitar à Cetesb parecer técnico a cerca do RAP apresentado.

A Cetesb participa, portanto, do processo de licenciamento ambiental de emissários submarinos na fase inicial de análise dos projetos de saneamento, definição dos programas de monitoramento e verificação do atendimento aos padrões ambientais no corpo receptor. Nas etapas posteriores a Cetesb também é responsável pela emissão da Licença de Instalação e Operação definindo, caso necessário, exigências técnicas a serem cumpridas, e também pela fiscalização desses sistemas.

Desse modo, para o licenciamento ambiental, no âmbito da Cetesb, é necessário que a Sabesp realize o monitoramento ambiental dos emissários submarinos em três fases:

- A) Monitoramento prévio cujos resultados devem constar do RAP sendo necessários antes da emissão da LI;
- B) Monitoramento intensivo nos primeiros anos de operação;
- C) Monitoramento contínuo durante a operação do sistema.

Esses programas de monitoramento devem englobar:

1. Monitoramento dos cursos de água;
2. Monitoramento das praias;
3. Monitoramento do corpo receptor (mar);
4. Monitoramento do efluente.

Nesse monitoramento ambiental são colhidas amostras do efluente, dos cursos d'água, nas praias e no mar na área próxima ao lançamento, além do sedimento marinho. Posteriormente essas amostras são encaminhadas para a determinação de parâmetros físico-químicos, além de parâmetros microbiológicos e hidrobiológicos como teste de

toxicidade e comunidades aquáticas (Fitoplâncton, Zooplâncton e Bentos). O plano de monitoramento com os parâmetros, a frequência e a localização dos pontos de amostragem devem ser aprovados pela Cetesb.

DESAFIOS PARA O LICENCIAMENTO E MONITORAMENTO

Na etapa inicial do licenciamento, para a obtenção da LP devem ser apresentadas informações sobre o local do despejo que justifiquem a escolha da disposição oceânica e da adequação do local de lançamento quanto à dispersão desses efluentes no meio marinho garantindo que não haverá comprometimento dessas águas nem das comunidades aquáticas.

Também é importante um levantamento prévio das condições ambientais do local tanto para a previsão dos possíveis impactos quanto do acompanhamento posterior em caso de aprovação. O conhecimento da situação anterior à intervenção é de fundamental importância não só para a avaliação futura de sua eficiência como dos possíveis impactos ambientais. Posteriormente, tanto na avaliação quanto no acompanhamento da operação, o monitoramento ambiental é ferramenta muito importante.

O monitoramento ambiental de emissários submarinos apresenta algumas dificuldades operacionais desde a necessidade de embarcações e equipamentos específicos e de custo elevado, passando pelas condições meteorológicas, durante os trabalhos em campo, além da correta localização da tubulação difusora e dos pontos de amostragem. Tudo isso sem considerar a complexa representatividade espacial e temporal em função da grande variabilidade do ambiente estudado.

Desse modo, o trabalho de campo deve ser complementado com estudos de modelagem matemática que podem simular cenários possíveis de situações praticamente impossíveis de se amostrar. De posse dos resultados de campo e da modelagem é possível verificar a adequação do empreendimento.

As dimensões do meio marinho, os volumes de massas de água, grandes profundidades, correntes marinhas, variação de maré e estratificação da coluna d'água são alguns dos fatores que dificultam ainda mais a avaliação. Também há que se considerar que emissários submarinos são obras com horizontes de projeto de mais de 20 anos podendo causar efeitos cumulativos que não são mensuráveis nos primeiros anos.

Para essa finalidade, o sedimento tem se mostrado mais representativo uma vez que apresenta os efeitos cumulativos desses despejos, embora em algumas situações a qualidade da água também apresente alterações mensuráveis.

Considerando-se todos esses aspectos, é muito importante trabalhar com a visão de prevenção uma vez que é difícil prever e medir as alterações do ambiente marinho sendo que parte delas pode ser ainda desconhecida.

Por esses motivos, também é importante se utilizar de outros indicadores biológicos como as comunidades planctônicas e os foraminíferos bentônicos nessas avaliações de impacto ambiental (Duleba, et al. 2004).

MONITORAMENTO AMBIENTAL REALIZADO PELA Cetesb

Em função do crescente número de emissários submarinos no Estado de São Paulo na década de 90, a Cetesb iniciou o monitoramento desses sistemas em 2002 realizando amostragens semestrais em dois emissários da costa paulista; um localizado no Litoral Norte, emissário do Araçá, no Canal de São Sebastião, e o outro na Baixada Santista, emissário de Santos, localizado na baía de Santos. Estes possuem características muito diferentes, sendo o emissário submarino de Santos projetado para atender uma população máxima de cerca de 1.300.000 habitantes enquanto que, o do Araçá, cerca de 21.500 habitantes.

Em termos metodológicos, a definição dos pontos de amostragem é bastante complexa. No monitoramento realizado pela Cetesb optou-se por adotar uma malha amostral do tipo espiral partindo do ponto de lançamento que com o deslocamento vai gradativamente se distanciando (Figura 1). Os pontos de amostragem foram estabelecidos em vistorias preliminares em campo tendo sido definidos caso a caso e cuja quantidade variou entre 12 e 18 dependendo do local.

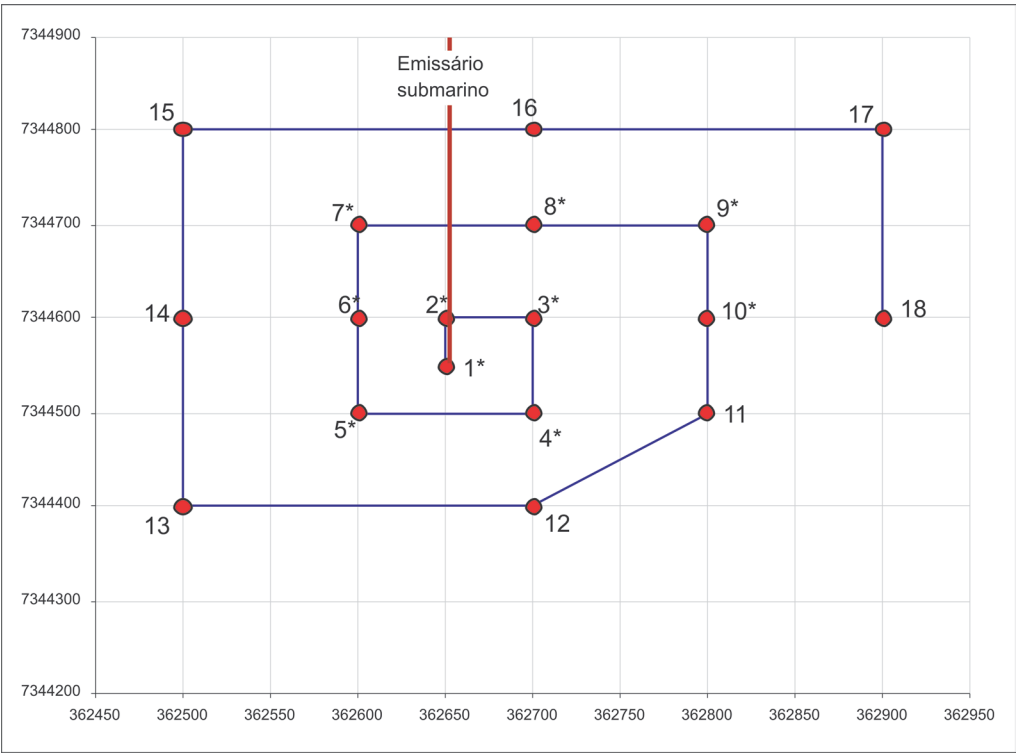


Figura 1. Distribuição dos pontos de amostragem de água no Emissário de Santos em coordenadas UTM – 08/2002 (Ponto 1: Saída do emissário).

RESULTADOS PRELIMINARES

Apesar das dificuldades encontradas para sua realização, esses estudos preliminares já indicam alguns impactos ambientais no meio marinho que podem ser associados à operação dos emissários.

Emissário de Santos

As águas da Baía de Santos apresentam concentrações de nitrogênio amoniacal, fósforo total e sulfeto, que não atendem aos padrões da legislação. Esses resultados mostram que está ocorrendo um enriquecimento por nutrientes dessas águas. Foram observadas, também, elevadas concentrações de indicadores microbiológicos de poluição fecal como enterococos e coliformes termotolerantes. Além disso, em algumas amostras foram detectados valores baixos de oxigênio dissolvido nas camadas mais profundas da coluna d'água. Esses valores podem ser explicados pela influência das condições do sedimento nessas camadas de água. Os sedimentos da zona no entorno do emissário apresentaram grande acúmulo de matéria orgânica, observado pelos resultados de potencial redox, concentrações de carbono orgânico total e pelas razões C/N indicando origem alóctone de material. Além disso, os elevados teores de enxofre indicam presença de matéria orgânica em avançado estágio de decomposição.



Figura 2. Localização dos Emissários Submarinos da Baixada Santista.

Emissário de São Sebastião

As águas do Canal de São Sebastião apresentaram alguns valores elevados para nitrogênio amoniacal, fósforo total, óleos e graxas e coliformes termotolerantes e enterococos, embora os resultados tenham sido inferiores aos obtidos em Santos. A alteração mais evidente na qualidade das águas, foi observada para o Nitrogênio indicando a presença de nitrogênio orgânico proveniente do esgoto doméstico. Já com relação à qualidade do sedimento esta indica que o emissário submarino do Araçá vem causando alterações significativas no ambiente aquático. Os teores de carbono orgânico observados no sedimento da região foram considerados elevados, sendo, em alguns pontos, superiores até mesmo aos encontrados no sedimento da baía de Santos (Cetesb, 2005). Os resultados de potencial redox e enxofre do sedimento indicam que o processo de decomposição da matéria orgânica é na maioria dos casos, anaeróbio.



Figura 3. Localização dos Emissários Submarinos do Litoral Norte.

Comparando-se a qualidade das águas dos dois corpos receptores nota-se que a Baía de Santos encontra-se com sua qualidade mais alterada, provavelmente em função do maior tempo de operação, 26 anos comparados aos 14 e vazão muitas vezes superior a de São Sebastião. Além do que a renovação das águas da Baía é bem menor do que no Canal de São Sebastião que conta com correntes mais intensas.

CONCLUSÕES

O monitoramento ambiental de emissários submarinos é uma atividade bastante complexa que deve ser realizada da maneira mais representativa possível levando-se em consideração os diversos fatores que influenciam a hidrodinâmica marinha e as limitações das condicionantes logísticas. Ele é necessário para a avaliação da eficiência e dos impactos ambientais desse tipo de lançamento no meio marinho. Com base nos resultados do monitoramento já realizado pode-se concluir que os emissários avaliados, apresentam em seus efluentes, concentrações de certas substâncias acima dos padrões de emissão estabelecidos pela Resolução do Conama 357/05 o que indica que o pré-condicionamento dos esgotos, não está removendo as quantidades necessárias dessas substâncias. O monitoramento demonstrou também a ocorrência de alterações no ambiente aquático na área de influência desses lançamentos, principalmente no que se refere ao enriquecimento por nutrientes como Fósforo e Nitrogênio cujas concentrações na água do mar estavam acima dos padrões para classe 1 de águas salinas. Essas alterações podem ser o resultado de um pré-condicionamento ineficiente do efluente, somado a condições desfavoráveis para dispersão desses lançamentos quer sejam locais ou operacionais. Nesse sentido, são importantes a manutenção e operação adequada da EPC e dos sistemas difusores além da escolha criteriosa do local de lançamento e do nível de tratamento. Os resultados da qualidade dos sedimentos reforçam esses indícios mostrando estar ocorrendo um acúmulo do material despejado no mar. Esses fatos reforçam a necessidade de se avaliar melhor esses impactos e de se criar mecanismos legais para preveni-los.

Apesar dos avanços no processo de licenciamento dos emissários submarinos no Estado de São Paulo levando-se em consideração a qualidade da água do corpo receptor e do monitoramento ambiental que passou a ser exigido desde 1998, ainda existe a necessidade de se aperfeiçoar o processo desse licenciamento. Para tanto é importante a elaboração de normas que definam com clareza os critérios a serem atendidos para a verificação da viabilidade ambiental no momento de elaboração do RAP, e a definição de requisitos mínimos na sequência de etapas para a obtenção das licenças ambientais com o objetivo de garantir a qualidade das águas costeiras, sob influência desse tipo de lançamento, para os diversos usos previstos para o litoral.

REFERÊNCIAS

- Cetesb - Relatório de qualidade das águas costeiras do Estado de São Paulo - Balneabilidade das praias 2004. 389p Cetesb São Paulo. 2005.
- DULEBA W.; TEODORO A C. The impact of industrial and domestic effluents on foraminiferan assemblages of the São Sebastian Channel, Brazil. MWWD - Catania Itália 2004.
- MARCELLINO, E. B. 2000 "Sistematização dos projetos de emissários submarinos da Sabesp e a avaliação de desempenho através do modelo computacional CORMIX." Dissertação de mestrado apresentada a Escola Politécnica USP 266p. São Paulo, 2000.
-



**Visão Geral dos Emissários
Submarinos no Litoral Paulista**

**The Outfalls in São Paulo
State – an Overview**

Jayme Pinto Ortiz

Emilia Arasaki

Edward Brambilla Marcellino

ABSTRACT

This study presents some results that characterized the performance of submarine outfalls in São Paulo coast operated by SABESP - São Paulo State Basic Sanitation Company. The main objective of this research is the definition of guidelines for planning, design, construction and operation of submarine outfalls with preconditioning treatment system (EPC). The advantages and disadvantages of this solution compared with inland treatment using sequencing batching reactor treatment system (SBR) is presented. A comparative cost analysis of these two solutions is presented. A synthesis of the main outfalls design characteristics is presented, including volumetric discharge and concentration of effluent discharge, length, diameter, number of diffusers ports etc. Some simulations of the plume wastewater dispersion process based in fecal coliform concentration, were accomplished, using CORMIX Expert System, considering the stratified and not stratified environmental conditions. The results presented in this work can help in the improvement of the mixing zone concept in the CONAMA 20 and more recently in the CONAMA 357, showing that the use of submarine outfalls connected to EPC or preliminary treatment system is a competitive solution for the sewage treatment in São Paulo coast.

Keywords: submarine outfalls, preconditioning treatment system, wastewater treatment station, São Paulo coast, planning, computer modeling, coast monitoring.

RESUMO

O presente trabalho apresenta alguns resultados que caracterizam o funcionamento dos emissários submarinos do litoral paulista operados pela SABESP - Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo. O objetivo primordial do trabalho foi procurar definir algumas linhas de ação para o planejamento, projeto, instalação e operação de emissários submarinos com estações de pré-condicionamento (EPC). Discutem-se as vantagens e desvantagens da utilização da disposição oceânica em relação às estações de tratamento de esgoto convencionais, em particular aquelas que utilizam o processo de lodo ativado por batelada (LAB – ETE). Um estudo comparativo de custos entre estas alternativas é apresentado. Apresenta-se uma síntese das principais características de projeto dos emissários tais como, vazão, concentração do efluente na descarga, comprimento, diâmetro, número de saídas do sistema difusor etc. Apresenta-se ainda algumas simulações da pluma de esgoto, baseadas na concentração de coliforme fecal, utilizando-se o sistema especialista CORMIX e considerando-se as condições de estratificação ou não estratificação ambiental. Os resultados aqui mostrados servem de subsídio para a regulamentação do conceito de zona de mistura dentro da resolução CONAMA 20 e mais recentemente, da resolução CONAMA 357, apontando que a utilização de emissários submarinos, acoplados a EPCs ou sistemas de tratamento primário, é uma solução competitiva para o tratamento de esgoto no litoral paulista.

Palavras-chave: emissários submarinos, estações de pré-condicionamento, estações de tratamento de esgoto, litoral paulista, planejamento, modelagem computacional, monitoramento costeiro.

INTRODUÇÃO

Um dos maiores problemas enfrentados pela Área Ambiental é o aumento da poluição em regiões costeiras. O litoral do Estado de São Paulo, situado entre os maiores centros urbanos do país não apresenta até o momento uma política de preservação ambiental definida. A facilidade de acesso pelas rodovias como a Imigrantes e a BR-101 tem promovido uma urbanização desenfreada e a ocupação ilegal de áreas de proteção ambiental.

A Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental – ABES, em um dos seus últimos boletins informativos (ABES, 2005), menciona que a situação do saneamento no Brasil deixa muito a desejar e contribui para os baixos números de nosso Índice de Desenvolvimento Humano. O mesmo informativo cita que seriam necessários investimentos da ordem de 9 bilhões de reais por ano durante 20 anos, para a universalização do saneamento no país, valor este muito acima da disponibilidade financeira atual.

A situação de saneamento no Estado de São Paulo, em particular na Baixada Santista, apesar de estar longe do ideal, é bem mais favorável do que a média brasileira. No caso particular de Santos e São Vicente, no final da década de 60 o sistema sanitário apresentava capacidade esgotada, o que levava a crescente rejeição de Santos como local de veraneio e a decorrente queda de receita advinda do turismo. No sentido de reverter esta situação, em 30 de junho de 1969 foi encaminhado à Secretaria dos Serviços e Obras Públicas do Estado de São Paulo, o Plano Diretor de Esgotos das Cidades de Santos e São Vicente (ver Occhipinti, 1972), plano este que preconizou a disposição oceânica dos esgotos e a construção do emissário submarino inserido na Praia de José Menino com uma extensão de cerca de 4700 m. Iniciava-se assim a utilização de disposição oceânica de esgoto sanitário, como uma alternativa para o tratamento de efluente no litoral paulista.

Um dos aspectos mais complexos da gestão em áreas costeiras é o da disposição final de esgotos. Neste caso, uma tomada de decisão deve estar embasada não somente nos estudos ambientais, mas também na capacitação tecnológica, incluindo soluções regionais estrategicamente desenvolvidas com a participação da comunidade local. Neste contexto, a Agenda 21 da Organização das Nações Unidas destacou a participação e o papel dos grupos sociais na tomada de decisões, bem como a conscientização e disponibilidade de informações para a gestão e desenvolvimento sustentável de áreas marinhas e costeiras. Segundo o objetivo 17.5 da referida Agenda, é necessário “proporcionar, na medida do possível, o acesso às informações relevantes por pessoas, grupos e organizações envolvidos, e de lhes serem facultadas oportunidades para consulta e participação no planejamento de tomada de decisões, nos níveis apropriados”.

Segundo o relatório do Comitê Coordenador do Plano Estadual de Recursos Hídricos (1999), o Estado de São Paulo possui 79% dos domicílios conectados à rede coletora de esgotos, sendo que o Litoral Norte (14%), Ribeira do Iguape/Litoral Sul (48%) e Baixada Santista (55%) estão abaixo dessa média. O índice estadual de esgoto tratado alcança o patamar de 25%, e para o litoral paulista somente a Baixada Santista (49%) tem trata-

mento de esgoto; os demais, com algumas exceções, despejam os esgotos sem nenhum tratamento, ou com tratamento precário, em rios, córregos e no oceano. Esses índices mostram que há deficiências por parte da administração pública em gerenciar os recursos hídricos de maneira adequada às necessidades sociais e econômicas, de forma a permitir, em médio prazo, uma gestão sustentável da água.

Alguns emissários submarinos e algumas estações de tratamento de esgoto sanitário foram projetados e estão em operação no litoral paulista. Todavia, há necessidade de se avaliar as vantagens e desvantagens de cada solução, o tipo e o grau de efetividade de tratamento, a relação custo-benefício e os impactos ambientais de cada solução. Poluentes orgânicos despejados através de emissários com projetos mal definidos podem causar problemas substanciais na área entorno, apesar da grande capacidade do oceano em diluir e dispersar tais efluentes. O lodo proveniente de estações de tratamento de esgoto também tem causado problemas sérios relacionados ao seu bota fora, cujas responsabilidades nem sempre estão bem definidas.

A implantação de emissários na costa brasileira e, em particular na costa paulista, não tem seguido nenhum critério de sistematização de projeto. Os emissários têm sido projetados e construídos por diferentes empresas privadas, nacionais e estrangeiras, muitas vezes sem nenhuma visão sistêmica do processo de gestão e cuja base de dados de projeto é insuficiente.

O presente trabalho tem como objetivo fornecer subsídios à tomada de decisão com relação ao projeto e construção de novos emissários submarinos e a regulamentação dos emissários atualmente em operação no litoral paulista.

METAS

A implantação de sistemas de tratamento de esgoto sanitário na região costeira, em particular no litoral paulista deveria ser feita obedecendo ao plano de gerenciamento costeiro e atendendo critérios de eficiência, custo e preservação ambiental. A Tabela 1 mostra que existe sempre um compromisso na escolha da solução para o tratamento, e, embora não se discutirá neste trabalho as vantagens e desvantagens das demais soluções de ETEs, a solução via emissário submarino com pré-condicionamento ou tratamento preliminar do esgoto é competitiva, quando comparada com outras soluções de tratamento para o litoral paulista e brasileiro.

Tabela 1. Emissário submarino (vantagens e desvantagens associadas à sua implantação).

Vantagens	Desvantagens
a) eficiência na disposição, e tratamento do esgoto doméstico;	a) dificuldade na construção do emissário;
b) não causa poluição visual e problemas de odor (exceto na zona de mistura);	b) danos estruturais podem ser difíceis de reparar;
c) custo de capital menor ao longo da vida útil;	c) pode oferecer riscos para a navegação e pesca;
d) custo de manutenção menor;	d) é difícil detectar descargas tóxicas ilegais;
e) requer menor área para a parte terrestre do emissário;	e) pode resultar em perda potencial da qualidade de água (na zona de mistura);
f) requer poucos funcionários para a operação;	f) requer estudos de monitoramento costeiro e inspeção subaquática;
g) gasto menor em energia elétrica;	g) pode reunir objeções de ambientalistas e outros grupos.
h) o problema da disposição de lodo é menor;	
i) preservação dos rios costeiros como classe 1.	

(modificado de Knill, 1984)

Sendo assim há necessidade de se estabelecer as seguintes metas de estudo, de modo a que se possa viabilizar, com vantagens, a opção por emissários submarinos:

- Análise de custo-benefício para a tomada de decisão na escolha entre ETE convencional (lodo ativado por batelada) e emissário submarino;
- Sistematização de parâmetros de projetos e de operação de emissários submarinos com estação de pré condicionamento – EPC;
- Modelagem física e/ou computacional aplicada ao processo de diluição do esgoto na saída do emissário;
- Subsídios aos órgãos ambientais na regulamentação da zona de mistura e no monitoramento da pluma de esgoto na saída do emissário.

ANÁLISE DE CUSTO-BENEFÍCIO PARA A TOMADA DE DECISÃO NA ESCOLHA ENTRE ETE CONVENCIONAL (LODO ATIVADO POR BATELADA) E EMISSÁRIO SUBMARINO

Os processos de tratamento de esgoto podem ser classificados em função dos fenômenos de remoção ou transformação e de acordo com o grau de eficiência na redução de sólidos em suspensão e da demanda química de oxigênio (Jordão & Pessoa, 1995), atendendo às características de uso da água, capacidade de autodepuração do corpo receptor e legislação ambiental. Razões de ordem econômica também regem a elegibilidade de um tratamento mais eficiente para as condições mencionadas anteriormente.

O tratamento preliminar dos esgotos em cidades litorâneas paulistas que utilizam emissários submarinos é efetuado em estações de pré-condicionamento (EPC), que promovem a remoção dos sólidos flutuantes e sedimentáveis, além de reduzir os coliformes fecais através da cloração.

A comparação de diferentes tecnologias no tratamento de esgoto é sempre difícil e requer uma análise extensiva. No gerenciamento de esgoto, a operação e manutenção (O & M) são itens essenciais e detêm uma grande parte dos custos, pois são influenciadas pela seleção da tecnologia. Muitos projetos de tratamento de esgoto têm fraco desempenho, após a construção, pela inadequada O & M.

O processo de seleção de tecnologia é resultante da otimização de multi-critérios, considerando fatores tecnológico, logístico, ambiental, financeiro e institucional dentro de um planejamento para o tempo de vida útil da ETE. Os fatores – chave são:

- o tamanho da comunidade a ser servida (incluindo o equivalente industrial);
- as características do sistema de esgoto (combinado, separado, sistemas de diâmetros menores);
- as fontes de esgoto (doméstico, industrial, pluvial, infiltração);
- as futuras oportunidades para minimizar a poluição;
- padrões de descarga para efluentes tratados;
- disponibilidade de pessoal local para o projeto, construção e O & M;
- condições ambientais tais como disponibilidade de terreno, geografia e clima.

Apresenta-se a seguir uma breve discussão de custo comparativo envolvendo apenas as soluções de ETE – processo de lodo ativado por batelada (LAB) e emissário submarino com EPC (Figura 1), que são as alternativas de tratamento mais comuns no litoral paulista. A referida Figura mostra as semelhanças entre os dois sistemas de tratamento: o processo via LAB apresenta todas as etapas de depuração em um mesmo local (reator), processo análogo ao que ocorre quando da descarga do efluente no corpo receptor (água do mar), com as etapas de sedimentação, filtragem biológica e decaimento bacteriano.

O processo de lodo ativado por batelada (ETE-LAB) tem sido utilizado não só no Brasil, mas também em países desenvolvidos como a Austrália, Japão e Estados Unidos como forma de tratamento de esgotos de pequenas e médias comunidades. Segundo Kamiyama & Tsutiya (1992), a ETE-LAB caracteriza-se por realizar as etapas de depuração num mesmo tanque reator (reação + decantação + drenagem do efluente) dispensando-se as unidades como os decantadores e elevatórias para recirculação de lodo, assim como os equipamentos eletromecânicos necessários para essas unidades. Portanto a maior vantagem do processo está na flexibilidade operacional, que permite considerável economia nos custos de energia elétrica. Segundo os mesmos autores, o aumento das tarifas de energia elétrica acima dos índices inflacionários, o ICMS e a retirada do subsídio que era concedido nas tarifas de energia elétrica para o saneamento, têm elevado o custo no processo convencional de tratamento de esgoto. A ordem de grandeza desse custo, num período de 20 anos, chega a ser equivalente ao custo de implantação de uma estação de tratamento de esgoto (obra civil). As maiores desvantagens apresentadas pelo processo são o alto nível de sofisticação de controles que devem ser utilizados e sua intensiva manutenção, quando comparado com outros sistemas convencionais (USEPA, 1999).

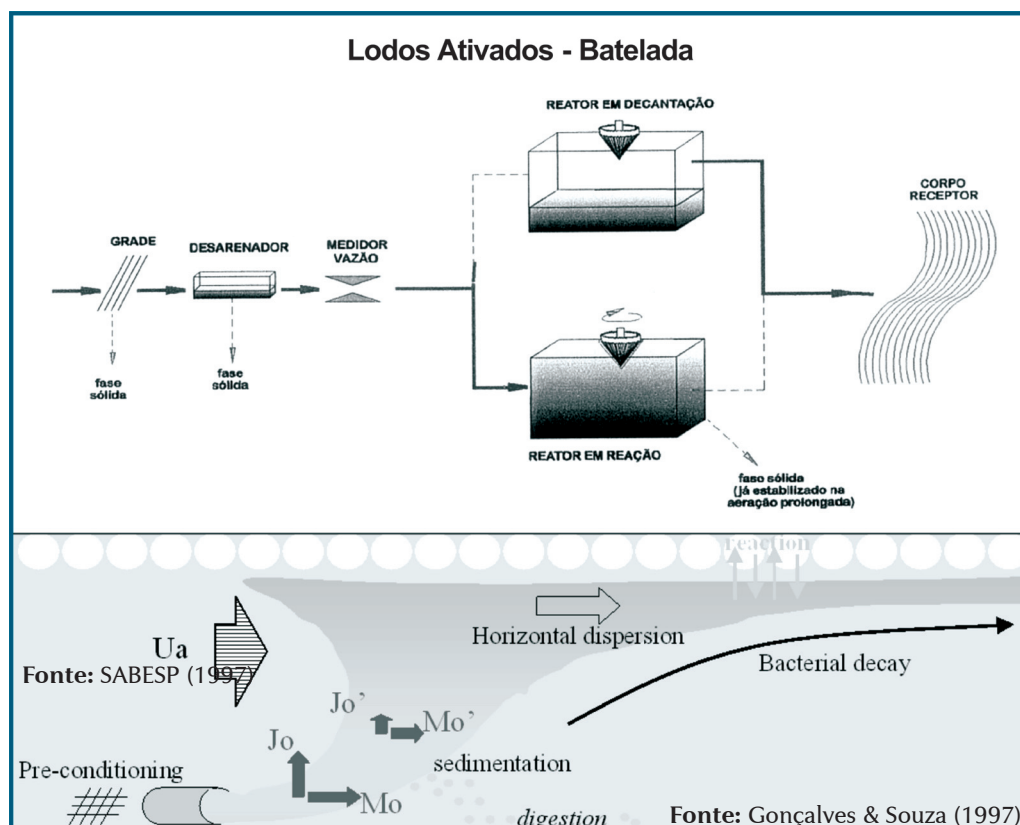


Figura 1. Semelhança entre o sistema de tratamento convencional (ETE-LAB-lodo ativado em batelada) e o sistema de tratamento via descarga oceânica (emissário submarino).

Para o processo de implantação de Emissários Submarinos, Gonçalves & Souza (1997) afirmam que as funções de custo de emissários lidam com custos de capital (custo de implantação das obras), custos de energia elétrica e custos de operação e manutenção. Todos esses custos utilizam uma taxa de remuneração de capital que gira em torno de 10%. Os custos de capital são dependentes das especificidades de cada obra, como mostra o manual elaborado por Page (1977), que considera cada situação para a implantação de tubos, manutenção e reparos (por exemplo, em áreas costeiras, em alto mar, em longos percursos, etc.). Também o aluguel ou a construção do equipamento poderá variar de acordo com o local, disponibilidade e valor de mercado, além do tempo de utilização. Se o equipamento for da empreiteira responsável pela obra, os custos dependerão do valor da depreciação, reparos e manutenção, seguro, retorno do investimento etc. As curvas de custo abrangem as construções que estão associadas à operação, abastecimento, equipamentos elétricos e mecânicos, tubulações, válvulas, preparação do terreno e outros itens necessários para uma instalação completa.

Segundo Salas (2000 a) no caso de emissários submarinos, os custos normais para os mesmos diâmetros (de 1 a 3 m) são da ordem de US\$ 3.000.000 a US\$ 14.000.000 e as condições mais caras podem variar de US\$ 6.500.000 até US\$ 18.000.000, dependendo do tipo de material empregado na tubulação e as técnicas de construção para sua sustentação sobre o fundo marinho.

A Figura 2 mostra os custos comparativos em função da vazão de esgoto entre emissários submarinos e ETE-LAB no litoral paulista, sendo os dados de 1997 (SABESP, 1997) e de 2006/2020 (SABESP, 2000; JBIC, 2001) tratados separadamente, pois os custos apresentados foram elaborados para o valor presente da época de cada estudo, sem considerar indexadores.

Para ETE-LAB, a média dos custos levantados nas localidades que seriam beneficiadas em 1997, apresentou um valor de US\$ 1.678.441,11 (R\$ 3.860.414,56), que atenderia a uma população de 41.349 habitantes, com uma vazão de 107,75 l/s. Para o período de 2006/2020, a média dos custos de investimentos é de US\$ 5.185.284,44 (R\$ 11.926.154,21), valor estimado para atender a uma população de 109.226 habitantes e com vazão de 228,93 l/s.

Para vazões de projeto abaixo de 280 l/s, as ETEs apresentam custos inferiores a US\$4,1 milhões. Para uma vazão próxima de 500 l/s, o custo de ETE-LAB alcança um patamar de US\$ 10,1 milhões (Itanhaém, margem direita), sendo que para a mesma localidade o custo para a implantação de um emissário é de US\$ 6,5 milhões.

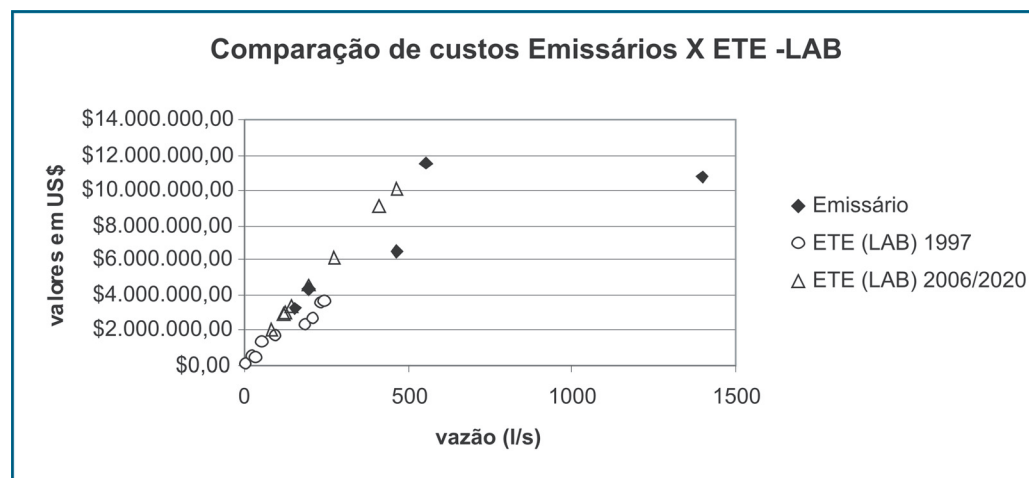


Figura 2. Comparação de custos entre emissário submarino e ETE-LAB.

Atualmente, o emprego de materiais plásticos (como o polietileno de alta densidade) e métodos modernos de construção têm permitido que pequenas comunidades possam dispor de recursos para emissários submarinos relativamente longos e empregar mão de obra local (Reiff, 1997).

Em geral, o montante a ser desembolsado em uma obra de emissário é muito maior quando comparado a um projeto de ETE, sendo que neste último, a obra poderá ser construída em etapas, atendendo à demanda populacional. Contudo, ao se verificar os valores *per capita* de referência para tratamento de esgoto (conforme os padrões sugeridos pela ANA – Agência Nacional de Águas no Programa Nacional de Despoluição de Bacias Hidrográficas¹) entre uma ETE-LAB com o de um emissário submarino com EPC, os custos por habitante são menores para a disposição oceânica, como mostra a Tabela 2. O padrão C da Tabela é o de eficiência similar ao encontrado para o processo LAB.

¹ O Programa consiste em estimular o investimento na implantação e operação de ETE por parte de prestadores de serviços (públicos ou privados) e o pagamento (pela União) do esgoto tratado, proveniente de bacias hidrográficas com elevado grau de poluição hídrica (www.ana.gov.br, 2001).

Embora em apenas três segmentos populacionais seja possível observar os valores entre a ETE-LAB e emissário, nota-se uma tendência de diminuição do valor per capita à medida que aumenta a população equivalente.

Tabela 2. Tabela comparativa entre padrões da ANA e soluções via ETE-LAB ou emissário submarino.

Indicador		Padrões de Eficiência para Tratamento de Esgotos (em níveis mínimos de abatimento das cargas poluidoras afluentes)		
		C	LAB	Emissário + EPC
DQO		80%	80-85%	-
DBO		85%	80-95%	25-30%
SS		90%/60%	80-90%	25-30%
CF		100,00%	98%	100,00%
Pt		-	10-25%	-
Nt		-	15-50%	-
População Equivalente	Hab	Valores per capita de referência (R\$/hab)		
	Até 10.000	85	168,89	-
	Até 20.000	80	165,65	-
	Até 50.000	75	158,28	56,41*
	Até 100.000	70	153,43	135,35**
	Até 200.000	65	-	83,01***
	Mais de 200.000	65	141,66	75,16****
* Projeto de Emissários (Peruíbe e Bertioga)				
** Projeto de Emissário (Itanhaém – margem direita)				
*** Projeto de Emissários (Mongaguá e Praia Grande 3)				

Fonte: modificado ANA (2001) com inserção de dados SABESP (1997, 2000) e JBIC (2001). Com exceção de Praia Grande, os demais emissários não serão implantados.

Salas (2000b) discute sobre o dilema da disposição final mais apropriada, se a adoção de um tratamento convencional de esgotos ou a implantação de emissário submarino. Para o autor (a menos que haja uma clara justificativa), na América Latina não deverá ser adotado, *a priori*, tratamento secundário de águas residuais, prática em alguns países desenvolvidos que obedecem a razões políticas ao invés de razões técnicas. Um exemplo foi em San Diego (Califórnia), onde os responsáveis pelo saneamento local se recusaram a gastar cerca de US\$ 5.000.000 do governo federal para a implantação de tratamento secundário, alegando que teria melhor custo-benefício o uso de longos emissários para a disposição do esgoto, ganhando a causa na Corte Federal (Mearns, 1994).

SISTEMATIZAÇÃO DE PARÂMETROS DE PROJETOS E DE OPERAÇÃO DE EMISSÁRIOS SUBMARINOS COM ESTAÇÃO DE PRÉ-CONDICIONAMENTO - EPC

Para uma situação de mar aberto, o que se aplica a algumas regiões do litoral paulista, os emissários submarinos em combinação com tratamento primário ou pré – condicionamento para a remoção de material flutuante, óleos e graxas, possuem muitas vantagens sobre as soluções convencionais que utilizam tratamento secundário com descarga próxima ao litoral. Se há uma diluição inicial eficiente do esgoto proporcionada pelo emis-

sário (1:100 ou maior), este processo trará vantagem com relação a simples remoção de matéria orgânica e nutrientes, além de permitir um controle no fluxo de esgoto devido às flutuações sazonais que comumente ocorrem em áreas turísticas.

O emissário submarino consiste de uma estrutura linear (como uma tubulação enterada ou assentada sobre o fundo marinho) que tem em seu trecho final uma tubulação difusora. Possui orifícios espaçados convenientemente, de modo a promover uma vazão dimensionada do esgoto, obtendo-se dessa forma uma diluição adequada. Conceitualmente, a área ou volume de água onde ocorre diluição inicial do esgoto descarregado é denominado zona de mistura.

Neste trabalho apresenta-se a caracterização de sete emissários em operação pela SABESP no litoral paulista, a saber: Emissário da Praia do Forte (Praia Grande I), Emissário da Vila Tupi (Praia Grande II), Emissário de Santos/São Vicente (Praia José Menino), Emissário de Guarujá (Praia da Enseada), Emissário de São Sebastião (Praia das Cigarras), Emissário de São Sebastião (Ponta do Araçá), Emissário de Ilhabela (Saco da Capela). Um levantamento dos dados de projeto e de operação desses emissários foi obtido a partir dos diversos relatórios disponibilizados pela SABESP e de visitas de campo, (Marcellino & Ortiz, 2001), caracterizando-se os emissários a partir de sua localização, população servida, existência ou não de estação de pré-condicionamento de esgoto, vazões máximas e mínimas, extensão, diâmetro, espessura, profundidade de lançamento, espaçamento e diâmetro de difusores etc. (Tabela 3).

Dentre os municípios estudados, Santos é o que apresenta a maior população estimada (1.322.100 habitantes), seguido por Guarujá (445.858 hab.), Praia Grande (348.635 hab. atendidos pelo subsistema II), Praia Grande (253.755 hab. atendidos pelo subsistema I), São Sebastião – Ponta do Araçá (21.396 hab.), Ilhabela (4.848 hab.) e São Sebastião - Cigarras (1.600 hab). Em estudo mais recente realizado pelo SEADE – Fundação Sistema Estadual de Análise de Dados, para a SABESP (ver SEADE 2005) projeta-se para o município de Santos /São Vicente em 2010 e 2025 uma população total de 896.293 e 933.843 habitantes, respectivamente, incluída a população flutuante. A reforma prevista do sistema de disposição oceânica de Santos /São Vicente leva em conta os novos estudos populacionais, reduzindo-se a vazão máxima de projeto de esgoto de 7,267 m³/s, prevista no início de operação do emissário em 1979, para 5,31 m³/s. O mesmo estudo projeta para o município de Praia Grande em 2010 e 2025 uma população total de 645.895 e 801.187 habitantes, respectivamente, incluída a população flutuante. O mesmo estudo demonstra que a relação população total por domicílios ocupados decresce até 2025.

Quanto ao material utilizado na construção dos emissários, predomina, atualmente, o PEAD - polietileno de alta densidade.

As características ambientais também foram obtidas em levantamento realizado por Marcellino & Ortiz, 2001 e estão resumidas na Tabela 4. De acordo com os projetos, o tipo de tratamento considerado para as estações de pré-condicionamento dos emissários de Praia Grande, Santos, Guarujá, São Sebastião (Ponta do Araçá) e Ilhabela (Saco

da Capela) é o gradeamento, seguido de desarenação com peneiras rotativas (remoção de 25% dos coliformes) e desinfecção por cloro (98% de remoção dos coliformes). Para o emissário de São Sebastião – Cigarras, o processo considerado é o gradeamento (10% remoção dos coliformes), seguido de desinfecção por cloro (98% de remoção dos coliformes).

Tabela 3. Características geométricas dos emissários submarinos (dados de projeto).

Município	Vazão max. m³/s	Extensão emissário (m)	Diâmetro (m)	Espessura (mm)	Prof. (m)	Extensão difusor (m)	Nº orifícios difusores	Distância entre difusores	Diâmetro orifícios (m)
Praia Grande I	1,041	3.300	1	38,5	12,5	435	174	2,5	6,5 + 13 (final)
Praia Grande II	1,361	3.415	1	38,5	13	570	228	2,5	6,5 + 13 (final)
Santos	7,267	4.000	1,75	19	10	200	40	5	30
Guarujá	1,447	4.500	0,9	34,7	14	300	150 (2 p/ riser)	4	6
São Sebastião Pta do Araçá	0,14	1.061	0,4	12,4	8	10,1	17	0,6	7,5
São Sebastião Cigarras	0,0116	1.068	0,16	--	8,5	3,5	7	0,5	5
Ilhabela	0,03	220	0,25	22,8	24	2,5	24	0,2	5

Tabela 4. Características ambientais e do efluente nos locais dos emissários submarinos.

Município	Localização	Vel. vento (m/s)	Vel. máx. Corrente direção à praia (cm/s)	T 90 (h)	Coef. Atrito Darcy-Weisbach (f)	Conc. Coliformes saída difusores (NMP/100 ml)
Praia Grande I	Praia do Forte	2	45	2	0,0304	4,5 X 10 ⁶
Praia Grande II	Vila Tupi	2	45	2	0,0301	4,5 X 10 ⁶
Santos	José Menino	2	40	2	0,0328	4,5 X 10 ⁶
Guarujá	Praia da Enseada	2	25	2	0,0293	1,5 X 10 ⁷
São Sebastião Pta Araçá	Ponta do Araçá	2	30	1,5	0,0353	4,8 X 10 ⁶
São Sebastião Cigarras	Praia das Cigarras	2	20	1,5	0,0346	5,4 X 10 ⁸
Ilhabela	S da Capela	2	30	2	0,0245	4,8 X 10 ⁶

MODELAGEM FÍSICA E/OU COMPUTACIONAL APLICADA AO PROCESSO DE DILUIÇÃO DO ESGOTO NA SAÍDA DO EMISSÁRIO

Os modelos físicos e/ou computacionais constituem-se, atualmente, em ferramentas imprescindíveis para o estudo de dispersão de plumas em meios ambientes e devem ser incorporados aos estudos de longo prazo que considerem o monitoramento da região, de modo que possam ser validados e ofereçam resultados cada vez mais próximos da realidade.

O modelo físico da Baía e Estuário de Santos e São Vicente do Laboratório de Hidráulica da Escola Politécnica da USP foi utilizado para a avaliação de diversos cenários de dispersão de uma pluma de efluente nas áreas dos emissários de Santos /São Vicente e Praia Grande – Ponta de Itaipu. Para tanto foram realizados ensaios qualitativos utilizando-se o traçador colorimétrico azul de metileno. Os ensaios realizados correspondem apenas à condição de dispersão hidrodinâmica no campo distante não reproduzindo os efeitos da diluição inicial, assim como os efeitos de vento e de onda, reproduzindo apenas o efeito da maré. A Figura 3 apresenta a dispersão das plumas dos emissários submarinos da Praia Grande – Subsistemas 1 e 2, após aproximadamente 5 ciclos de maré.

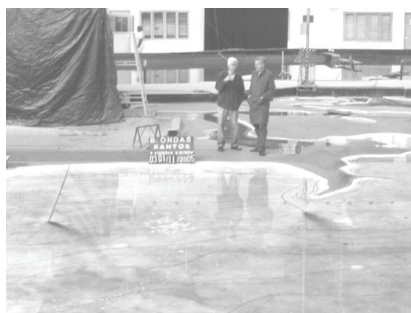


Figura 3. Ensaios realizados para a avaliação das plumas de Praia Grande- subsistemas I e II

Diversas são as técnicas de modelagem computacional que podem ser aplicadas e algumas delas serão utilizadas ao longo desta publicação. O *software CORMIX*, por exemplo, (*Cornell Mixing Zone Expert System*) (ver Doneker & Jirka, 1991; Jirka *et al*, 1991; Jirka & Doneker, 1991; Jirka & Akar, 1991) é um sistema especialista amplamente utilizado para este tipo de análise, e que se baseia em um método integral, admitindo distribuição gaussiana da pluma e calculando as concentrações no eixo da pluma. No caso de aplicação do *CORMIX 2* (aplicado a sistemas difusores) os resultados, no campo próximo, permitem avaliar a eficiência de diluição de uma alternativa de sistema difusor, e neste sentido é uma ferramenta importante como suporte inicial na tomada de decisão, principalmente se considerarmos seu baixo custo computacional.

As Tabelas 5 e 6 mostram os resultados de aplicação deste *software* baseados na concentração de coliforme fecal ao longo do eixo da pluma a partir da descarga do sistema difusor, admitindo-se a concentração inicial $C_0 = 1,5$ e $5,4 \times 10^6$ NMP/100 ml (ver Tabela 4). Os resultados permitem visualizar a diluição inicial D_1 (obtida a partir da aplicação do *CORMIX 2*), a dispersão horizontal D_2 , obtida pela aplicação do diagrama de Brooks e o decaimento bacteriano D_3 , obtido pela aplicação da fórmula de Chick (ver Gonçalves & Sousa, 1997). A diluição total é obtida através do produto: $D = D_1 \times D_2 \times D_3$, podendo-se comparar a concentração de coliforme fecal na zona de proteção, a 300 m da praia, com a concentração máxima de 1000NMP/100 ml permitida pela legislação ambiental, como critério de balneabilidade.

Vale ressaltar que na modelagem da pluma de esgoto, para os emissários de Praia Grande, Guarujá, São Sebastião e Ilhabela adotou-se uma estratificação linear em 20% do tempo, com diferença de densidade entre o fundo e superfície de 2kg/m^3 . Já para o

emissário de Santos, adotou-se estratificação com picnoclina de 2kg/m^3 na altura de 7,5 m ou transição em 90% do tempo.

As altas concentrações de coliformes fecais tanto em Ilhabela como em São Sebastião apresentadas na modelagem, sugerem a necessidade de se avaliar a diluição inicial desses emissários. Isto se deve principalmente a localização da descarga do sistema difusor dentro da área de recreação de contato primário (contato direto e prolongado com a água como natação, mergulho, esqui-aquático, etc.). Ambos os emissários estão localizados no Canal de São Sebastião, litoral norte paulista. O emissário da Ponta do Araçá, como também é conhecido o emissário de São Sebastião, está situado em área considerada geologicamente de deposição, dado os baixos valores de velocidade de corrente que ocorrem próximo à costa. Já o emissário de Ilhabela (Saco da Capela), situado do lado insular do Canal e a 24 m de profundidade, apresenta um tubo curto que desemboca próximo à praia. A recomendação para os dois emissários seria o prolongamento das tubulações de pelo menos 350 m (Araçá) e 880 m (Ilhabela).

Tabela 5. Emissários do litoral paulista – resultados CORMIX com ambiente não estratificado.

Variáveis	Praia Grande Subsistema I	Praia Grande Subsistema II	Santos-São Vicente			Guarujá			São Sebastião Cigarras	São Sebastião Araçá	Ilhabela
	Cenário										
	1	1	1	2	3	1	2	3	1	1	1
Vazão atual (m³/s)	--	--	3,0	--	--	0,5	--	--	--	--	--
Vazão 1ª etapa (m³/s)	--	--	--	3,0	--	--	1,126	--	--	--	--
Vazão final de plano (m³/s)	1,041	1,361	--	--	7,0	--	--	1,447	0,0116	0,140	0,030
Concentração de coliformes na saída do emissário (NMP/100 mL)	4,5.10 ⁶	4,5.10 ⁶	4,5.10 ⁶	4,5.10 ⁶	4,5.10 ⁶	1,5.10 ⁷	1,5.10 ⁷	1,5.10 ⁷	5,4.10 ⁶	4,8.10 ⁶	4,8.10 ⁶
Nº de bocais operando	175	229	32	40	80	120	120	150	--	17	--
Difusor alternado	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Concentração de coliformes fecais na faixa de proteção a 300m da costa	241	236	225	224	558	15	38	45	101	1.595	4.271

Tabela 6. Emissários do litoral paulista – resultados CORMIX com ambiente estratificado.

Variáveis	Praia Grande Subsistema I	Praia Grande Subsistema II	Santos-São Vicente			Guarujá			São Sebastião Cigarras	São Sebastião Araçá	Ilhabela
	Cenário										
	1	1	1	2	3	1	2	3	1	1	1
Vazão atual (m³/s)	--	--	3,0	--	--	0,5	--	--	--	--	--
Vazão 1ª etapa (m³/s)	--	--	--	3,0	--	--	1,126	--	--	--	--
Vazão final de plano (m³/s)	1,041	1,361	--	--	7,0	--	--	1,447	0,0116	0,140	0,030
Concentração de coliformes na saída do emissário (NMP/100 mL)	4,5.10 ⁶	4,5.10 ⁶	4,5.10 ⁶	4,5.10 ⁶	4,5.10 ⁶	1,5.10 ⁷	1,5.10 ⁷	1,5.10 ⁷	5,4.10 ⁶	4,8.10 ⁶	4,8.10 ⁶
Nº de bocais operando	175	229	32	40	80	120	120	150	--	17	--
Difusor alternado	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Concentração de coliformes fecais na faixa de proteção a 300m da costa	735	800	313	314	606	76	144	164	341	3.523	44.568

É importante salientar que os resultados acima apresentados se baseiam principalmente em informações de projeto, e, portanto não contemplam as situações que correspondem a uma má operação do sistema ou a projetos não implantados.

Há necessidade de se dar continuidade ao estudo de modelagem computacional, particularmente utilizando modelos tridimensionais baseados na técnica de volumes finitos, de modo a simular o comportamento da pluma no campo distante, estudando o acoplamento com os modelos gaussianos tipo CORMIX, a partir de dados de monitoramento da pluma de esgoto.

Embora tenha havido um grande desenvolvimento nesta área, há ainda muitas dúvidas no entendimento básico e na implementação prática. Há interações complexas e inter-relações desconhecidas a serem consideradas, por exemplo, a descarga como um jato simples e sua interação sucessiva com outros jatos de um difusor múltiplo e, em seguida, o processo de mistura nos campos próximo e distante.

Em suma, não é fácil reproduzir em modelo a real trajetória de uma pluma de esgoto no mar!

SUBSÍDIOS AOS ÓRGÃOS AMBIENTAIS NA REGULAMENTAÇÃO DA ZONA DE MISTURA E NO MONITORAMENTO DA PLUMA DE ESGOTO NA SAÍDA DO EMISSÁRIO

Em 17 de março de 2005 foi aprovada a nova Resolução CONAMA Nº 357, a partir da qual revoga-se a antiga Resolução CONAMA Nº 20. A nova resolução introduz, pela pri-

meira vez, o conceito de zona de mistura (Art. 2º, XXXVIII – “zona de mistura: região do corpo receptor onde ocorre a diluição inicial de um efluente”), e conforme o Art.33: “Na zona de mistura de efluentes, o órgão ambiental competente poderá autorizar, levando em conta o tipo de substância, valores em desacordo com os estabelecidos para a respectiva classe de enquadramento, desde que não comprometam os usos previstos para o corpo d’água”. A mesma Resolução complementa a seguir, em parágrafo único: “A extensão e as concentrações de substâncias na zona de mistura deverão ser objeto de estudo, nos termos determinados pelo órgão ambiental competente, às expensas do empreendedor responsável pelo lançamento”. O conceito de zona de mistura introduzido na Resolução Nº357 mostra uma evolução na interpretação e maior flexibilidade das condições do padrão de lançamento, mas por outro lado, pressupõe uma maior preocupação tecnológica das empresas públicas e privadas, no sentido de quantificar as concentrações de seus efluentes nesta região.

A questão imediata, portanto, não é a simples remoção, no tratamento em terra, de nitrogênio, amônia, fósforo etc., o que remete a discussão para a necessidade de tratamento secundário, causando outros impactos ambientais e de custo, inviabilizando a disposição oceânica. A questão está condicionada sim, a uma maior eficiência e um maior controle de qualidade do sistema de pré-condicionamento, do funcionamento do emissário e do funcionamento do sistema difusor, dentro de padrões de qualidade que possam ser considerados de última geração.

A Figura 4 é uma representação esquemática da zona de mistura de um sistema difusor de emissário submarino.

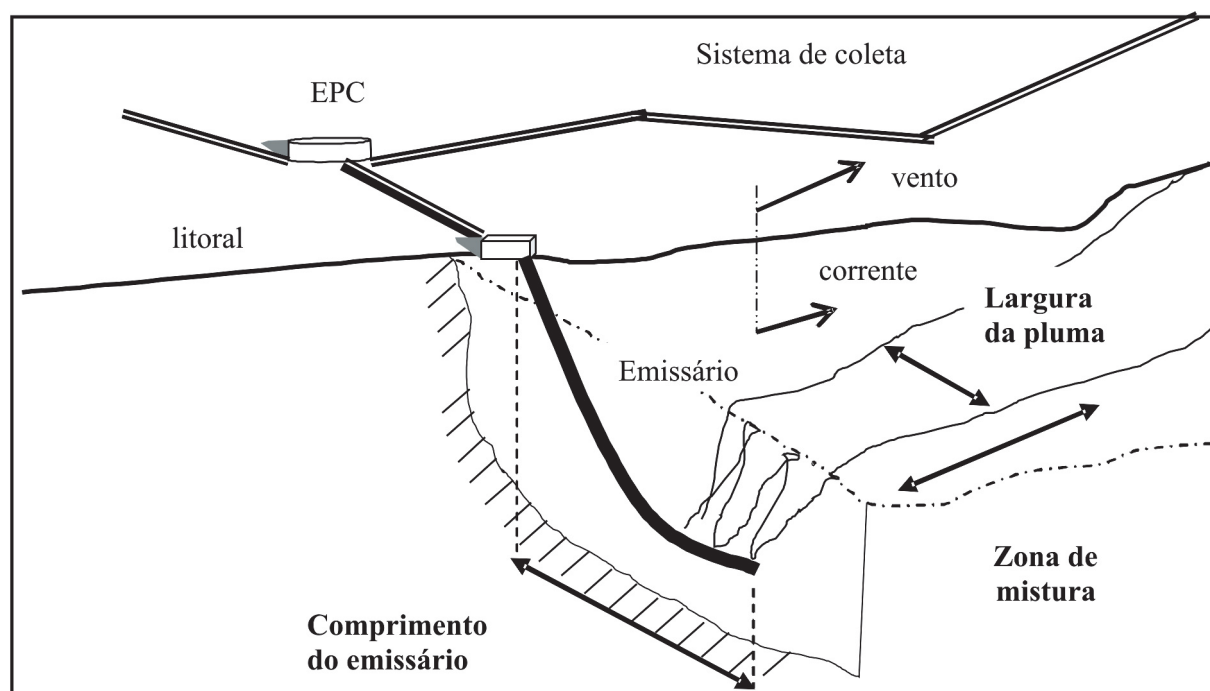


Figura 4. Representação esquemática da zona de mistura na descarga do efluente.
Fonte: UNEP/WHO (1996).

Diversas questões são importantes e devem ser respondidas para a definição da zona de mistura:

- Qual a dimensão da pluma de esgoto?
- Qual a sua distância da praia?
- Quais parâmetros devem ser monitorados?
- Qual a localização real da saída dos difusores?
- Quantos “risers” estão realmente em operação?
- Como operam os difusores ao longo da vida útil do emissário?
- Qual a vazão de lançamento de esgoto no emissário?
- Existem realizações de inspeções sub-aquáticas rotineiras?

A resposta a estas e outras questões depende de um maior investimento na busca de informações tecnológicas a partir de desenvolvimento de técnicas de modelagem computacional, monitoramento ambiental costeiro e rotinas de trabalho que permitam uma melhoria no desempenho desses emissários.

A Figura 5 é uma imagem de satélite mostrando o litoral da Baixada Santista (Praia Grande, Santos e Guarujá). Fotografias das plumas de esgoto nas saídas dos sistemas difusores de Praia Grande (Subsistemas I e II) e Santos, obtidas através de sobrevôo com helicóptero, estão acopladas a imagem de satélite. As fotos dão uma idéia qualitativa do comprimento superficial das respectivas zonas de mistura e todas as plumas rumam para nordeste.

A observação de plumas de esgoto através de sobrevôo com helicópteros, assim como o monitoramento e a aplicação das modelagens física e computacional são subsídios importantes para a tomada de decisão relativa ao funcionamento adequado ou não de um emissário submarino.

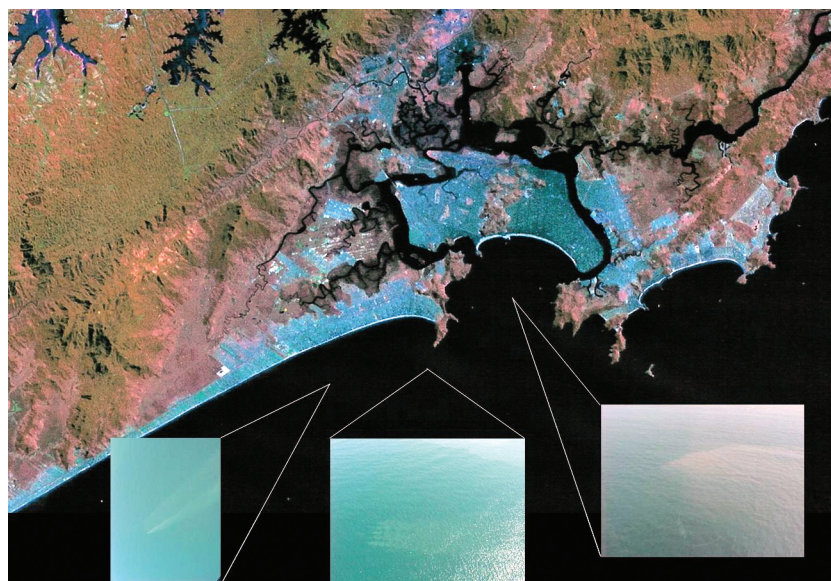


Figura 5. Imagem de satélite mostrando o litoral da Baixada Santista com o acoplamento de fotos da pluma de esgoto nos Subsistemas I e II (Praia Grande) e Santos.

CONCLUSÕES

A opção por emissário submarino de esgoto sanitário acoplado a estação de tratamento primário ou de pré-condicionamento de esgoto é uma solução competitiva para o litoral paulista e brasileiro, desde que acompanhada das respectivas modelagens e monitoramento, além da disponibilização de uma base de dados consistente para o projeto e a operação do sistema.

O trabalho aqui apresentado agrega informações tecnológicas importantes para o processo de tomada de decisão na definição do saneamento básico do litoral paulista, em particular no estabelecimento de critérios de operação e de projeto de emissários submarinos.

Há necessidade da continuidade deste trabalho apoiada principalmente no uso intensivo da modelagem física e/ou computacional aplicada ao processo de diluição do esgoto e no monitoramento da pluma.

A Universidade cumpre o seu papel através deste trabalho, subsidiando o Gerenciamento Costeiro.

AGRADECIMENTOS

O trabalho apresentado teve suporte do CNPq em 2000/2001, através do apoio ao projeto individual de pesquisa do Prof. Jayme Ortiz (proc. n° 463552/00-8), além da colaboração da Marinha do Brasil, Cetesb, Sabesp e Convênio DAEE-USP, no que se refere à obtenção de dados de campo e de dados de projeto e operação de emissários submarinos. No período de 2002/2004 contou-se com o apoio do programa internacional CAPES/DAAD/PROBRAL (Programa Brasil-Alemanha) através do projeto n° 139/02.

Sendo assim, os autores agradecem o apoio dado por essas instituições que viabilizaram o desenvolvimento deste trabalho.

REFERÊNCIAS

- ABES, 2005. Informe SP. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária – ABES. Ano IX-N°54 – Jan/Fev 2005.
- ARASAKI, E., 2004 – “Sistemas predominantes de tratamento de esgoto na Costa Paulista – Metodologia para a tomada de decisão”. Tese de Doutorado apresentada ao Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo.
- COMITÊ COORDENADOR DO PLANO ESTADUAL DE RECURSOS. 1999. Relatório de situação dos recursos hídricos do Estado de São Paulo. São Paulo: Conselho Estadual de Recursos Hídricos.
Disponível em: <http://www.sigrh.sp.gov.br/sigrh/basecon/r0estadual/sumario.htm>
- CEPIS, 2003. Centro Panamericano de Ingenieria Sanitaria y Ciencias Del Ambiente. Disposición final de aguas residuales em ciudades costeras, aplicación de emisarios submarinos.
Disponível em: <http://www.cepis.ops-oms.org/bvsaca/e/dispagua.html>
-

- GONÇALVES, F. B. & SOUZA, A. P., 1997. Disposição oceânica de esgotos sanitários. História, teoria e prática, 1 ed. Rio de Janeiro, ABES, 348 p, 1997.
- IBGE, 2001. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Síntese de Indicadores Sociais. Rio de Janeiro. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br>
- JBIC, 2001. Japan Bank for International Cooperation); SABESP (Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo). Minutes of discussions on sanitation improvement project for Baixada Santista Metropolitan region between Japan Bank for International Cooperation and Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP). São Paulo: Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo, fevereiro 2001.
- JIRKA, G.H.; DONEKER, R.L.; BARNWELL, T.O., 1991. CORMIX: an expert system for mixing zone analysis. *Water Science Technology*, 24(6), 267-274. 1991.
- JIRKA, G.H.; DONEKER, R.L., 1991. Hydrodynamic Classification of Submerged Single-Port Discharges. *Journal of Hydraulic Engineering*, 117(9). 1991.
- JIRKA, G.H.; AKAR, P.J., 1991. Hydrodynamic Classification of Submerged Multiport-Diffuser Discharges. *Journal of Hydraulic Engineering*, 117(9). 1991.
- JORDÃO, E. P. & PESSOA, C. A., 1995 Tratamento de esgotos domésticos, 3 ed. Rio de Janeiro, ABES, 720 p, 1995.
- KAMIYAMA, H. & TSUTIYA, M. T., 1992. Lodo ativado por batelada: um processo econômico para o tratamento de esgotos em estações de grande porte. *Revista DAE*, 165: 1-7, 1992.
- KNILL, M. W., 1984. Outfalls versus Inland Treatment. *The Public Health Engineer*, 12(2): 89-93, 1984.
- MARCELLINO, E. B.; ORTIZ, J. P., 2001. Sistematização dos projetos de emissários submarinos da SABESP e avaliação de desempenho através do modelo computacional CORMIX. *Boletim Técnico da Escola Politécnica da USP/Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária - BT/PHD/79*. 2001.
- MEARNS, A. J., 1994. How clean is clean? The battle for Point Loma. *Wat. Env. Res.*, 66(5): 667-668, 1994.
- PAGE, J. S., 1997. Cost estimating manual for pipelines and marines structures. Houston, Gulf Publishing Co, 316 p, 1977.
- REIFF, F. M., 1997. Emisarios submarinos de pequeño diámetro de polietileno de alta densidad (HDPE). Tradução de Henry J. Salas. Lima, CEPIS. Texto disponível no site: www.cepis.ops-oms.org/bvsaca/e/dispagua.html
- SABESP, 1997. Estações de tratamento de esgotos. Curvas de custo de investimento. São Paulo: Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo, dezembro 1997.
- SABESP, 2000. Plano Diretor de tratamento e disposição final dos esgotos dos municípios da Baixada Santista. São Paulo: Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo, junho 2000.
- SALAS, H., 2000a. Emisarios Submarinos: Alternativa viable para la disposición de águas negras de ciudades costeras em América Latina y Caribe. Lima, CEPIS, OPS/CEPIS/PUB/00.51,2000a. Texto disponível no site: www.cepis.ops-oms.org/bvsaca/e/dispagua.html
- SALAS, H., 2000b. Emisarios Submarinos: Enfoque general, conceptos básicos de diseño y requerimiento de datos para América Latina y Caribe. Lima, CEPIS, OPS/CEPIS/PUB/00.52,2000b. Texto disponível no site: www.cepis.ops-oms.org/bvsaca/e/dispagua.html
- SEADE, 2005. Estudos de Projeções para o Estado de São Paulo – População e Domicílios até 2005 – Publicação SEADE – Fundação Sistema Estadual de Análise de Dados. Estudo realizado para a SABESP.
- UNEP/WHO. Guidelines for submarine outfall structures for Mediterranean small and medium-sized coastal communities. Athens: UNEP, 1996. MAP Technical Reports Series, nº 112, 1996. Disponível em: <http://195.97.105.164/Acrobatfiles/MTS Acrobatfiles/mts112.pdf>
- USEPA, 1999. United States Environmental Protection Agency. Wastewater Technology Fact Sheet: Sequencing Batch Reactors. EPA 932-F-99-073, September 1999. Texto disponível no site: www.epa.gov/owm/secttre.htm

**Emissários Submarinos:
Critérios de Localização e Minimização de
Impactos no Meio Marinho**

**Submarine Outfalls:
Location Criteria and Impact Minimisation
in the Marine Environment**

Edward Brambilla Marcellino

Leonardo Silva Macedo

ABSTRACT

This paper presents in a concise manner some of the main criteria applied in SABESP to subsidize the ocean outfall discharge location and sewage treatment alternatives for coastal municipalities.

Regarding the specific criteria for each region, major reasons that defined the sewage discharge location of São Vicente Island and important criteria for selecting the ocean disposal in Praia Grande city are presented.

The most important mitigation programs for the ocean disposal impact, which must be predicted during the design fase of the project, are presented. These programs can be elaborated from setting up all negative impacts established at the Impact Matrix included in environmental reports. Main actions involve permanent monitoring programs in treatment plant and sea, as well as emergency action programs and submarine inspections of sea outfalls.

RESUMO

O trabalho apresenta de forma sintética alguns dos principais critérios para a definição de localização dos pontos para disposição oceânica utilizados pela SABESP e alternativas de tratamento de esgoto para cidades litorâneas.

Em relação aos critérios de seleção específicos de cada região, são apresentadas as principais razões que nortearam a escolha do ponto de lançamento do emissário da Ilha de São Vicente e os principais critérios para a escolha da disposição oceânica no município da Praia Grande.

São apresentados também os principais programas de minimização de impacto da disposição oceânica que devem ser previstos durante a elaboração do projeto executivo.

Esses programas podem ser elaborados a partir do levantamento de todos os impactos negativos previstos na Matriz de Impactos que acompanham os relatórios ambientais. As medidas devem envolver principalmente programas de monitoramento permanente na estação de tratamento e periódico no mar, bem como programas de ação emergencial e de inspeção submarina.

Palavras-chave: Localização de emissários; minimização de impactos; alternativas de tratamento.

INTRODUÇÃO

Muitas das mais adensadas regiões costeiras no Brasil e no exterior já há muito tempo utilizam os sistemas de disposição oceânica como a melhor alternativa para o tratamento e destinação final dos seus esgotos.

Por outro lado, a expansão demográfica e o desenvolvimento industrial contribuíram para aumentar a demanda por proteção do ambiente aquático e por usos benéficos das águas costeiras, entrando a princípio, em conflito com sua utilização para disposição de esgotos.

Daí se depreende a importância de atender a todas essas necessidades ao mesmo tempo, seja através de aspectos legais claros e efetivos, seja através de uma seleção criteriosa e amplamente discutida com a sociedade das alternativas de tratamento e disposição dos esgotos e seus efeitos.

Todos esses aspectos supracitados devem necessariamente ser trabalhados durante a fase de planejamento do sistema de esgotamento de uma comunidade de forma a obter a partir de uma gama de alternativas e proposições, uma solução técnica, econômica e ambientalmente aceitável.

Dessa forma, os critérios para a adoção de determinada tecnologia devem ser tecnicamente e cientificamente sustentados e apresentados claramente à sociedade.

No caso da disposição oceânica, o planejamento ótimo deve considerar e analisar alguns critérios gerais a serem abordados já nos estudos preliminares de viabilidade de alternativas e detalhados posteriormente após a escolha da solução emissário submarino.

CRITÉRIOS PARA SELEÇÃO DA ALTERNATIVA EMISSÁRIO SUBMARINO

A seleção da alternativa “Disposição Oceânica” deve ser feita a partir de um estudo comparativo de viabilidade técnica-econômica e ambiental com outras alternativas de tratamento. Para que isso seja feito, de forma preliminar deve-se ter em mãos informações ambientais mínimas para se fazer o pré-dimensionamento ou mesmo para se descartar de forma imediata a solução disposição oceânica.

CRITÉRIOS AMBIENTAIS E LOCACIONAIS

Algumas regiões costeiras do Estado de São Paulo apresentam-se como menos favoráveis à disposição oceânica em termos ambientais, seja devido à baixa capacidade de diluição e transporte, seja devido à grande importância biológica, diversidade de ecossistemas ou interesses comerciais. São áreas que possuem impeditivos para esta alternativa, ou que requerem um projeto com um alto nível de tratamento que inviabilizaria a alternativa disposição oceânica.

Em princípio, com relação a hidrodinâmica, as regiões de mar aberto como a Praia Grande são mais favoráveis à diluição e transporte do esgoto do que regiões semicerradas como a Baía de Santos e de São Vicente, e essas muito mais do que sistemas como o complexo estuarino-lagunar de Iguape-Cananéia (FUNDESPA, 1998). Regiões de ocorrência de acelerações de correntes paralelas à costa como o Canal de São Sebastião também favorecem a dispersão dos poluentes.

A região sul do Estado de São Paulo apresenta trechos mais críticos à instalação de emissários submarinos do que os demais (FUNDESPA, 1998); entretanto, é a região que apresenta a menor concentração populacional junto à costa.

Em levantamento oceanográfico-geológico-geomorfológico por Mahiques et al (1990) associados aos aspectos biológicos de cada região permitem sugerir as seguintes zonas altamente críticas à instalação de emissários na Baixada Santista e Litoral Norte: interior do 18, 20 e 24 da Figura 1 (FUNDESPA, 1998).

Apesar dessas sugestões, ainda é muito difícil afirmar quais áreas da costa paulista são adequadas ou não para a instalação de emissários devido à escassez de informações e complexidade dos fenômenos oceanográficos envolvidos na região costeira (Castro Filho, 1999).

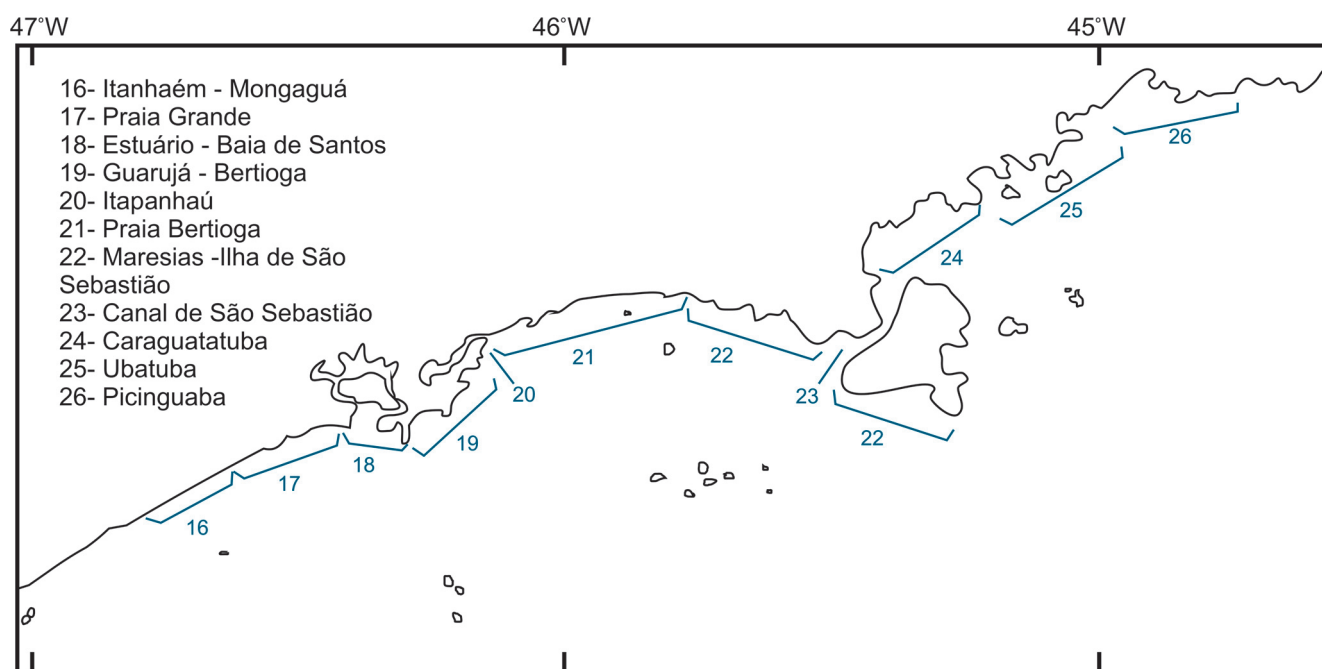


Figura 1. Localização dos trechos do litoral paulista subdivididos a partir dos parâmetros oceanográficos-geológicos-geomorfológicos (adaptado de Mahiques et al,1990).

Durante a fase de elaboração dos estudos preliminares de viabilidade, além da avaliação ambiental das macro-regiões como aquelas acima citadas, devem ser pré-selecionadas algumas áreas potencialmente viáveis para a disposição oceânica, à partir de:

- Consultas às cartas náuticas e Capitania dos Portos;
- Consulta a estudos oceanográficos e geológicos/geotécnicos recentes;
- Consulta a trabalhos científicos (Universidades, ONG's, etc);
- Verificação de impeditivos legais, zonas de importância ecológica, aquacultura, etc;
- Dados oceanográficos adicionais;
- Consulta á comunidade (pescadores, surfistas, ONG's, etc.).

Em geral devem ser evitadas áreas de:

- Leito rochoso e com declividades variáveis ao longo da linha proposta;
- Baixa circulação e renovação de correntes (baías, estuários confinados);
- Grande dinâmica sedimentar;
- Alta energia de ondas (em geral costões rochosos);
- Profundidades de descarga inferiores a 8 metros;
- Correntes em direção à praia com grande frequência e intensidade;
- Condições oceanográficas que determinam altas taxas de acúmulo de sólidos no fundo;
- Fundeio.

Após a definição das possíveis áreas para a disposição, ainda em fase preliminar determinam-se, a priori, algumas direções da região de disposição e, ao longo destas, é definido o ponto onde se deve efetuar o lançamento, sendo que um método usual para obter essa localização é através do “método das isolinhas de concentração” (Occhipinti, 1973).

O método consiste em obter a máxima eficiência de diluição e dispersão no menor comprimento possível do sistema emissário-difusor a partir do traçado das isolinhas de máxima concentração viável sobre as áreas preconizadas para o lançamento.

Com base na distribuição dos principais parâmetros intervenientes (velocidade de corrente em direção à zona de proteção, estratificação, nível de turbulência e T90) sobre a área e nas condições iniciais de concentração do esgoto e na máxima admissível na faixa de proteção, traçam-se através de modelo numérico, as isolinhas de concentração no final da fase primária – C1 (diluição inicial) e de concentração na saída dos difusores - Cd. Correspondem às concentrações que não podem ser excedidas neste ponto de lançamento.

Assim, por definição temos:

$C1 = Cfp * D2 * D3$, onde:

Cfp = concentração na faixa de proteção;

D2 = diluição por dispersão;

D3 = diluição por decaimento bacteriano.

$C_d = C_1 * D_1$, onde:

D_1 = diluição inicial, que por sua vez depende da profundidade, corrente, comprimento e orientação do difusor e da vazão descarregada.

Por outro lado temos que a única variável efetivamente desconhecida para plotar os pontos C_1 é o percurso do esgoto, ou seja, o seu comprimento.

Uma vez definido C_1 , facilmente obtêm-se o respectivo C_d .

Após a plotagem dos pontos C_d , basta uni-los para obter a isolinha. O ponto mais próximo da isolinha à faixa de proteção corresponde ao local de lançamento mais econômico e com a mesma eficiência dos outros (Figura 2).

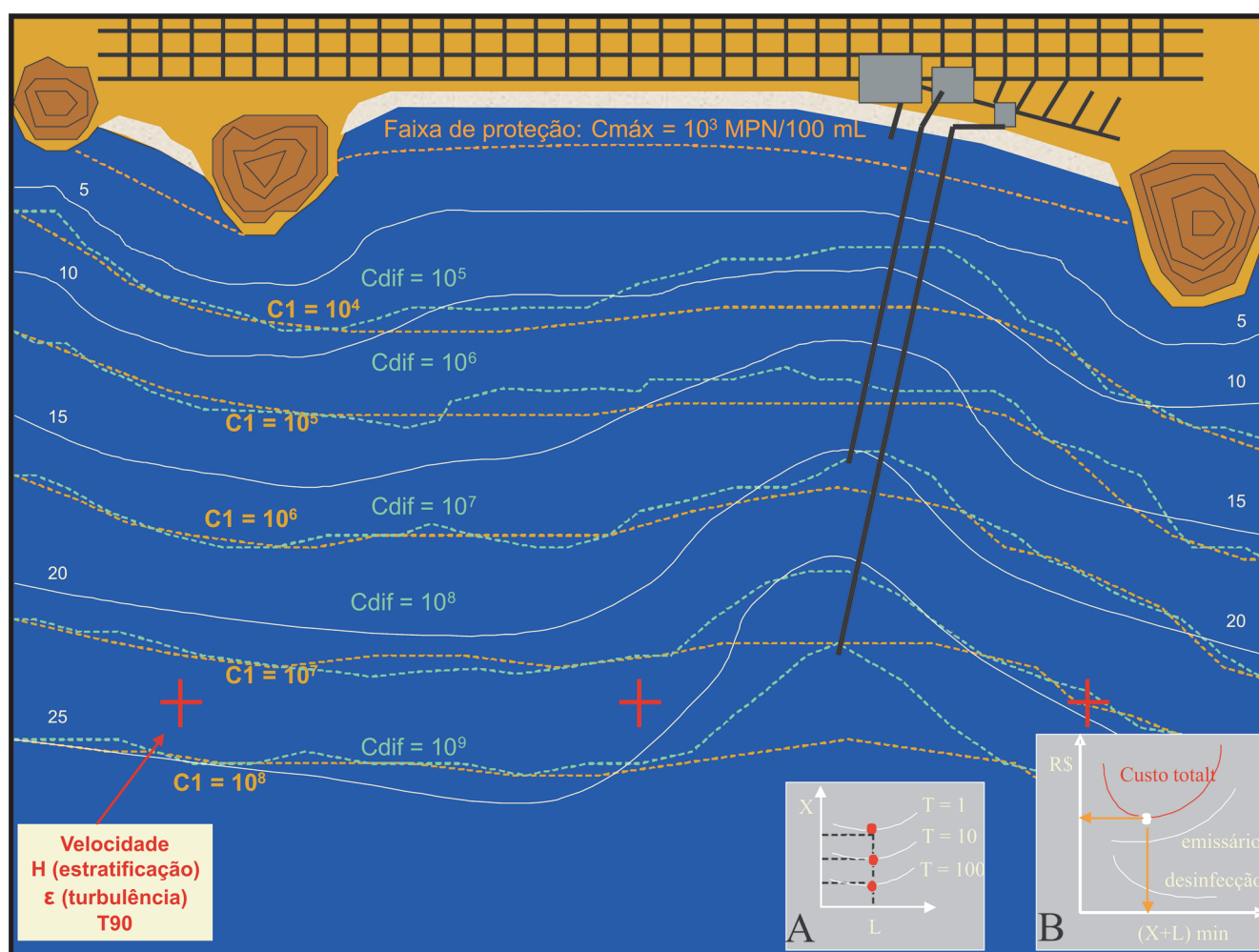


Figura 2. Isolinhas de máxima concentração viável e combinação ótima. Tratamento - sistema emissário/difusor (adaptado de Occhipinti, 1973).

A posição determinada corresponde ao ponto onde não há necessidade de desinfecção, pois a redução ocorre apenas devido à dispersão e decaimento.

A partir daí resta saber qual a melhor combinação desinfecção-comprimento do emissário que leve à mesma eficiência de redução de poluentes a um custo ótimo.

Partindo-se da equação:

$C_{fp} = C_{esg} / T * T_m$ onde:

C_{esg} = concentração do poluente no esgoto bruto;

T = diluição devido ao tratamento em terra (desinfecção);

T_m = diluição devido ao tratamento no mar, que por sua vez é função das variáveis comprimento do difusor, do emissário e da profundidade.

Para cada grau de dosagem de desinfecção, essa equação pode apresentar diversas combinações de comprimento de difusor – emissário, sendo que há uma combinação ótima (mínima) desses comprimentos (Figura 2 – detalhe A). Dessa forma, as curvas de dosagem possuem pontos mínimos que podem ser plotados conjuntamente para traçar a curva de custo de desinfecção. No mesmo gráfico pode ser traçado o custo de assentamento da tubulação. A soma das duas curvas de custo fornece uma curva de custo total do sistema com um ponto de mínimo o qual, por sua vez, fornece o grau de desinfecção e o comprimento do emissário ótimo (Figura 2 - detalhe B).

Esta solução corresponde, entretanto, a uma situação generalista onde certas condições ambientais particulares de uma determinada região não estão sendo consideradas e que em muitas situações podem auxiliar ou mesmo serem decisivas na escolha final do traçado e do ponto de descarga. Um exemplo especial é o caso do emissário de Santos/São Vicente.

Caso 1 – Emissário Submarino de Santos/S.Vicente

Histórico da Concepção do Sistema

O Plano Diretor de Esgotos das Cidades de Santos – São Vicente, concebido em 1969, preconizou a disposição oceânica dos esgotos e após examinar diversas alternativas, baseado em um estudo empírico-teórico, indicou preliminarmente como a alternativa mais viável a implantação de um emissário submarino com arranque na Praia de José Menino e com um comprimento de aproximadamente 4.700 m em direção à boca da Baía de Santos.

A SBS – Companhia de Saneamento da Baixada Santista, entretanto, verificou não serem suficientes os estudos feitos para essa conclusão, especialmente no que tange aos estudos oceanográficos para a definição do local de disposição.

A SBS decidiu mobilizar uma equipe coordenada pelo Professor Antonio Garcia Occhipinti para a realização dos estudos durante os anos de 1972 a 1973 a fim de determinar o ponto de lançamento e dimensionar-se o grau de tratamento, o comprimento e o diâmetro do emissário e dos difusores.

Os diferentes esquemas alternativos de disposição final dos efluentes exigiram uma análise das conseqüências do lançamento em função das características dos corpos recep-

tores, das áreas a serem preservadas, dos usos benéficos previstos e dos padrões de qualidade correspondentes.

O Projeto Técnico do Sistema Integrado de Disposição Oceânica dos Esgotos da Ilha de São Vicente, elaborado pela HIDROCONSULT (1975), concluiu por razões físicas, ecológicas, técnicas e econômicas, que o ponto ótimo para o lançamento dos esgotos de Santos e São Vicente seria a 4 km ao sul do ponto de mergulho na praia de José Menino.

À distância de 4 km, de acordo com os estudos de isolinhas de máxima concentração viável, a máxima concentração de coliformes permissível seria de 4×10^4 NMP/100 mL e nos difusores de $5,6 \times 10^5$ NMP/100 mL, sendo que a redução na concentração de coliformes a ser obtida por desinfecção seria de 536 vezes ou uma inativação de 99,8%, sendo suficiente aplicar 5 mg/L de cloro em no máximo 15% dos dias do ano.

Justificativa do Ponto de Lançamento

Dois fatores foram fundamentais para a seleção do ponto de lançamento do emissário na Baía de Santos: a combinação ótima do sistema interceptação-tratamento em terra – tratamento no mar sob a ótica técnica, econômica e ambiental, e o comportamento hidrodinâmico da Baía na região de disposição selecionada.

As investigações oceanográficas revelaram a ocorrência no centro da Baía de Santos de uma corrente superficial semipermanente, entre 0 e 2 m de profundidade, formada pela convergência dos fluxos efetivos de água doce dos estuários de Santos e São Vicente.

A Figura 3 apresenta esquematicamente o comportamento dessa e de outras correntes na Baía.

Observa-se nessa figura que o escoamento semipermanente mar afora tem seu eixo coincidente com o eixo central N-S, sendo que a corrente adquire um caráter definitivo de estacionaridade a partir de 3,5 km ao sul do ponto de mergulho.

Entre o ponto de lançamento e as praias de Santos, a corrente superficial é influenciada pela corrente paralela às praias, tornando-se difusa e nem sempre definida.

Desta forma, o ponto ótimo para o lançamento na Baía de Santos pode ser justificado pelas seguintes razões:

- Localiza-se no ponto mais próximo ao local de mergulho em que os efluentes podem alcançar seguramente a corrente superficial semi-permanente que escoar mar afora; neste ponto essa corrente adquire caráter definitivo e estacionário na maior parte do tempo assegurando, portanto, o transporte dos efluentes em direção ao mar em pelo menos 85% do tempo;
- O ponto escolhido é simétrico, ou seja, localiza-se a distância praticamente igual, dos limites das áreas a preservar (praias de Santos, barra de São Vicente, barra de Santos e Ilha das Palmas), mantendo graus idênticos de segurança em relação às áreas mencionadas para qualquer direção de corrente;

- Nas condições adversas, em que as correntes convergem para a zona balnear, é possível assegurar a manutenção dos padrões de qualidade tanto em termos de coliformes quanto em vírus com doses econômicas de cloro e cujos residuais não venham a romper o equilíbrio ecológico ou causar danos à vida aquática do corpo receptor.

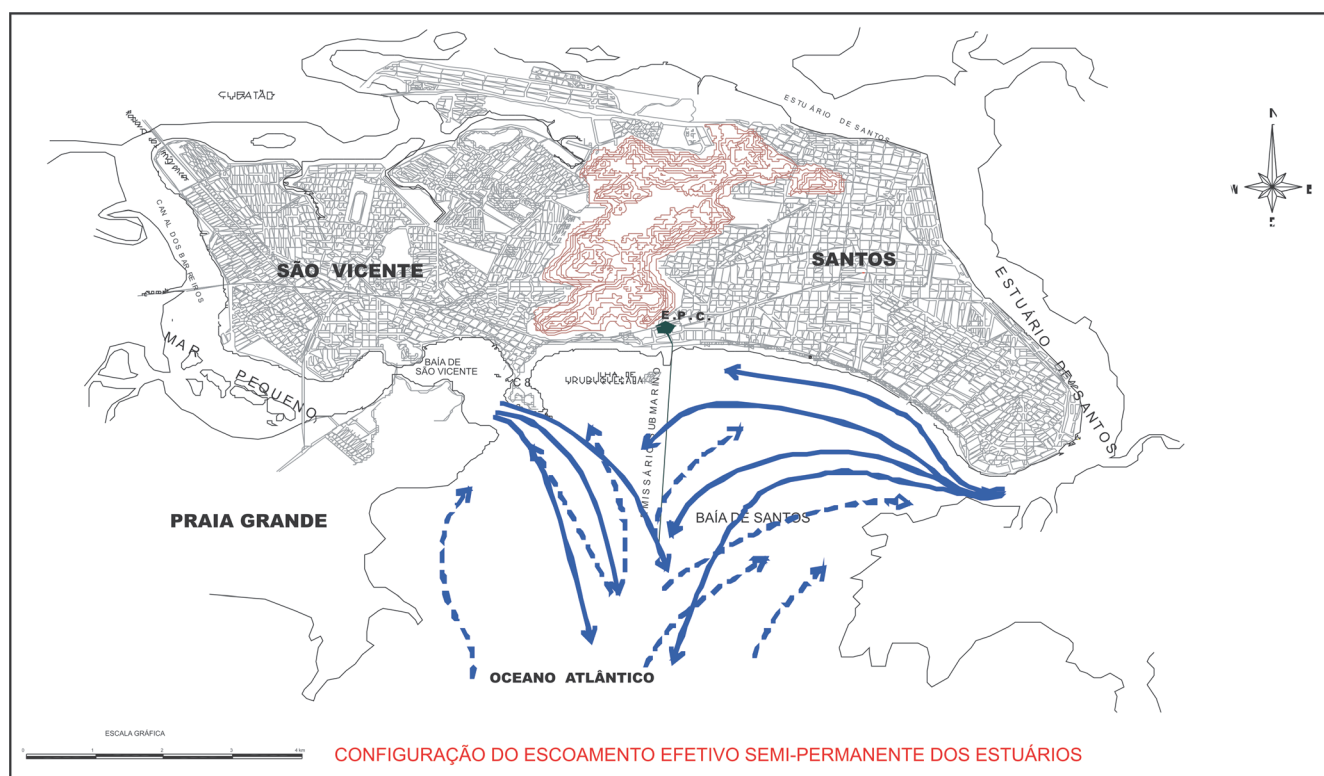


Figura 3. Esquema do escoamento semipermanente na Baía de Santos.

O sistema de interceptação, tratamento em terra e emissário submarino conta atualmente com um projeto de reforma para a melhoria da eficiência no tratamento e redimensionamento da capacidade de tratamento para a 2ª etapa.

Embora o sistema como um todo tenha contribuído em grande parte para a melhoria da balneabilidade das praias de Santos, surgiu a necessidade de melhorias operacionais devido à redução da eficiência de tratamento. No que se refere ao emissário submarino, haverá a necessidade de substituição do trecho difusor que se encontrava assoreado, por um difusor mais moderno, provendo assim, maiores diluições da pluma em direção à zona balnear.

CRITÉRIOS PARA O ESTUDO DE ALTERNATIVAS DE TRATAMENTO

Após o dimensionamento preliminar, a solução da disposição oceânica deve ser comparada com diferentes alternativas de tratamento, onde outras variáveis permitirão a seleção da alternativa e o conseqüente detalhamento final do projeto.

Dentre as variáveis mais usualmente comparadas podemos citar: capacidade de assimilação do corpo receptor, disponibilidade de área de empréstimo e de área disponível para os sistemas, investimento inicial, custo total de investimento (implantação + operação), segurança operacional, característica do efluente (qualitativa e quantitativa), destinação do lodo, grau de tratamento exigido por lei (padrões de lançamento do efluente no corpo receptor e nas zonas de mistura).

Um exemplo de estudo de alternativas de sistemas de tratamento foi o planejamento do sistema de esgotos de Praia Grande.

Caso 2 – Emissários Submarinos da Praia Grande

Os estudos realizados em 1976 pela PLANENGE/HIDROCONSULT propunham o esgotamento sanitário do município da Praia Grande através de um único sistema de coleta, transporte, tratamento e disposição final. A disposição final seria feita de forma integral até as imediações da Ponta de Itaipu por onde haveria o lançamento oceânico.

Os estudos posteriores da HIDROCONSULT concluíram pela conveniência da implantação de três subsistemas independentes, cada qual contando com um emissário submarino (Figura 4).

A divisão em três subsistemas de esgotamento foi justificado pelas seguintes razões:

- > Permitir uma maior flexibilidade para a implantação das obras;
- > Menor investimento inicial;
- > Menor ociosidade das unidades a serem implantadas e,
- > Possibilidade de utilização imediata das obras então executadas.

Esta concepção teve sua aprovação recomendada pela Cetesb em julho de 1981 (SMA, 1993).

Posteriormente, o EIA elaborado para os subsistemas 1 e 2 apontou duas alternativas para a disposição final dos esgotos de Praia Grande:

- Tratamento secundário dos esgotos, com descarga dos efluentes em corpo d'água interior;
- Disposição oceânica com pré-condicionamento.

Dentre as alternativas de tratamento a nível secundário, passíveis de serem adotadas, considerou-se o sistema australiano (lagoas anaeróbias seguidas de lagoas facultativas) e o sistema por aeração prolongada.

As alternativas por tratamento em terra foram descartadas pelos seguintes motivos:

- As lagoas demandam extensas áreas e provocam forte mau cheiro. Além disso, existia a falta de áreas adequadas para sua implantação, o lençol freático era elevado nas áreas cogitadas e havia a necessidade de empréstimos de solo em jazidas distantes, além da proximidade de áreas urbanas;
 - A tecnologia de aeração prolongada apresentou gastos elevados com energia elétrica, além de operação e manutenção bastante mais complexas.
-

Uma outra desvantagem importante seria a necessidade de lançamento dos efluentes tratados em um curso d'água interno capaz de prover uma diluição satisfatória. O único curso d'água na área em estudo capaz de receber os efluentes seria o rio Piaçabuçu, integrante do Estuário de São Vicente e, portanto, sujeito à influência das marés além de sua baixa capacidade de diluição em época de estiagem.

Dessa forma, foi selecionada a alternativa de disposição oceânica com pré-condicionamento, que apresenta grande eficiência de tratamento e flexibilidade na implantação, operação e pode sofrer interveniências para sua melhoria sempre que o monitoramento exigir.

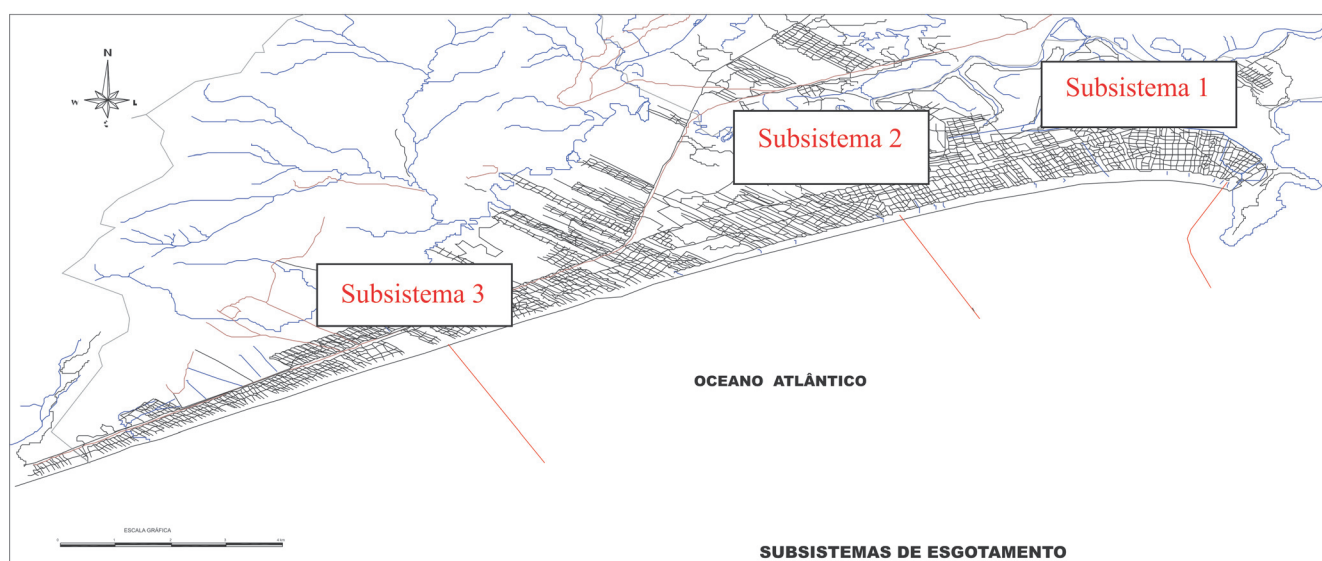


Figura 4. Divisão dos subsistemas de esgotamento da Praia Grande.

MEDIDAS PARA MINIMIZAÇÃO DO IMPACTO DA DISPOSIÇÃO OCEÂNICA NO MEIO AMBIENTE

As medidas para a minimização do impacto da disposição oceânica no meio ambiente devem ser estabelecidas ainda na fase de projeto.

O primeiro passo é o adequado dimensionamento do sistema tratamento-emissário-difusor de maneira a otimizar a redução dos poluentes da forma mais eficaz e rápida possível nas piores condições ambientais, como um difusor que promova diluições iniciais superiores a 100 vezes e um emissário com comprimento adequado para evitar o retorno do poluente à praia.

Embora os projetos executivos de emissários submarinos contemplem todas as medidas que minimizem os impactos negativos da disposição oceânica no ambiente marinho e os impactos referentes às obras das estações de condicionamento prévio em terra, os Relatórios Ambientais Preliminares e EIA/RIMA dos projetos devem apresentar todas as ações preventivas/corretivas a serem tomadas quanto ao risco de ocorrência de acidentes e degradação do meio ambiente que eventualmente ocorram ao longo da vida útil do sistema.

Uma das principais ferramentas para a visualização de todas as ações preventivas ou corretivas de um sistema de disposição oceânica como um todo é a adequada elaboração da Matriz de Impactos. A Tabela 1 apresenta um exemplo de Matriz de Impactos Negativos.

Dessa forma, um sistema de disposição oceânica deve considerar três principais ações:

- Um projeto executivo cujos critérios adotados tenham sido exaustivamente estudados e que minimizem a ação negativa do esgoto no ambiente aquático e da estação de pré-condicionamento no meio terrestre (conforme os critérios gerais do item 2 e critérios específicos de cada região);
- Um programa de ação emergencial (plano de contingência) para produtos químicos, resíduos sólidos e rompimento de tubulação;
- Um programa de monitoramento ambiental permanente do mar e da estação de pré-condicionamento (ruído, odor) e de inspeções submarinas e de equipamentos.

Através dos programas de monitoramento é possível avaliar a conformidade da disposição oceânica com as legislações ambientais em vigor e avaliar a eficiência do tratamento, comparando-as com aquelas previstas em projeto, bem como verificar as alterações ocorridas no meio ambiente antes e depois da implantação do sistema.

Verificando-se o grau de impacto de todos esses resultados e comparações, avalia-se a necessidade do sistema sofrer intervenções nas seguintes unidades do sistema:

- no grau de tratamento em terra;
 - no comprimento da tubulação e/ou,
 - no trecho difusor (taxa de diluição inicial).
-

Tabela 1. Exemplo de Matriz de Impactos Negativos para um Sistema de Disposição Oceânico.

Fator Ambiental	Descrição dos Impactos	Atributos dos Impactos Negativos						Medidas Controle Ambiental		
		Fase do Empreendimento	Probabilidade de Ocorrência	Duração	Reversibilidade	Intensidade	Área de Influência	Identificação	Natureza	Responsável
Águas do Mar	Aumento da turbidez.	Implantação	Provável	Temporário	Reversível	Baixa	Local	Execução das obras em época de calmaria e adoção de métodos construtivos com tecnologia adequada.	Preventiva	Sabesp
	Alteração das características físico-químicas das águas na zona de mistura.	Operação	Provável	Permanente	Reversível	Alta	Local	Operação adequada do sistema; Monitoramento da zona de influência do emissário.	Preventiva	Sabesp
	Alteração na granulometria dos sedimentos.	Implantação	Certa	Temporário	Irreversível	Alta	Local	Execução das obras em época de calmaria e adoção de métodos construtivos com tecnologia adequada.	Preventiva	Sabesp
	Alteração na granulometria dos sedimentos.	Operação	Provável	Permanente	Irreversível	Alta	Local	Operação adequada do sistema; Monitoramento da zona de influência do emissário.	Preventiva	Sabesp
Ecossistema Marinho	Alterações quantitativa e qualitativa no fitoplankton.	Implantação/Operação	Provável	Permanente	Reversível	Alta	Local	Enterramento do emissário em época Monitoramento do fitoplankton e das características físico-químicas da água (nutrientes, carbono total, material em suspensão, oxigênio dissolvido). Melhoria no pré-tratamento.	Preventiva Preventiva Corretiva	Empreiteira Sabesp Sabesp
	Alterações quantitativa e qualitativa no zooplankton.	Operação	Provável	Permanente	Reversível	Alta	Local	Monitoramento do zooplankton e das características físico-químicas da água (nutrientes, carbono total, material em suspensão, oxigênio dissolvido). Melhoria no pré-tratamento.	Preventiva Corretiva	Sabesp Sabesp
	Alterações quantitativa e qualitativa no bentos.	Implantação/Operação	Certa	Permanente	Irreversível	Alta	Local	Enterramento do emissário em época de calmaria, Monitoramento da comunidade bentônica e dos sedimentos (características físico-químicas e sedimentológicas). Melhoria no pré-tratamento.	Preventiva Preventiva Corretiva	Empreiteira Sabesp Sabesp
	Alterações quantitativa e qualitativa no ictiofauna.	Implantação/Operação	Provável	Permanente	Reversível	Média	Local	Enterramento do emissário em época de calmaria, Monitoramento da ictiofauna (composição e abundancia). Melhoria no pré-tratamento.	Preventiva Corretiva	Empreiteira Sabesp Sabesp
	Contaminação de organismos (peixes, moluscos, crustáceos).	Operação	Provável	Permanente	Reversível	Média	Local	Monitoramento dos peixes, moluscos e crustáceos quanto a contaminação por patogênicos. Melhoria no sistema de pré-tratamento, com especial atenção à cloração do efluente.	Preventiva	Sabesp

Continua

Continuação Tabela 1.

Fator Ambiental	Descrição dos Impactos	Atributos dos Impactos Negativos						Medidas Controle Ambiental		
		Fase do Empreendimento	Probabilidade de Ocorrência	Duração	Reversibilidade	Intensidade	Área de Influência	Identificação	Natureza	Responsável
Qualidade de vida	Interferência das obras e do aumento no fluxo de veículos de carga com vizinhança.	Implantação	Certa	Temporário	Reversível	Baixa	Local	Implantar canteiro com infra-estrutura necessária, atendendo normas regulamentadas. Fiscalização e programas de orientação para os operários. Planejamento dos horários e rotas dos veículos; Utilizar veículos em bom estado de conservação com motores regulados; Disciplinação, orientação e treino de motoristas empregados no canteiro. Umedecimento da camada superficial e utilização de lonas sobre as cargas.	Preventiva	Empreiteira
	Conflitos com usuários faixa de mar.	Implantação	Provável	Temporário	Reversível	Média	Local	Sinalização específica e procedimentos usuais de segurança.	Preventiva	Empreiteira
	Desvalorização imobiliária no entorno da EPC.	Operação	Certa	Permanente	Irreversível	Baixa	Local	Manutenção e conservação das edificações e do paisagismo da EPC. Permanente controle do nível de odores e ruídos da EPC.	Preventiva	Sabesp
	Geração de resíduos sólidos do processo de pré-tratamento.	Operação	Certa	Permanente	Irreversível	Baixa	Local	Acondicionamento, transporte e disposição adequada dos resíduos sólidos da EPC.	Preventiva	Sabesp
	Eventuais vazamentos de gases (gás-cloro) na área da EPC.	Operação	Provável	Temporário	Reversível	Média	Local	Manutenção preventiva de válvulas, equipamentos e do sistema de exaustão de gases da EPC. Adoção de programa de ação de emergência.	Preventiva	Sabesp

CONCLUSÕES

A definição racional dos pontos de lançamento do esgoto por emissário submarino passa por uma análise técnico-econômica de diversas combinações (graus) de tratamento, norteada pelas restrições legais, ambientais e antrópicas de cada região.

Entretanto, alguns critérios gerais para a viabilização/localização de emissários submarinos podem ser identificados já na fase de estudos preliminares.

Outros critérios e aspectos característicos de um local só podem ser identificados através de pesquisas oceanográficas e estudos mais detalhados antes da seleção e elaboração do projeto final, tais como aqueles feitos para a definição dos sistemas de disposição oceânica da Ilha de São Vicente e de Praia Grande. Esses projetos finais devem vir acompanhados de programas de monitoramento e de ações emergenciais para a mitigação dos impactos negativos previstos para o sistema.

5. REFERÊNCIAS

- CASTRO FILHO, B. M. Modelagem Matemática dos Processos Físicos que Controlam a Mistura de Substâncias em Regiões Costeiras: Exemplos para a Plataforma Continental do Estado de São Paulo. In: Curso sobre operação e impactos ambientais de emissários submarinos de esgotos sanitários. São Paulo: FUNDESPA/IOUSP, 1999.
- FUNDESPA. Características Oceanográficas da Região Costeira do Estado de São Paulo. São Paulo. 1998
- HIDROCONSULT – Consultoria, estudos e projetos S. A. Projeto Técnico do Sistema Integrado de Disposição Oceânica dos Esgotos da Ilha de São Vicente. 1975.
- MAHIQUES, M. M.; SUGUIO, K.; TESSLER, M. G.; FURTADO, V. V.; EICHLER, B. B. Parâmetros oceanográfico-geológico-geomorfológicos de interesse na caracterização de ecossistemas costeiros do Estado de São Paulo. In: Simpósio de Ecossistemas da Costa Sul e Sudeste Brasileira.: Estrutura, Função e Manejo, 2. Águas de Lindóia, SP: Academia de Ciências do Estado de São Paulo, 1990.
- OCCHIPINTI, A.G. Análise de Sistemas de Disposição Oceânica de Esgotos In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária., 7. Salvador, BA:SANESP, 1973. p. 335-367.
- SMA. Parecer Técnico sobre o EIA/RIMA do Sistema de Esgotos Sanitários de Praia Grande. 1993.
-



**Processos de Tratamento de Esgoto no
Litoral Paulista - Precondicionamento
para a Disposição Oceânica**

**Treatment Solutions for São Paulo
Coast - Preconditioning System for
Ocean Outfalls**

Pedro Além Sobrinho

ABSTRACT

In general, two basic alternatives to solve the problem of the sanitary sewage in coast areas are often considered - the sea outfall/discharge, preceded by a daily sewage preconditioning, and the sewage treatment, normally to a secondary level with final disinfection and subsequent discharging into a water body relatively next to the sea. The main purpose is guarantee the seashore's swimming and also minimize the environmental damages to the receptor water bodies.

At the beginning, the biggest concern is to solve the problem of the liquid phase, leaving in second plan the solution of the problem of the sludge generated in the treatment of this liquid phase. In the sea outfall's case, preceded only by a daily preconditioning for removal of coarse solids and sand, the sludge generation is low and its disposal in general is of easy solution. However, when it is a sewage treatment that reaches the secondary level, the sludge generation is very significant and must deserve special attention, because its treatment and its final disposal can represent a sufficiently significant cost. There are areas where the sea outfall of the sanitary sewage is only allowed after a treatment at least in a primary level. In these cases, the sludge generation is also very significant and, for times, can make the solution by sea outfall difficult. In other situations, sewages disinfection before sea outfall is required. These requirements of higher levels of treatment for sea outfalls can favor the choice of sewage treatment with discharge in rivers next to the sea.

INTRODUÇÃO

Em áreas litorâneas, em geral, duas alternativas básicas para a solução do problema dos esgotos sanitários costumam ser consideradas - o lançamento submarino através de emissários, precedido por um pré-tratamento dos esgotos e o tratamento dos esgotos, normalmente a um nível secundário com desinfecção final e posterior lançamento em um corpo receptor já relativamente próximo ao mar - tendo como objetivo principal garantir a balneabilidade das praias próximas e também para se minimizar os prejuízos ambientais aos corpos de águas receptores.

De início, a maior preocupação está voltada para a solução do problema da fase líquida, deixando em segundo plano a solução do problema do lodo gerado no tratamento dessa fase líquida. No caso de lançamento submarino, precedido apenas de um pré-condicionamento para remoção de sólidos grosseiros e areia, a geração de lodo é pequena e sua disposição, em geral de fácil solução. Todavia, quando se tem um tratamento de esgoto que atinge o nível secundário, a geração de lodo é bastante significativa e a maior preocupação com esse lodo, de início, se restringe à sua estabilização e seu desaguamento para se atingir um teor de sólidos no lodo na faixa de 15% a 40%, visando quase que exclusivamente a sua retirada da área da estação de tratamento de esgoto (ETE) por caminhões, porém, sem uma definição clara de seu destino final.

Em alguns casos, o lançamento submarino dos esgotos sanitários, através de emissários, somente é permitido após um tratamento a nível pelo menos primário dos esgotos.

Nesses casos, a geração de lodo é, também, bastante significativa e pode, por vezes, inviabilizar o uso de emissários submarinos. Em outras situações, desinfecção dos esgotos antes de lançamento submarino é requerida. Esses requisitos de maiores níveis de tratamento para o lançamento submarino, através de emissários, podem acabar favorecendo a escolha de tratamento dos esgotos para lançamento em rios, já próximos do mar.

CARACTERÍSTICAS DOS ESGOTOS SANITÁRIOS

A caracterização do esgoto sanitário aqui será feita apenas com o objetivo de mostrar a necessidade de seu tratamento em face de alguns parâmetros legais e também, visando estimar a produção de lodo para tratamento e disposição final.

No Brasil, utiliza-se, pelo menos teoricamente, o sistema de esgoto sanitário do tipo separador absoluto, onde o esgoto sanitário (composto dos despejos líquidos coletados de residências, estabelecimentos comerciais, públicos e industriais e mais as águas de infiltração do subsolo que penetram nas tubulações), e as águas pluviais são coletadas em sistemas totalmente independentes. Todavia, na prática, é comum se ter águas pluviais indevidamente lançadas no sistema de esgoto sanitário, o que ocorre freqüentemente no litoral paulista.

O esgoto sanitário é composto de mais de 99,9% de água, sendo o restante composto de matérias em suspensão e dissolvida, orgânica e inorgânica, bem como microrganismos. Estes materiais conferem à água residuária características físicas, químicas e biológicas, sendo as principais mostradas na Tabela 1.

Tabela 1 - Principais características do esgoto sanitário.

Parâmetro de qualidade	Faixa de concentração mais comum
Sólidos Totais (mg/L)	400 a 1.000
Sólidos Sedimentáveis (mL/L)	2 a 20
Sólidos em Suspensão Totais (SST) – mg/L	120 a 400
Sólidos em Suspensão Fixos (SSF) – mg/L	20 a 150
Sólidos em Suspensão Voláteis (SSV) – mg/L	100 a 300
DBO _{5,20} (mgO ₂ /L)	120 a 450
DQO (mgO ₂ /L)	240 a 900
COT (mg/L)	150 a 800
NKT – Nitrogênio Kjeldhal Total (mgN/L)	15 a 70
Fósforo Total (mgP/L)	2 a 10
Material solúvel em n-hexano (mg/L)	50 a 150
Coliformes Fecais NMP/100mL	107 a 108

Também é importante salientar que esgoto sanitário pode trazer uma grande quantidade de organismos patogênicos e normalmente necessita de desinfecção antes do lançamento no corpo receptor.

ASPECTOS LEGAIS E NECESSIDADE DE TRATAMENTO DE ESGOTOS

A legislação federal e as estaduais classificaram os seus corpos de água em função de seus usos preponderantes e estabeleceu-se para cada classe de água os padrões de qualidade a serem obedecidos.

A maioria dos corpos receptores no Brasil, mesmo próximos ao mar, são enquadrados na classe 2, onde se destacam os seguintes parâmetros como padrões de qualidade a serem mantidos no corpo receptor (proposto na Resolução 357/05 do CONAMA):

- DBO $< 5 \text{ mgO}_2/\text{L}$;
- OD $> 5 \text{ mg/L}$
- Nitrogênio amoniacal $< 3,7 \text{ mgN/L}$ (para pH = 7,5).
- Nitrato $< 10 \text{ mg NNO}_3/\text{L}$
- Fósforo $< 0,1 \text{ mg P/L}$ (ambientes lóticos)

Os padrões de balneabilidade (Resolução CONAMA 274/ 2000) são enfocados em outros capítulos nesta publicação.

Além de estabelecerem padrões para os corpos de água, as legislações impõem também a qualidade mínima a ser atendida por efluentes de qualquer fonte poluidora para lançamento em corpos de água. A Resolução Nº 357 de 2005 do CONAMA estabelece como padrões de emissão, dentre outros, os seguintes valores:

- pH: entre 5 e 9
- Materiais sedimentáveis: até 1 mL/L em teste de 1 hora em cone Imhoff. Para o lançamento em lagos e lagoas, cuja velocidade de circulação seja praticamente nula, os materiais sedimentáveis deverão estar virtualmente ausentes.
- Óleos e graxas:
 - óleos minerais: até 20 mg/L;
 - óleos vegetais e gorduras animais: até 50 mg/L;
- Materiais flutuantes: ausentes.
- Amônia $< 20 \text{ mg N/L}$.

Além dessas limitações para os padrões de efluentes, alguns estados brasileiros têm imposto um limite de DBO do efluente de 60 mgO₂/L, como é o caso de São Paulo e Paraná.

Para se atender ao limite de efluentes de 1 mL/L de sólidos sedimentáveis, no mínimo é necessário um tratamento para boa remoção desses sólidos, que pode ser uma decantação do esgoto. Para atender ainda a um padrão de efluente de 60 mgO₂/L para a DBO, a matéria orgânica biodegradável do esgoto necessita de remoção normalmente superior a 70 - 75%. Em casos em que o corpo receptor dos esgotos propicia baixa diluição dos mesmos, para se ter DBO no corpo receptor $< 5 \text{ mgO}_2/\text{L}$ no ponto de lançamento e OD $> 5 \text{ mg/L}$ à jusante deste ponto, pode-se chegar à necessidade de tratamento com remoção da matéria orgânica biodegradável, que pode chegar e até ultrapassar 95%. Normalmente, para se ter remoção de DBO superior a 70%, não basta uma remoção de

sólidos sedimentáveis (que resulta em cerca de 30 - 35% de remoção de DBO) e nem mesmo a remoção dos sólidos em suspensão e coloidais do esgoto, que poderão ser eficientemente removidos com o auxílio de coagulação, floculação e separação dos sólidos por decantação ou flotação (que resultam em remoção de DBO normalmente limitada a 65%). Para remoção de DBO superior a 70%, já é necessário remover parte da matéria orgânica biodegradável solúvel, o que implica na necessidade de tratamento biológico do esgoto.

Deve-se ressaltar que o valor limite em rios de classes 2, de 0,1 mg P/L, (em ambientes lóticos) é bastante restritivo e muito difícil de ser cumprido na maioria dos casos em que não se tem elevada diluição dos efluentes da ETE, mesmo com o uso de processos de tratamento convencionais, a não ser que sejam projetados especificamente para a remoção de fósforo.

É importante ressaltar que todos os sistemas de tratamento de esgotos, seja pela remoção de sólidos sedimentáveis do esgoto, seja pelo uso de produtos químicos que combinados com o esgoto geram sólidos em suspensão, ou ainda pelo uso de tratamentos biológicos, que transformam matéria orgânica biodegradável em sólidos em suspensão voláteis, que floculam e são removidos do líquido com relativa facilidade, produzem um resíduo sólido, denominado lodo, que é removido do sistema de tratamento da fase líquida e que necessita de tratamento e de disposição final. A solução do problema do lodo gerado no tratamento da fase líquida do esgoto é tão ou mais complexa do que o tratamento do esgoto propriamente dito e em algumas ETEs chega a representar mais de 50% do custo do tratamento total, quando incluída a disposição final do lodo.

TRATAMENTO DO ESGOTO (FASE LÍQUIDA) E GERAÇÃO DE LODO

O esgoto sanitário possui, além dos poluentes já abordados, sólidos grosseiros e areia, que são mais facilmente removidos do esgoto. Em boa parte dos casos de uso de emissário submarino, apenas a remoção desses sólidos grosseiros e areia é requerida.

REMOÇÃO DE SÓLIDOS GROSSEIROS E AREIA

A remoção de sólidos grosseiros e de areia também é denominada de tratamento preliminar. Este tratamento deve sempre ser utilizado como primeira parte de uma ETE, precedendo as demais unidades. Em vários casos de uso de emissário submarino, esse é o único tratamento requerido como pré-condicionamento para disposição oceânica.

No caso de emissário submarino precedido apenas de tratamento preliminar, as peneiras com aberturas variando entre 0,5 e 3 mm têm sido mais utilizadas. Nestes casos, tem-se uma remoção de sólidos em suspensão na faixa de 5 a 20% e teor de sólidos de 12 a 25%, dependendo do equipamento utilizado. É estimada uma geração de 100 a 250 l de material retido nas peneiras por 1000 m³ de esgoto.

A SABESP, como pré-condicionamento para disposição oceânica através de emissários submarinos, tem utilizado peneiras com abertura de 1,5 mm. Para pequenas vazões, tem utilizado peneira estática. Para sistemas de maior porte, utilizou peneiras rotativas cilíndricas, porém, mais recentemente a escolha tem recaído em peneiras rotativas inclinadas, de limpeza automática, com sistema de compactação dos sólidos removidos. Peneiras tipo “escada” aparecem mais recentemente com bom potencial de uso.

A remoção de areia, que tem por principal objetivo proteger as unidades de jusante da ETE ou mesmo o emissário submarino, é feita em desarenadores, do tipo gravitacional, ou de fluxo tangencial ou em caixas de areia aeradas. A quantidade de areia removida varia de acordo com as condições da comunidade esgotada e da própria instalação das redes de esgoto. Para cidades litorâneas, é mais usual se ter cerca de 60 L de areia/1.000 m³ de esgoto.

REMOÇÃO DE SÓLIDOS SEDIMENTÁVEIS

O tratamento visando basicamente a remoção de sólidos sedimentáveis é denominado de tratamento primário. A remoção de sólidos sedimentáveis ocorre em decantadores primários. Esse tratamento não é usual no litoral paulista.

Nos decantadores primários, com a remoção de sólidos sedimentáveis, que são parte dos sólidos em suspensão (SST), tem-se uma eficiência de remoção de 50 a 60% de SST e de 25 a 35 % de remoção de DBO. O efluente do decantador tem sólidos sedimentáveis < 1 mL/L.

A produção estimada de lodo (denominado lodo primário) é de 27 a 33 g SST/hab.dia (base seca), sendo em média 80% volátil, ou 21 a 27 g SSV/hab.dia. Este lodo necessita ser tratado para estabilizar a matéria orgânica e diminuir o seu volume, de modo a permitir uma disposição adequada.

REMOÇÃO DE SÓLIDOS EM SUSPENSÃO E DE MATÉRIA COLOIDAL

Uma elevada eficiência de remoção de SST do esgoto sanitário bruto é conseguida através da coagulação dos sólidos com sais de metais trivalentes, seguidos de floculação e separação dos flocos em decantadores ou em sistemas de flotação por ar dissolvido. Estes tratamentos vêm sendo denominados de Tratamento Primário Avançado, quando a separação dos flocos ocorre em decantador. A eficiência de remoção de SST é normalmente > 85%, de DBO da ordem de 65% e de fósforo pode chegar a 80%.

As dosagens de coagulantes são normalmente de cerca de 60 a 80 mg/L para o cloreto férrico e de cerca de 150 mg/L de sulfato de alumínio. Em alguns casos, pode ser necessária a aplicação de cal associada ao coagulante.

Considerando a aplicação de sulfato de alumínio como coagulante, o lodo removido em um tratamento primário avançado encontra-se na faixa de 60 a 70 g SS/hab.dia. Para uma remoção do lodo primário de 10 a 30 g/L, o volume de lodo primário produzido encontra-se na faixa de 2,0 a 7,0 L/hab.dia. Este lodo necessita ser tratado para estabi-

lizar a matéria orgânica e diminuir o seu volume, de modo a permitir uma disposição adequada.

Após adensamento, digestão e desaguamento do lodo a um teor de sólidos de 25%, o tratamento primário avançado (ou o sistema com flotação) produziria para disposição final cerca de:

- 40 a 47 g sólidos/hab.dia (base seca);
- 160 a 190 g lodo/hab.dia (base úmida);
- 0,16 a 0,19 L/hab.dia.

O tratamento primário avançado pode tornar-se atrativo em áreas de veraneio, no litoral, precedendo tratamentos com capacidade de atendimento da população fora de temporadas de verão. A desvantagem do tratamento físico-químico de esgoto bruto está relacionada com a elevada produção de lodo que ainda necessita de estabilização.

REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA BIODEGRADÁVEL – TRATAMENTOS BIOLÓGICOS

Os tratamentos primário e físico-químico de esgoto sanitário bruto removem respectivamente cerca de 30-35% e 60-65% de DBO. Uma maior eficiência na remoção de matéria orgânica biodegradável pode ser conseguida, inclusive com vantagens econômicas, através de tratamento biológico, no qual microrganismos utilizam essa matéria orgânica em um reator biológico, para obtenção de energia para as suas atividades e como fonte de matéria prima para a sua reprodução. Os microrganismos atuam no processo biológico na forma de flocos, que são também matéria orgânica, e devem ser separados do efluente tratado, pois a saída dessa matéria orgânica no efluente deterioraria a sua qualidade. Assim, uma unidade de separação de flocos biológicos deve ser associada ao reator biológico. Os sistemas de tratamento biológico mais usuais são: reatores de leito fixo (normalmente chamados de filtros biológicos, embora a maioria deles não tenha a função de filtração) ou de leito fluido, que podem ser sem recirculação de lodo ou com recirculação de lodo e são associados a uma separação de sólidos do efluente final.

Os tratamentos biológicos podem ser anaeróbios ou aeróbios, sendo os primeiros de modo geral mais econômicos e com menor produção de lodo e também produzindo efluentes de qualidade inferior aos tratamentos aeróbios. Tratamentos anaeróbios seguidos de aeróbios são uma tendência de uso mais freqüente no Brasil.

Tratamentos biológicos anaeróbios

São apresentados, em seqüência, os tratamentos biológicos anaeróbios mais utilizados no Brasil e as respectivas estimativas de produção de lodo.

a) Decanto-digestores (fossas sépticas):

As fossas sépticas são normalmente utilizadas para soluções individuais, precedendo a infiltração de efluente no terreno ou precedendo filtros anaeróbios. Para populações em torno de 500 a 1.000 habitantes, as fossas sépticas são normalmente utilizadas precedendo filtros anaeróbios, como ocorre em vários condomínios no litoral paulista.

Os decanto-digestores, em relação ao tratamento da fase líquida do esgoto, são bem

eficientes na remoção de sólidos sedimentáveis, os quais são estabilizados por processo biológico anaeróbio na parte inferior da unidade. A eficiência de remoção de DBO nos decanto-digestores fica normalmente na faixa de 35 a 50%, gerando um efluente tratado com DBO de 80 a 150 mgO₂/L.

A produção de lodo em fossas sépticas, que tem remoção do lodo de no máximo uma vez por ano, é de cerca de 5 a 7 kg SS/hab.ano (base seca), ou cerca de 120 a 200 L/hab.ano, já que é comum se remover basicamente todo o volume da fossa séptica por ocasião de sua limpeza.

b) Reatores UASB:

O reator UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactor) - reator anaeróbio de fluxo ascendente e manto de lodo, é um sistema de tratamento que vem demonstrando grande aplicabilidade para qualquer população esgotada, com eficiência de remoção de DBO na faixa de 55% a 75%, resultando em um efluente com DBO na faixa mais usual de 60 a 120 mgO₂/L, o que normalmente requer um tratamento complementar antes do lançamento do efluente no corpo receptor. Embora boa parte das unidades instaladas não seja seguida de pós-tratamento e também não atenda ao limite de DBO de 60 mgO₂/L, por solicitação dos órgãos de controle ambiental, alguns reatores UASB já possuem tratamento complementar por lagoas de estabilização fotossintéticas, filtros biológicos percoladores, filtros biológicos aerados submersos, biodiscos, sistemas de lodo ativado ou mesmo por sistema de tratamento físico-químico.

Existe hoje grande tendência na utilização de reatores UASB seguidos de sistemas biológicos aeróbios para a remoção de matéria orgânica (DBO efluente inferior a 30 mgO₂/L) e mesmo para a nitrificação do efluente final. Uma das maiores objeções ao uso dos reatores UASB em zonas urbanas é o possível odor resultante dos processos anaeróbios. Deve-se ter cuidado especial com os reatores UASB no que se refere à corrosão das estruturas de concreto, próximo e acima do nível do líquido.

Considerando apenas o reator UASB, o lodo produzido no tratamento de esgoto sanitário predominantemente doméstico, é considerado biologicamente estabilizado e a sua produção é estimada em 7 a 15 gSS/hab.dia (base seca) e é removido com teor de sólidos na faixa de 1,5% a 4%, podendo variar o volume de lodo removido do reator na faixa de 0,18 a 1,0 L lodo/hab.dia. Quando desaguado a 25% de teor de sólidos, o lodo a ser removido para disposição final é de 28 a 60 g lodo/hab.dia (base úmida), ou 0,03 a 0,06 L/hab.dia.

No litoral paulista, não tem sido utilizada esta alternativa de tratamento, porém, em locais onde se exige tratamento primário antes de emissário submarino, o reator UASB pode ser uma alternativa interessante.

c) Filtros anaeróbios (como pós-tratamento de fossa séptica e de reatores UASB):

Até há pouco tempo, o uso de filtros anaeróbios, era limitado às pequenas populações, tratando efluentes de fossas sépticas. Atualmente, sua utilização à jusante dos reatores

UASB, para garantir efluente final com $DBO < 60 \text{ mgO}_2/\text{L}$, mesmo para cidades com população superior a 50.000 habitantes, já vem sendo praticada. Nestes casos, os parâmetros atuais de dimensionamento dos filtros anaeróbios, são baseados em trabalhos de pesquisas em escala piloto e em resultados de campo e são bem menos restritivos que aqueles propostos pela NBR 13.969/97, cujos cálculos superdimensionam as unidades.

O efluente de filtros anaeróbios apresenta $DBO < 60 \text{ mgO}_2/\text{L}$, e o lodo produzido é considerado estabilizado. Para o conjunto reator UASB seguido de filtro anaeróbio, é estimada uma produção média de lodo de 10 a 18 gSS/hab.dia (base seca), ou cerca de 0,25 a 1,2 L/hab.dia. Normalmente, o lodo produzido em sistemas de reatores UASB seguidos de filtros anaeróbios é desaguado em leitos de secagem a aproximadamente 25% de teor de sólidos, resultando uma quantidade de 40 a 72 g lodo/hab.dia (base úmida) ou 0,04 a 0,07 L lodo/hab.dia.

Tratamentos biológicos aeróbios mais usuais

Os tratamentos biológicos aeróbios, quando de leito fluido, podem ou não ser precedidos de tratamento primário e podem ser ou não dimensionados com finalidade de alcançar a nitrificação do efluente. Já os de leito fixo são normalmente precedidos de tratamento primário.

Serão, a seguir, listados os sistemas aeróbios de tratamento de esgotos mais usuais, incluindo o que antecede o biológico. Os dados relativos à produção de lodo e características do efluente de vários sistemas de tratamento de esgoto sanitário de maior potencial de uso no país, tendo em vista principalmente, a remoção de matéria orgânica biodegradável (DBO), com e sem nitrificação, são mostrados na Tabela 2 e os custos estimativos de implantação dessas ETEs, bem como o consumo de energia para o processo de tratamento aeróbio, podem ser visualizados na Tabela 3.

As principais ETEs de tratamento aeróbio são:

- a) ETE convencional com lodos ativados (com decantador primário, tanque de aeração e decantador secundário, adensador de lodo, digestor anaeróbio e desaguamento do lodo). Essas ETEs podem ter o tratamento biológico com operação com taxas mais altas e sem nitrificação, ou com taxa convencional com nitrificação. São mais utilizados em ETEs de grande porte.
- b) ETE com lodos ativados por aeração prolongada sem decantador primário. Esse tipo de tratamento, com operação em bateladas (sem uso de decantadores secundários) vem sendo o mais utilizado para o tratamento dos esgotos de cidades do litoral paulista, por escolha da SABESP, para o caso de lançamento dos efluentes em corpos de água em pontos já relativamente próximos ao mar.
- c) ETE com lagoas aeradas aeróbias seguidas de lagoas de decantação. Requer área razoável, nem sempre disponível em áreas de veraneio. Pode ser interessante para áreas com população flutuante, operando fora de temporada como lagoa aerada facultativa.

Tratamentos biológicos aeróbios precedidos de tratamento biológico anaeróbio

Como já referido, existe tendência no Brasil à utilização da combinação de processos anaeróbios, particularmente reatores UASB e processos aeróbios, para se ter um efluente final com as características equivalentes a de sistemas de tratamento biológico somente aeróbio, com DBO < 20-30 mgO₂/L, sólidos em suspensão totais < 30 mgSS/L e, se necessário, N-amoniaco < 5 mg N/L.

Em comparação a uma ETE convencional, constituída de decantador primário seguido de tratamento biológico aeróbio, incluindo o tratamento da fase sólida; uma ETE constituída de reator UASB seguido do tratamento biológico aeróbio, com o lodo secundário encaminhado para digestão no próprio reator UASB e daí, direto para a desaguamento, pode apresentar as seguintes vantagens:

- Substituição de decantadores primários, adensadores de lodo e digestores anaeróbios, com todos os seus equipamentos, por reatores UASB;
- Volume dos reatores biológicos aeróbios poderá ser reduzido até cerca da metade do volume dos tanques ou reatores das ETEs convencionais. Os decantadores secundários, por receberem um afluente com menor concentração de sólidos em suspensão, podem sofrer uma significativa redução de área superficial;
- Para o caso de sistemas de lodos ativados, o consumo de energia para aeração reduzirá para cerca de 45 a 55% daquele da ETE convencional, quando não se tem nitrificação, e para cerca de 65 a 70% quando se tem nitrificação quase total;
- Existe a possibilidade de se gerar energia a partir da combustão do biogás;
- Devido à maior simplicidade e menor consumo de energia do sistema combinado anaeróbio-aeróbio, leva a menores custos operacionais.

Os principais sistemas de tratamento de esgoto com reator UASB seguido de tratamento biológico aeróbio, com os dados de produção de lodo e de qualidade dos efluentes são mostrados na Tabela 2 e dados de estimativa de custos de implantação e de consumo de energia elétrica para o processo aeróbio, na Tabela 3.

Uso de lagoas de estabilização

O uso de lagoas de estabilização, em áreas de veraneio, tem sido limitado pela disponibilidade de área e também, em muitos casos, pela dificuldade de solo adequado para a implantação das lagoas. Muitas vezes, no verão, a população aumenta muito, resultando em necessidades de área muito grandes para as lagoas fotossintéticas. Uma alternativa utilizada em alguns casos é a implantação de um sistema de tratamento físico-químico, para operar apenas nas temporadas, seguido de lagoa fotossintética para operar todo o ano. A remoção de DBO de cerca de 60% no tratamento físico-químico permite a implantação de uma lagoa fotossintética com área bem menor que a necessária para atender à população nas temporadas. Lagoas anaeróbias são normalmente evitadas por seu elevado potencial de geração de maus odores.

ETEs COM REMOÇÃO DE NUTRIENTES N E P

Remoção de nitrogênio e fósforo, de modo geral, não tem sido requerida para a disposição oceânica de esgoto sanitário, seja através de emissários submarinos, seja indiretamente por lançamento de efluentes de ETEs em corpos receptores em pontos próximos ao mar, no litoral paulista.

ESTIMATIVA DE CUSTO DE IMPLANTAÇÃO E DE CONSUMO DE ENERGIA PARA ALGUMAS ETEs

As estimativas de custos de implantação e de consumo de energia para aeração para algumas ETEs estão indicadas na Tabela 3.

Tabela 2 - Principais Características do Efluente e Quantidades de Lodo Produzido em Sistemas de Tratamento de Esgoto a Nível Secundário.

Sistema de tratamento	Qualidade do efluente			Lodo produzido		
	DBO mg O ₂ /L	SST mg/L	N-NKT mg/L	Base seca gSST/ hab.dia	Base úmida Teor Sólidos = 25%	
					g lodo/hab.dia	L lodo/hab.dia
Lodo ativado (alta taxa)	≤ 30	≤ 30	≥ 20	35 a 40	140 a 160	0,14 a 0,16
Lodo ativado taxa convencional	≤ 20	≤ 30	≤ 5	30 a 35	120 a 140	0,12 a 0,14
Lodo ativado aeração prolongada	≤ 20	≤ 40	≤ 5	38 a 43	150 a 170	0,15 a 0,17
Lagoa aerada+lagoa decantação (produção de lodo em base anual)	≤ 30	≤ 40	≥ 20	5,4 a 9,0 kg/hab ano	21 a 36 kg/habano	21 a 36 L/habano
UASB + lodo ativado alta taxa	≤ 30	≤ 30	≥ 20	22 a 30	88 a 120	0,09 a 0,12
UASB + lodo ativado taxa convenc.	≤ 20	≤ 30	≤ 5	19 a 27	76 a 108	0,08 a 0,11
UASB + filtro biológico percolador	≤ 30	≤ 30	≥ 20	25 a 30	100 a 120	0,10 a 0,12
UASB + filtro biológico aerado submerso (ou biodisco ou biofiltro aerado submerso), com alta taxa	≤ 30	≤ 30	≥ 20	25 a 30	100 a 120	0,10 a 0,12
UASB + Lagoa aerada + lagoa de decantação (produção de lodo em base anual)	≤ 30	≤ 40	≥ 20	4,5 a 8,7 kg/hab ano	18 a 35 kg/hab ano	18 a 35 L/hab ano
UASB + Flotação com ar dissolvido	≤ 30	≤ 30	≥ 20	30 a 40	120 a 160	0,12 a 0,16

Tabela 3 - Estimativas de custo de implantação e de consumo de energia de algumas ETEs.

SISTEMA DE TRATAMENTO	Custo estimado de implantação R\$/hab	Consumo de energia para aeração kWh/hab.ano
Lodo ativado alta taxa	150 a 200	10 a 15
Lodo ativado taxa convencional	180 a 250	18 a 22
Lodo ativado por aeração prolongada	100 a 180	33 a 37
Lagoa aerada + lagoa decantação	70 a 100	20 a 24
UASB + lodo ativado alta taxa	120 a 150	5 a 7
UASB + lodo ativado taxa convencional	130 a 170	15
ETE UASB + filtro biológico percolador de alta taxa	90 a 130	----
ETE UASB + filtro biológico aerado submerso (ou biodisco ou biofiltro aerado submerso), alta taxa	110 a 140	5 a 7
ETE UASB + Lagoa aerada + lagoa de decantação	70 a 100	7 a 9
ETE UASB + Flotação com ar dissolvido	90 a 130	3 a 4

DESINFECÇÃO

De modo geral, quando o lançamento de efluentes de ETEs é feito em corpos de água já próximos ao mar, especialmente quando desembocam em praias utilizadas para banho, ou mesmo em suas proximidades, a desinfecção do efluente final é necessária e tem sido usualmente feita por cloração. Já, para lançamento direto no mar, através de emissários submarinos, a necessidade de desinfecção dependeria das condições de lançamento, que poderia ou não afetar as condições de balneabilidade das praias. No litoral paulista, por segurança, a desinfecção com cloro tem sido utilizada.

Dentre os processos de desinfecção de esgotos, cloração e desinfecção por ultravioleta têm sido as alternativas mais consideradas, tendo no presente a cloração se mostrado como a mais interessante economicamente. A despeito do potencial de formação de subprodutos, que podem apresentar toxicidade, a cloração tem sido a solução utilizada quase em todas as ETEs de áreas litorâneas, sem se utilizar, por enquanto, a descloração.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A escolha da alternativa mais adequada para a solução do problema de esgotos sanitários de áreas litorâneas, tem levado em consideração garantir as condições de balneabilidade das praias, a disponibilidade de áreas para tratamento, as condições ambientais locais e o atendimento a parâmetros de qualidade de corpos de água receptores já na área litorânea, porém, até o momento, pouca atenção tem sido dada ao lodo gerado nos sistemas de tratamento de esgotos utilizados.

Um aspecto importante a ser considerado é o quanto de sólidos do esgoto podem ser lançados diretamente no mar através de emissários submarinos, pois este aspecto terá grande influência para muitos casos.

REFERÊNCIAS

- ALEM SOBRINHO, P.; KATO, M.T. Análise crítica do uso do processo anaeróbio para o tratamento de esgotos sanitários. In: Tratamento de Esgotos Sanitários por processo Anaeróbio e Disposição Controlada no Solo. PROSAB/FINEP - Rio de Janeiro (1999).
- CHERNICHARO, C.A. ET AL. Reatores Anaeróbios de Manta de Lodo. Capítulo 7. In: Tratamento de Esgotos Sanitários por Processo Anaeróbio e Disposição Controlada no Solo. PROSAB/FINEP - Rio de Janeiro (1999).
- CONAMA Resolução nº 357/2005. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Ministério do Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente (2005).
- METCALF & EDDY. Wastewater Engineering. Treatment and reuse. 4th edition. McGraw-Hill. Nova York. 1819 p. (2003).
- QASIM, S.R. Water Treatment Plants - Planning, Design and Operation. 1st edition. Holt, Rinehart and Winston. New York. 726 p. (1985).
-



**Aplicação do Sistema Cormix na Análise
da Zona de Mistura e no Projeto de
Emissários Submarinos**

**CORMIX Systems for Mixing Zone
Analysis and Outfall Design**

Robert L. Doneker

INTRODUCTION

The management of surface waters often necessitates that point source discharges be regulated not by “end of pipe” concentration limits, but in a way that allows for initial dilution within a mixing zone. This approach recognizes the natural assimilative capacity of a water body to treat pollutants in an economically efficient manner. In the USA, this has led to the concept of an “allocated impact zone” or “**Regulatory Mixing Zone**” (RMZ) around the discharge point. Figure 1 illustrates the RMZ and a more restrictive region within the RMZ called the **Toxic Dilution Zone** (TDZ) for toxic discharges. Within the RMZ and TDZ numeric water quality criteria may be exceeded as long as the water body as a whole is not impaired. Regulations concerning the size and shape of the mixing zone vary widely. Because more than 200,000 sources are regulated by **National Pollution Discharge Elimination System** (NPDES) permits nationwide, simulation models are often used for environmental assessment within the mixing zone.

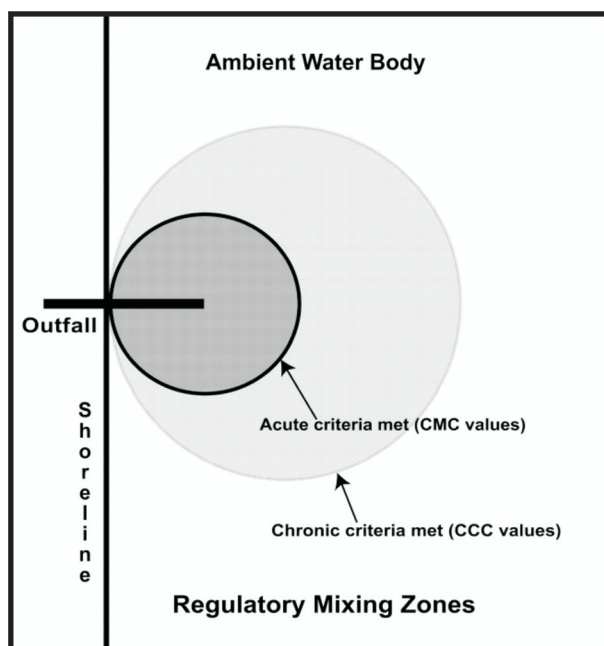


Figure 1. Regulatory Mixing Zones (RMZ), defined by chronic criteria, can be located in the near-field or far-field of a discharge. Toxic Dilution Zones (TDZ), defined by acute criteria, almost always occur in the near-field.

CORMIX is a USEPA-approved simulation and decision support system for environmental impact assessment of mixing zones resulting from point source discharges [1-4]. The methodology contains systems to model submerged single-port (CORMIX1 and multiport diffusers (CORMIX2), as well as surface discharge sources (CORMIX3). Effluents considered may be conservative, non-conservative, or heated. They may also contain suspended sediments. The system is designed to analyze water quality criteria within Regulatory Mixing Zones (RMZ) [5].

Development of CORMIX began in 1986 at Cornell University under contract from the USEPA Environmental Research Laboratory, Athens, GA. Various DOS console application releases of the software began in 1990 with CORMIX1 for submerged single port discharges and were subsequently followed by systems for multiport diffusers (CORMIX2) and surface discharges (CORMIX3). The advanced information systems of the newest Windows release of CORMIX, denoted CORMIX-GI, are described herein.

MIXING ZONE DEFINITIONS

Mixing zones may be defined by regulatory requirements, hydrodynamic processes, or biological impacts. Often, the terminology used to describe the mixing zone may be confusing. Terms used to describe hydrodynamic mixing processes, regulatory requirements, and biological effects are sometimes used interchangeably although they are not always equivalent. Table 1 shows mixing zone definitions and descriptions of typical spatial and temporal extent.

Table 1. Mixing Zone Definitions.

Mixing Region	Definition	Description	Space/Time Scales Meters/Seconds
Initial Mixing - Zone of Initial Mixing (ZID)	Hydrodynamic	Buoyant jet mixing/turbulent entrainment before any boundary interaction occurs	10 ⁰ -10 ² /10 ⁰ -10 ²
Near-field Mixing	Hydrodynamic	buoyant jet mixing up to and including boundary interaction with surface, bottom, or stratified terminal layer	10 ⁰ -10 ² /10 ⁰ -10 ²
Far-field Mixing	Hydrodynamic	gravitationally-driven density current mixing (buoyant spreading) and passive diffusion controlled by ambient turbulence which occurs after boundary interaction	10 ¹ -10 ⁵ /10 ² -10 ⁵
Regulatory Mixing Zone (RMZ)	Regulatory/ Biological/ Chronic Exposure	Can be located in near-field or far-field	10 ¹ -10 ² /10 ⁰ -10 ⁴
Toxic Dilution Zone (TDZ)	Regulatory/ Biological/ Acute Exposure	Usually located in the near-field	10 ⁰ -10 ² /10 ⁰ -10 ²

CORMIX-GI SYSTEMS FOR MIXING ZONE ANALYSIS AND OUTFALL DESIGN

The CORMIX system utilizes an intelligent forms-based Graphical User Interface (GUI) on Windows computers for data entry. The GUI is coupled to a series of rule-bases that are linked to a collection of hydrodynamic simulation models, interactive visualization routines, simulation documentation, and outfall design tools. The GUI guides user interaction with these components and gives access to user help and simulation documentation functions. Table 2 lists the various system components and describes their functionality.

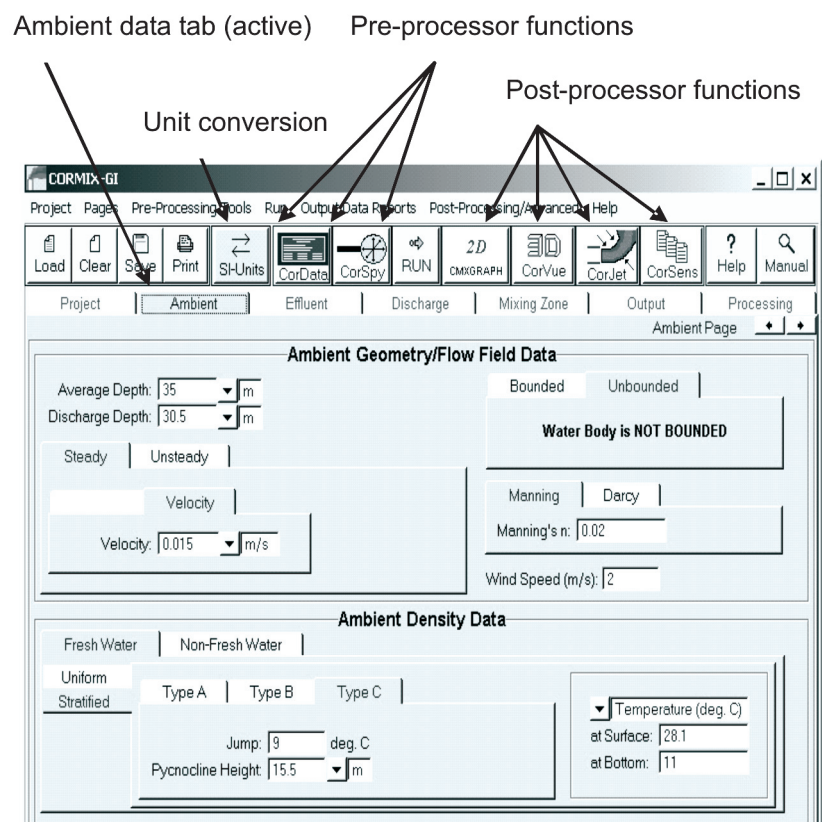


Figure 2. The CORMIX-GI v4.1GT Graphical User Interface (GUI).

An example of the data entry GUI form is shown in Figure 2 with the ambient data tab active. This form is used to enter information about ambient data such as depths, velocities, and density stratification at the discharge location. Other tabs on the GUI give access to the data input forms for project information, discharge conditions, effluent characteristics, regulatory mixing zone requirements, and system output. Several GUI features are designed to facilitate easy user interaction. For example, data may be entered in mixed units (English or Metric), however the system always converts input data to the SI system for simulation model execution.

MIXING ZONE HYDRODYNAMICS AND CLASSIFICATION OF BOUNDARY INTERACTION

The CORMIX methodology emphasizes the role of **boundary interaction** on mixing processes [6]. Boundary interaction occurs when the flow contacts either the water surface, channel bottom, or forms an internal terminal layer in a density-stratified ambient environment. Boundary interactions can also be in the form of dynamic near-field wake or Coanda attachments. Boundary interaction defines the transition from near-field to far-field mixing [2]. Near-field mixing processes are those for which the initial momentum, buoyancy, and geometric orientation of the discharge has the predominant

effect on flow behavior. Far-field mixing is largely controlled by ambient conditions and can include density current buoyant spreading before transition to passive diffusion.. CORMIX contains a rigorous flow classification developed to classify a given discharge/environment interaction into one of several flow classes with distinct hydrodynamic features [1, 2, 4]. An example of the classification scheme for single-port discharges appears in Figure 3. In total, CORMIX contains about 80 generic flow classifications for submerged single port, multiport, and surface discharge sources [7].

Table 2. CORMIX-GI System Components and Descriptions.

Component	Function/Description	Language
CorData	Import utility for legacy DOS CORMIX data import	C++
CorSpy	Pre- and post-processor; interactive graphics for visualization of 3-D outfall geometry and ambient boundaries for CORMIX1 & 2.	C++
CorDocs	Online system hypertext documentation for integrated access to the CORMIX User Manual, CORMIX1, 2, & 3, technical reports.	HTML
Rule Bases	Pre and post-processors: Codified logic for data specification, flow classification, documentation, and outfall design optimization.	Prolog
CORMIX1	Hydrodynamic simulation models for single port discharges.	FORTRAN
CORMIX2	Hydrodynamic simulation models for multiport diffuser discharges.	FORTRAN
CORMIX3	Hydrodynamic simulation models for buoyant surface discharges.	FORTRAN
CorJet	Post-processor; jet-integral model for detailed analysis of stable CORMIX1 & 2 discharges in arbitrary density and velocity fields.	FORTRAN
FFL	Post-processor; Far-Field Locator transforms plume coordinates in the far-field using the cumulative discharge method	FORTRAN
CorVue	Post-processor; interactive 3-D graphics for visualization of plume simulations for analysis of regulatory mixing zone conditions	C++
CorSens	Pre- and post-processor; automated tool for sensitivity analysis of mixing zones over a range of discharge and ambient parameters.	C++

For each of the flow classifications within the CORMIX system, a hydrodynamic model is constructed to simulate the specific flow class. The hydrodynamic simulation system contains a collection of regional flow models or “modules” based upon integral, length scale, and passive diffusion approaches to model the hydrodynamics of near-field and far-field mixing zones.

The simulation modules include buoyant jet and integral flux models, length scale, and passive diffusion approaches. In total about 60 CORMIX flow modules are employed to simulate about 80 flow classifications. The classification system and hydrodynamic simulation models can be safely and reliably applied to a broad range of environmental mixing problems; e.g. small industrial discharges in deep stratified lakes, multiport diffusers in swift shallow rivers, or large power plant cooling water discharges into tidally influenced estuaries. Table 3 outlines the major physical mixing processes modeled by the CORMIX system.

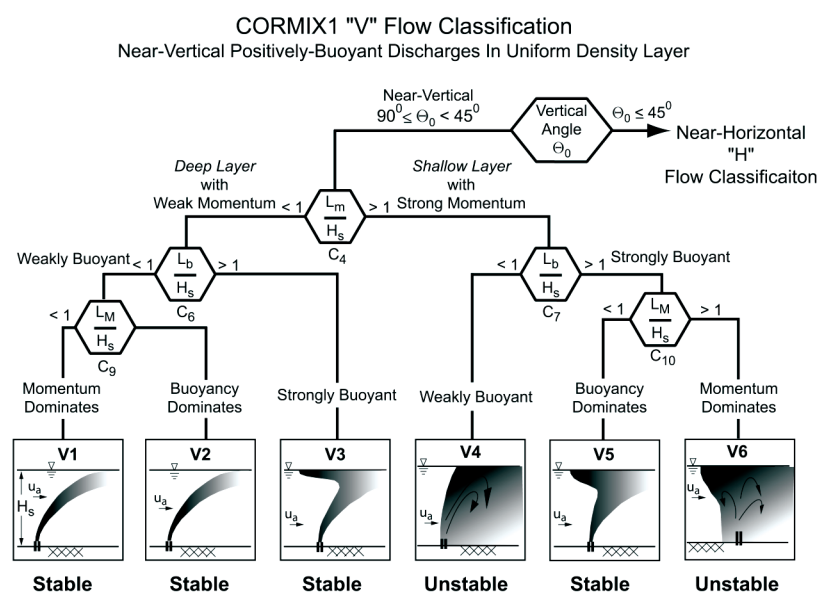


Figure 3. CORMIX flow classification for single port discharge in a uniform density layer. The complete classification scheme contains about 80 generic flow classes.

Table 3. Physical Processes Modeled By CORMIX.

Physical Process	Location	Space / Time Scales Meters/Seconds
Buoyant Jet Mixing	Near -field	100-102/100-102
Dynamic Near-field Wake and Coanda Attachments	Near -field	100-102/100-101
Boundary Interaction	Near -field	100-102/100-103
Near-field Flow Instability/Full Vertical Mixing	Near -field	100-103/100-103
Buoyant Upstream Density Current Intrusions	Near -field	100-103/100-104
Buoyant Spreading Density Current Mixing	Far-field	102-105/103-105
Passive Ambient Diffusion	Far-field	102-105/102-105

THE RULE-BASED EXPERT SYSTEMS APPROACH FOR MIXING ZONE ANALYSIS

The classification scheme, input data verification, and hydrodynamic documentation are implemented within CORMIX using **Artificial Intelligence** (AI) techniques of rule-based expert systems. A rule base contains a collection of **IF(conditions)-THEN(conclusions)** logic statements called rules. Figure 4 shows an example of a mixing zone rule for flow classification. Rule bases check for input data consistency, calculate basic length scales and flow parameter, and determine flow class for hydrodynamic simulation (i.e. pre-processing). The rule base offers a rigorous analysis of physical conditions controlling discharge/environment interaction for a safe and reliable analysis. The rule base also provides the foundation for outfall design optimization strategies.

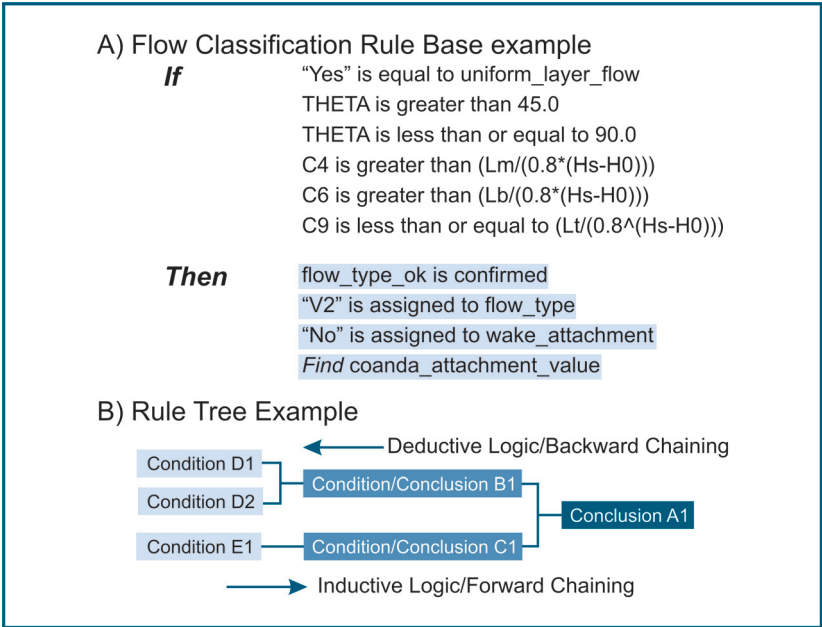


Figure 4. An illustrative CORMIX Rule Base Example for Hydrodynamic Flow Classification for a Single Port Submerged Discharge. The complete system contains over 2000 rules to classify, simulate, and document regulatory mixing zones.

COMPUTER AIDED OUTFALL DESIGN TOOLS AND MIXING ZONE SIMULATION

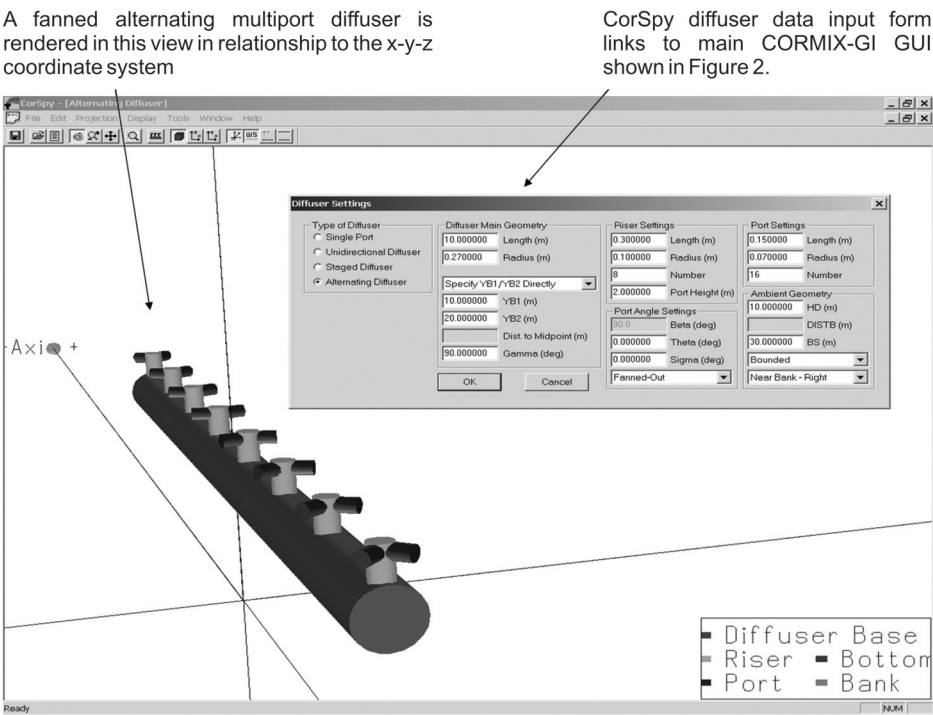


Figure 5. A CorSpy 3-D Multiport Diffuser Visualization.

The CorSpy and CorVue visualization tools comprise the virtual reality components of the system. Both give interactive real time rendering. They allow the analyst to “fly” around in space using the mouse as a pointer for the scene camera. The analyst can select 3D, plan, and side views for display of outfall and plume properties. The analyst may also select various display options from a menu for displaying properties such as boundaries, coordinate systems, and graphs of simulation results. An example of the CorSpy interactive visualization system for 3-D outfall design and specification is shown in Figure 5. CorVue is an interactive visualization system for evaluation of plume properties and regulatory mixing zones. Figure 6 shows a CorVue visualization of a single port discharge that is trapped in a stratified terminal layer by ambient density stratification.

CONCLUSIONS

The CORMIX system is unique among mixing zone prediction methodologies in that it systematically accounts for boundary interaction, predicts density current behavior after boundary interaction, and provides rule-verified mixing zone analysis and advice for outfall design optimization. This easy to use rule-based expert system provides a rigorous analysis of hydrodynamic mixing processes, supplying both regulators and dischargers with a detailed examination of flow behavior for mixing zone assessment. The advanced software tools are integrated to provide a complete system for determination of environmental impacts from many types of wastewater discharge. As illustrated in Figure 7, the system provides a comprehensive approach to mixing zone analysis, regulatory assessment, and outfall design.

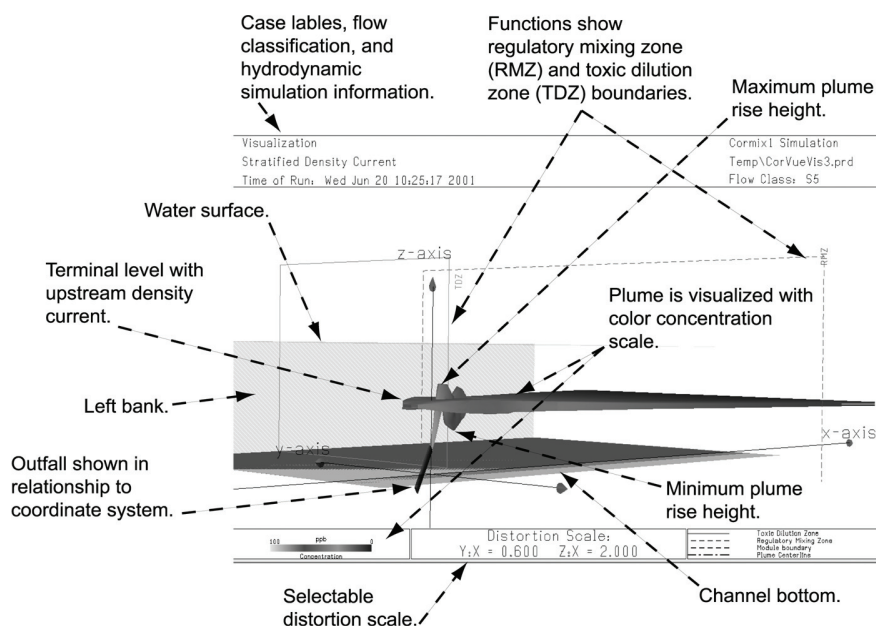


Figure 6. A 3-D CorVue Plume Visualization. This plot shows the near-field, boundary interaction, and far-field of a CORMIX S5 flow class trapped by ambient density stratification. Users may interactively change distortion scales and plume display properties, and “fly” around the plume in real time by changing the camera position.

In the past 12 years, the authors have supported model application for over 2000 users worldwide. Experience suggests that CORMIX1 applies to better than 95% of submerged single-port designs, CORMIX2 to better than 80% of multiport diffusers, and CORMIX3 to better than 90% of surface discharges. Whenever the model is applicable extensive comparison with available field and laboratory data has shown that the CORMIX predictions on dilutions and concentrations, with associated plume geometries, are accurate to within $\pm 50\%$ (standard deviation). The rule-based approach provides a way for personnel with little or no training in hydrodynamics to investigate improved design solutions for aquatic discharge structures. To limit misuse, the system contains limits of applicability that prevent the simulation of situations where no safe predictive methodology exists, or where discharge geometries are undesirable from a hydrodynamic viewpoint. Extensive user-help, warning labels, data screening mechanisms, and alternative design recommendations are furnished by the system. The system is not fool proof, however, and results should always be examined for reasonableness.

Developments anticipated in the future include integration of the hydrodynamic routines and rule-bases for dense surface discharges with or without suspended sediment loads into the CORMIX-GI windows user interface. Current system information, CORMIX home page at <http://www.cormix.info>, CORMIX is currently licensed, distributed and supported by MixZon Inc (<http://www.mixzon.com>).

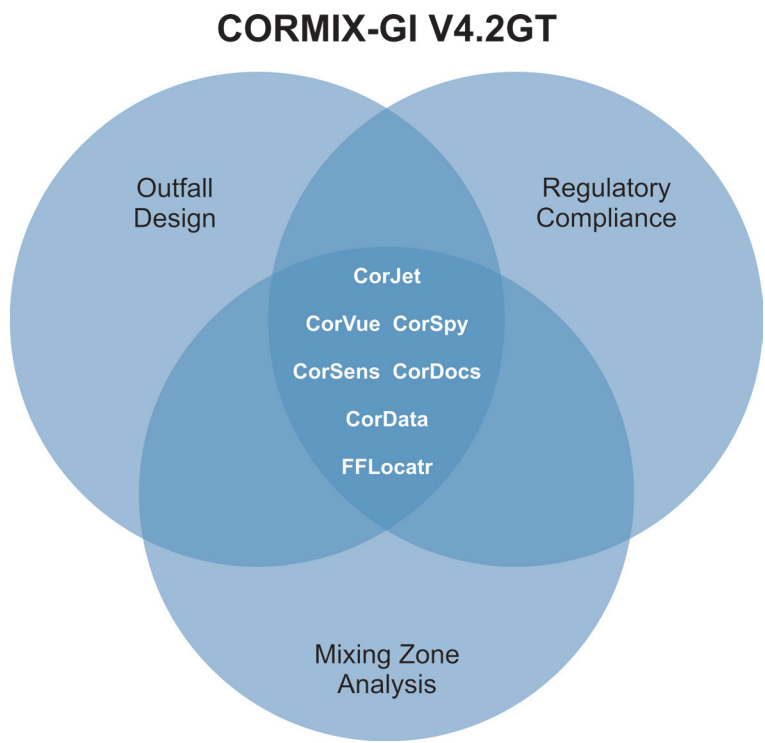


Figure 7. The CORMIX-GI system tools integrate to give comprehensive analysis of mixing zones for outfall design optimization and regulatory compliance.

ACKNOWLEDGEMENTS

USEPA, Office of Water, Office of Science and Technology currently supports CORMIX development, user training, and technical support. Ms. Lauren MacWilliams is the Project Officer.

REFERENCES

- Akar, P.J. and G.H. Jirka, CORMIX2: An Expert System for Hydrodynamic Mixing Zone Analysis of Conventional and Toxic Submerged Multiport Diffuser Discharges. 1991, USEPA: Athens, GA.
- Doneker, R.L. and G.H. Jirka, CORMIX1: An Expert System for Mixing Zone Analysis of Conventional and Toxic Single Port Aquatic Discharges. 1990, USEPA: Athens, GA.
- Doneker, R.L. and G.H. Jirka, D-CORMIX Continuous Dredge Disposal Mixing Zone Water Quality Model Laboratory and Field Data Validation Study. 1997, Oregon Graduate Institute: Portland, Oregon. p. 44.
- Jones, G.R., J.D. Nash, and G.H. Jirka, CORMIX3: An Expert System for Mixing Zone Analysis and Prediction of Buoyant Surface Discharges. 1996, DeFrees Hydraulics Laboratory, Cornell University.
- USEPA, Technical Support Document for Water Quality-based Toxics Control. 1991, USEPA: Washington, D.C.
- Doneker, R.L. and G.H. Jirka, Expert Systems for Design and Mixing Zone Analysis of Aqueous Pollutant Discharges. Journal of Water Resources Planning and Management, ASCE, 1991. 117(6): p. 679-697.
- Jirka, G.H., R.L. Doneker, and S.W. Hinton, User's Manual for CORMIX: A Hydrodynamic Mixing Zone Model and Decision Support System for Pollutant Discharges into Surface Waters. 1996, DeFrees Hydraulics Laboratory, Cornell University: Ithaca, NY.
-

**Modelagem Aplicada à Simulação do
Escoamento da Pluma de Efluentes de
Emissários Submarinos no Litoral Paulista**

**Modelling Applied to Waste Plume
Simulations in São Paulo Coastal Waters**

Jayme Pinto Ortiz

Emilia Arasaki

Edward Brambilla Marcellino

Osman Fernandes da Silva

Ricardo de Mattos Fortis

ABSTRACT

It is very important to characterize the plume wastewater dispersion process discharged through diffusers of submarine outfalls and, the application of physical and numerical modeling techniques are important tools to get this target. The physical modeling techniques nowadays are important for the calibration of numerical models. In the other hand, the numerical models have been improved fast and are vital for the development of this area of research. In this work it is presented some physical modeling results of a single port hot water discharged in cold water reservoir, and a good comparison of results with CORMIX application were obtained, for a certain range of Densimetric Froude number jet/plume discharge. In the other hand, it was done an identification and mapping of wastewater plume dispersion standards of Santos submarine outfall through satellite images analysis using TM – Landsat e HRV- SPOT. In this case, it was used environmental data as subsidy for the satellite images, comparing the results with CORMIX application.

Some simulations of the plume wastewater dispersion process for the seven submarine outfalls of São Paulo coast operated by SABESP, were accomplished, using CORMIX Expert System, considering the stratified and not stratified environmental conditions. The results show some restrictions for the operations of Araçá, in São Sebastião and Saco da Capela in Ilhabela submarine outfalls.

Some simulations were done also using software FLUENT, considering the wastewater concentration recommended by Metcalf&Eddy (1991) for Nitrogen and applying this values to Araçá (São Sebastião) submarine outfall. The results were compared with the values specified in the CONAMA 357/05, considering coast water classification as Classes 1 and 2. The results show that FLUENT can be used to reproduce the plume dispersion process in the near fiel and far field, and compared with CORMIX results in the near-field, helping in the fitting of the mixing zone.

Keywords: submarine outfall, plume dispersion, physical model, numerical model, mixing zone, plume visualization, satellite image, coastal water.

RESUMO

É muito importante caracterizar o processo de dispersão de efluente através de sistemas difusores de emissários submarinos, e, neste sentido, a aplicação de modelagem física e numérica, constituem em importante ferramenta para se atingir este objetivo. As técnicas de modelagem física são importantes para a calibração de modelos numéricos. Por outro lado, a técnica de modelagem numérica tem evoluído rapidamente sendo de vital importância para o desenvolvimento desta área de pesquisa. Apresenta-se neste trabalho alguns resultados de modelo físico para o caso de descarga submersa de água quente, a partir de um orifício único, em um reservatório de água fria, e uma boa comparação dos resultados experimentais com a aplicação do CORMIX, foi obtida para uma certa faixa de número de Froude densimétrico na seção de descarga do jato/pluma. Por outro lado, apresenta-se alguns mapas de identificação da pluma do efluente do emissário de Santos, usando-se imagens do satélite TM Landsat e HRV-SPOT. Dados ambientais foram utilizados, sendo os resultados comparados com a aplicação do CORMIX.

Resultados de simulações do processo de dispersão das plumas dos efluentes dos sete emissários submarinos do litoral paulista, operados pela SABESP, usando-se o Sistema Especialista CORMIX são apresentados, tanto para as condições de ambiente estratificado, como não estratificado. Os resultados mostram restrições na operação dos emissários do Araçá, em São Sebastião, e Saco da Capela, em Ilhabela.

Algumas simulações foram feitas ainda usando-se o software FLUENT, considerando o valor de concentração de Nitrogênio recomendado por Metcalf & Eddy (1991), aplicado ao esgoto do emissário do Araçá, em São Sebastião. Os resultados foram comparados com os valores estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/05, considerando as condições de Classe 1 e Classe 2 para águas costeiras. Os resultados mostram que o FLUENT pode ser usado na simulação do processo de dispersão da pluma de efluente nos campos próximo e distante, e comparados com os resultados do CORMIX, contribuindo para o estabelecimento da zona de mistura.

Palavras-chave: emissário submarino, dispersão de pluma, modelo físico, modelo numérico, zona de mistura, visualização de pluma, imagem de satélite, água costeira.

INTRODUÇÃO

Ao longo dos anos o homem tem utilizado a água do mar nos processos de depuração de efluentes domésticos e industriais provenientes de regiões urbanizadas desenvolvidas ao longo da linha da costa. Considerando que os processos químicos, físicos e biológicos, progressivamente se degradam e são assimilados naturalmente pelo meio ambiente, poderia se concluir que o oceano, devido a sua elevada capacidade de diluição, e sob o ponto de vista ambiental, pode ser considerado ideal para receber a descarga de efluentes (exceto aqueles altamente estáveis, não sujeitos às taxas normais de diluição). Neste sentido a opção pela descarga oceânica de efluentes, através da construção de emissários submarinos, principalmente no caso de esgoto sanitário, passa a ser uma alternativa interessante de sistema de tratamento de esgoto para as regiões costeiras.

Todavia, a viabilização desta alternativa passa necessariamente pela definição de um pré-condicionamento ou tratamento primário do efluente, sistematização dos projetos de emissários submarinos, em particular de seu sistema difusor, critérios bem definidos de operação, monitoramento ambiental na região de descarga do efluente, definição da zona de mistura do efluente.

A modelagem do processo de dispersão da pluma de esgoto descarregada por sistemas difusores de emissários submarinos, em particular, a modelagem computacional, é uma ferramenta poderosa no auxílio à tomada de decisão da licença ambiental para o funcionamento de um emissário, já que fornece subsídios, principalmente quando acompanhada do monitoramento de campo, à definição da zona de mistura da pluma do efluente no mar.

JATOS E PLUMAS TURBULENTAS

Definem-se jatos turbulentos sujeitos a empuxo, como sendo a descarga submersa de um líquido de menor densidade, proveniente de orifícios de saída (sistemas difusores) em um outro líquido de maior densidade. O jato é descarregado com quantidade de movimento acentuada, arrastando o líquido adjacente na descarga e aumentando sua espessura, e elevando-se devido ao efeito do empuxo gerado pela diferença de densidade entre os líquidos. Como consequência, resulta um processo de diluição, seja por transferência de quantidade de movimento, de calor ou de massa, gerado pela ação das forças que dirigem o escoamento, o que acarreta uma diluição acentuada e rápida de um líquido no interior do outro, principalmente na região inicial até que o jato atinja a superfície livre.

O processo de mistura hidrodinâmica de um efluente continuamente descarregado em um corpo d'água receptor pode ser dividido em duas regiões distintas. Em uma primeira região, as características iniciais do jato em termos de quantidade de movimento e empuxo impostas pela geometria de saída, pelas condições de descarga e pelas condições ambientais, tem influência direta na trajetória do jato e no processo de diluição. Esta região denomina-se região de campo próximo (*near field*). A medida que o jato ou pluma do efluente se afasta da fonte, as características da fonte passam a ser cada vez menos importantes e sua trajetória e o processo de diluição passam a ser dirigidos pelo movimento turbulento do corpo receptor, neste caso, o mar, influenciado pelas condições ambientais. Caracteriza-se assim o campo distante (*far field*).

A Figura 1 é uma representação esquemática da região de campo próximo de um jato submerso sujeito a empuxo descarregado em um corpo d'água. A Figura 2 é uma representação esquemática ilustrativa para o Lago Ontário de escalas de campos próximo e distante para a descarga de efluente no Lago Ontário

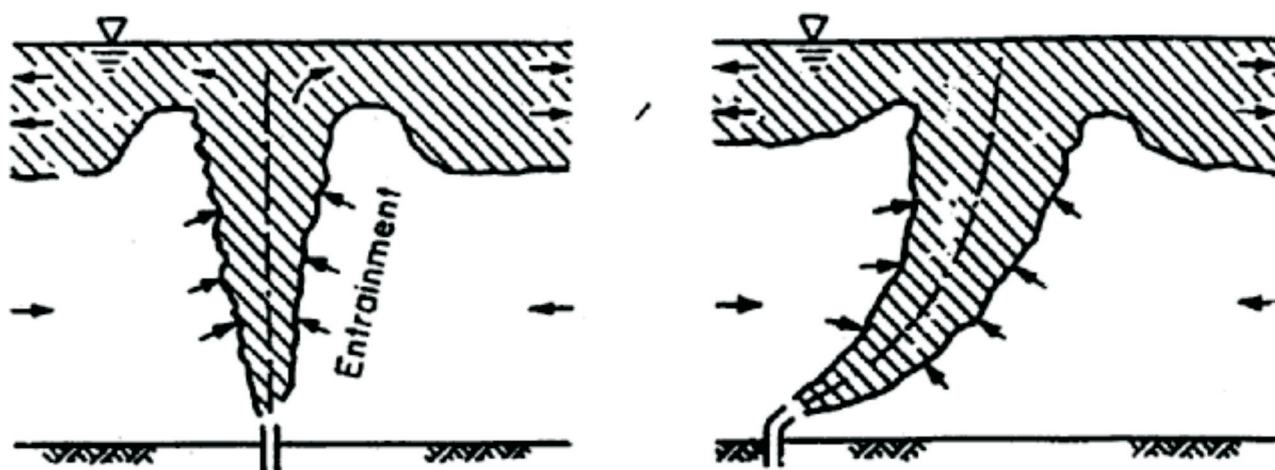


Figura 1. Representação esquemática do campo próximo de jato ou pluma submersa sujeito a empuxo.

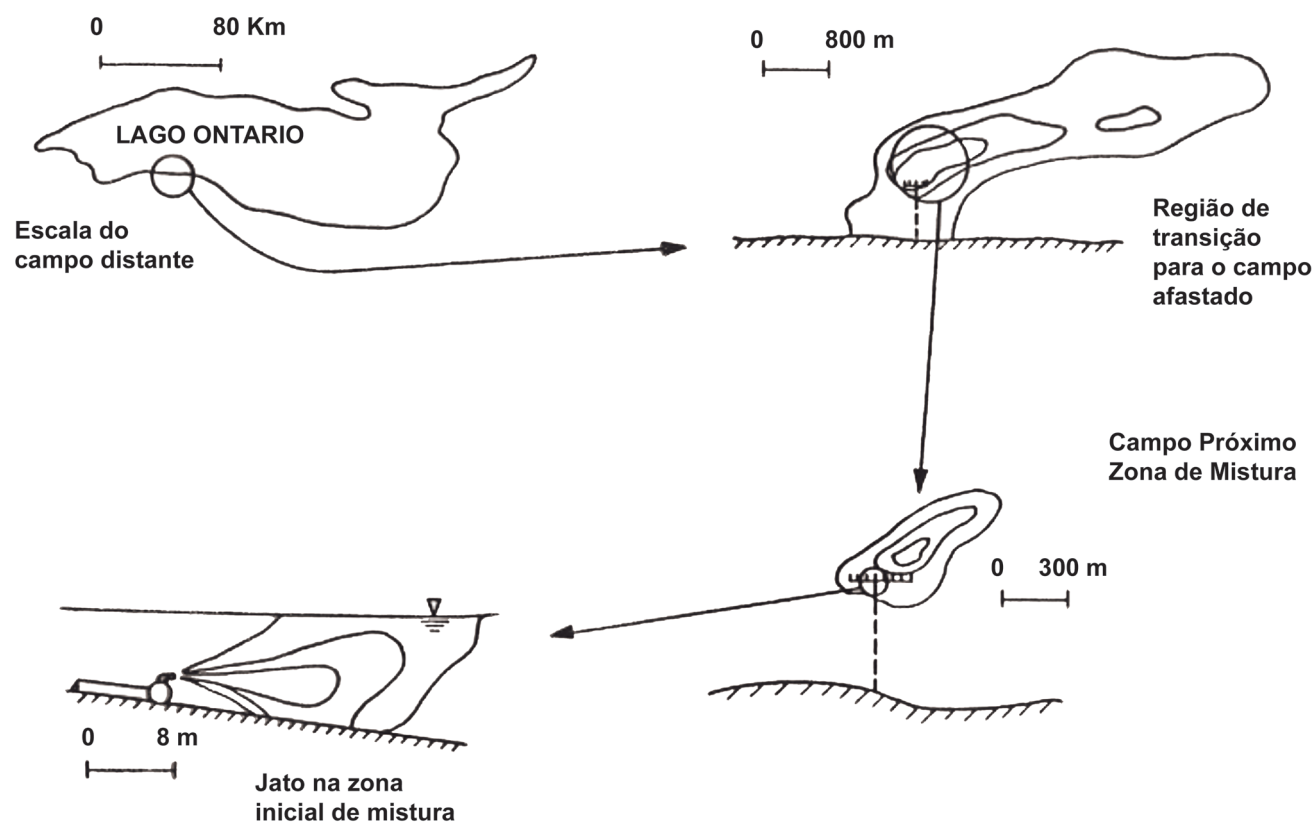


Figura 2. Representação esquemática para o Lago Ontário, escalas de campos próximo e distante (extraído de Adams,1993).

MODELAGEM FÍSICA

Nos dias de hoje, a modelagem física é importante quando utilizada para a calibração de modelos numéricos. Com este objetivo construiu-se uma bancada experimental no Centro Tecnológico de Hidráulica – CTH/EPUSP, onde se ensaiou a descarga de jato aquecido em reservatório de água estagnada e à temperatura ambiente. Os ensaios foram feitos para a descarga submersa de jatos simples com número de Froude densimétrico na descarga $Fd_0 = 6, 11$ e 20 (Pinheiro & Ortiz, 1997 e 1999). A Figura 3 apresenta estes resultados ao longo do eixo longitudinal do jato/pluma, comparado com resultados da literatura, para a condição de lançamento de orifício único com $Fd_0 = 11$, onde:

$$Fd_0 = \frac{u_0}{\sqrt{g \frac{\Delta\rho}{\rho_a} d_0}}$$

sendo:

$u_0 \rightarrow$ velocidade média do jato na seção de descarga;

$g \rightarrow$ aceleração da gravidade;

$\Delta\rho \rightarrow$ diferença entre a massa específica do líquido ambiente e a massa específica do efluente;

$\rho_a \rightarrow$ massa específica do líquido ambiente;

$d_0 \rightarrow$ diâmetro do orifício de descarga.

Os resultados apresentados na Figura 3 permitem a comparação entre os valores experimentais obtidos para $Fd_0=11$ com os valores obtidos pela utilização do software CORMIX e com outros valores da literatura, podendo-se concluir que os resultados são bastante razoáveis em termos de aplicação ao campo próximo. Maiores detalhes sobre estes resultados para a faixa de Fd_0 de 6 a 20, podem ser encontrados em Pinheiro & Ortiz, 1997 e Pinheiro & Ortiz, 1999. O CORMIX é um software especialista baseado no método integral e na hipótese de distribuição gaussiana de velocidade e de concentração a partir da região de descarga do efluente, com amplo espectro de aplicação, considerando descargas simples ou múltiplas, superficial ou profunda (Doneker & Jirka, 1991; Jirka *et al.*, 1991; Jirka & Doneker, 1991; Jirka & Akar, 1991). Embora sua aplicação seja bastante importante para uma primeira avaliação do campo próximo de dispersão do efluente, sua aplicação à transição e ao campo distante é bem mais restrita.

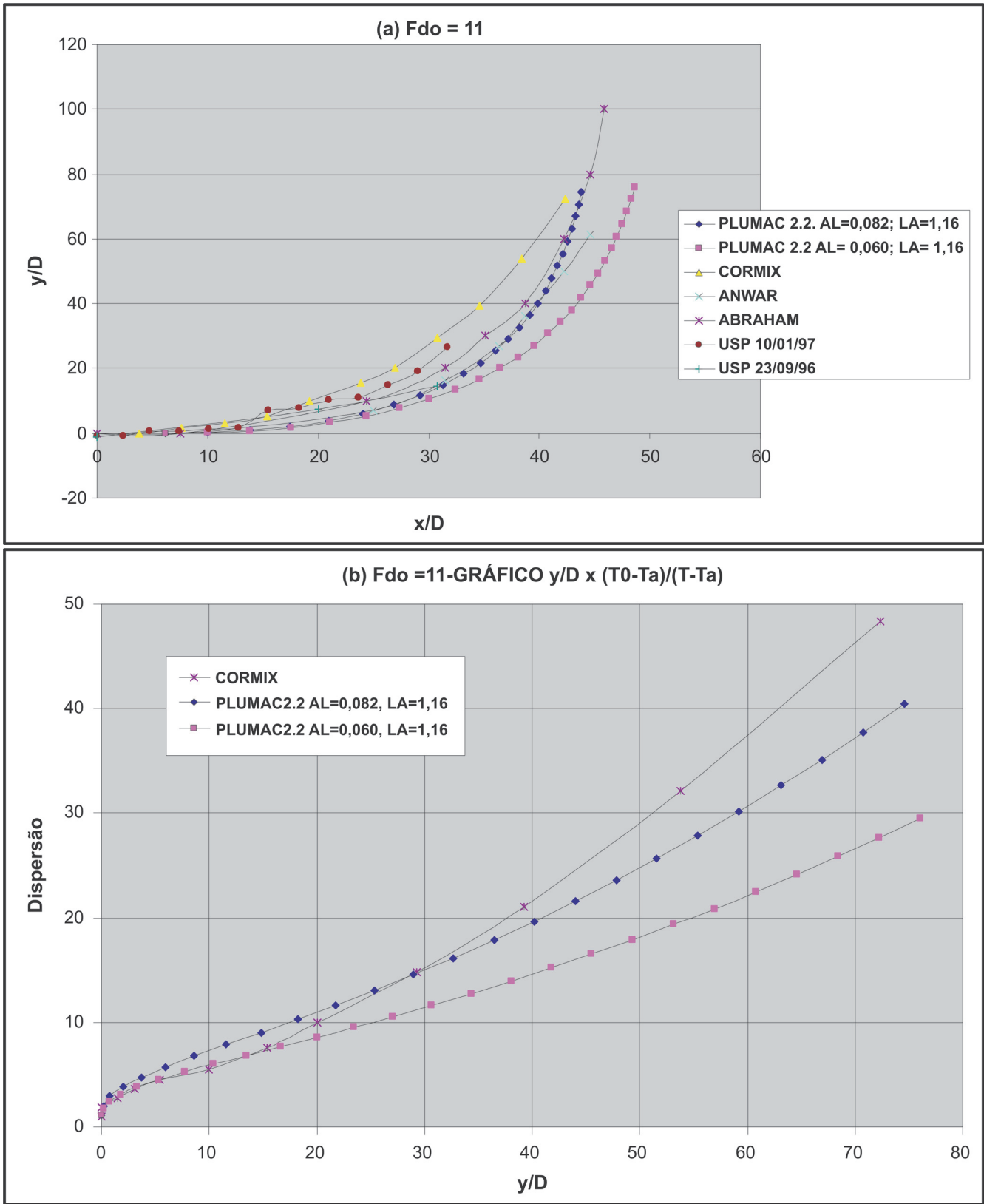


Figura 3. Resultados experimentais para $F_{do}=11$, comparados com a aplicação do software CORMIX e literatura. (z/d e x/d representam, respectivamente, as coordenadas adimensionais de profundidade e distância do lançamento em relação ao diâmetro do orifício de descarga).

IMAGENS DE SATÉLITE E COMPARAÇÕES COM O MODELO COMPUTACIONAL CORMIX
APLICADA AO EMISSÁRIO DE SANTOS

Apresenta-se a seguir um estudo realizado para o emissário de Santos/São Vicente que englobou as seguintes etapas:

- Identificação e mapeamento dos padrões de dispersão da pluma de esgoto no emissário de Santos através da análise de imagens TM – Landsat e HRV- SPOT;
- Utilização de dados ambientais como subsídio à interpretação dessas imagens (dados de campo com apoio da Marinha do Brasil);
- Comparação com resultados gerados pelo CORMIX.

O processamento das imagens é feito pelo software SPRING 3.5 (Sistema de processamento de informações geo-referenciadas) – INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais).

A Figura 4 e a Tabela 1 mostram, respectivamente, as fases deste processamento e a relação de imagens utilizada neste trabalho.

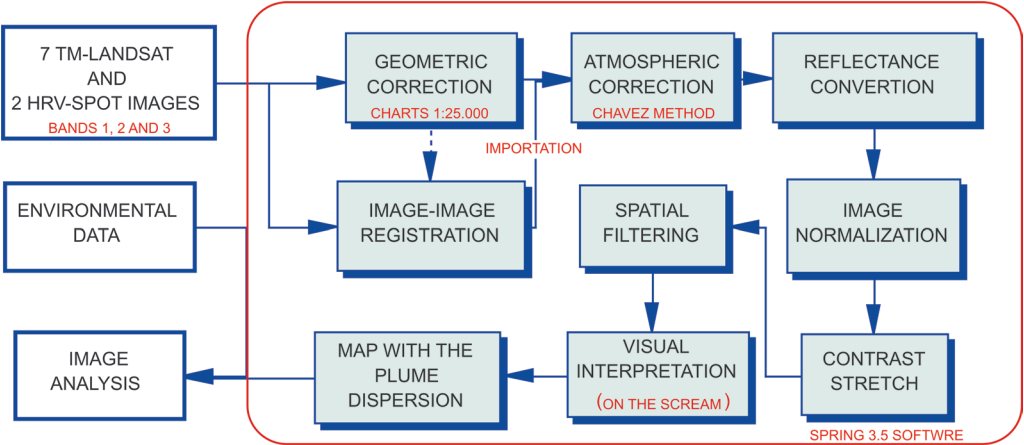


Figura 4. Quadro esquemático das fases do processo de digitalização de imagens.

Tabela 1. Características das imagens.

	Orbit/Point	Date	Sensor-Satellite
1	219/77	Aug-26-1999	TM-LANDSAT / (Bands 1 to 3)
2	219/77	Sept-2-1996	TM-LANDSAT / (Bands 1 to 3)
3	219/77	Aug-13-1996	TM-LANDSAT / (Bands 1 to 3)
4	219/77	June-28-1995	TM-LANDSAT / (Bands 1 to 3)
5	219/76	June-16-1985	TM-LANDSAT / (Bands 1 to 3)
6	219/76	Apr-27-1990	TM-LANDSAT / (Bands 1 to 3)
7	219/76	Oct-02-2000	TM-LANDSAT / (Bands 1 to 3)
8	717/397	Sept-03-1999	HRV-SPOT (XI)
9	717/398	May-30-1986	HRV-SPOT XS

De acordo com Gordon (2000), para a compreensão do processo de estratificação na Baía de Santos é necessário entender os padrões de circulação que ocorrem, influenciados por um complexo sistema de canais naturais ou artificiais que conduzem os cursos d'água ao oceano. Como resultado pode-se observar as seis plumas de efluente delimitadas usando as imagens TM-Landsat HVR-Spot (Figura 5).

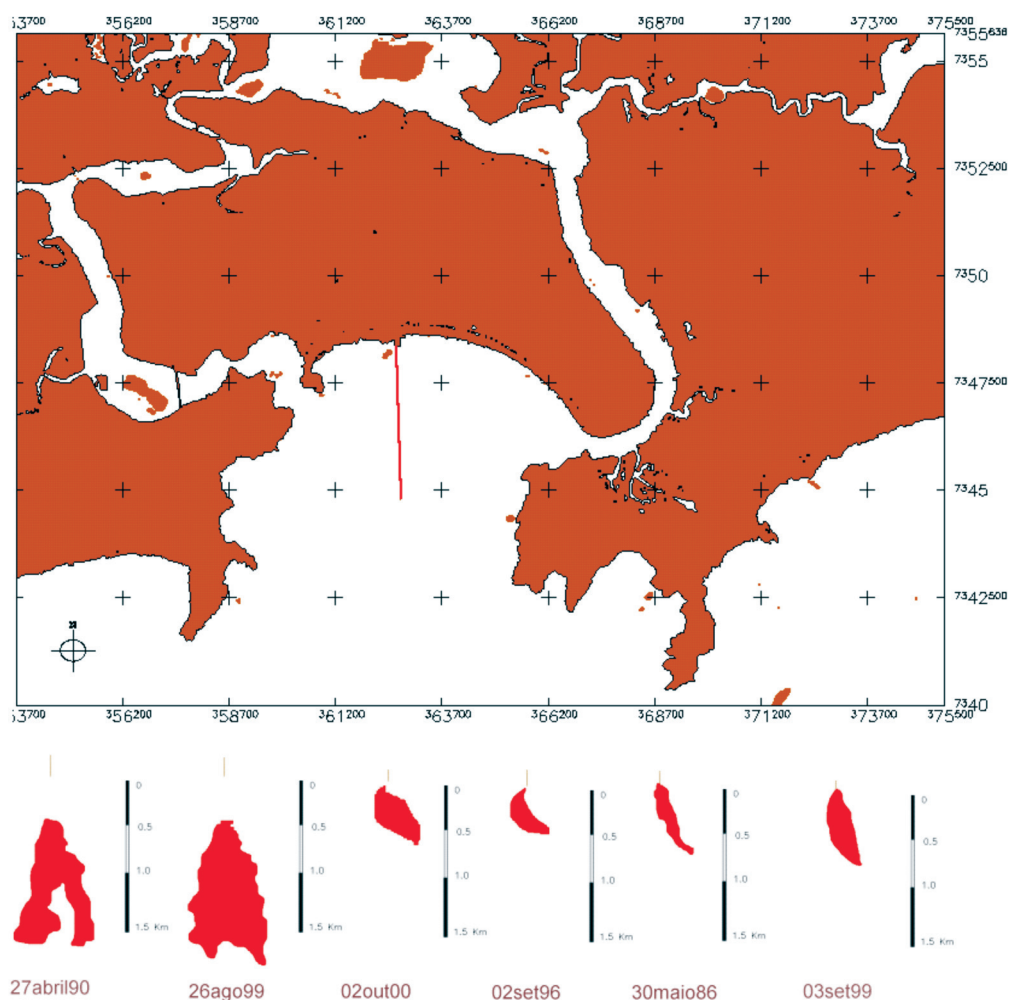


Figura 5. Delimitação de plumas na Baía de Santos.

Os padrões de pluma apresentados na figura acima podem ser entendidos usando as simulações com o CORMIX, que mostram que a pluma em determinadas situações atinge a superfície e em outras não. Se observarmos a Figura 6, obtida a partir da simulação com o CORMIX, verifica-se que a pluma toca a superfície no campo próximo, mas em seguida afunda na direção do campo distante, não sendo mais visível, o que é confirmado nas imagens de satélite apresentadas na Figura 5 (02/Out/00, 02/Set/96, 30/Maio/86, 03/Set/99, 27/Abril/90 e 26/Agosto/99).

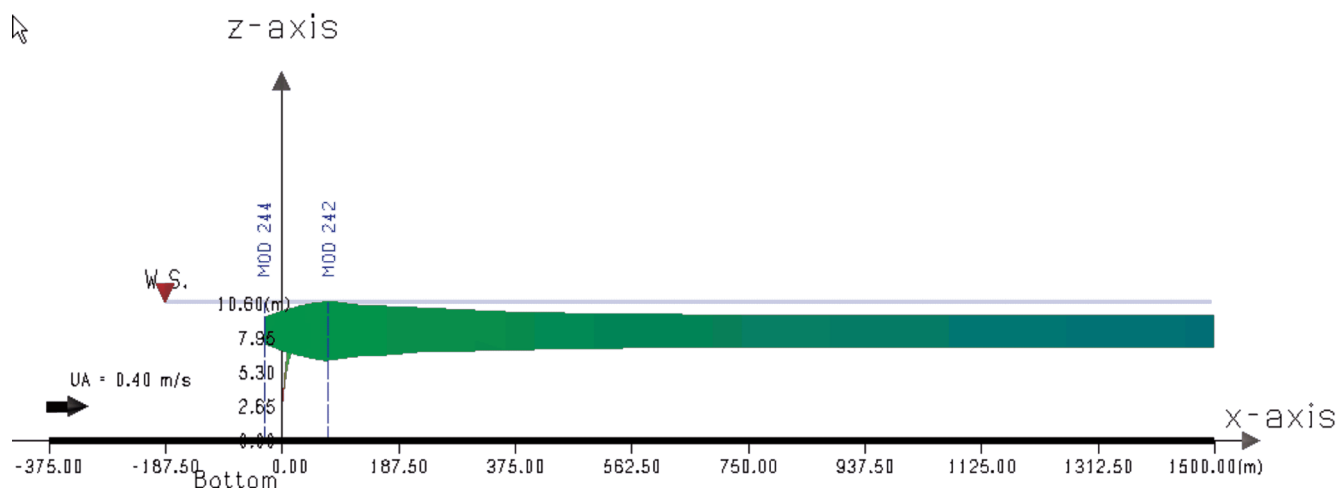


Figura. 6. Vista lateral da pluma mostrando o afloramento da pluma no campo próximo e o posterior afundamento da pluma no campo distante.

Na Tabela 2 têm-se uma idéia das dimensões da pluma utilizando-se as imagens de satélite e aplicando-se o CORMIX.

Tabela 2. Resultados comparativos das dimensões da pluma utilizando-se as imagens e o CORMIX.

Distância a partir do difusor	Largura da pluma (na imagem)	Largura da pluma (CORMIX)
730 m	380 m – 411 m	500 m – 640 m
1030 m	560 m – 570 m	660 m – 920 m
1700 m	911 m – 926 m	920 m – 960 m

CARACTERIZAÇÃO DA OPERAÇÃO DOS EMISSÁRIOS SUBMARINOS DO LITORAL DO ESTADO DE SÃO PAULO

No litoral paulista existem sete emissários de esgoto sanitário operados pela SABESP, a saber: Emissário da Praia do Forte (Praia Grande I), Emissário da Vila Tupi (Praia Grande II), Emissário de Santos/São Vicente (Praia José Menino), Emissário de Guarujá (Praia da Enseada), Emissário de São Sebastião (Praia das Cigarras), Emissário de São Sebastião (Ponta do Araçá), Emissário de Ilhabela (Saco da Capela). Um levantamento completo dos dados de projeto. desses emissários foi obtido a partir dos diversos relatórios disponibilizados pela SABESP e das visitas de campo, (Marcellino & Ortiz, 2001), caracterizando-se os emissários a partir de sua localização, população servida, existência ou não de estação de pré-condicionamento de esgoto, vazões máximas e mínimas, extensão, diâmetro, espessura, profundidade de lançamento, espaçamento e diâmetro de difusores etc. Simulações feitas com o CORMIX para as condições de descargas de projeto e de operação destes emissários mostraram resultados interessantes considerando a descarga de esgoto pré-condicionado com ou sem cloração na saída. Estas simulações

permitiram determinar, em primeira aproximação, a diluição inicial da concentração de coliforme fecal, considerado como conservativo. A diluição devida ao decaimento bacteriano foi estimada através da fórmula de Chick da literatura (Gonçalves, Souza, 1997). As características ambientais foram obtidas a partir de levantamento de dados (Marcellino & Ortiz, 2001).

Tabela 3. Características geométricas dos emissários submarinos (dados de projeto).

Município	Vazão max. m³/s	Extensão emissário (m)	Diâmetro (m)	Espes-sura (mm)	Prof. (m)	Extensão difusor (m)	Nº orifícios difusores	Distância entre difusores	Diâmetro Orifícios (cm)
Praia Grande I	1,041	3.300	1	38,5	12,5	435	174	2,5	6,5 + 13(final)
Praia Grande II	1,361	3.415	1	38,5	13	570	228	2,5	6,5 + 13(final)
Santos	7,267	4.000	1,75	19	10	200	40	5	30
Guarujá	1,447	4.500	0,9	34,7	14	300	150 (2 p/ riser)	4	6
São Sebastião-Pta do Araçá	0,14	1.061	0,4	12,4	8	10,1	17	0,6	7,5
São Sebastião Cigarras	0,0116	1.068	0,16	--	8,5	3,5	7	0,5	5
Ilhabela	0,03	220	0,25	22,8	24	2,5	24	0,2	5

Os resultados das simulações com o CORMIX mostraram que, para as **condições de projeto**:

- Cinco dos sete emissários da SABESP (Praia Grande - Subistemas I e II, Santos, Guarujá e São Sebastião - Cigarras) tem comportamento adequado no que se refere ao processo de diluição da pluma em termos de concentração de coliformes, de acordo com a Resolução CONAMA nº 357/05;
- Os emissários de Ilhabela e São Sebastião (Ponta do Araçá) requerem um aumento no comprimento das tubulações da ordem de 350 m e 880 m, respectivamente;
- A cloração do efluente na saída da EPC pode ser necessária no período de estratificação ambiental, de modo a manter os padrões de qualidade do CONAMA, mas deve haver um controle em tempo real da concentração de cloro;
- Há necessidade de continuidade de estudos de modelagem nos campos próximo e distante, e de estudos de monitoramento da pluma.

Tabela 4. Resultados obtidos com CORMIX para ambiente não estratificado, em relação a descarga dos Emissários Submarinos do litoral paulista.

Variáveis	Praia Grande Subsistema I	Praia Grande Subsistema II	Santos-São Vicente			Guarujá			São Sebastião Cigarras	São Sebastião Araçá	Ilhabela
	Cenário										
	1	1	1	2	3	1	2	3	1	1	1
Vazão atual (m³/s)	--	--	3,0	--	--	0,5	--	--	--	--	--
Vazão 1ª etapa (m³/s)	--	--	--	3,0	--	--	1,126	--	--	--	--
Vazão final de plano (m³/s)	1,041	1,361	--	--	7,0	--	--	1,447	0,0116	0,140	0,030
Concentração de coliformes na saída do emissário (NMP/100 mL)	4,5.10 ⁶	4,5.10 ⁶	4,5.10 ⁶	4,5.10 ⁶	4,5.10 ⁶	1,5.10 ⁷	1,5.10 ⁷	1,5.10 ⁷	5,4.10 ⁶	4,8.10 ⁶	4,8.10 ⁶
Nº de bocais operando	175	229	32	40	80	120	120	150	--	17	--
Difusor alternado	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Concentração de coliformes fecais na faixa de proteção a 300m da costa	241	236	225	224	558	15	38	45	101	1.595	4.271

No caso de ocorrência de estratificação, os resultados da Tabela 4 para os emissários de Araçá e São Sebastião são muito mais críticos.

SIMULAÇÕES UTILIZANDO A DINÂMICA DOS FLUIDOS COMPUTACIONAL – DFC (SOFTWARE FLUENT) APLICADAS AO EMISSÁRIO SUBMARINO DO ARAÇÁ - PARÂMETRO NITROGÊNIO TOTAL

A aplicação de técnicas numéricas para a solução de problemas de engenharia é hoje uma realidade e, isto é possível, devido ao desenvolvimento de tecnologia que tem fornecido computadores de alta velocidade e de grande capacidade de armazenamento. Assim, a solução de algoritmos complexos para solução dos mais diversos problemas tem recebido enorme atenção dos analistas numéricos. Devido a este desenvolvimento, as equações diferenciais parciais que regem os problemas de escoamento de fluidos passaram a ser solucionadas numericamente. A técnica de solucionar estas equações é conhecida como Dinâmica dos Fluidos Computacionais (DFC), ou *CFD - Computational Fluid Dynamic*).

O *software FLUENT* baseia-se no método de volumes finitos que consiste na obtenção das equações aproximadas através de balanços de conservação no volume elementar. Essas equações aproximadas são obtidas através da transformação das equações diferenciais parciais em equações algébricas, pois os computadores podem somente efetuar

operações aritméticas e lógicas (Versteeg & Malalasekera, 1995). A aplicação deste método portanto, consiste, basicamente de três passos: discretização do domínio, discretização das equações diferenciais parciais e especificação do algoritmo de solução.

A utilização de DFC, a partir da técnica de volumes finitos remove as limitações do CORMIX, já que, em princípio, pode ser utilizada para qualquer geometria de sistemas difusores, e para qualquer batimetria, permitindo a determinação tridimensional da concentração da pluma de efluente tanto no campo próximo, como no campo distante. As desvantagens de utilização de DFC estão no custo computacional e na calibração dos modelos.

No caso da aplicação do FLUENT para problemas de escoamento de múltiplas fases há dois tipos de tratamento: Euler-Lagrange e Euler-Euler. No modelo Euler-Euler, há três tipos: modelo de volume de fluido (VOF), modelo de mistura e modelo Euleriano. O VOF é aplicado para líquidos imiscíveis, logo não se aplica ao problema em estudo. Os dois últimos modelos são aplicados para líquidos miscíveis, logo podem ser usados para o cálculo das concentrações para o problema em estudo. A escolha pelo modelo de mistura para tratar este problema é devido à fase dispersa (efluente) se difundir em todas direções (longitudinais, transversais e na profundidade) e, também, pelo fato de se requerer uma menor quantidade de esforço computacional comparado com o modelo euleriano (memória, velocidade de processamento, etc).

O modelo de mistura permite interações entre as fases, ou seja, a técnica de fração de volume é utilizada. A base de equações para este modelo está apresentada em FLUENT (2003).

No caso do estudo aqui apresentado, a fração de volume entre as duas fases que compõem o efluente (água pura e componente baseado no parâmetro – nitrogênio total com concentração inicial de 40 mg/l) é determinada a partir das respectivas vazões em massa. A fração em volume coincide com a fração em massa, visto que se considerou que as duas fases têm mesma massa específica, igual a da água 998kg/m^3 .

As simulações foram feitas considerando a descarga de efluente proveniente de 17 bocais verticais do sistema difusor do emissário do Araçá em São Sebastião, sendo que as demais características geométricas deste emissário estão apresentadas na Tabela 3.

As simulações neste caso foram feitas considerando a descarga de nitrogênio total a uma concentração de 40 mg/l, que corresponde à concentração no esgoto bruto, segundo Metcalf & Eddy (1991). Segundo a resolução CONAMA 357/05, a concentração limite de nitrogênio total em região costeira classificada como Classe 1 é de 0,40 mg/l. Este valor é relaxado para 0,70 mg/l, no caso de classificação como Classe 2.

Os principais parâmetros de simulação com o FLUENT estão relacionados abaixo:

- FLUENT – versão 6.1.22 - 3D – licença acadêmica;
 - Vazão total do efluente = $0,140\text{ m}^3/\text{s}$;
-

- Regime Permanente;
- Velocidade da corrente do mar = 0,3 m/s;
- Modelo k-e de turbulência;
- Descarga vertical através de 17 bocais de seção quadrangular;
- Concentração de nitrogênio total na descarga = 40 mg/l;
- O nitrogênio líquido foi considerado com viscosidade absoluta igual a da água.

Para as simulações preliminares aqui apresentadas, feitas em um microcomputador Pentium 4 – 2,2 Ghz, 1,5GB RAM foi necessário um tempo de simulação de 5 dias ininterruptos, equivalente a um tempo de escoamento de 28.452s.

A malha 3D não estruturada utilizada nas simulações é formada por um total de 460.000 células tetraédricas possuindo maior refinamento na saída dos difusores, conforme mostrado na Figura 7, com dimensão total do volume de 8m (eixo y) X 40 m (eixo z) X 200 m (eixo x).

Como resultado da simulação foram traçados os perfis de fração de volume do nitrogênio em diversos planos. A pluma, considerando a restrição de classificação como Classe 1, está representada pelas Figuras 8 e 9, sendo que a parte representada pela cor preta está acima do estabelecido pela resolução CONAMA 357/05.

A Figura 8 representa os planos transversais a partir do sistema difusor, com um sentido de corrente 90° em relação ao eixo do emissário submarino. A Figura 9 refere-se a uma vista em planta e um corte longitudinal coincidente a um dos orifícios de descarga.

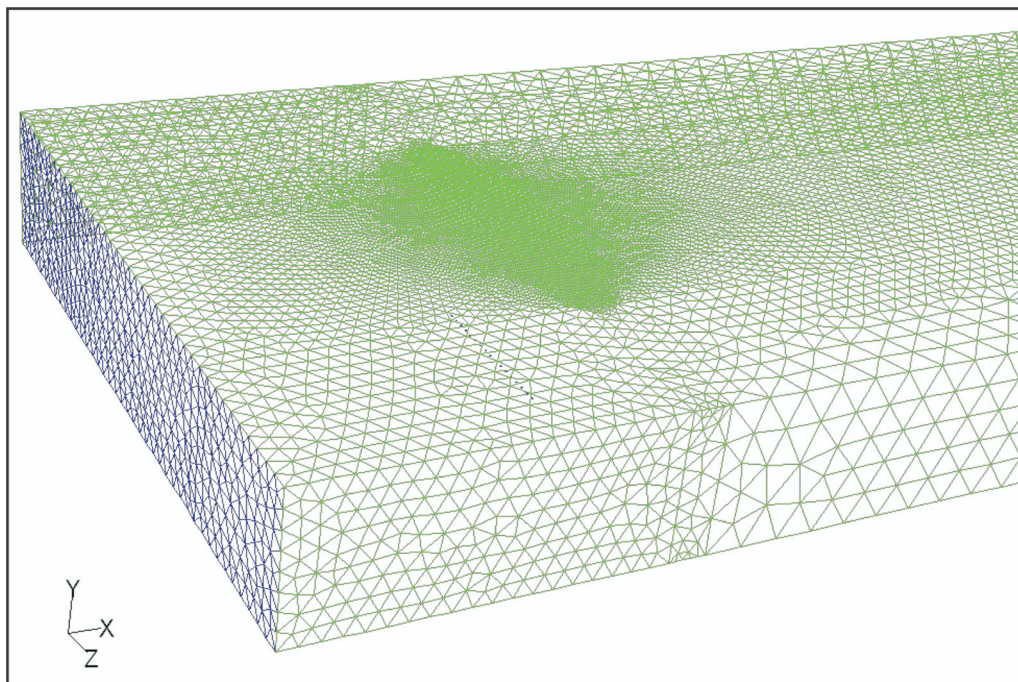


Figura 7. Imagem tridimensional da malha não estruturada do volume de controle, com refinamento ao redor do sistema difusor.

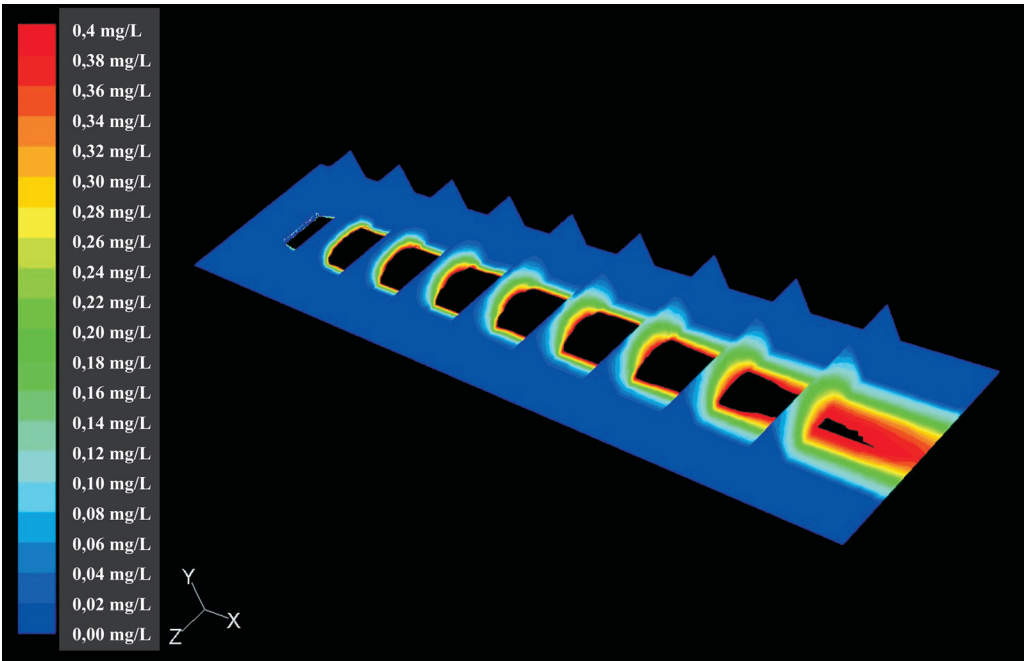


Figura 8. Planos transversais do escoamento da pluma com limite de concentração do Nitrogênio estabelecido para Águas Salinas Classe 1.

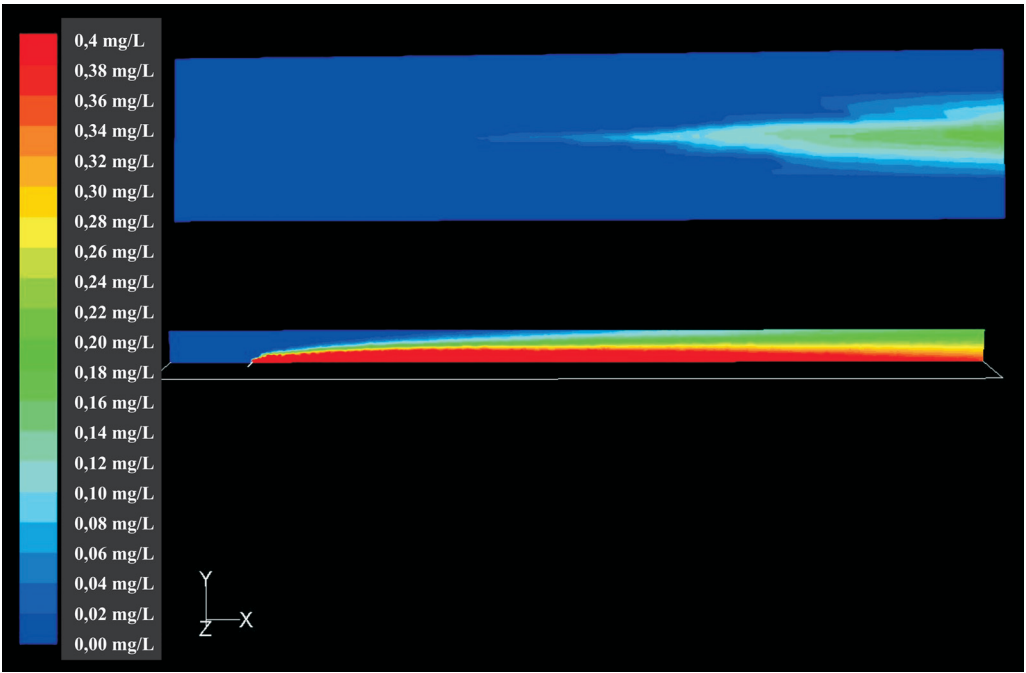


Figura 9. Vista em planta e corte longitudinal do escoamento da pluma com limite de concentração do Nitrogênio estabelecido para Águas Salinas Classe 1.

As Figuras 10 e 11 são similares as anteriores porém com ênfase na classe 2, demonstrando o relaxamento de concentração se comparada à Classe 1.

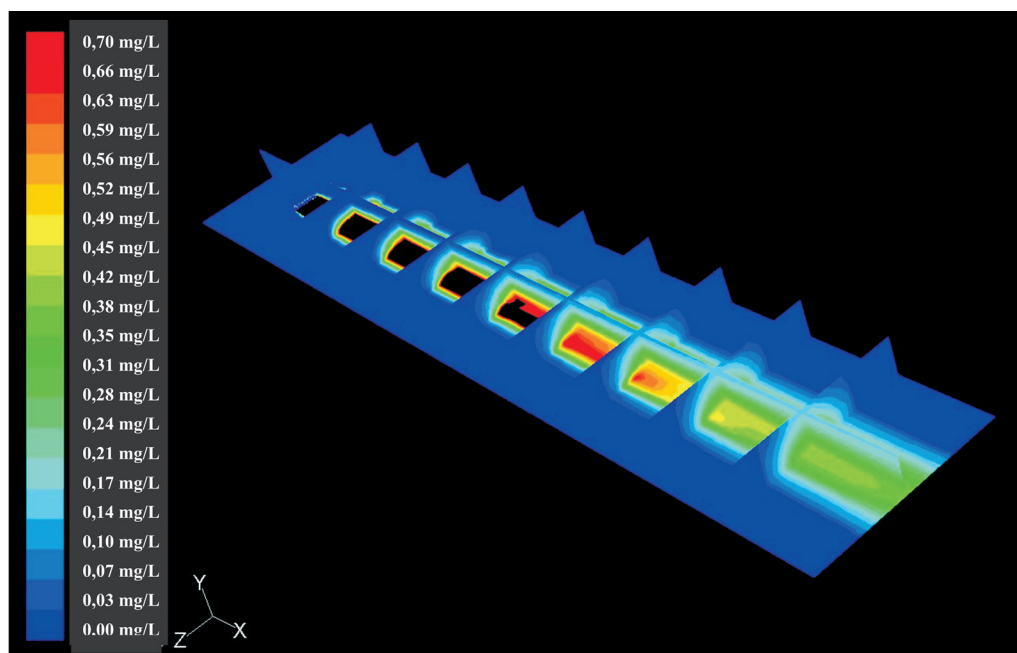


Figura 10. Planos transversais do escoamento da pluma com limite de concentração do Nitrogênio estabelecido para Águas Salinas Classe 2.

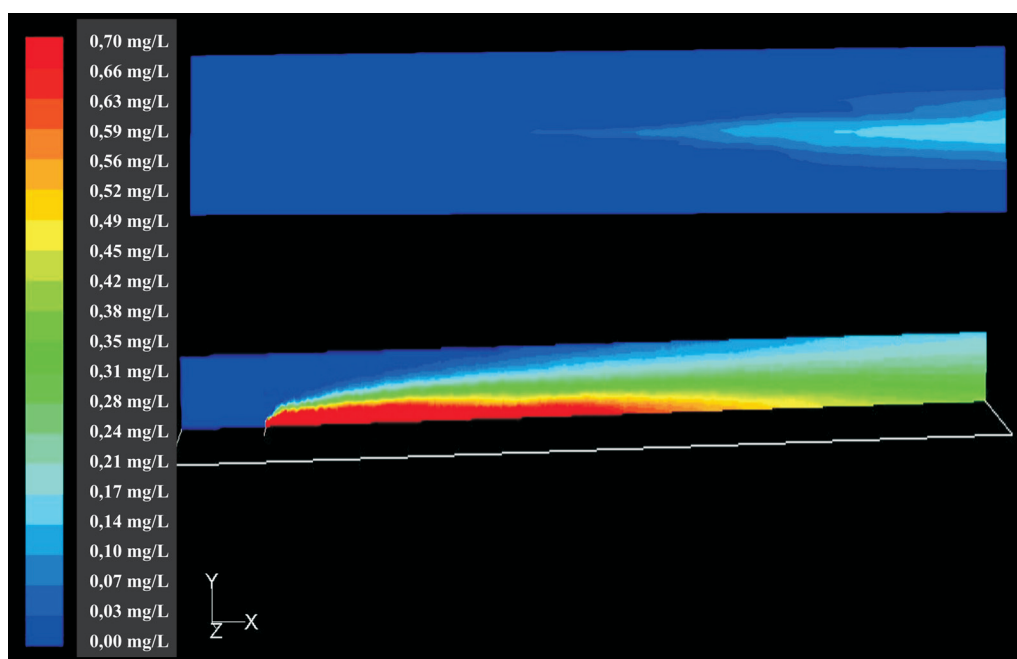


Figura 11. Vista em planta e corte longitudinal do escoamento da pluma com limite de concentração do Nitrogênio estabelecido para Águas Salinas Classe 2.

Os valores obtidos para concentração e diluição, respectivamente do nitrogênio total, no FLUENT e no CORMIX estão representados nas Figuras 12 e 13.

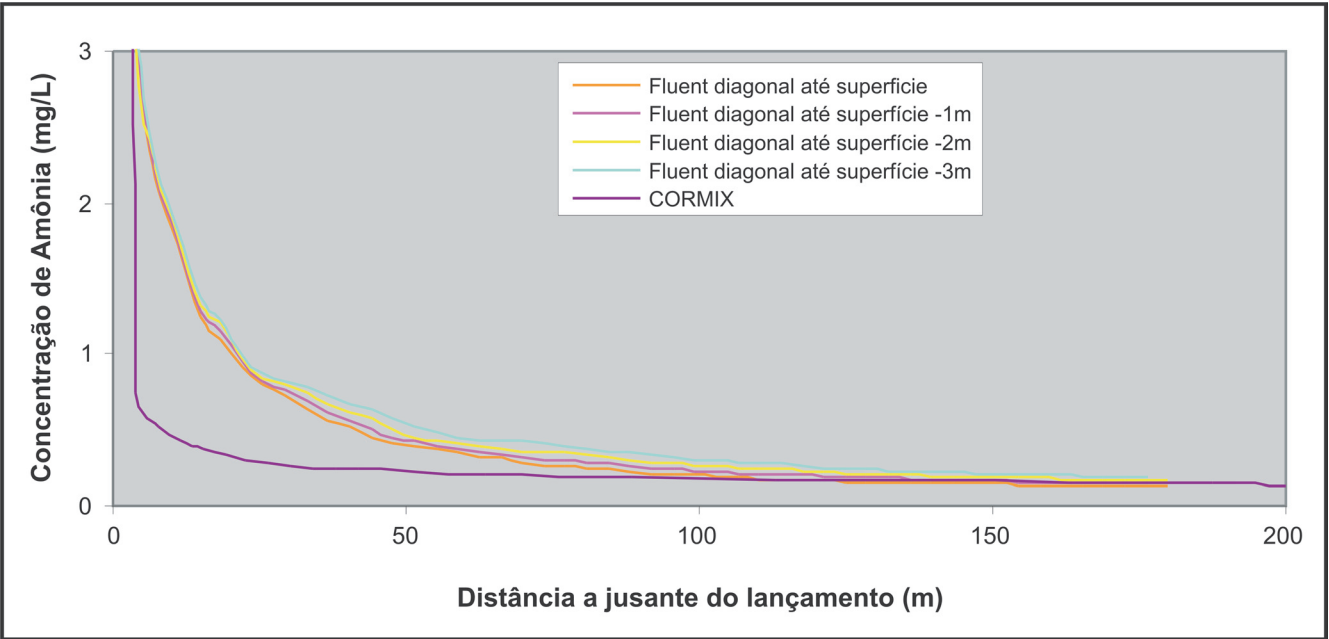


Figura 12. Resultado do perfil de concentração do nitrogênio total no eixo da pluma obtido no FLUENT (em várias profundidades) e pelo CORMIX.

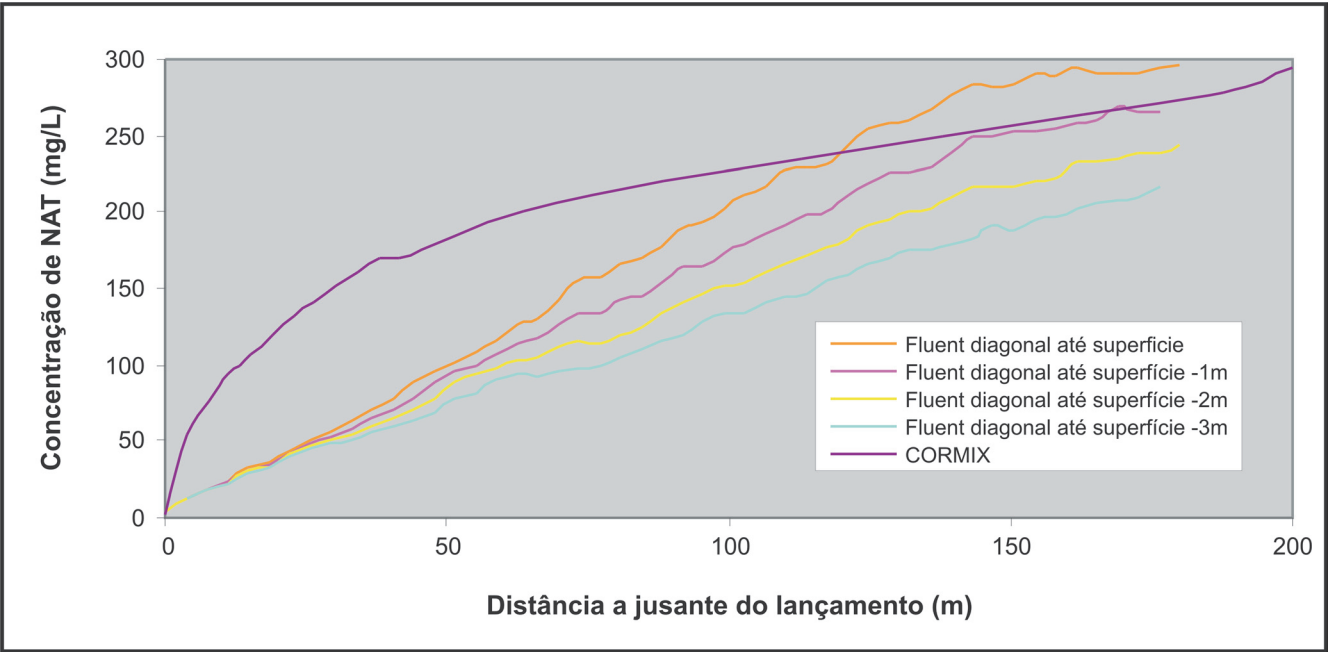


Figura 13. Resultado do perfil de diluição do nitrogênio total no eixo da pluma obtido no FLUENT (em várias profundidades) e pelo CORMIX.

Tendo como base de regulamentação a Resolução Federal N°274 e a Resolução CONAMA 357/05, os corpos d'água no país estão divididos em classes de acordo com o seu uso preponderante, com a preservação ambiental da região e com o uso e ocupação do solo na Bacia Hidrográfica. No Artigo 33, a Resolução CONAMA 357 / 05 descreve em relação a zona de mistura de efluentes que "... o órgão ambiental competente poderá autorizar, levando em conta o tipo de substância, valores em desacordo com os estabelecidos para a respectiva classe de enquadramento, desde que não comprometam os usos previstos para o corpo de água." E continua em seu Parágrafo único: "A extensão e as concentrações de substâncias na zona de mistura deverão ser objeto de estudo, nos termos determinados pelo órgão ambiental competente, às expensas do empreendedor responsável pelo lançamento."

Sendo assim, os resultados apresentados acima são muito úteis para o estabelecimento de critérios para a definição da zona de mistura como subsídio à aplicação da resolução CONAMA.

CONCLUSÕES

- O software CORMIX é uma ferramenta útil de critério de decisão preliminar na simulação da pluma de esgoto no campo próximo. Sua aplicação mostrou que os emissários do Araçá e do Saco da Capela, para as suas condições de projeto, não atendem a Resolução n° 274 para o parâmetro Coliforme Fecal e devem ser ampliados.
 - Ensaios realizados em instalação experimental física com jato aquecido descarregado a partir de saída única em reservatório com água estagnada a temperatura ambiente, mostraram uma boa concordância dos resultados do CORMIX com os resultados experimentais na faixa de Froude Densimétrico de 6 a 20.
 - Imagens de satélite e fotografias da pluma acopladas a modelagem computacional são ferramentas importantes no monitoramento da pluma de esgoto;
 - Os resultados preliminares de aplicação do FLUENT ao emissário do Araçá analisando o poluente nitrogênio mostraram ser esta uma ferramenta poderosa no que se refere a modelagem da pluma, tanto no campo distante, como no campo próximo. Seus resultados são mais conservadores que os do CORMIX, mostrando uma zona superficial de concentração de nitrogênio no campo distante acima dos valores permitidos nas Classes 1 e 2, o que já não se observa quando da aplicação do CORMIX.
 - A Universidade cumpre o seu papel subsidiando o Gerenciamento Costeiro.
-

AGRADECIMENTOS

O trabalho apresentado contou com suporte do CNPq em 2000/2001, através do apoio ao projeto individual de pesquisa do Prof. Jayme Ortiz (proc. n° 463552/00-8), além da colaboração da Marinha do Brasil, Cetesb e da SABESP, no que se refere à obtenção de dados de campo e de dados de projeto e operação de emissários submarinos. No período de 2002/2004 contou-se com o apoio do programa internacional CAPES/DAAD/PROBRAL (Programa Brasil-Alemanha) através do projeto n° 139/02.

REFERÊNCIAS

- ADAMS, E. E. Modelagem de rejeitos térmicos no meio ambiente. Apostila do curso CTH/Programa RHAE-CNPq. 1993.
- DONEKER, R. L. & JIRKA, G. H. Experts System for Mixing-Zone Analysis and Design of Pollutant Discharges. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 117(6). 1991.
- FLUENT® 6.1 – User's Guide (2003)
- GONÇALVES, F. B. & SOUZA, A. P. Disposição oceânica de esgotos sanitários. História, teoria e prática, 1 ed. Rio de Janeiro, ABES, 348 p, 1997.
- GORDON, M. Modelagem da dispersão de substâncias no Porto e Baía de Santos. Dissertação de Mestrado. Instituto Oceanográfico (IO-USP). 133p. 2000.
- JIRKA, G.H.; DONEKER, R.L.; BARNWELL, T.O. CORMIX: an expert system for mixing zone analysis. *Water Science Technology*, 24(6), 267-274. 1991.
- JIRKA, G.H.; DONEKER, R.L. Hydrodynamic Classification of Submerged Single-Port Discharges. *Journal of Hydraulic Engineering*, 117(9). 1991.
- JIRKA, G.H.; AKAR, P.J. Hydrodynamic Classification of Submerged Multiport-Diffuser Discharges. *Journal of Hydraulic Engineering*, 117(9). 1991.
- METCALF; EDDY. Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse, 3rd ed. Singapore: McGraw-Hill Book Co, 1991. 1334 p.
- MARCELLINO, E. B.; ORTIZ, J. P. Sistematização dos projetos de emissários submarinos da SABESP e avaliação de desempenho através do modelo computacional CORMIX. Boletim Técnico da Escola Politécnica da USP/Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária - BT/PHD/79. 2001.
- PINHEIRO, A. C. F. B.; ORTIZ, J. P. Avaliação de desempenho de difusores de portas simples e múltiplas na dispersão de efluentes líquidos aquecidos em reservatórios. In: XII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos – ABRH, 1997, Vitória/ES.
- PINHEIRO, A. C. F. B.; ORTIZ, J. P. C. Comparative analysis of heated dispersion in stillwater body using software Cormix 1, Phoenix and Plumac 2.2. In: XXVIII IAHR Biennial Congress, 1999, Graz, Áustria. Proceedings of XXVIII Congress. Delft – The Netherlands: International Association for Hydraulic Engineering and Research – IAHR, 1999.
- VERSTEEG, H.K.; MALALASEKERA, W.. An introduction to computational fluid dynamics – The finite volume method. Prentice Hall, 1995.



**Avaliação de Processos Costeiros e Estuarinos:
a Experiência da Área de Hidráulica Marítima
do Laboratório de Hidráulica**

**The Evaluation of Coastal and Estuarine
Processes: Experience in Maritime
Hydraulics of the Hydraulic Laboratory**

Paolo Alfredini

ABSTRACT

In 2003 the Coastal and Harbour Division of the Laboratório de Hidráulica da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo (LHEPUSP) celebrated 50 years of activities in education and technological research about sea resources. During this period the LHEPUSP has made studies of coastal and estuarine processes in many localities of the about 8,500 km Brazilian coastline. These studies were performed with different purposes: harbour works, navigation, coastal and estuarine works, dredging and environmental assessment. In all these studies the LHEPUSP Maritime Area reports, papers and thesis presented a solid quantitative knowledge about the maritime processes, contributing for further research. The quantitative database, of adequate time scale, about coastal and estuarine processes, is of paramount importance for a serious environmental evaluation in Engineering. The LHEPUSP Maritime Area attains these purposes by its staff and facilities capabilities in physical and numerical modelling and field survey. The coastal and estuarine currents circulation is very important marine environmental data to have a full knowledge about the hydrodynamics of the effluent disposal area for a submarine outfall, for navigation and harbour projects and for contingency plans. The wave climate knowledge is fundamental for Inshore and Offshore Engineering and navigation, inducing littoral processes and strengths in structures and mooring lines.

Keywords: coastal and estuarine processes, waves, marine environment.

INTRODUCTION

Brazil has the longest inter and subtropical coastline in the world. Its extension is around 8,500 km.

Monitoring field data in coastal and estuarine areas are expensive, although they are essential to understand and to the coastal and estuarine physical processes modelling. Physical and numerical simulations through models are good tools to evaluate hydrodynamic marine performances, but they strongly depend on the field data for a good calibration. The quantitative database, of adequate time scale, about coastal and estuarine processes, is of paramount importance for a serious environmental evaluation in Engineering

In 2003 the Coastal and Harbour Division of the Laboratório de Hidráulica da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo (LHEPUSP) celebrated 50 years, the golden jubilee of activities in education and technological research about sea resources. During this period the LHEPUSP has made studies in many localities with different purposes: harbour works, navigation, coastal and estuarine works, dredging and environmental assessment. In all these studies the LHEPUSP reports, papers and thesis contributed to a solid quantitative knowledge about the maritime processes involved.

The coastal and estuarine currents circulation is very important marine environmental data to have a full knowledge about the hydrodynamics of the effluent disposal area

for a submarine outfall, for navigation and harbour projects and for contingency plans. The wave climate knowledge is fundamental for Inshore and Offshore Engineering and navigation, inducing littoral processes and strengths in structures and mooring lines.

The LHEPUSP Coastal and Harbour Division range of performance covers these purposes by its staff and facilities capabilities in physical and numerical modelling and field survey.

The main purpose of this paper is to give a brief view of some important academically and professional studies recently performed by the LHEPUSP Maritime Area.

SOME RECENTLY STUDIES RESULTS

In Figures 1 and 2 are presented two important coastal and estuarine areas of the LHEPUSP Coastal and Harbour Division research. The São Paulo State Coast has many sewer outfalls operating and designed, the Santos Harbour and the industrial complex of Cubatão, Latin America most important economical port and industrial area, and many turistical possibilities in estuarine areas. The Maranhão State coastal and estuarine area will be in the next ten years the first Latin America harbour area in handling tonnage and one of the largest siderurgical complex of the world, having also one of the most important estuarine area from the ecological point of view.

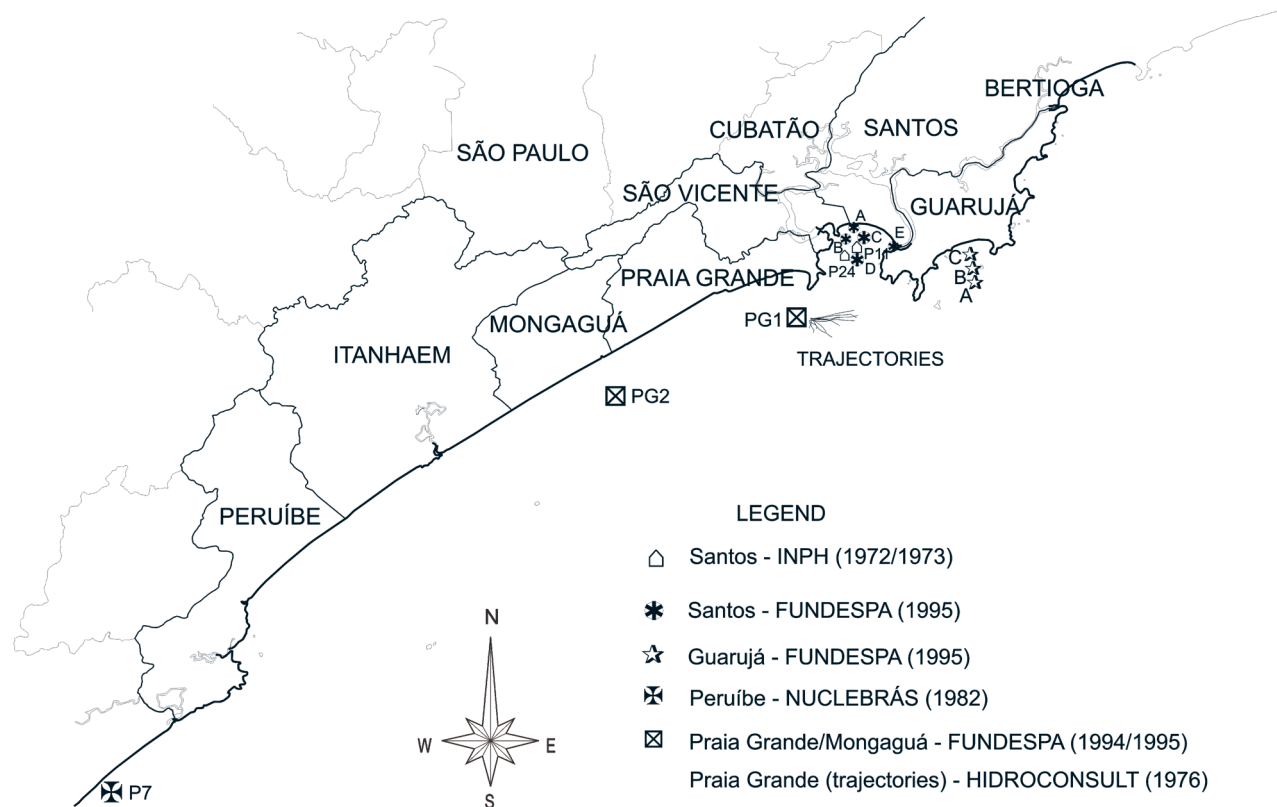


Figure 1. Central Coastal Area of São Paulo State and points of monitoring.

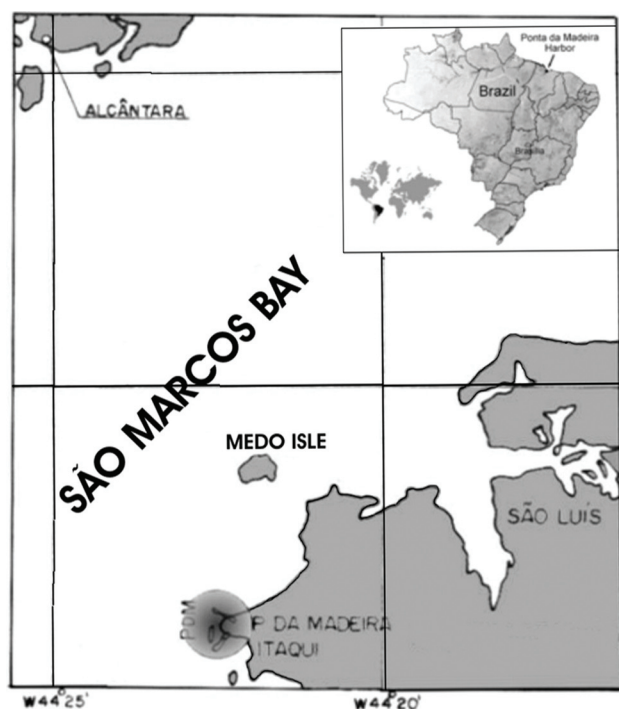


Figure 2. Hinterland and Harbour Area of Maranhão State.

In Figure 3 is presented the São Paulo Coast digitalized bathymetrical database prepared by the LHEPUSP Maritime Area. There are also similar database for the wave climate, currents circulation and aerial photos. In Figures 4 and 5 are presented an aerial view of Ponta da Madeira Marine Terminal (São Luís, MA), which the owner is the CVRD, and a record of the 29 years technological partnership history, which includes the oldest physical model study of the Brazilian Hydraulic laboratories.

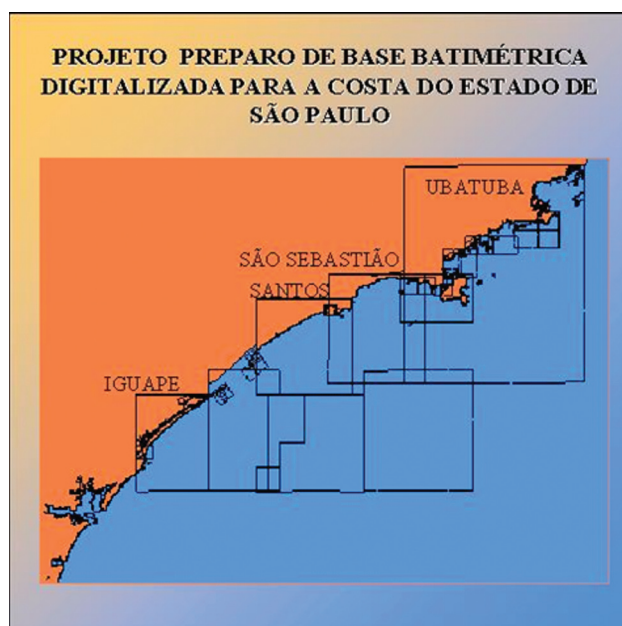


Figure 3. São Paulo Coast digitalized bathymetrical database.



Figure 4. Aerial view of Ponta da Madeira Marine Terminal (São Luís, MA).



Figure 5. Cdrom cover of the 25 years technological partnership history in the Ponta da Madeira Harbour Complex study.

In Figure 6 are presented photos of the Itanhaém River Bar amelioration study in the wave basin, reproducing the tidal cycle and river discharges. In Figure 7 are presented tidal currents test photos in the hydraulic model of Ponta da Madeira.



Figure 6. Aerial view of Itanhaém Bar (SP) and dye injection tests in the wave basin.

The LHEPUSP Maritime Area has, under educational license, some software modules of the DHI Water and Environment, which are used by undergraduate and graduate students thesis of the Civil and Hydraulic Engineering courses of EPUSP. In Figures 8 to 12 are presented some of these coastal and estuarine studies presented as Scientific Introduction, Master and Doctorate Thesis:

- Wave propagation modelling in Santos Bay (SP), using MIKE 21 NSW software, and wave modelling in Praia Mole (ES) Port Basin, using EDS and MIKE 21 BW softwares. These are examples of coastal and harbour engineering works studies.
- Wind and tidal currents in São Paulo Central Coast, using MIKE 21 HD, and tidal currents circulation around Ponta da Madeira Maritime Terminal (São Luís, MA), using MIKE 21 HD. The first study was made with the purpose of evaluate the far field currents ciculation around sewage outfalls, and the second described the hydrodynamical pattern around the harbour area.
- Sediment transport in littoral processes were evaluated with numerical and physical modelling for the São Paulo Central Coast, focusing the Itanhaém Estuarine Bar with the purpose of navigation amelioration.

Sedimentological studies based on field data and tracer tests with sand and polystyrene in physical model are presented in Figures 15 and 16.

CONCLUSION

A comprehensive quantitative knowledge about coastal and estuarine physical processes is the best tool to an effective environmental approach of all the questions concerning coastal management. The LHEPUSP Coastal and Harbour Division is the oldest in Brazil with a full profile, with a wide range of performance, from educational to professional purposes and with staff and devices capabilities in modelling and field surveys, which preserves its important position among the maritime centers of study.



Figure 7. Dye injection and confettis tests in the Ponta da Madeira Harbour model.

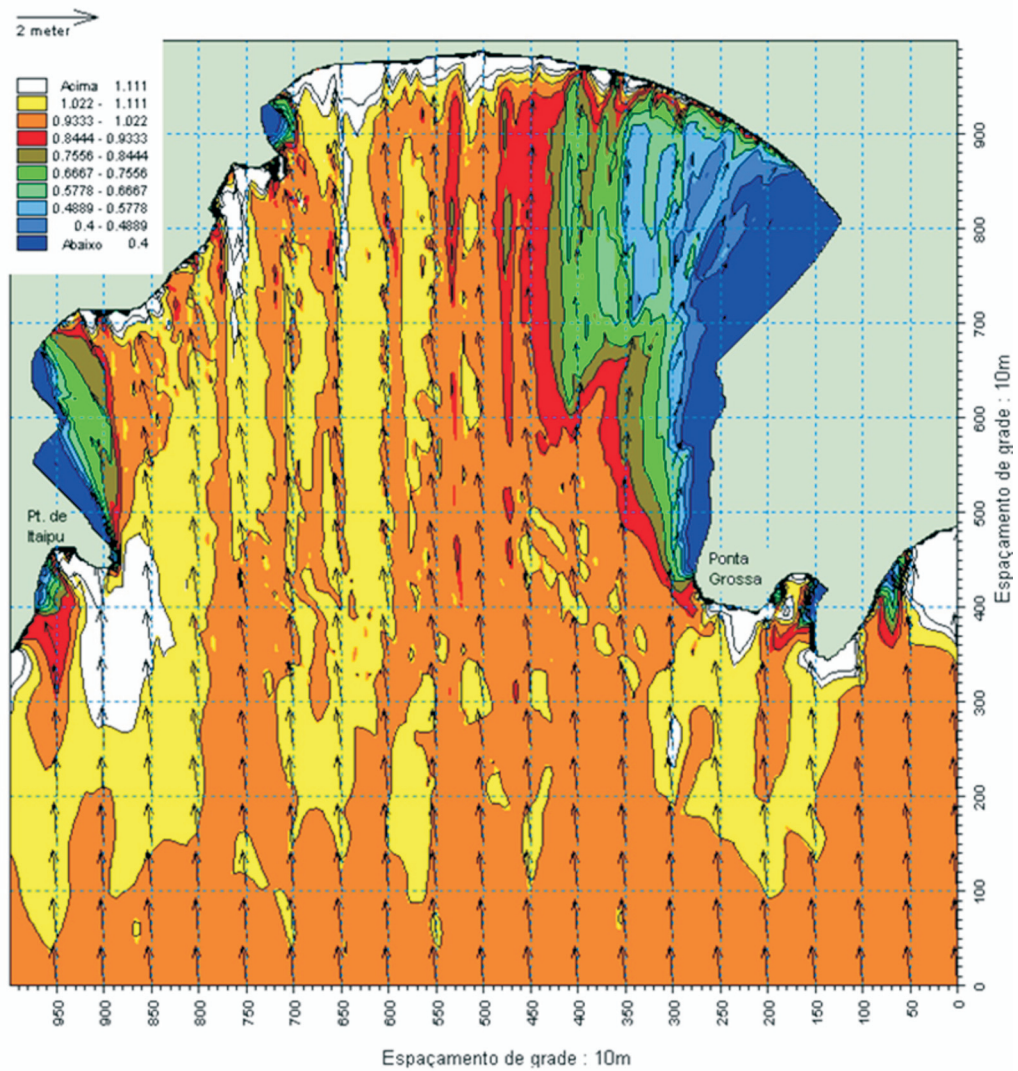


Figure 8. Wave propagation in Santos Bay (SP) using MIKE 21 NSW software.

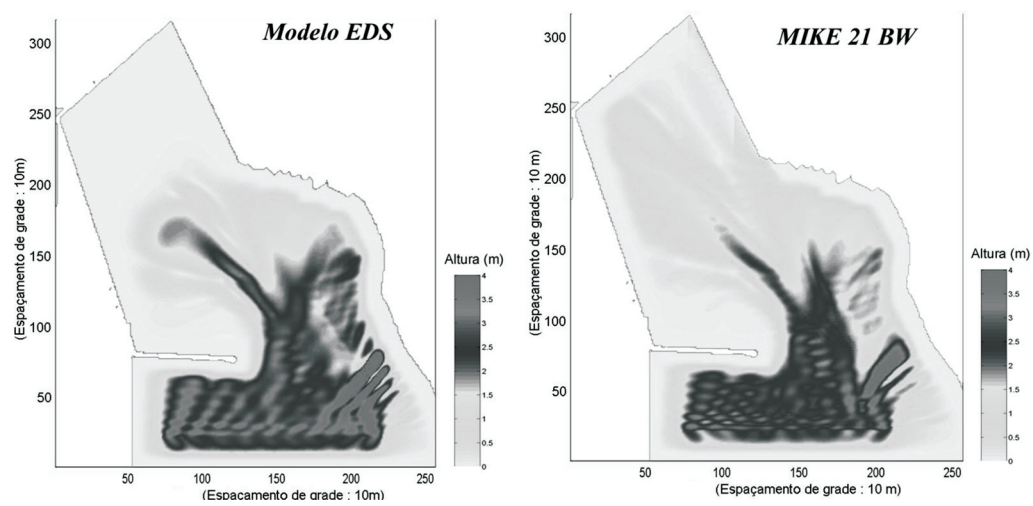


Figure 9. Waves in Praia Mole Port Basin using EDS and MIKE 21 BW softwares.

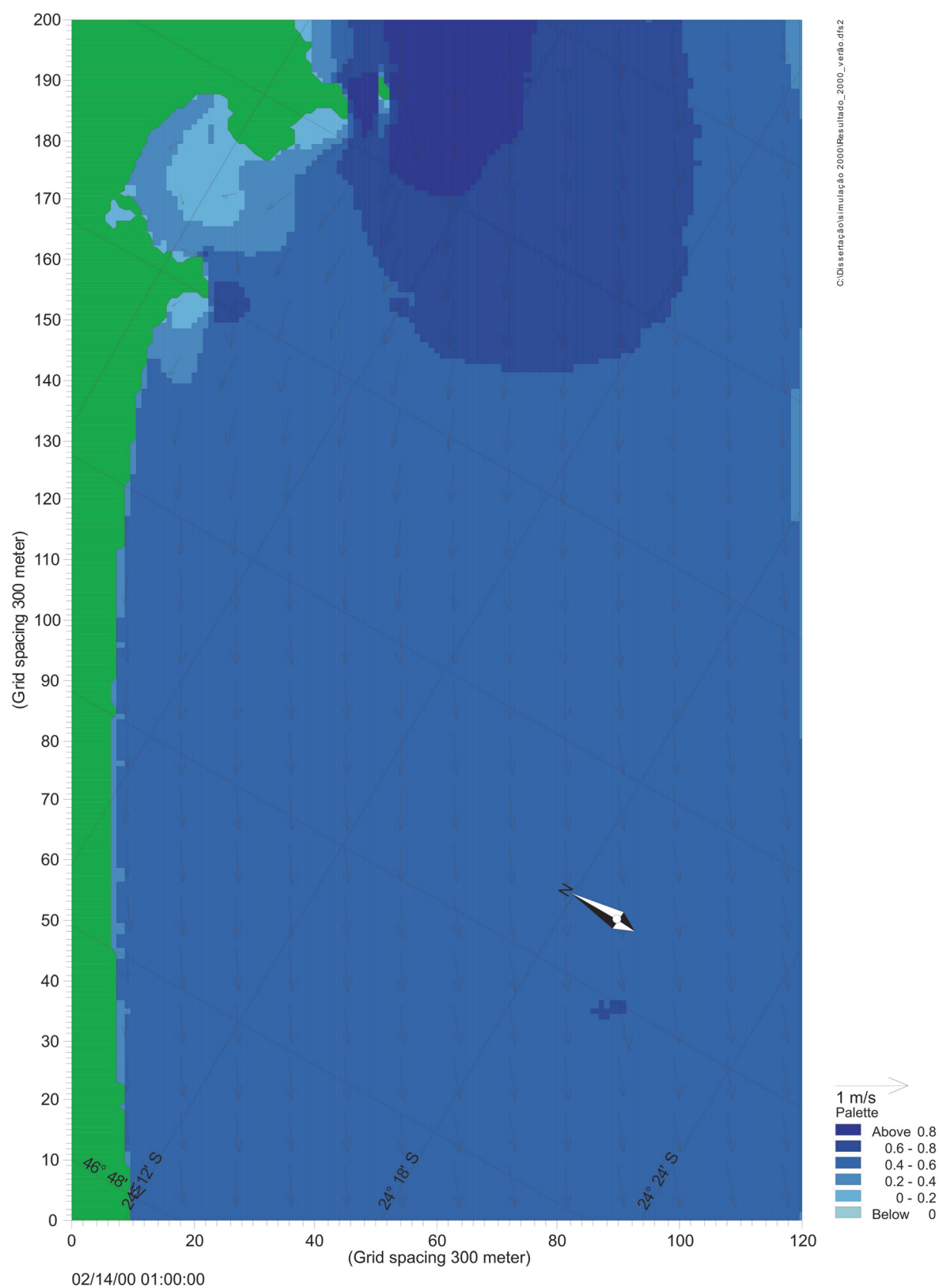
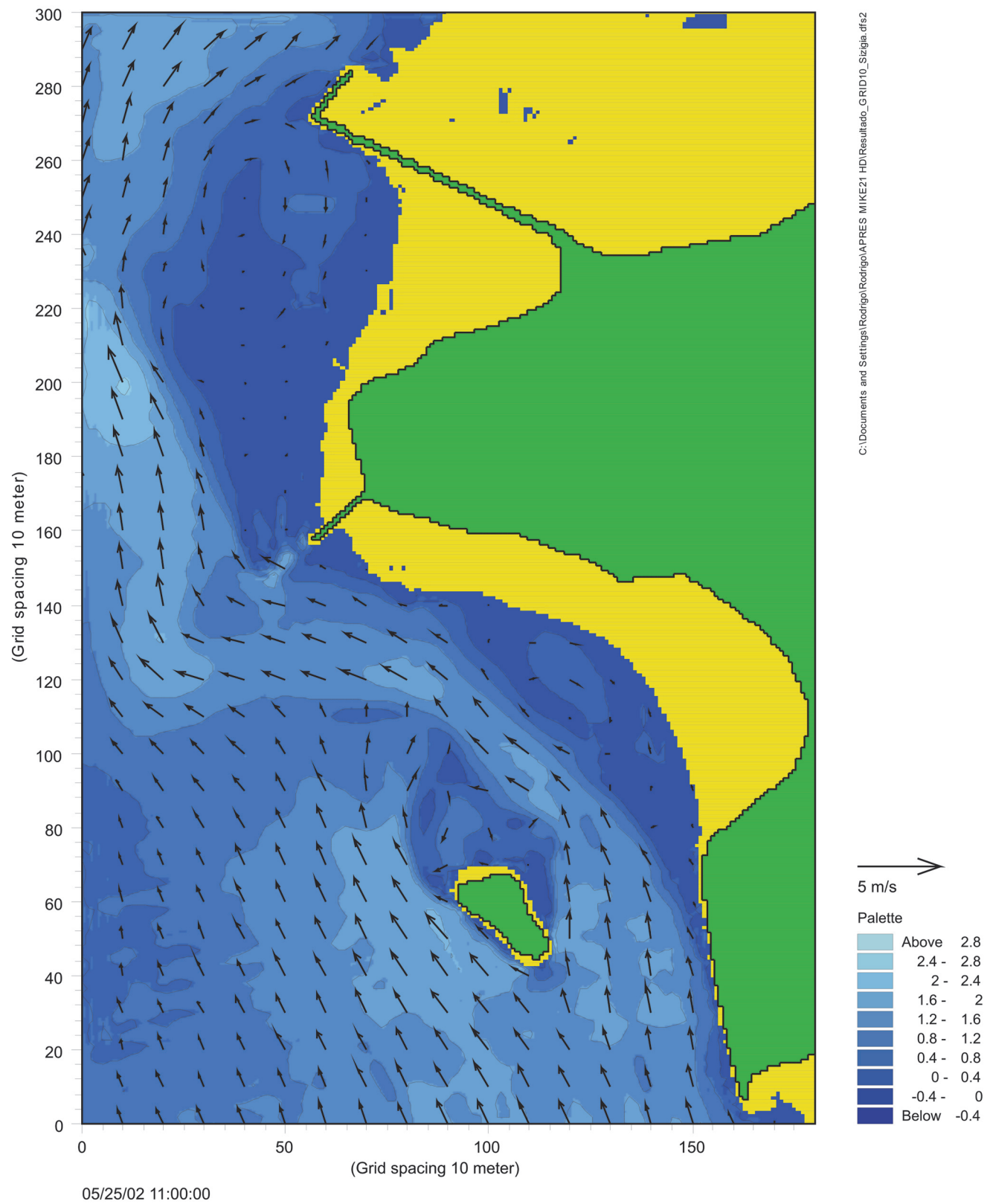


Figure 10. Wind and tidal currents in São Paulo Central Coast using MIKE 21 HD.



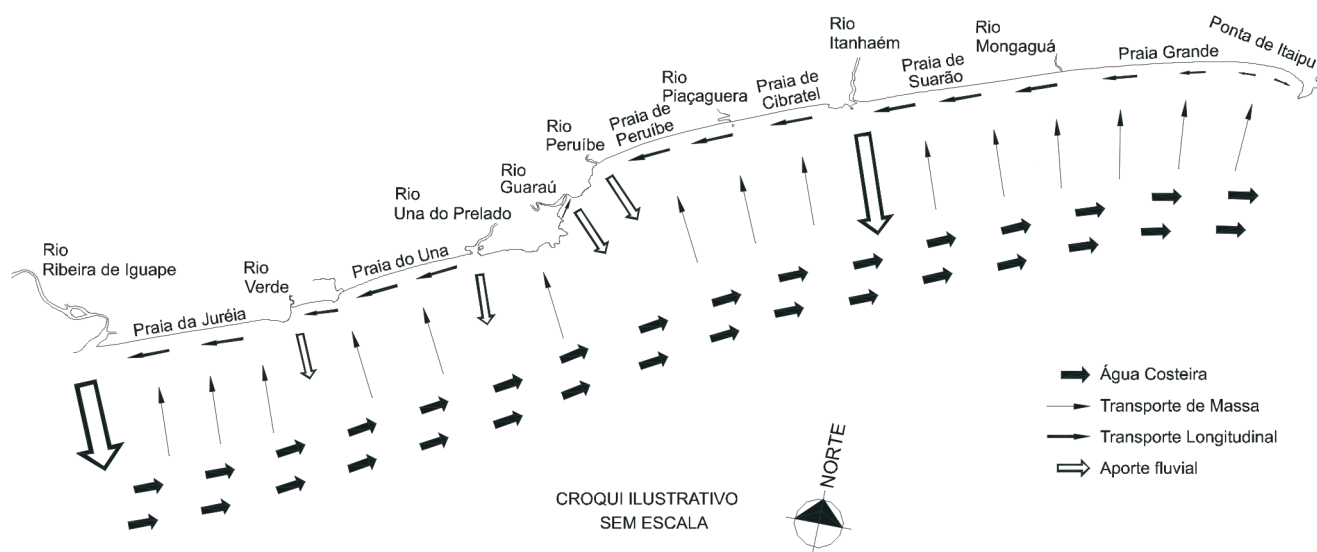


Figure 12. Proposed Sand Budget in São Paulo Central Coast.

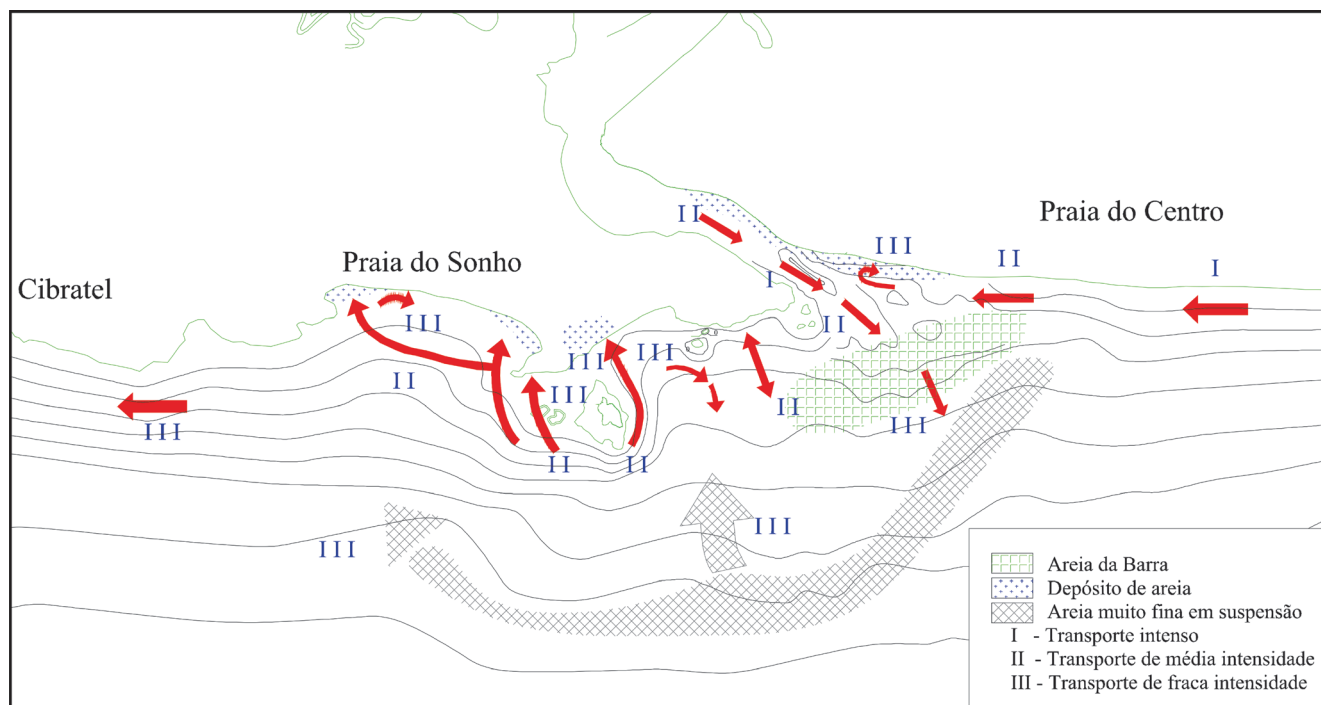


Figure 13. Proposed littoral process in Itanhaém River Bar (SP).



Figure 14. Sand waves formed in the Access Channel of Maranhão Harbour Area.



Figure 15. Sedimentological sand tracer test of the Itanhaém Bar Amelioration study.



Figure 16. Sedimentological polystyrene tracer test of the Ponta da Madeira Harbour study.

REFERENCES

- ALFREDINI, P. ; ARAÚJO, R. N. . Onda significativa em águas profundas para uso em projetos costeiros e portuários de localidades do Litoral Centro Sul do Estado de São Paulo. Boletim Técnico da EPUSP, São Paulo, n. 141, p. 1-23, 2005.
- ALFREDINI, P. ; GARCIA, P. D. . Caracterização hidrodinâmica das correntes de maré na área portuária do Maranhão. Pesquisa Naval, Brasília, v. 18, p. 39-44, 2005.
- ALFREDINI, P. ; GOIS, J. S. . Análise da evolução morfológica da linha de costa com a técnica de traçadores em modelo de fundo fixo de obras costeiras. Boletim Técnico da Escola Politécnica da USP, São Paulo, n. 126, p. 1-12, 2004.
- ALFREDINI, P. ; SILVA, G. C. ; GARCIA, P. D. ; ARAÚJO, R. N. ; AMARAL, R. F. ; BAPTISTELLI, S. C. ; GIRELI, T. Z. . Preparo de bases batimétricas, de agitação e circulação para o litoral do Estado de São Paulo. Boletim Técnico da Escola Politécnica da USP, São Paulo (SP), n. 105, 2003.
- ALFREDINI, P. ; SILVA, G. C. . Wave refraction assessment for Itanhaém Beaches (São Paulo State, Brazil). Journal of Coastal Research, USA, v. 1, p. 244-252, 2003.
- ALFREDINI, P. ; ARAÚJO, R. N. . Longshore sediment transport rate along Suarão and Cibratel beaches, Itanhaém, SP, Brazil. Journal of Coastal Research, USA, v. 1, p. 232-243, 2003.
- ALFREDINI, P. ; ARAÚJO, R. N. . O cálculo do transporte de sedimentos litorâneos: estudo de caso das praias de Suarão e Cibratel (Município de Itanhaém, São Paulo). Revista Brasileira de Recursos Hídricos, Porto Alegre, v. 6, n. 2, p. 15-28, 2001.
- ALFREDINI, P. ; SILVA, G. C. . Aplicação de cálculo de propagação de ondas nas praias de Itanhaém (SP). Revista Brasileira de Recursos Hídricos, Porto Alegre, v. 6, n. 3, p. 13-31, 2001.
- ALFREDINI, P. . Obras e Gestão de Portos e Costas - A técnica aliada ao enfoque logístico e ambiental. São Paulo: Edgard Blücher, 2005. v. 1. 688 p.
- ALFREDINI, P. ; AMARAL, R. F. ; ARAÚJO, R. N. . 25 years of scale model hydrosedimentological studies for Ponta da Madeira Port Terminal (Brazil). In: Coaslab06, 2006, Porto (Portugal). Proceedings, 2006.

- ALFREDINI, P. ; AMARAL, R. F. ; ARAÚJO, R. N. . Physical model ship manoeuvring - Ponta da Madeira Harbor (Brazil). In: Coastlab06, 2006, Porto (Portugal). Proceedings, 2006.
- ALFREDINI, P. ; ARAÚJO, R. N. ; AMARAL, R. F. . Combined physical and numerical modeling study for new pier layout in Ponta da Madeira Harbor (Brazil). In: XXX International Conference on Coastal Engineering, 2006, San Diego. Proceedings, 2006.
- GIRELI, T. Z. ; ALFREDINI, P. ; LOPES, J. S. C. . Developing of a random wave generation system for the wave flume of the Laboratório de Hidráulica da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. In: International Symposium on Hydraulic Structures, 2006, Ciudad Guayana (Venezuela). Proceedings, 2006.
- GARCIA, P. D. ; ALFREDINI, P. . Caracterização hidrossedimentológica das correntes de maré na Área Portuária do Maranhão. In: XXII Congresso Latinoamericano de Hidráulica da IAHR, 2006, Ciudad Guayana (Venezuela). Anales.
- ALFREDINI, P. ; ARAÚJO, R. N. ; AMARAL, R. F. . Sand waves of the navigation channel of the Ponta da Madeira Harbour (Brazil). In: 29th International Conference on Coastal Engineering, 2004, Lisboa. Proceedings, 2004.
- ALFREDINI, P. ; ARAÚJO, R. N. . Longshore sediment transport quantification along the Brazilian Coastline and the knowledge applied to the case study of Coastal Engineering projects in Praia Grande (São Paulo State, Brazil). In: Third International Conference on Marine Waste Water Discharges and Marine Environment, 2004, Catania. Proceedings, 2004.
- ALFREDINI, P. ; ARAÚJO, R. N. ; BAPTISTELLI, S. C. . Hydrodynamic numerical model application - current data for dispersion studies in submarine outfall disposal in the central of São Paulo State Coast - Brazil. In: Third International Conference on Marine Waste Water discharges and marine environment, 2004, Catania. Proceedings, 2004.
-



**Impacto Ambiental da Disposição Oceânica
e Programas de Monitoramento**

**Monitoring Environmental Impact of
Ocean Disposal of Sewage**

Peter Scanes

ABSTRACT

Discharges from sewage treatment plants and overflows from sewage reticulation systems cause impact on human health, environmental amenity, recreational opportunity and ecological processes, particularly in aquatic environments such as beaches, rivers, lakes and lagoons

Discharges of treated and untreated sewage to natural waterways can result in a range environmental impacts including:

- *Poor recreational water quality (swimming, wading and boating) due mainly to pathogen (& indicator bacteria) loadings;*
- *Eutrophication (excessive plant growth including algal blooms) due to nutrient loadings;*
- *Toxicity to humans and ecosystems due to a range of chemicals in sewage;*
- *Accumulation of contaminants in organisms and sediments due to chemicals in sewage;*

Monitoring of a large development like a sewage outfall should, in most cases, move through a series of stages to provide the most cost-effective process for minimising environmental and human health impacts. These stages are the Design, Verification and Performance Assessment.

The choice of statistical frameworks for monitoring is not always straightforward and careful consideration should be given to all alternatives and the most appropriate framework chosen for each situation. A good monitoring programme would usually cover a variety of approaches according to the particular requirements of each variable being monitored.

In NSW Australia, a five year, multi-disciplinary Environmental Monitoring Program (EMP) measured the environmental performance of Sydney's deepwater outfalls against a wide range of criteria related to impacts on marine ecosystems and on human utilization of marine resources. The results of this programme, along with licensing by the regulator, has resulted in a sewage disposal scheme which has had minimal environmental impact and has reduced human health threat at beaches.

Keywords: sewage, ocean outfalls, monitoring, New South Wales.

INTRODUCTION

Discharges from sewage treatment plants and overflows from sewage reticulation systems cause impact on human health, environmental amenity, recreational opportunity and ecological processes, particularly in aquatic environments such as beaches, rivers, lakes and lagoons. These impacts also affect tourism and economic development. The impacts of sewage treatment systems therefore need to be monitored and understood to provide the right information about the type and magnitude of environmental impacts to enable informed decisions about management responses to impacts.

In this paper I will examine the legislative and philosophical drivers for EPA licensed monitoring of discharges of pollution and how monitoring effort can most effectively and efficiently be done. I will look at the types of impacts that have been associated with sewage disposal at the many small shoreline outfalls along the NSW coast and

the example of the large Environmental Monitoring Programme (EMP) and subsequent studies associated with the commissioning of deepwater sewage outfalls off the NSW capital city, Sydney. I will also touch on some evolving thinking about the designs of large scale environmental monitoring programmes. The discussion will be based primarily on experiences from studies along the New South Wales coast of Australia, where, with the exception of Sydney's three major deepwater outfalls (Fig 1), sewage discharge points are into shallow (2 -8 m) water in high-energy mostly rocky environments.

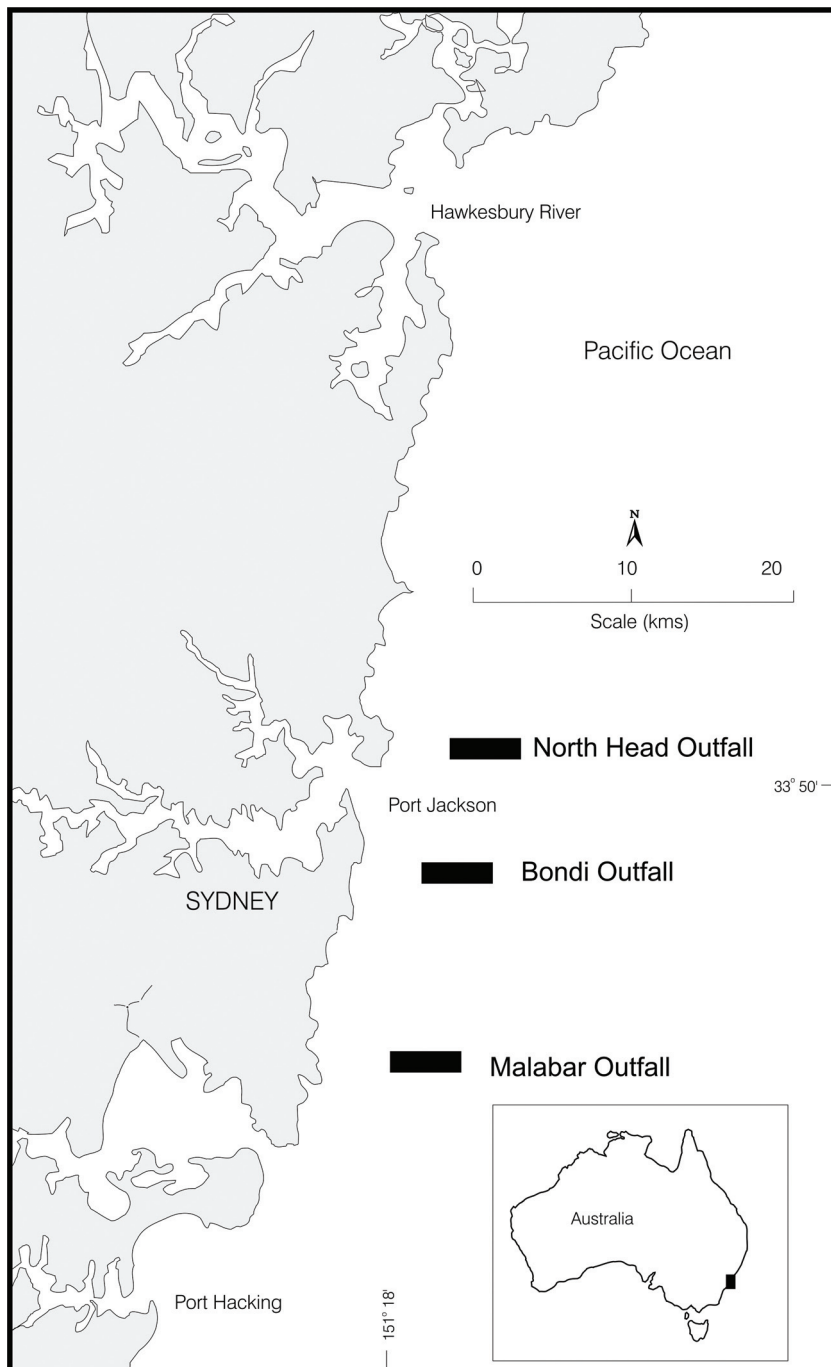


Figure 1. Location of Sydney's major sewage outfalls.

WHY MONITOR?

The NSW EPA is fundamentally concerned about environmental outcomes; that is the quality of the receiving environment and the impacts of waste disposal on humans and ecosystems for present and future generations.

Environmental impact of waste disposal is determined by a number of key factors:

- Quality of effluent
- Method and effectiveness of dispersal
- Types of habitats/ in the vicinity

The EPA issues licences to reduce impacts of activities and to protect the environment. The EPA approach is to seek continual improvement to mitigate environmental impacts through management responses until the activity has an acceptable impact on the ambient environment.

Some form of monitoring is usually associated with EPA licences. The NSW EPA sees four broad purposes for monitoring

- Compliance Assessment
- Monitoring Ambient Outcomes
- Investigating Specific Issues
- Community Right To Know

HOW TO MONITOR

Monitoring of a large development like a sewage outfall should, in most cases, move through a series of stages in order to satisfy the purposes noted above. I feel that, in order to provide the most cost effective process for minimising environmental and human health impacts the following logical pathway (or something similar) should be followed.

STAGE 1. THE DESIGN PHASE

This stage begins with a series of stated expectations about the performance criteria for a plant/outfall. These need to be expressed as environmental outcomes (e.g. no change in ecological communities more than 50 m from outfall, or no visible plume, or beaches passing health criteria >90% of time). Plant and diffuser designers then use data and predictions of likely effluent composition and volumes, along with extensive engineering and biological theory on plant process and outfall/diffuser modelling to provide solutions which satisfy the environmental outcomes.

STAGE 2. VERIFICATION PHASE

Intensive monitoring of the outfalls' performance against the performance criteria needs to be done to determine whether, under a wide range of environmental conditions, the outfalls are performing to expectation (e.g. EMP described below). Monitoring in this

stage can often be very detailed and address a wide range of physical and biological processes and outcomes. This monitoring needs to be very carefully targeted to ensure that it addresses key questions related to plant/outfall performance and stated performance criteria. The results should feed back to the outfall operating procedures until the environmental expectations are met.

STAGE 3. PERFORMANCE MONITORING

This is the long-term, usually less intensive stage which provides confidence to operators, regulators and the public that the plant and outfall continues to meet environmental expectations. This Stage of monitoring typically involves three distinct types of monitoring:

- a. Intensive investigation of plant inputs and internal performance criteria. This is the point where regulators impose licence conditions to ensure that the plant stays within operating criteria that, based on Stages 1 and 2, should lead to environmental outcomes continuing to be met.
- b. Targeted ambient monitoring of a small number of key environmental criteria which provide triggers to more detailed monitoring if expectations are not maintained (examples below).
- c. Special studies required to provide more detailed explanation of some patterns observed in Stage 2 (examples below).

PHILOSOPHIES OF MONITORING DESIGN

Many early studies into the impacts of ocean outfalls on the environment were purely descriptive in nature. Since that time, the sophistication of experimental designs used to infer impacts has improved considerably (e.g. Green 1979, Underwood 1994, Clarke & Warwick 1994, Schmitt & Osenberg 1996). Analytical chemistry techniques and taxonomic species identifications have also improved considerably over the last few decades. Despite general improvements in the way outfall impacts have been investigated, however, the quality of some of these ecological impact studies can still be questioned. In some cases this can be attributed to poor experimental design or in other cases to poor implementation. For example, the majority of outfall impact studies in NSW have been conducted many years after the specific outfall(s) were constructed. For these studies there is often little or no knowledge of the local environment prior to the outfall discharge and the causal effects of changes in the local environment are in some cases ambiguous. There have often been relatively low levels of replication of experimental units in many of these studies and the scale (both spatial and temporal) of the impact has rarely been considered in any detail.

In the early to mid 1990s a number of researchers (e.g. Underwood 1994) proposed a rigorous experimental design structure for avoiding these types of problems when

investigating impacts. This structure was known as Before/After Control/Impact or BACI designs. If implemented correctly, these designs were very good at unambiguously determining whether significant environmental impact had occurred as a result of some disturbance (e.g. outfall commissioning). These designs were used extensively in the environmental impact studies described below. More recently, a wider range of data analysis techniques (multivariate as well as univariate) have been adapted to BACI designs. The greatest shortcoming of the BACI designs as originally proposed has been that, whilst they detect impact at a site, there has been no overt attempt made to include an assessment of the extent of impact (i.e. a gradient approach) into the analyses. It has also been suggested that, because of the strict hypothesis testing framework and reliance on parametric statistics, BACI designs are potentially prone to confounding due to non-independence of spatial and temporal data. This confounding can mostly be avoided by careful experimental procedures involving re-randomisation of samples but it remains a concern. A common alternative approach is based on modelling of spatially arranged data (gradients etc) allowing the development of statistical models to explain patterns in the data. Whilst this approach has many adherents, it also has some fundamental short-comings in that the causality of patterns in the data are usually much less ambiguously assigned, there are no strong tests for significance in differences and there is the associated concern that the models may be describing natural variations in data.

The choice of statistical frameworks for monitoring is therefore not always straightforward and careful consideration should be given to all alternatives and the most appropriate framework chosen for each situation. A good monitoring programme would usually cover a variety of approaches according to the particular requirements of each variable being monitored.

IMPACTS ASSOCIATED WITH SEWAGE DISCHARGE

Discharges of treated and untreated sewage to natural waterways can result in a range environmental impacts including:

- Poor recreational water quality (swimming, wading and boating) due mainly to pathogen (& indicator bacteria) loadings;
- Eutrophication (excessive plant growth including algal blooms) due to nutrient loadings;
- Toxicity to humans and ecosystems due to a range of chemicals in sewage;
- Accumulation of contaminants in organisms and sediments due to chemicals in sewage;
- Changes to biological communities due to physical and chemical disturbances caused by sewage discharges.

A recent EPA summary of environmental impacts associated with the three major and numerous minor ocean outfalls in NSW concluded that many of NSW's ocean outfalls were initially built at a time when there was little consideration of ecosystem health,

based entirely on the premise that effluent dilution in the ocean would provide adequate protection.

The impact of these ocean outfalls on the receiving environment is an important issue from both a human health and ecosystem health perspective. Studies of ecological impact have, however, lagged behind studies of the impacts on human health. While human health impacts are still important, there is an increasing emphasis on the importance of protecting marine ecosystems and the need to minimize our pollution of the environment. A summary of the major impacts associated with sewage outfalls that discharge to the ocean in NSW is presented in Appendix 1.

EXAMPLE OF VERIFICATION (STAGE 2) MONITORING

SYDNEY DEEPWATER OCEAN OUTFALLS ENVIRONMENT MONITORING PROGRAMME

In NSW, prior to 1991, sewage from Australia’s largest city, Sydney, which has about 5 million people, was discharged through shoreline outfalls. Since then disposal has been through three major offshore outfalls (North Head, Bondi, Malabar) which end about 3 to 5 km offshore in 60 to 80 m water depth.

A five year, multi-disciplinary Environmental Monitoring Program (EMP) measured the environmental performance of Sydney’s deepwater outfalls against a wide range of criteria related to impacts on marine ecosystems and on human utilization of marine resources (see papers in Marine Pollution Bulletin Vol 33: 7-12).

Before the commissioning of deepwater outfalls, discharges at cliff face outfalls often led to poor beach and bathing water quality, high levels of some contaminants in certain fish and reduced diversity of some biological communities at least in the immediate vicinity of the outfalls.

The outfalls that were constructed (Fig 1) are described in Table 1.

Table 1: Sydney’s deepwater outfalls.

Outfall	Water Depth (m)	Outfall Length* (m)	Diffuser Length (m)	Outfall Capacity (ML/d)	Average Flow (ML/d)
North Head	60	2900	765	2400	385
Bondi	60	1700	510	700	165
Malabar	80	2900	720	2250	490

*length to first diffuser

The EMP developed a predictive understanding of the behaviour of sewage plumes so it was possible to assess the extent to which monitoring sites were exposed to the sewage effluent during the EMP. The fate of a range of known effluent constituents was investigated directly through monitoring in the water column (faecal bacteria, nutrients

and suspended solids), in deployed oysters and in fish (contaminants), in sediments (contaminants and sediment characteristics) and on beaches (faecal bacteria and sewage grease). Further studies measured the impacts of effluent on marine ecosystems (fish and benthos) and on human utilisation of marine resources (seafood contamination and recreation).

The sewage received at the North Head, Bondi and Malabar sewage treatment plants (STPs) consists of waste waters from residential, industrial and commercial premises, as well as substantial amounts, at times, of rainwater and groundwater. The concentrations of most of the measured contaminants were broadly similar at all three sewage treatment plants. They included a range of organochlorine compounds, trace metals, PAHs, suspended solids and nutrients.

Effluent discharged from the deepwater outfalls undergoes rapid initial dilution, typically within 500 metres of the outfall, before reaching either a level of neutral buoyancy or the ocean surface. Median initial dilutions of 400 -500 were one to two orders of magnitude greater than those achieved at the former cliff face outfalls. Model results also indicate that effluent plumes from the deepwater outfalls remain trapped below the sea surface for more than 80% of the time. Plumes reach the surface when the water column becomes unstratified, mainly during winter. Far field plume behaviour was investigated by radioisotope tracer experiments. Typical results (Malabar June 17-18 1992) indicated that initial dilutions were over 1:1000 and the plume remained submerged (depth >40 metres) and travelled parallel to sea floor contours to the south with slow subsequent (far field) dilution. The key oceanographic processes that control the physical dispersion of effluent off Sydney, include the East Australian Current, coastal trapped waves, internal waves and tides and local wind-driven currents.

Beach and bathing water quality dramatically improved since effluent was diverted offshore to the deepwater outfalls, although some residual problems remain. These are mostly attributed to local stormwater contamination.

After commissioning of the deepwater outfalls, concentrations of organochlorines in fish and deployed oysters declined to background in the vicinity of the shoreline outfalls and did not increase measurably at the new deepwater outfalls. The studies showed that contamination of sediments in the vicinity of the new outfalls did not change to an extent that can be readily measured by the technology and methods utilised in these studies. It appears from the computer modelling of plume behaviour and the studies of biota and sediments that the enhanced rate of dilution and dispersion has resulted in a decreased likelihood of any given organism or area of sediment encountering (and therefore accumulating) high loads of a contaminant, but concomitantly there has been an increased likelihood of more organisms accumulating small amounts of contaminants.

Ecological studies in the vicinity of the cliff face outfalls and the deepwater outfalls have shown that there have been some ecological impacts around the deepwater outfalls and some recovery of the intertidal assemblages previously affected by the cliff face outfall.

The specific causes of the changes near the deepwater outfalls are unknown. There was little consistency among outfalls and no apparent relationship between abundances of predator and prey groups. The changes do not appear to be accounted for by the presence of toxicants. Contaminant concentrations in sediments near the deepwater outfalls were below the levels considered to have the potential to cause biological effects.

These changes were observed at sites close to the outfalls. At this stage it is unclear how far the impacts may extend. But it is apparent that the observed changes are likely to extend considerably less than 10 to 20 kilometers from the outfalls, as this was the distance to control sites. This view is supported by the observation that changes at one outfall frequently differed from those at adjacent outfalls, yet the outfalls were only seven to eight kilometers apart. However, further studies are being implemented to establish whether the changes already identified persist and whether other chronic effects develop in the longer term.

EXAMPLES OF PERFORMANCE (STAGE 3) MONITORING

AMBIENT (STAGE 3B)

After extensive evaluation of the data from the EMP and detailed consideration of the likely on-going impacts, two main monitoring programs for the impacts of Sydney deepwater outfalls have remained in place. There is monitoring of faecal coliforms and enterococci at swimming beaches to guard public health and monitoring of sediments around the largest outfall (Malabar) to assess ongoing environmental harm. These complement an extensive monitoring within the sewage treatment plants to ensure that effluent quality remains within the original design criteria.

Human Health - Swimming Beaches

Bacteria and viruses are important issues stemming from the disposal of sewage because they can initiate a disease response in humans through either primary contact (e.g. when swimming) or through consumption of contaminated seafood.

Epidemiological studies of waterborne illness indicate that the common causative agents are more likely to be viruses and parasitic protozoans rather than bacteria. However, water quality measures are usually framed in terms of faecal coliform concentrations because they are relatively easy to measure and are present in virtually all warm-blooded animals. Most NSW outfalls have monitoring programs in place that test for faecal coliform bacteria in the surrounding water, particularly at beaches close to the outfall discharge points.

Monitoring of faecal bacteria at the majority of NSW ocean outfalls suggests that the Australian and New Zealand water quality guidelines are generally satisfied after allowance for an initial area of treated effluent and seawater mixing (referred to as the “mixing zone”). In Sydney a significant decrease in the number of bacteria and viruses

in coastal waters occurred once the three major outfalls were diverted to deep ocean discharge.

Sydney swimming beaches are still monitored once every 6 days and results evaluated monthly. Many beaches have gone from 100% failure when discharges were at the shoreline to more than 80% pass, with most of the infrequent failures being due to local stormwater influences rather than sewage discharge.

Ongoing Environmental Performance

During the EMP, impacts on soft sediment benthos were detected. The changes detected were neither large nor consistent and the benthos was still abundant and diverse. There was no data, however, about the spatial extent of these impacts or whether they were getting worse. So two main questions need to be addressed in the on-going monitoring.

- Will chronic impacts occur?
- Is any existing impact spreading?

It was decided that soft sediments and associated benthic assemblages were the most appropriate habitat to assess these questions. The two questions require different experimental designs. The first was examined by comparing data from sites near each of the outfalls with near and distant control sites. The second question was examined by sampling at increasing distances southward (downcurrent) of the Malabar outfall.

The study designs and variables that were assessed were determined after an intensive pilot study that examined spatial and temporal variability and potential correlations in a wide range of possible variables.

The variables were chosen to provide two levels of information.

- Surveillance indicators, (e.g. total organic carbon and percent fines) are relatively cheap and easy to assess, are monitored at a relatively high frequency (in our case, annually).
- Assessment indicators (e.g. benthos, trace metals and organochlorines) are sampled less frequently (typically every 3 years).

The surveillance indicators act as triggers to increase the sampling frequency (for assessment indicators) if a potential problem is detected. To enable this, samples for assessment indicators are collected every time the surveillance indicators are sampled, but are archived without analysis. This enables retrospective analysis of these samples if required. The coupling of physical, chemical and biological variables presents an opportunity to investigate possible causal relationships which, in the event of an adverse impact, may assist in identifying appropriate management actions.

SPECIAL STUDIES (STAGE 3c)

The main special studies, which are generally short term and focussed on specific issues, on Sydney's Outfalls related to effluent toxicity assessment and frequency of coastal algal blooms.

The EMP had found that there were impacts of the effluent on fish and benthos, raising the potential that the effluent may contain toxic components. A combination of detailed effluent analysis, risk assessment methods and extensive toxicity testing was undertaken to determine the likely ecological toxicity of effluent. It was found that, whilst the effluent contained potentially toxic components, the effective dilution suggested that it was unlikely to be directly toxic except in the immediate vicinity of the discharge point.

One contentious issue that arose subsequent to the EMP was an apparent increase in the frequency of algal blooms in the coastal waters off Sydney. A special study was commissioned to investigate potential sources of nutrients to support the algal bloom development. Three potential sources were investigated, ocean outfalls, oceanic upwelling and riverine discharges. In all cases the occurrence of algal blooms correlated with upwelling events irrespective of proximity to the outfalls.

CONCLUSIONS

Discharges from sewage treatment plants and overflows from sewage reticulation systems cause impact on human health, environmental amenity, recreational opportunity and ecological processes, particularly in aquatic environments such as beaches, rivers, lakes and lagoons

The effective operation of ocean outfalls can be facilitated by well designed assessment programmes incorporating a variety of strategies for monitoring. This monitoring can identify impacts and human health risk and provide information back to operators that can inform better plant and outfall management. Careful use of licences by regulators will ensure that operation of plants and outfalls remains within appropriate criteria and minimise environmental and environmental harm.

ACKNOWLEDGEMENTS

I would like to thank the **Cetesb** - São Paulo State Environmental Agency for inviting me to contribute to this workshop and for providing funds and making attendance at this workshop possible. I would also like to acknowledge Tim Pritchard and the large team of scientists at the NSW EPA and other organizations who contributed ideas to the formation of the EMP and to the writing of this paper. Martin Krogh of the NSW EPA summarised the effects of outfalls in NSW.

REFERENCES

Clarke, K.M. & Warwick, R.M. (1994) Change in marine communities: An approach to statistical analysis and Interpretation. Natural Environment Research Council.

Green, R.H (1979) Sampling Design and Statistical Methods for Environmental Biologists. John Wiley and Sons, NY.

Schmitt, R.J. & Osenberg, C.W. (1996) Detecting Ecological Impacts: Concepts and applications in coastal habitats. Academic Press, San Diego.

Underwood, A.J. (1994) On beyond BACI:sampling designs that might reliably detect environmental disturbances. Ecological Applications 4: 3-15.

For detail on Deepwater Ocean Outfalls Environmental Monitoring Programme, see papers in: Marine Pollution Bulletin Special Edition "Ocean Outfalls - Sustainable Solution?"; Volume 33 Numbers 7-12.

Appendix 1 Summary of impacts associated with ocean sewage disposal in NSW, Australia (summarised from internal EPA report by M Krogh)

Indicator	Type of Measure	Impacts Found
Intertidal Algae	Community Structure	Often a large increase in the cover of the green alga <i>Ulva lactuca</i> . In association with an increase in <i>Ulva lactuca</i> near outfalls, there has usually been a decrease reported in the diversity of other algal species. The diversity of brown and red algal species in particular, is often reduced in the vicinity sewerage outfalls
	Nutrient Composition	In general, the concentrations of phosphorous and total organic nitrogen were greater in algae from near outfalls compared to reference locations. Investigations of the relative proportions of nitrogen isotopes (d15N) in algae has been used as a means of determining the extent of influence of sewage derived nitrogen
Intertidal Fauna	Community Structure	Changes in the community structure of intertidal fauna are complex and often site specific. In many cases both increases and decreases in various parts of the fauna have been identified. Many of these differences between outfall sites are likely to be due to the different levels of treatment and/or the amount of effluent being discharged. Disinfection of the effluent using chlorine may also have an impact.
Subtidal Fauna	Soft substratum community structure	Overseas there have been demonstrated impacts on benthic invertebrate communities have been linked to nutrient enrichment and sewage pollution, chemical pollution and natural and man-made sources of oil pollution. In extreme cases, impacts may eliminate all macrofauna from an area. Where the effect is not so extreme, impacts generally produce a reduction in species diversity. The numbers of some individual species may increase in impacted areas to the point where one or a few opportunistic species can be present in large numbers. There are only a few studies conducted in NSW. Recent investigations into the effects of Sydney's deep ocean outfalls, which do discharge into waters characterised by soft sediment bottoms, have not identified any areas of obvious reduction in diversity that can be attributed to the outfalls.
	Hard substratum community structure	Community changes in hard substrate macrofauna have usually been identified using photographic quadrats. Depending on the type of sewage treatment, gross changes in hard substrate macrofauna can occur. Effluent discharged with a high level of particulates can change a benthic community from one that is algal dominated to one dominated by filter feeders (e.g. sponges and crinoids).
	Algal-associated fauna	The impact of sewage effluent disposal on the invertebrate fauna inhabiting kelp holdfasts near sewage outfalls appears to be site specific. At one outfall there were consistent changes in the importance of different feeding strategies with a shift away from generalist feeders (omnivores) to suspension feeders at the closer outfall sites. At other outfalls it was concluded that the effects of effluent discharge on the composition of kelp holdfast communities, if any, were small compared with natural variation.
Fish	Community structure	Shore-line Outfalls: Decreases in the abundance of hula fish (<i>Trachinops taeniatus</i>) have been observed near five outfalls. Decreases in the abundance of rock cale (<i>Crinodus lophodon</i>) have been observed near two outfalls, however, an increase (relative to reference locations) in the abundance of rock cale was recorded at another outfall. No effect on fish communities was found at 3 other outfalls. Deepwater Outfalls: A number of significant and sustained impacts on the demersal fish communities were attributed to the commissioning of the Malabar, North Head and Bondi deepwater outfalls. Impacts on the ichthyoplankton (fish larvae) were also detected.
	Contaminants	Sydney's inshore sewage outfalls were significant contributors to organochlorine contamination of inshore sedentary fish such as red morwong (<i>Cheilodactylus fuscus</i>). Diversion of sewage to deepwater outfalls resulted in a marked decline in organochlorine compounds and lead in these fish. There was no observed increase in the contamination of offshore fish species when the outfalls were diverted offshore.
Deployed Bivalves	Contaminants	Oysters and mussels have been deployed to assess the impacts of several outfalls in NSW. These studies have usually been associated with the larger outfalls. Diversion of sewage from nearshore to offshore areas in Sydney resulted in a significant reduction in the concentrations of organochlorine compounds in oysters deployed near the shoreline outfalls.
Human Health Criteria	Bacteria and Viruses	Monitoring of faecal bacteria at the majority of NSW ocean outfalls suggests that the Australian guidelines are generally satisfied after allowance for an initial area of treated effluent and seawater mixing (referred to as the "mixing zone"). In Sydney a significant decrease in the number of bacteria and viruses in coastal waters occurred once the three major outfalls were diverted to deep ocean discharge.



**Avaliação de Impacto Ambiental e
Metodologias para Monitoramento de
Emissários Submarinos na Espanha**

**Environmental Impact Evaluation
and Monitoring Methodologies of
Submarine Outfalls in Spain**

José Antonio Juanes

José Antonio Revilla

Araceli Puente

César Alvarez

Andrés García

Beatriz Echavarri

Gerardo García-Castrillo

Leandro Morante

ABSTRACT

Commissioning of sanitation systems requires the development of Environmental Monitoring Programs (EMP) that guarantee the compliance with the use-specific quality objectives established in the receiving waters. Following the principles of the methodology applied to the environmental design of wastewater discharges in the north coast of Spain, EMP constitutes the management tool available for the validation of the probabilistic predictions assumed by the projects. Field validation of modelling predictions for the new sanitation system of the Bay of Santander were carried out through the implementation of an objective-oriented Environmental Monitoring Program (EMP), which enclosed the control of water bodies, quality of sediments and ecological status of benthos communities in the areas affected by continuous (outfall) and sporadic (combined sewer overflows) discharges. Surveillance of salubrity of bathing waters, aesthetic deterioration, trophic status of the coastal and estuarine water bodies, benthic pollution effects and bioaccumulation were some of the preliminary environmental objectives adopted by the EMP. However, because of the adaptive design of the monitoring programs, case-specific modifications were introduced. In agreement with the predictions of the environmental design of the sanitation system, no significant effects of the outfall discharges in the quality of water, sediments and biological communities were detected and the recovery of estuarine ecosystems has already been initiated.

Keywords: Ecological status, monitoring, outfalls, Spain, urban discharges.

INTRODUCTION

Traditional hydraulic and hydrological-based methods used for the validation of discharges in coastal areas have brought about important environmental problems (bacteriological pollution of beaches and shellfish areas, eutrophication of estuaries, impairment of benthic communities, etc). Thus, during the 90's, the authorities of the major coastal municipalities and counties in North Spain (Gulf of Biscay) initiated the design and construction of new sanitation systems, in order to address the environmental impact produced for decades in the water bodies. For this purpose, a new conceptual approach for the design of sanitation systems was introduced in the European Union (Álvarez, 1996; CHN, 1995), which has already been applied to the "environmental design" of the sewerage the most important coastal communities (Table 1), most of them with over two hundred thousand inhabitants (e.g. Álvarez et al., 1998, 1999; Zabala et al., 1999; Revilla et al, 2004; García et al, 2005; Koev et al, 2006; Roldán et al, 2006).

Table 1. Main characteristics of the sanitation systems designed in the North Basin of Spain, from West to East (¹ Galicia, ² Asturias, ³ Cantabria, ⁴ Basque Country), according to the “environmental design” methodology.

SANITATION AREA	TOTAL INHAB.	Qmax (m ³ /s)		OUTFALL		ESTIMATED COST (10 ⁶ C)
		Dry Weather	Wet Weather	Diameter (mm)	Length (m)	
La Coruña ¹	378.000	2,4	3	1.600	1.620	147,3
Avilés ²	190.000	1,3	3,3	1.600	3.600	70,2
Gijón ²	379.000	2,7	10,5	1.800	2.100	168,3
Saja-Besaya ³	151.000	2,7	3,3	1.500	3.075	120,2
Santander ³	322.000	1,5	4,5	1.400	2.430	93,5
Santoña ³	201.000	1,2	4,4	1.400	3.400	103,9
Castro Urdiales ³	68.000	0,3	1,7	900	1.250	25,3
Bilbao ⁴	1.000.000	6,3	23	2.800	2.210	--
Zumaya ⁴	16.000	0,1	0,3	400	850	8,4
San Sebastián ⁴	359.000	2,7	5	2.000	1.200	87,2
Irún-Hond. ⁴	114.000	0,9	1	800	350	21,5

This methodology considered, five years in advance of the principles adopted by the Water Framework Directive (WFD, 2000/60/EC) and the Strategic Environmental Assessment Directive (SEA, 2001/42/EC), the fulfilment of both the specific quality objectives tied to the water bodies receiving overflows and treated effluents and the environmental rehabilitation of the natural values of previously degraded areas throughout the planning process (Juanes et al, 2005). Three main phases include the new methodological framework: 1) the “environmental setting”, 2) the “sewer system design” and 3) the “monitoring program” implementation (Figure 1).

Some important principles support the new conceptual approach (Revilla et al., 2002, Juanes et al, submitted):

- The “environmental setting” for a sanitation project (water uses, quality standards) should be established on an objective-specific base for each water body, in order to maintain and promote all the potential uses.
- Placing effluent discharges appropriately is always effective and necessary in reducing the environmental impacts of a given level of treatment or in reducing the cost of treatment needed to achieve acceptably low impacts. Thus, the “environmental design” of sewer systems is more a case of risk-based environmental management than either the single result or the sum of results of sophisticated mathematical models (hydrological, hydraulic, primary dilution, hydrodynamic, water quality), needing statistical procedures for the probabilistic interpretations of results.
- It is demagogic to think that there are worldwide recipes for sewage treatment systems without considering the legal constraints, the environmental conditions (e.g. aquatic sensitivity, water balance), the type and level of risk (e.g. eutrophication, sanitary, toxic contamination), or the economic development (e.g. investment capacity, cost recovery

in the exploitation phase) in different countries, states, regions and coastal areas.

- The effective level of treatment should be determined on the basis of the environmental protection needs rather than through the socio-economic conditions. The only valid argument to support or reject different options must be based on a realistic assessment of environmental risks and of the sustainability of the specific treatment performance in concrete coastal zones (GESAMP, 2001).
- The environmental design of a sanitation scheme is based on the estimation of the uncertainties associated with the combined probabilities of certain random and deterministic factors, including the generation of wastewaters. This justifies the need for validation in the field (“monitoring program”) of either the theoretical assumptions on likely responses of a great variety of environmental compartments to perturbation or the statistical predictions taken into account throughout the environmental risk assessment. For that purpose, stating clear monitoring objectives involves integrating public concerns and the predictions of the environmental designs with the legal and regulatory framework, through the use of scientific understanding, to identify relevant questions to be addressed (NRC, 1990).

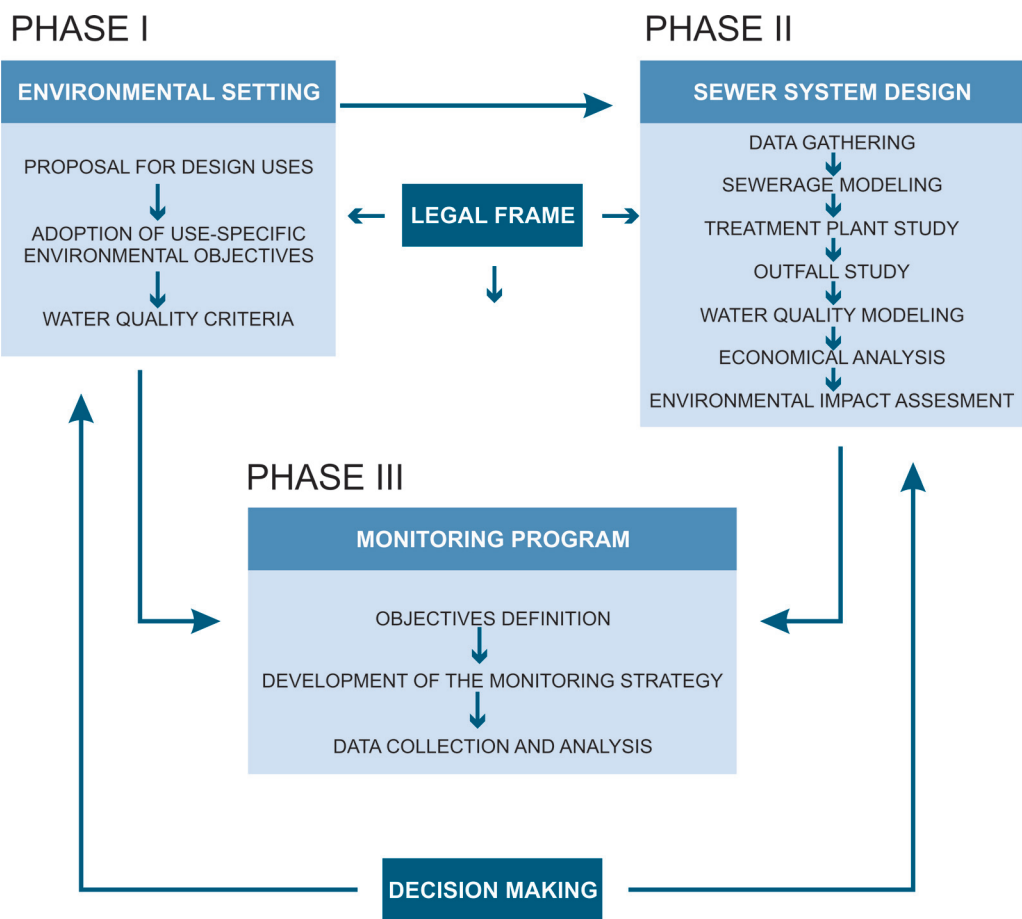


Figure 1. Methodological framework for the environmental design of coastal sewerages.

The process for environmental validation of a sanitation system is made up of four consecutive stages (Juanes et al, 2005), including the verification of adverse effects throughout objective-oriented Environmental Monitoring Programs (EMP). As recommended by the U.S. National Research Council (NRC, 1990) and, more recently, by the Committee on Ocean Monitoring in the Canadian Department of Fisheries & Oceans (Strain & Macdonald, 2002), implementation of that management tool is a useful approach for evaluation of “ocean health”, whose success depends on the ability to produce specific and accurate information to discriminate the effects of human disturbances from natural variability (e.g. Ferraro et al., 1991; Anderlini & Wear, 1992; Otway et al., 1996; Werme & Hunt, 2003).

In that sense, monitoring programs in the North coast of Spain were based on modelling predictions and assumptions about likely responses of a great variety of environmental compartments to disturbances (Juanes et al., 2002). Uncertainties associated with some of those assumptions justified the need to establish an “adaptive monitoring design” (Ringold et al., 1996), through the implementation of a program of continuous measurements, that support both the definition of the specific objectives to be addressed and the more appropriate technical designs, in order to produce predefined management information useful for decision making. For that purpose, information from baseline studies, carried out at the pre-commissioning stage, and from previous regulatory surveillances (bathing waters, shellfisheries) are the reference points for subsequent monitoring analyses.

Since those studies, EMPs have been carried out by the regional or local administration responsible of the operational management of each sanitation system. One of the most comprehensive examples of monitoring developments corresponds to that of the Bay of Santander, a sanitation system that includes the disposal of the continuous secondary treated effluent (High Load Activated Sludge Treatment, HLAST) through a submarine outfall and the sporadic wet weather overflows from different discharge-points to the estuary, as previously referred to (Zabala et al., 1999).

The Bay of Santander is an important economic, recreational and natural area in the north coast of Spain (Gulf of Biscay), with a total extension of 22.5 km², of which 65% are intertidal areas. This estuarine ecosystem was significantly stressed by the continuous untreated discharges from urban and industrial sources of more than 250,000 inhabitants until June of 2001, when the new sanitation system came into operation. Thus, the main environmental goals for the design of this infrastructure were both the fulfilment of the specific quality objectives tied to the receiving water bodies and the environmental rehabilitation of the natural values of previously degraded areas.

Field validation of such predictions was carried out through the implementation of an objective-oriented Environmental Monitoring Program (EMP), which design followed the general model summarized by Juanes et al. (2002). In this paper main results and conclusions of the monitoring activities of this sanitation system are summarized.

MATERIAL AND METHODS

The methodological approach for the implementation of the first phase of the EMP (2001-2004) included the assessment of three environmental compartments: the water column, the sediments and the marine biota. Differential monitoring activities were designed for the analysis of discharge effects on the surroundings of either the submarine outfall or the combined sewer overflows. Specific baseline studies carried out three years in advance of the built-up of the new sanitation system were used as reference points for comparison.

WATER COLUMN

Water quality (physico-chemistry and contaminants) was analysed at seasonal intervals (Spring, Summer, Winter), from March 2001, three months before the sanitation system (sewerage, treatment plant, sewage outfall) came into operation, to August 2003. The sampling grids for the Bay and for the coastal area are shown in Figure 2A. Vertical profiles and complementary point-depth samples were collected in the upper and bottom layers for measurement and analytical determination of the different monitoring variables following standard methods. Analysis of the effects of the outfall discharges on the bathing waters was carried out during the bathing season of 2003 (June 15th-September 15th) in two beaches located in the vicinity of the outfall, on the western and the eastern sides (San Juan de la Canal y Virgen del Mar, respectively), following the sampling and the analytical procedures established in the Directive 76/160/CEE.

SEDIMENTS

Physical and chemical characteristics of the estuarine sediments were analysed in two extensive field campaigns during the Spring and the Summer 2001, using a 340 cm² - 15cm deep box-corer grab. Location of the 41 stations corresponded to those for the study of soft-bottom communities within the Bay (Figure 2B). Conversely, surface sediments in the surroundings of the outfall were directly sampled by divers in Summer 2002, one year after starting the discharge of effluents. Sampling stations were located at regular intervals (ca. every 50 m in length) on four transect-lines converging at the position of the second diffuser. Redox potential, granulometric analysis, organic matter, total nitrogen, total phosphorus and heavy metal concentrations were analyzed on all the samples.

BIOTA

Macrobenthic soft-bottom communities (> 1 mm) were studied on 41 replicated box-corer grab samples collected all throughout the estuary (Fig 2B) twice a year, in Spring (March-April) and Summer (July-August). Abundance/biomass quantifications (number of individuals m⁻² and g wet weight m⁻², respectively) were applied to the lowest taxonomic level. At the outfall site, the monitoring objectives were concentrated on rocky bottoms because the lack of conspicuous, permanent and deep enough soft-bottom areas in the proximity of the outfall. A qualitative video recording method along four 300 m transects, starting at the diffusers stretch, was applied during Summer 2002 for preliminary assessment of general status of biological communities and detection of

impacts. Then, two to three 625 cm² replicated samples were hand collected by divers, during Summer 2003 and Spring 2004, in each of three sampling stations placed along a 200 m transect from the rip rap protection (0 m, 50 m and 200 m), within a similar bathymetric range (ca. 38-42 m depth) (see detail in Figure 2B).

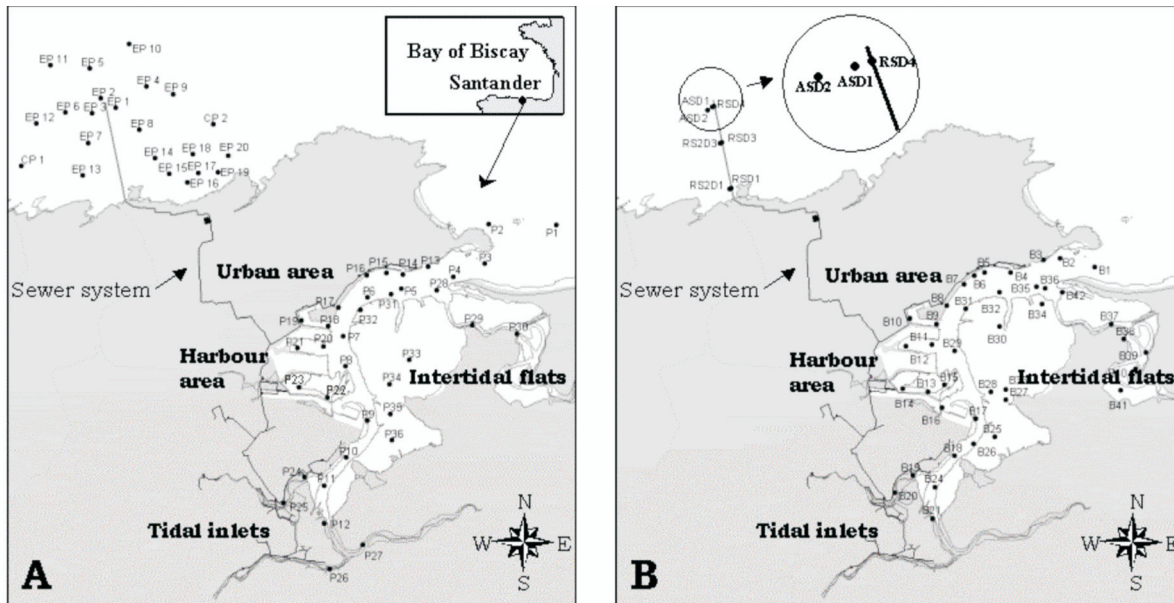


Figure 2. Location of sampling stations for the analysis of water quality (A) and benthic communities (B). Stations around the outfall diffusers are shown in detail.

Abundance of macroinvertebrates (number of individuals m⁻²) and biomass of seaweeds (g dry weight m⁻²) were registered for each sample and used for calculation of the species richness and diversity indexes. Multidimensional Scaling were performed on fourth-root transformed data, using the Bray-Curtis similarity (PRIMER software).

Response of marine organisms to permitted contaminants discharged through the outfall was monitored by a specific bioaccumulation experiment (Spring-Summer 2004), using conditioned mussels (4.5 to 6.5 cm) obtained from cultivation. Heavy metals concentrations into the transplanted mussels were determined after periodic removal (ca. 30 days).

RESULTS AND DISCUSSION

OUTFALL DISCHARGE AREA

In agreement with the predictions of the environmental design of the sanitation system, no significant effects of the outfall discharges in the water quality were detected. Mean values, standard deviations and ranges of the water quality indicators measured around the outfall site remained similar to the corresponding seasonal values registered in the baseline studies.

Dissolved oxygen values in the water column were high (7.1-9.5 mg l⁻¹). No decreases on oxygen concentrations were detected even in the mixing zone. Normal oxygen gradients were also registered according to differences in the seasonal temperature profiles. Seasonal chlorophyll-a mean values were low and spatially homogeneous. Normal spring blooms were recorded in April 2002 and 2003, when phytoplankton biomass reached the highest levels (14.5 and 8.0 µg l⁻¹ Chl a) in offshore stations (mostly between 4-14 m depth). No increase in nutrient concentrations and suspended solids were found in the near field. Values and temporal trends registered in the EMP were similar to those observed in other coastal areas of the Bay of Biscay. Only minor and temporal increases (Winter 2002) in ammonia and oil and grease were detected in the stations situated near the discharge of the old treatment plant that might be due to sporadic discharges in the connection stage.

On the other hand, detectable but low oil and grease values in the discharge area may advance a good dispersion, transport and assimilation capacity of the coastal waters. Furthermore, *E.coli* counts in the bathing waters of the San Juan de la Canal (average: 42 ± 62 UFC /100 ml) and the Virgen del Mar (average: 28 ± 45 UFC /100 ml) supported the fulfilment of the imperative and advised faecal coliforms quality criteria for bathing waters. Thus, bacteriological inactivation processes seemed to be in agreement with the modelling results.

Unsteady and, consequently, non-stratified medium-fine grain size sediments were found in the vicinity of the outfall. The proportion of fine sediments remained constantly low (average 4.6 ± 1.9 %) and no accumulation of organic matter in the sediments was registered (average: 4.3 ± 1.2 %). In contrast, high concentrations of cadmium, mercury and zinc were detected in some of the samples, exceeding the objective thresholds recommended for dredged material in Spain (1, 0.6 and 500 mg kg⁻¹, respectively). Nevertheless, total amounts of contaminants in raw sediments were very low because of the reduced percentage of fines. Conversely, measurable PCBs concentrations were not detected in the sediments surrounding the outfall.

Regarding qualitative and quantitative analyses of hard-substrata benthic communities, a elevated variability was observed in the vicinity of the outfall, similar to that observed in the baseline studies. Severe light attenuation, high sediment abrasion and periodic sedimentation conditioned the biological structure of deepwater habitats on this area. Thus, a “silt matrix” composed by incrusting and erect algae, colonizing epiphytes,

sediment and burrowing organisms was found. Seaweed richness and biomass was very low and extremely variable within stations. Only incrusting and small-size sheet-like species, mostly red algae, could withstand those conditions.

Total richness (including seaweeds) and abundance of macroinvertebrates seemed to be increased in stations located far from the outfall diffusers (200 m), without significant differences between results from both campaigns. Shannon diversity ranges fluctuated between 0.9-2.3 bits. But, no significant differences in the diversity values were found between stations and seasons. The lower diversities were found in those stations dominated by the small cirriped *Verruca stroemia*. Variability between monitoring and control baseline abundance values (N) may be explained by the difficulty of standardizing the sampling conditions and procedures in deepwater.

Results of MDS analyses discriminated three main group of samples (Figures 3). As proposed in previous works. The first group included only baseline samples (Control); subgroup IIa integrated samples from the stations located on the riprap outfall protection. Finally, subgroup IIb included most of samples, without a clear and homogeneous classification criterion. That pointed out to the combination of both a certain degree of similarity and, at the same time, a significant variability between samples collected at different seasons and different years in this type of habitats.

Finally, preliminary results from the bioaccumulation study demonstrated the technical viability of this type of experimental analyses, even at deepwater habitats. Increases in average weight and apparent health status of collected mussels after 30, 60 and 100 days on the cultivation units confirmed the success on using this indicator organisms. No increase in metal concentration on mussel tissue was documented, conversely, Pb, Cu, Cd, As and Hg concentrations tended to become dampened with time when comparing with concentrations on control mussels.

ESTUARINE AREA

Monitoring results of the water quality in the Bay of Santander demonstrated significant and almost immediate improvements after the commissioning of the new sanitation system, in June 2001. Annual trends of two representative sampling stations of urban high-flow urban discharges (P16) and industrial discharges (P24) are shown in Figure 4.

One month after ceasing urban discharges to the estuary, a 98% reduction of suspended solids, phosphates, ammonia and oil and grease concentrations were detected in the P16. Conversely, water masses of the tidal inlets, located in the inner part of the estuary, showed a more progressive quality improvement. This may be due to its higher time of resilience and because some illegal discharges still persist in these areas. Anyway, no evidences of hypoxia ($<2 \text{ mg l}^{-1}$) were observed in the water column of these estuarine areas during the EMP and oxygen saturation tended to increase in areas that previously were significantly affected by sewage discharges (Figure 4). Furthermore, chlorophyll-a values were within normal ranges for this Bay and no eutrophication signals were observed during the EMP.

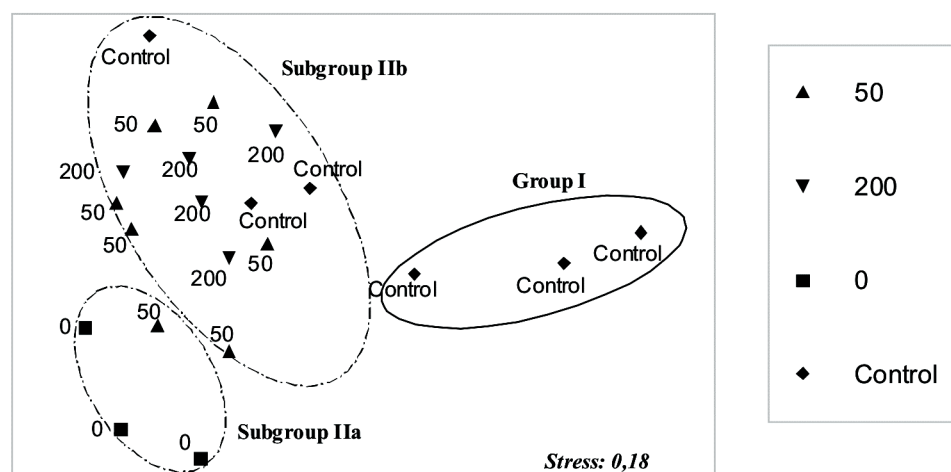


Figure 3. Multidimensional Scaling (MDS) ordination of standardized presence-absence data from nearfield outfall samples (0, 50 and 200 m) and from the baseline samples (control), identified at the genus level. Samples corresponding to clustering groups for linkage distances = 30% are shown within circles.

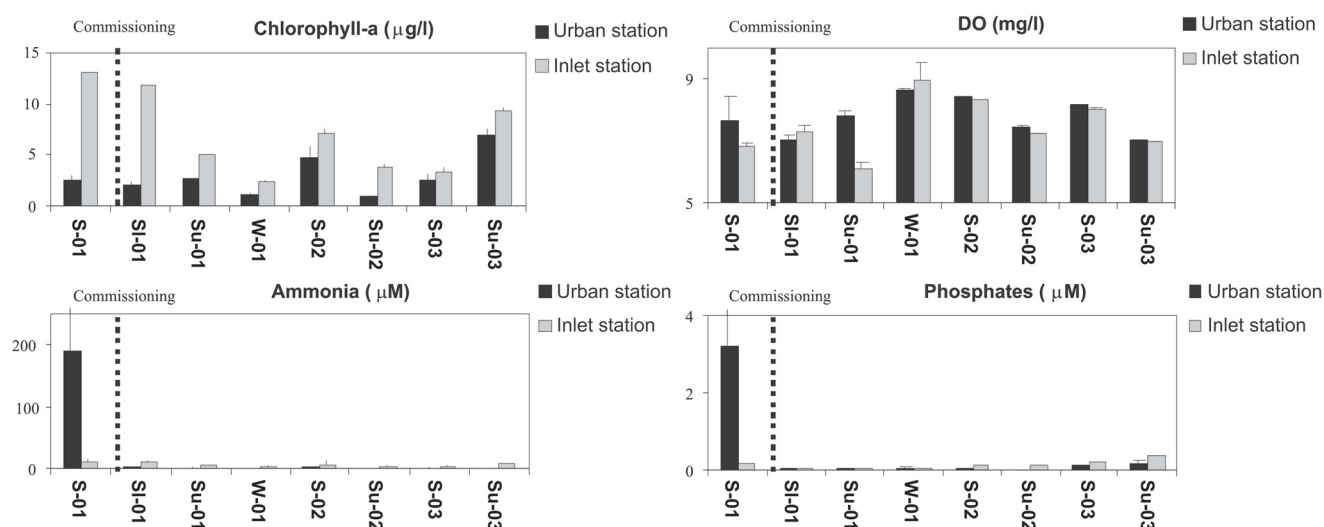


Figure 4. Mean values and SD (vertical bars) of four variables measured in water stations P16 (urban front) and P24 (inner estuary) throughout the monitoring program (W= Winter, S= Spring, Su= Summer). The vertical dashed line indicates the approximate date of commissioning of the sanitation system.

Estuarine sediments were moderately to highly polluted only in areas affected directly by industrial and urban discharges, specially in the tidal inlets, because of industrial discharges (mining and shipyard activities..). A relationship between metal enrichment in sediments and the location of contaminant inputs was observed. It's worth pointing out the high levels of contaminants (Cd, Pb, Zn, Hg) in the tidal inlets, exceeding the recommended threshold levels for dredged material. Sediments from harbor areas and near anthropogenic sources (urban area) were less polluted, but some single values exceeded Cd, Pb, Zn and Hg objective values. On the other hand, no temporal trends in metal concentrations and organic matter content were found in these sediments after commissioning.

Two hundred species of macrofauna were identified throughout the Bay in the 191 samples analyzed during the EMP, with extreme ranges of richness between 2 to 30 species per sample and average values about 11 species. The macrobenthos was characterized by a great dominance of high organic matter content indicators as polychaetes *Notomastus latericius* and *Euclymene oerstedii*, followed by molluscs, mainly bivalves (*Abra alba*, *Corbula gibba*).

Multivariate analyses have supported the four general areas previously established throughout the Bay according to the structure of the benthic communities: (i) Tidal inlets in the inner part of the Bay, with communities dominated by Nephtyidae, Spionidae, Scrobiculariidae and Nereidae families; (ii) subtidal areas located near the urban front, dominated by Capitellidae, Maldanidae, Upogebiidae and Scrobiculariidae families; (iii) Harbour area, with lower diversity values and dominated by Chaetopteridae, Ampharetidae, Maldanidae, Corbulidae and Scrobiculariidae families; (iv) intertidal flats on the eastern side of the Bay, which present benthic assemblages more characteristic of unperturbed environments.

The highest richness, diversity and evenness values were registered at the intertidal flats. Temporal evolution of the Shannon diversity index showed differences among the four areas. Thus, the diversity of species was moderately increased after Spring 2001 on both the intertidal flats and the urban site, due to the decrease of the abundance of species dominating (*Notomastus latericius*, *Euclymene oerstedii*) and the increase of richness in this area. On the other hand, no clear trends were found in the tidal inlets and harbour areas.

However, further analysis on ecological status by the species biomass/ abundance abundance/ biomass curves (ABC) for the stations on the urban site (Figure 5) showed that benthic communities of this area still corresponded to moderately disturbed environments. A decrease in the biomass dominance by *Upogebia* spp could motivate a decrease in the Warwick Statistic in spring 2003 ($W < 0.07$), but no significant improvement in the community status was observed. In the inner part of the estuary, grossly polluted conditions were found, but the ABC plots were not representative of the community status. The low number of species in the inner stations of the estuary (tidal inlets) is a good indication of an important degree of perturbation, and restricts the applicability of that analysis.

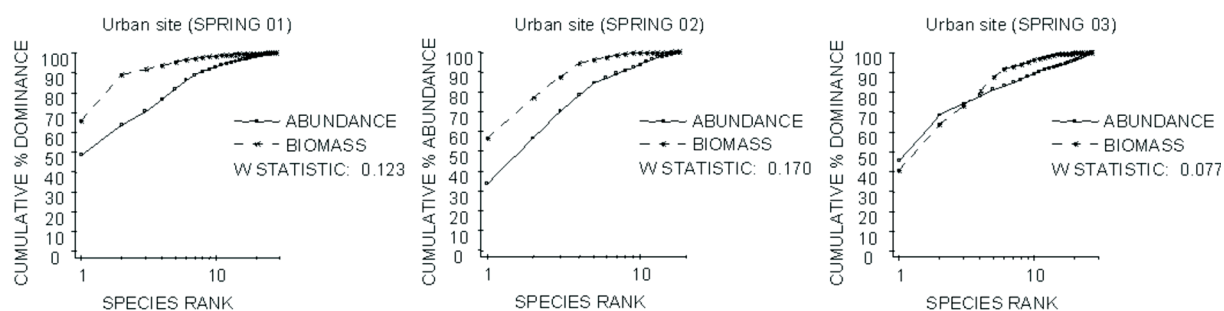


Figure 5. ABC plots for stations located within the urban site, calculated from monitoring data of Spring campaigns of 2001 to 2003.

CONCLUSIONS

As general conclusions of this preliminary analysis of the monitoring results, it should be noted the following answers to the specific environmental objectives established by the monitoring program:

- The discharge of dry weather treated effluents (High Load Activated Sludge Treatment, HLAST) through a submarine outfall was a valid alternative for resolution of environmental problems caused by urban effluents in the Bay of Biscay.
- Maintenance of normal ranges of variability in water quality variables around the discharge area together with the slight but acceptable increases in concentration of certain contaminants (e.g. oil and grease), some of them associated to the final adjustments of the whole sanitation system, demonstrated that there were no significant effects on the coastal waters.
- Furthermore, fulfilment of bacteriological quality criteria for bathing zones (*E.coli*) in the two beaches close to the outfall supported the proper functioning of the sanitation system.
- Sediments on the proximity of the diffusers (300 m) did not show neither accumulations of sediments or increases in their organic matter content. Thus, sporadic contaminations of cadmium, mercury and zinc may be qualitative relevant but scarcely significant in the global analysis.
- Benthic communities in that area showed a normal variability in composition and abundance of seaweed and macroinvertebrate species. Richness and diversity were also in normal ranges for that type of deepwater habitats.
- In addition, the sanitation system has caused the immediate improvement in the water quality of the previously stressed estuarine waters. Significant reductions (98%) on indicators of urban discharges (phosphates, ammonium, suspend solids, oil and grease) around old untreated continuous discharges were detected after the sanitation system came into operation. Nevertheless, final adjustments on connections and functioning of different elements of the system need to be already improved.
- Recovery of impacted benthic ecosystems around the Bay is a medium term process. Thus, although some variations in composition in abundance of indicator species were registered, monitoring indicators did not show significant improvements in the ecological status of that environmental compartment.

In summary, the implementation of the EMP of the Bay of Santander has supported the validity of predictions of the environmental design of the sanitation system.

ACKNOWLEDGEMENTS

Part of this work was supported by the National Plan of Research and Development (2000-2003) from the Spanish Ministry of Science and Technology (Project # REN2001-1225-C03) and by a “Ramón y Cajal” Research Grant to J.A. Juanes.

REFERENCES

- Álvarez, C. 1996. Aportaciones metodológicas al estudio de la contaminación litoral originada por vertidos y alivios procedentes de redes de saneamiento urbano. Ph. D.-Thesis, University of Cantabria (Spain): 253 pp.
- Álvarez, C., Revilla, J.A., Juanes, J.A., Nikolov, K., Castanedo S. & Díaz, R. 1998. Estudio integral del saneamiento del área de S. Sebastián – Pasajes: Problemática ambiental y soluciones propuestas. Proc. IV Jornadas Españolas de Ingeniería de Costas y Puertos. Ed.University Politech. of Valencia , vol III: 1057-1070.
- Álvarez, C., Juanes, J.A., Revilla, J.A., Koev, K.N., Roldán, A., Ivanov, V. 1999. Environmental study of the alternatives for the sewer system of a small coastal community in the bay of Biscay. Wat. Sci. Tech., 39(8): 161-168.
- Anderlini, V. C. and Wear, R. G. 1992. The effects of sewage and natural seasonal disturbances on benthic macrofaunal communities in Fitzroy Bay, Wellington, New Zealand. Mar. Pollut. Bull., 24: 21-26.
- C.H.N. 1995. Metodología de estudio de los saneamientos litorales. Confederación Hidrográfica del Norte (CHN), Spanish Ministry of Environment. Oviedo (Spain). 199 pp.
- Ferraro, S.P., Swartz, R.C., Cole, F.A., Schults, D.W. 1991. Temporal changes in the benthos along a pollution gradient: discriminating the effects of natural phenomena from sewage-industrial wastewater effects. Estuar. Coast. Shelf Sci., 33: 383-407.
- García, A., Álvarez, C., Revilla, J.A., Juanes, J.A. & Medina, R. 2005. Environmental design of Bilbao submarine outfall. In: J.M. Smith (ed.), Coastal Engineering 2004 (vol.3: 3251-3263). Singapore: World Scientific Publish. Co. Pte.Ltd.
- GESAMP (Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of the Marine Environmental Protection). 2001. Protecting the oceans from land-based activities. Land-based sources and activities affecting the quality and uses of the marine, coastal and freshwater environment. Rep. Stud. GESAMP, 71, 162 pp.
- Juanes, J.A., Puente, A., Revilla, J.A., López, M., Alvarez, C., Medina, R. 2002. Monitoring programs design in coastal zones affected by combined sewer overflows and outfall discharges. Proc. II Int. Conference on Marine Waste Water Discharges. 8 pp.
- Juanes, J.A., Revilla, J.A., Álvarez, C., García, A., Puente, A., Nikolov, K. 2005. Environmental design and monitoring of large submarine outfalls: an integrated approach for coastal protection. In: C. Zimmermann et al., (eds). Environmentally Friendly Coastal Protection (243-253). NATO Science Series, 53. Dordrecht: Springer Publ.
- Koev, K., Roldán, A., González, C. & Barenengoa, J. 2006. Saneamiento integral de la cuenca baja del sistema fluvial Saja-Besaya. Ingeniería del Agua: in press.
- National Resarch Council. 1990. Managing troubled waters. The role of marine environmental monitoring. National Academic Press. Washington, D.C. 125 pp.
- Otway, N.M., Gray, C.A., Craig, J.R., McVea, T.A., Ling, J.E. 1996. Assessing the impacts of deepwater sewage outfalls on spatially and temporally variable marine communities. Mar. Environ. Research., 41(1): 45-71.
- Puente, A., Juanes, J.A., García-Castrillo, G., Álvarez, C., Revilla, J.A. & Gil, J.L. 2002. Baseline study of soft bottom benthic assemblages in the Bay of Santander (Gulf of Biscay). Hydrobiologia, 475/476, 141-149.
- Revilla, J.A., Álvarez, C., García, A., Medina R. & Juanes, J.A. 2002. Environmental design of submarine outfalls according to the European Water Framework Directive. Proc. 2nd Int. Conf. on Marine Waste Water Discharges, 1-12.
- Ringold, P.L., Alegría, J., Czaplowski, R.L., Mulder, B.S., Tolle, T., Burnett, K. 1996. Adaptive monitoring design for ecosystem management. Ecol. Applic., 6: 745-747.
-

Roldán, A.J., Koev, K., González, C., Herrera J.A. & Fajardo, M. 2006. Saneamiento integral de las marismas de Santaña. Ingeniería del Agua: in press.

Strain, P.M., Macdonald, R.W. 2002. Design and implementation of a program to monitor ocean health. Ocean & Coastal Management, 45: 325-355.

Werme, C. & Hunt, C.D. 2003. 2002 Outfall monitoring overview. Int. Report Massachusetts Water Resources Authority, Environmental Quality Dept. Boston. 80 pp.

Zabala, A., Rodríguez, J., Pantaleón, M., Revilla, J.A., Tejero, I., Álvarez, C., Juanes, J.A. & De la Serna, I. 1999. Saneamiento de la Bahía de Santander. Revista de Obras Públicas, 3389, 29-47.

**Modelagem Aplicada a Sistemas de
Disposição de Esgotos. Aplicação do MOHID
na Simulação da Atividade Trófica do Tagus
e na Avaliação de Impacto do Emissário
Submarino da Costa do Estoril**

**Modelling Applied to Waste Disposal
Systems. Application of Mohid for
Simulating Trophic Activity in The Tagus and
for Assessing the Impact of Costa do Estoril
Submarine Outfall**

Ramiro Neves

ABSTRACT

Coastal zones are transitional zones where inland and marine waters are mixed, generating a wide range of gradients of nutrients and trophic activity. These areas are also the final destiny of fine particulate matter generated inland, rich in organic matter and often carrying important loads of chemical pollutants. These materials reach the coastal areas mainly through rivers, but also through point discharges of urban wastewater sources.

When disposed on the shore, urban wastewater can be a major source of organic and microbiological pollution compromising its use for recreation activities and creating in the public the - often wrong - idea that urban used waters are the most important source of coastal pollution. This simplistic conclusion is easily extended to submarine outfalls, compromising its use for discharging urban wastewater in the coastal ocean.

This paper describes results of a primary production model for the Tagus Estuary and adjacent coastal sea and assesses the importance of urban wastewater sources when compared with river loads. Results are also presented for the Costa do Estoril Submarine outfall, demonstrating that secondary treatment has no environmental benefit compared with primary treatment. The results were produced with MOHID, an integrated hydroecological model, which simulates the flow, sediment transport and ecological processes.

Keywords: Mathematical modelling, water quality, eutrophication, coastal waters, estuaries, submarine outfalls, UWWTP.

INTRODUCTION

European Union legislation regulating the level of treatment required for urban waste water prior to final disposal (Directive 91/271/CEE) is quite simple. It relates the level of treatment to the dimension of the agglomerations and to the characteristics of the receiving waters.

According to the Directive 91/271/CEE, receiving waters can be classified as normal, sensitive or less sensitive. The degrees of treatment to be considered are primary, secondary or higher. From year 2006, wastewater from agglomerations with more than 2000 inhabitants equivalent discharging into estuaries with normal waters must be object of a secondary treatment. If the receiving waters are classified as sensitive then, a higher level of treatment is required.

Criteria for classifying sensitive zones is based on existence of eutrophication, bathing waters or shell-fish waters and on requirements imposed by any other directive. Bathing waters and shell-fish production areas require the control of microbiological contamination, which can be done disinfecting the effluent and/or selecting carefully the final disposal place.

Eutrophication is the most stringent criterion. Transformations of nutrients and organic matter have time scales of the order of weeks that are also of the order of magnitude of the residence time in many estuaries. As a consequence UWWTP loads have the

time to mix with river loads, making the impacts of each source on eutrophication indistinguishable by means of field data.

On other hand the correlation between the estuarine trophic level and nutrient loads is not simple. In some estuaries primary production is limited by light (e.g. due to high turbidity) or by water residence time. In the Tagus estuary light is the limiting factor of primary production. The estuary is 300 km² large and intertidal areas occupy about 1/3 of its surface. The width of the estuary is of the order of 20 km, making possible the generation of wind waves that maintain a high level of turbidity (100 mg/L).

A good knowledge of transport and of the trophic processes in an estuary is thus essential for the correct classification of the sensitivity of the waters to UWWTP discharges and for the definition of the right level of treatment for each discharge. This paper describes Tagus estuary ecological model and how it has been used to evaluate processes inside the estuary.

TRANSPORT PROCESSES AND RESIDENCE TIME

Tide and river discharge are the main forces driving Tagus estuary hydrodynamics (Leitão, 2002). MOHID¹ model was run using a variable size grid with 200 m in the main estuary. Forcing included all tidal harmonics and the average river discharge 330 m³s⁻¹. Figure 1 shows an ebb distribution of velocity during a spring tide. Typical velocities are of the order of 1m/s and maximum velocities registered in the estuary corridor can reach 2 m/s.

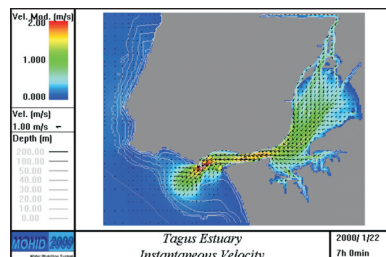


Figure 1. Maximum velocity field in a spring tide ebb. Maximum velocity can reach 2 m/s.

Residual flow can be visualized as the residual flux – average transport per unit width - or as the residual velocity and this one can be defined as the time average velocity in one point or as the residual flux divided by the average depth. Figure 2 shows on the left side residual velocity computed using the residual flux and, on the right side, the residual flux in the upper Tagus estuary. In the upper estuary residual flow is determined by the river discharge, while in the central estuary, the momentum associated to the flow in the corridor generates a more complex pattern, with two eddies. The cyclonic eddy is larger because of the ebb flow pattern in the inner estuary.

Residence time in estuaries is defined as the time required for flushing the estuary (Dyer, 1973). Assuming that this time is equal to the time necessary for river water to reach the

¹ <http://www.mohid.com>

ocean, it can be computed using salinity distributions and the river discharge. Integrating the difference between ocean and local water salinities one can compute the volume of fresh water inside the estuary; dividing this value by fresh water discharged (assumed as a constant during the period of salinity integration), one obtains a residence time that is the time required for the river water to cross the estuary.

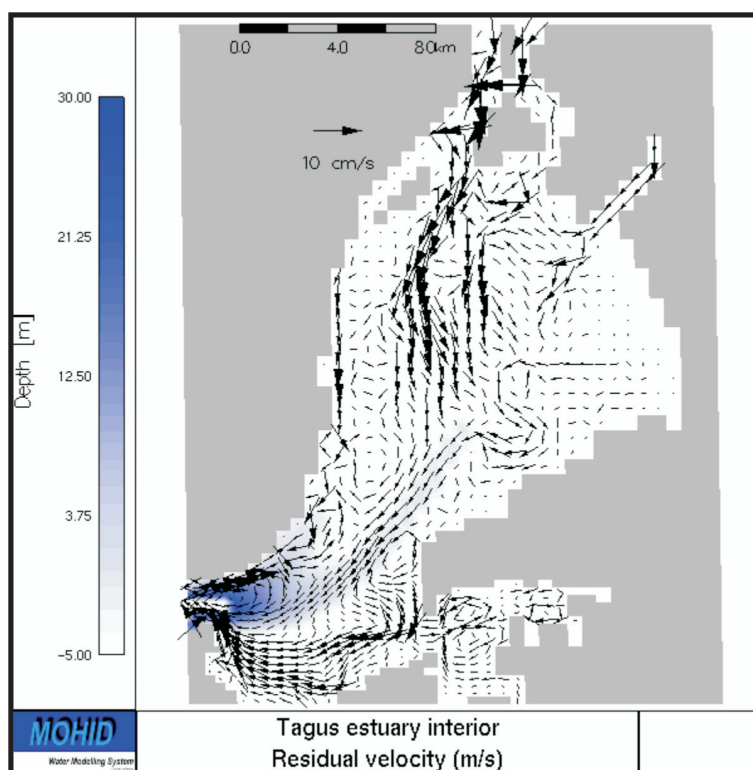


Figure 2. Residual velocity computed dividing residual flux by the average depth and residual flux in the upper Tagus estuary.

For management purposes the residence time computed as the river water residence time is relevant when the river is the main source of estuary loads, which is the most frequent situation. In terms of residence time, estuaries can be subdivided into three major groups:

- Estuaries where residence time is smaller than the time required for a phytoplankton bloom (a week or less);
- Estuaries with a residence long enough for a bloom to develop, but not long enough for organic matter to mineralize inside the estuary (of the order of a month);
- Estuaries with residence time long enough for remineralization of organic matter.

Tagus estuary residence time is of the order of 3 to 4 weeks, fitting in the second group: phytoplankton has the time for growing, but most organic matter can be exported before mineralization.

A clear overview of the techniques of computing residence times is given in the Technical Guidance Manual for Nutrient Criteria (EPA, 2001). A numerical model allows for the

most detailed calculation. In this study, the residence time is defined as the time required by water to leave the estuary and is computed using lagrangean tracers, for labelling the water and monitoring its location. Regions inside the estuary are identified by “boxes”, which are uniformly filled with tracers, each representing the same volume of water. Tracer locations are monitored in time and their residence time inside each part of the estuary and the time required to leave the estuary are computed.

Figure 3 shows the initial distribution of the lagrangean tracers in the Tagus estuary. The distribution fills the whole estuary, considering the lower limit of the estuary as defined in the study “Downstream limit of Portuguese Estuaries” (INAG, 2001).

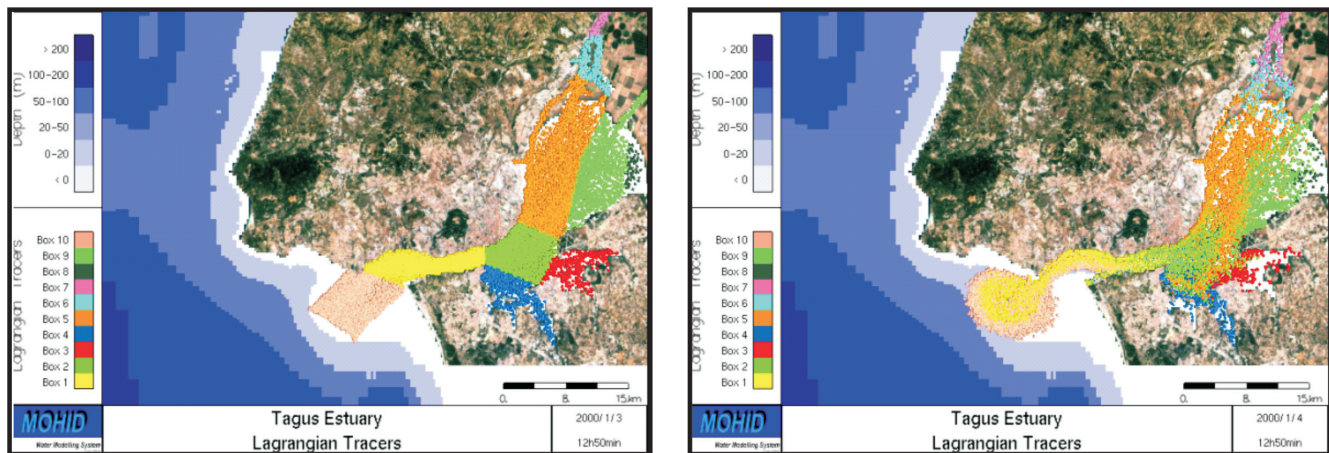


Figure 3. Figure showing the lagrangean tracers used for computing the residence time in the Tagus estuary. On the left it is shown the initial location of the tracers estuary and on the right their location one day later. The evolution of the percentage of the tracers kept in the estuary is shown on Figure 5.

The total volume of the tracers in the estuary, at the beginning of the simulation, is equal to the total volume of the estuary. As the time evolves tracers move and leave the estuary, being replaced by new water. Monitoring the evolution of initial water inside the estuary one can compute the residence time. Figure 4 shows the evolution of the volume of water inside the Tagus estuary, during the simulation period. The difference between high tide and low tide volumes - tidal prism - varies between $0.5 \times 10^9 \text{ m}^3$ in neap tides and $1.0 \times 10^9 \text{ m}^3$ in spring tides, corresponding respectively to 20 and 40% of the average volume of the estuary ($\approx 2.7 \times 10^9 \text{ m}^3$). The freshwater inflow of the Tagus estuary ($1.5 \times 10^7 \text{ m}^3$ per tidal period, $2.85 \times 10^7 \text{ m}^3 \text{ day}^{-1}$) is much less important (about 1% of the tidal prism).

Figure 5 shows the evolution of tracer fraction inside the estuary (the ration between the volume of all tracers inside the estuary divided by the total volume of water in the estuary at the same instant). When tracers were released (Figure 3a) the total volume of tracers was equal to the volume of water in the estuary and this ratio was one. As the time evolves and tracers are replaced by new water this fraction evolves to zero. Figure 3b shows clearly the sea water entering along the southern bank. The effect of the river water is proportional to the discharge and can be the most effective mechanism

controlling residence time. This effect is shown on the figure by the displacement of the blue water (box 6). Figure 5 shows that 10 days after releasing of the tracers about 50% of the water is still initial water and that after 20 days only about 25% of the estuarine water is initial water.

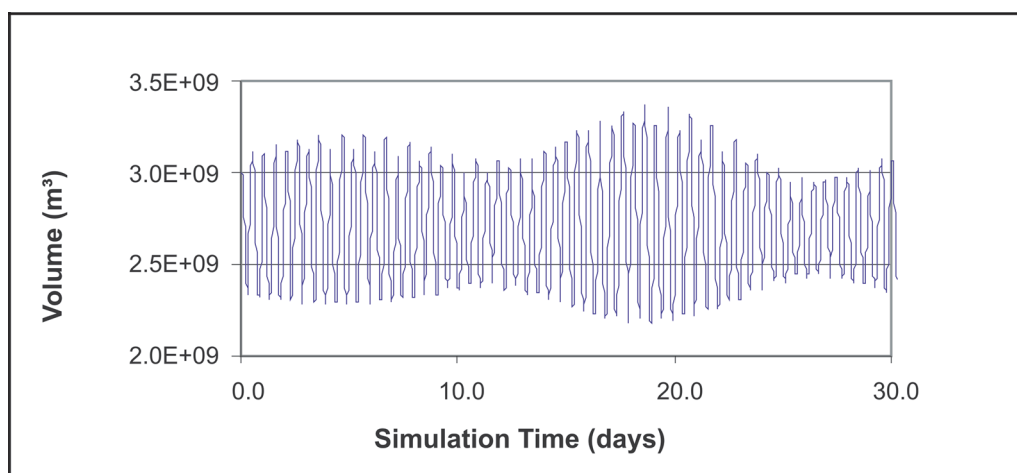


Figure 4. Variation of the water volume inside the Tagus estuary during the simulation period

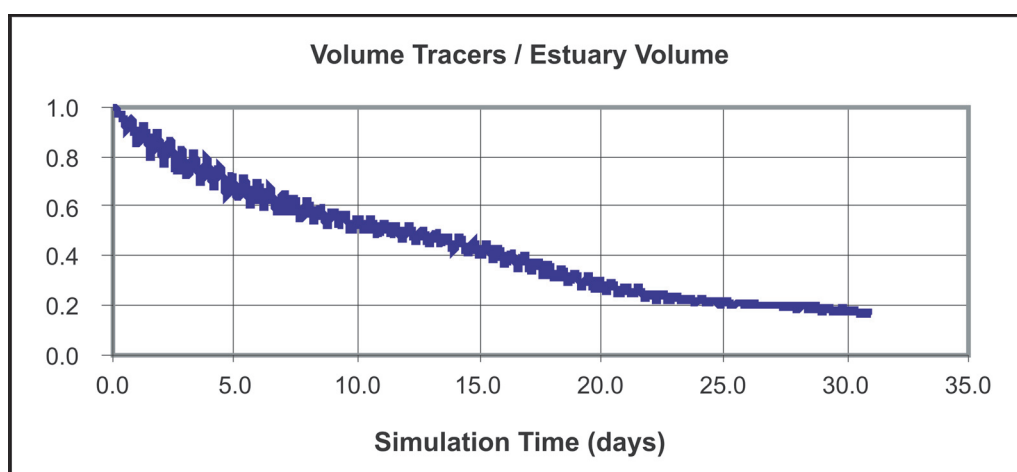


Figure 5. Evolution of the ratio between the volume of lagrangean tracers inside the estuary and the total estuary volume as a function of the time (No wind scenario).

Defining the residence time as the time required for 80% of the water to leave the estuary, one can say that the residence time inside the Tagus is 25 days. These tracers also allows us to know about the location of the water Using tracer's movement information, one can also know about the interaction between regions of the estuary. This information is particularly useful for managing point sources of pollution, providing information on the places contaminated by a source of pollution and on the sources that are responsible for the water quality in a specific region of the estuary.

ECOLOGICAL MODELLING

Ecological processes in the estuary were simulated using an ecological module (Pina, 2001) coupled to the hydrodynamic model and to a cohesive sediment transport model, in order to account for the effect of suspended matter on light penetration in the water column.

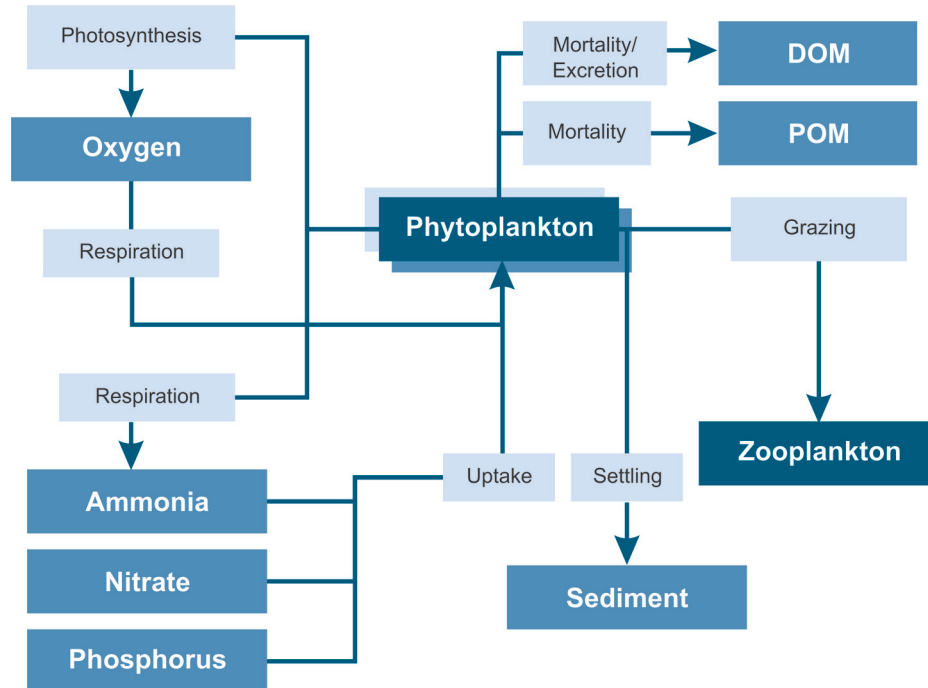


Figure 6. State variables and main processes associated to the variable Phytoplankton.

Figure 6 shows state variables relevant for studying eutrophication in the water column and the processes associated to the transformation dynamics of the phytoplankton. On the left side of the figure are represented processes related to respiration and photosynthesis, on the upper-right corner is mortality and excretions and on the lower-right are represented processes associated to feeding, grazing and settling.

A complete description of the model and of its comparison with other ecological models is provided by Pina, 2001. Source and sink terms are programmed following a “zero-dimensional” formulation (Miranda et al, 2000), being the number of dimensions and the numeric options a matter of the advection-diffusion modules used in the simulation. In this formulation, the ecological model does not know about the spatial discretization, This is a matter of the advection-diffusion module, which organises water quality data into one vector, with one position per grid cell and submits it to the ecological module for sources and sinks computation.

Figure 7 shows the distribution of phytoplankton in the estuary in the first of June 1998 computed by the model. The model shows a clear gradient from the ocean to the upper estuary, being the maximum phytoplankton concentration² obtained in the NE shallower regions of the estuary.

² Data are expressed on mg of carbon per litter. For obtaining values on $\mu\text{gCha/L}$ values have to be divided by 60. The limit of the scale is, then, about 40 $\mu\text{gCha/L}$.

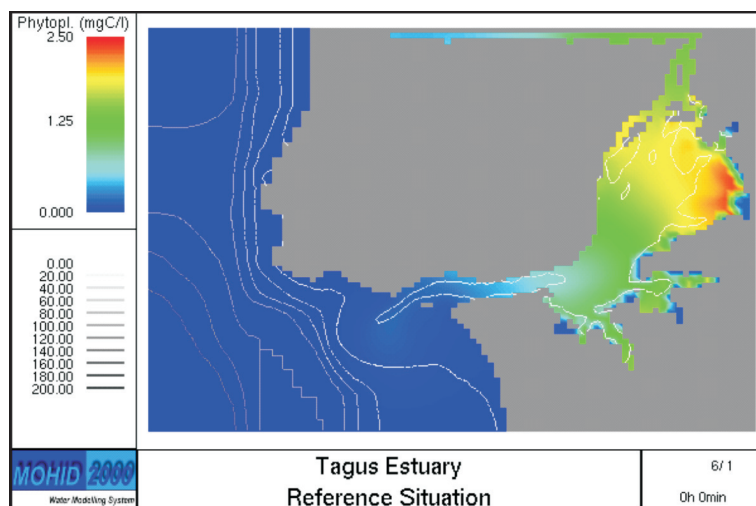


Figure 7. Distribution of Phyto-plankton in the Tagus estuary in the first of June 1998. White dots indicate the location of the stations where time series of Figure 8 were measured.

Figure 8 compares time series of phytoplankton and nitrate computed daily by the model for the year 1998 (small blue dots) and measured seasonally (four times per year) in two points of the estuary between 1994 and 1998 (Ramos, 2002). Field data is represented by a different symbol/colour according to the year when it was measured. Field data for 1998 (corresponding to the same period of the model) is represented in larger red squares. The results of the model are instantaneous values at noon and not at a particular tidal moment. As a consequence, the thickness of the blue band (smaller dots) represents the tidal variability. The analysis of the figure shows that close to the ocean, the tidal variability is more important than the seasonal variability, while upstream due to stronger influence of the river discharge, seasonal variability is the most important.

Model results show that the trophic level in the estuary is moderate and there is no symptom of eutrophication. Nitrate concentration shows that nitrogen is not a limiting factor for phytoplankton growth inside the estuary. A detailed analysis of the processes in the estuary shows that the limiting factor in the Tagus is in fact the light penetration due to suspended sediment concentration associated to the extension of the intertidal areas (100 km²) and to wind waves due to the length of the wind fetch (20 km).

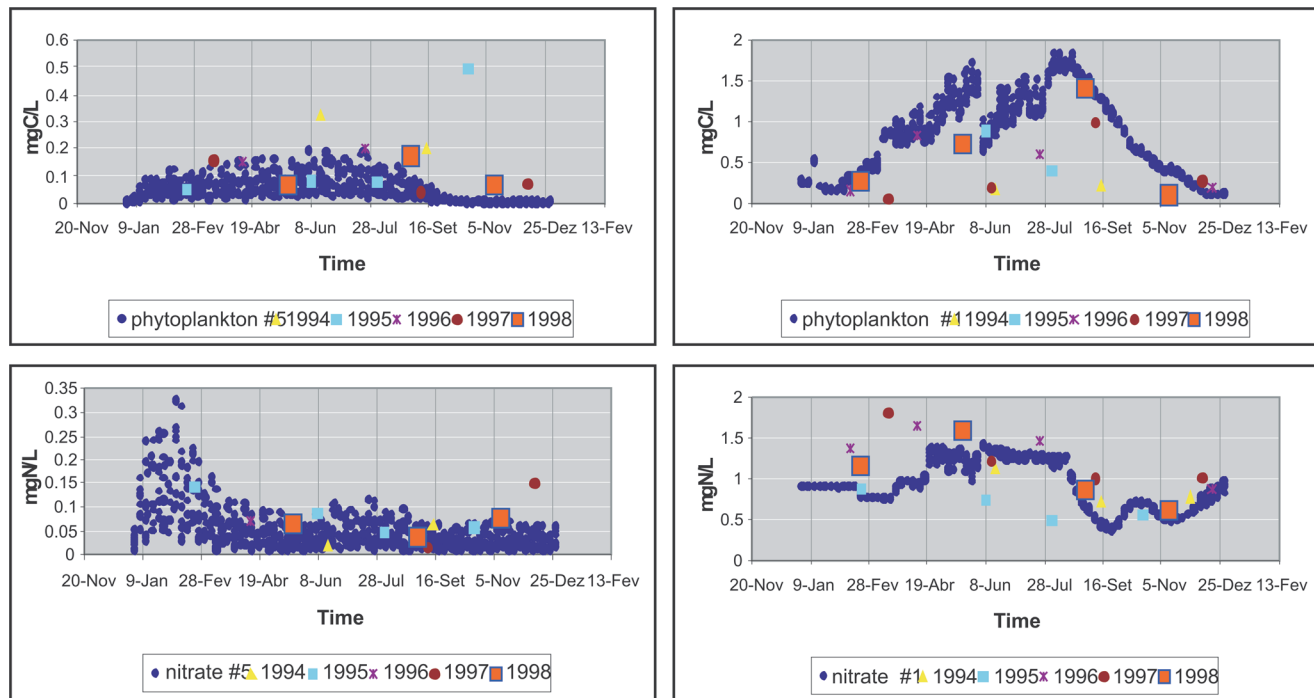


Figure 8. Time series of phytoplankton and nitrate computed by the model (smaller blue dots) for 1998 and data measured between 1994 and 1998 (Ramos, 2002). The location of the stations is shown in Figure 7.

INTEGRAL ANALYSIS OF MODEL RESULTS

A detailed model of the processes occurring in the estuary is essential for quantifying the processes that determine the trophic level of the estuary and to evaluate environmental impacts of management decisions. However, the volume of data and its time and space variability can turn the analysis into a heavy job.

An integration module was developed for simplifying the analysis of model results. Concentrations are integrated in the boxes represented in Figure 3 and fluxes are integrated along their boundaries. Fluxes between boxes are particularly interesting, showing the properties imported and exported by each region of the estuary.

Figure 9 shows annual average fluxes of phytoplankton, organic nitrogen, ammonia and nitrate between regions of the estuary. The figure shows that the estuary, as a whole, exports phytoplankton and dissolved organic matter, and imports ammonia and particulate organic matter and is balanced in terms of nitrate. The arrows represent fluxes between boxes in ton/year. (The same boxes represented in Figure 3 for discharging lagrangean tracers). The Tagus river box is curved to fit in the figure.

The Tagus River is the main source of Phytoplankton (5000 tonC/year), Nitrate (11600 tonN/year) and Organic Nitrogen, while. Urban Waste Water is the main source of ammonia. The fluxes between the boxes were computed integrating the fluxes computed in the fine grid of the model in time and space.

Balances for each box can be evaluated analysing the senses and magnitude of the fluxes across each face. Properties are produced in boxes where the amount flowing out is higher than the amount flowing in and consumed elsewhere. Boxes with a net primary production tend to import nutrients. Areas with higher deposition rates - shallower areas - tend to import particulate organic matter (PON), which in fact settles and is mineralized in the sediments.

Boxes located in the upper part of the estuary show a net primary production, receiving about 5000 tonC/year from the Tagus river and exporting 17800 tons to the lower estuary, where consumption is higher than production, being the total amount exported by the estuary only 12100 tons. The shallow "sub-estuaries" located around the main estuary are particularly interesting; they import particulate organic matter from inland, most of which is settled and mineralized on their shallow intertidal areas and export phytoplankton to the main estuary. The total amount of Nitrate exported by the estuary (15300 tonN/year) is about the amount discharged in the estuary by the river and the UWWTP's, meaning that the consumption by Phytoplankton is balanced by mineralization/nitrification of organic matter and ammonia.

In order to evaluate the consequences of a reduction of nitrogen load, a reduction to 50% of the nitrate discharged by the rivers and a complete elimination of all the forms of nitrogen from UWWTP's was simulated. Figure 10 compares phytoplankton fluxes between boxes in both scenarios, showing that the reduction of nitrogen loads into the estuary have no impact on primary production. This result is a consequence of the light limitation in the estuary, which makes most of the nutrients non - usable by primary producers.

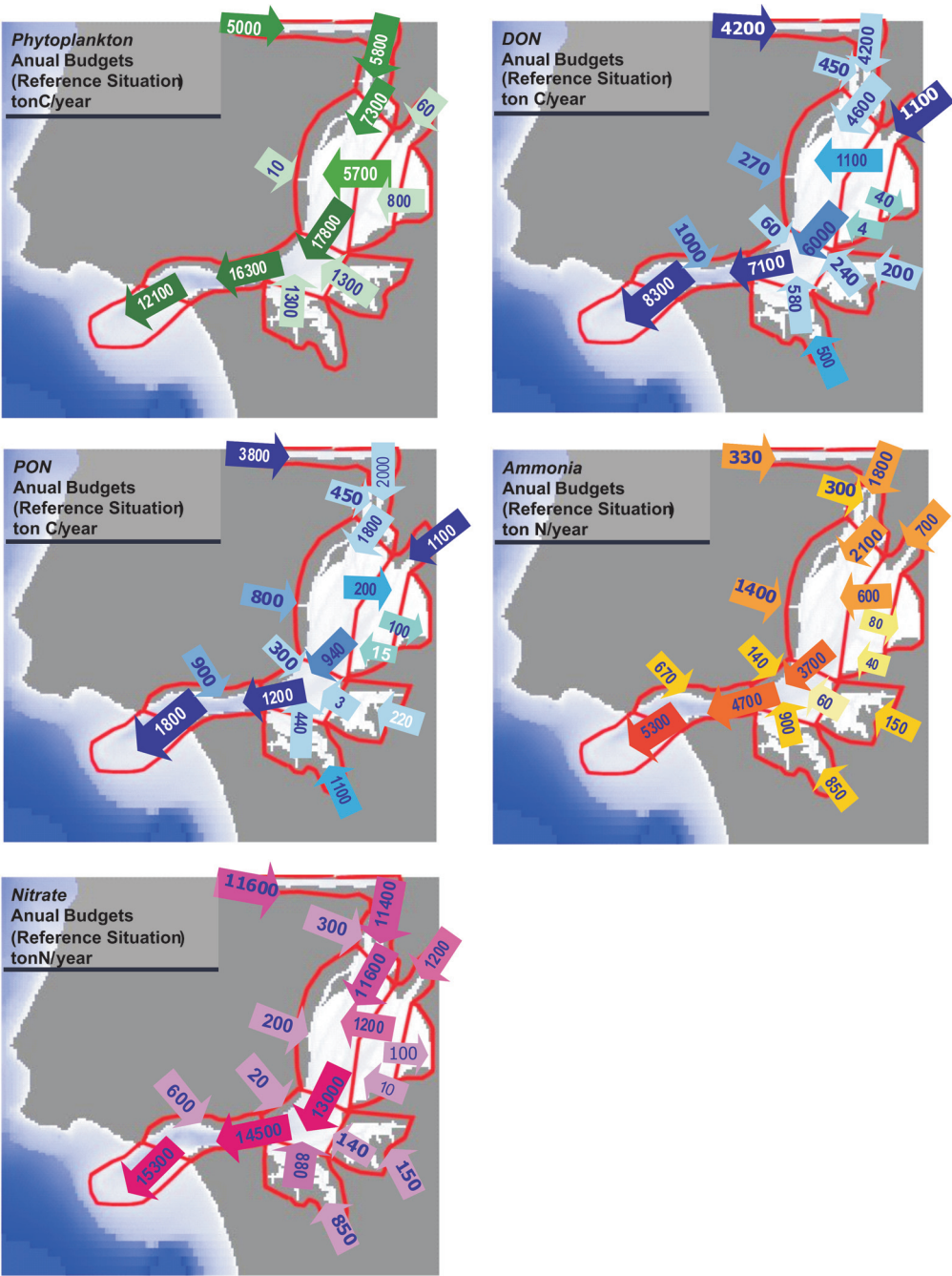


Figure 9. Annual average fluxes of phytoplankton, organic nitrogen, ammonia and nitrate between regions of the estuary. Arrows pointing from inland indicate local sources (rivers or UWWTP's).

Figure 11 compares annual average values inside the boxes in the reference situation and in a scenario of total removal of urban nitrogen. The figure shows that there will be no modification of phytoplankton concentration and there will be a minor modification of the concentration of Nitrate. The major modification will occur for organic matter and ammonia.

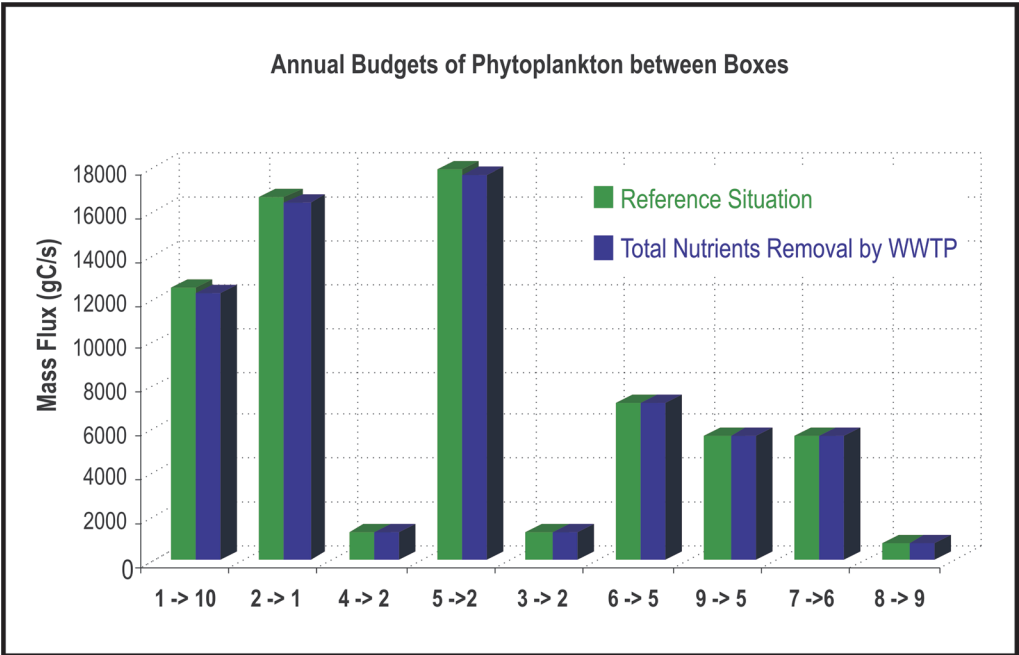


Figure 10. Comparison of results in the reference situation and in a scenario of 50% reduction river loads and 100% reduction of UWWTP's loads.

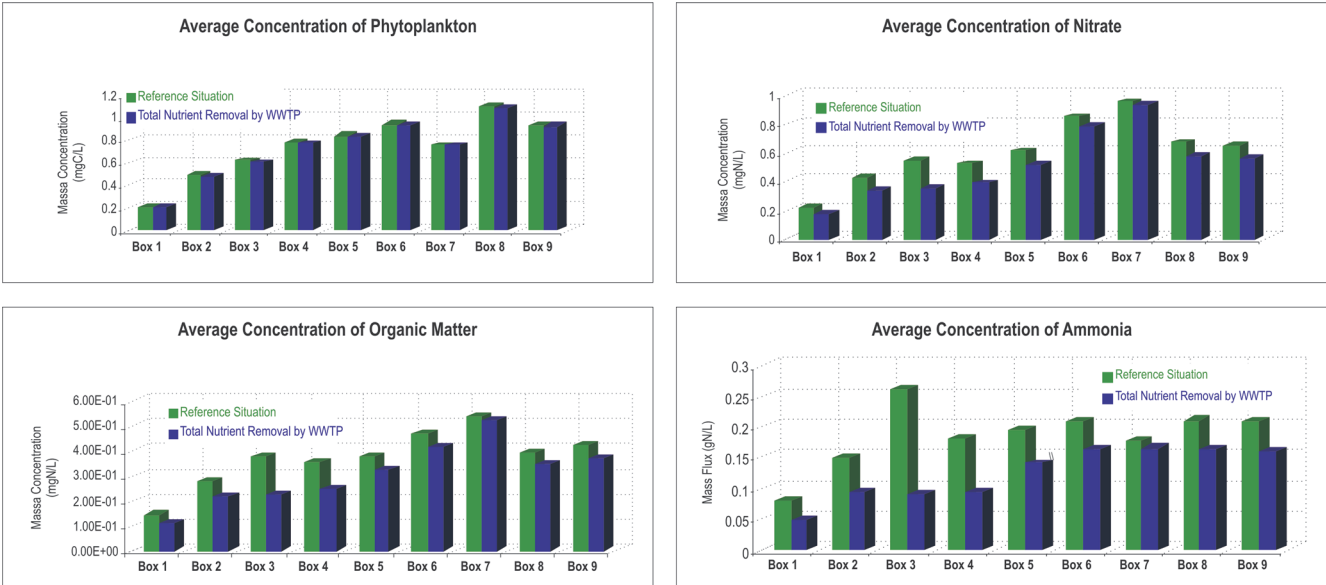


Figure 11. Comparison between average values of Phytoplankton, Nitrate, Organic Matter and Ammonia in the reference situation (green) and elimination all forms of Nitrogen from urban sources (blue)

COSTA DO ESTORIL SEWER SYSTEM

Costa do Estoril wastewater system represented in Figure 12 is composed by a gravity trunk sewer 25 km long, parallel to the coast, ending at the treatment plant which is followed by a submarine outfall 2750 m long, with two diffusers of 400 meters each. The diffusers are in a region of 35 to 40 meters deep, laying on a sandy bottom. The flow rate affluent to the treatment station is typically $2 \text{ m}^3/\text{s}$ and can reach $5 \text{ m}^3/\text{s}$ during rainy periods.

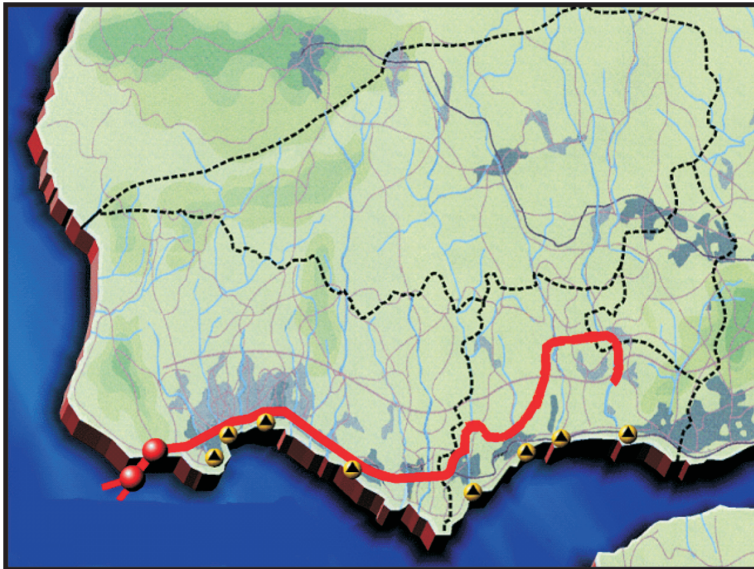


Figure 12. Schematic representation of “Costa do Estoril” sewage system. The gravity trunk sewer, ends at the treatment plant, which is followed by a 2750 m long submarine outfall.

Sewage that is generated in the region between the trunk sewer and the sea is pumped back to the sewer by a set of elevation stations. Along the streams a set of sewers has been built to separate domestic from pluvial discharge. The treatment plant was conceived to perform a preliminary treatment and has been upgraded with a set of step screens in 1999. Work will start soon to build a new treatment plant according the decision of the European Commission of accepting the derogation proposal.

The long trunk sewer must be seen as a physico-chemical and biological reactor, where the hydraulic retention time is similar to that of typical aeration tanks of activated sludge treatment plants. Chemical Oxygen Demand (COD) is reduced adding oxygen and hydrogen peroxide along the trunk sewer. As a result, at the inlet of the wastewater treatment plant, the easily biodegradable fraction of COD is about zero and an important part of the dissolved COD is converted into particulate COD, easier to remove at primary settling tanks.

THE RECEIVING WATERS

The submarine outfall is located in front of a rocky coast (Figure 12) in a region with intense hydrodynamics and energetic wave climate and where nutrient levels are mostly determined by the river discharge in winter and by upwelling in summer.

HYDRODYNAMICS OF THE RECEIVING WATERS

Figure 13 shows a distribution of velocity in winter forced by the tide, the density distribution and a northern wind. In this simulation a river discharge of 1000 m³/s was considered, which is ½ of typical maximum winter discharge. The figure shows that the flow in the vicinity of the estuary is mostly determined by the tide, being the estuary ebb jet deflected northward by the Coriolis Effect. The transient velocity in the region of Guia is of the order of 30 cm/s.

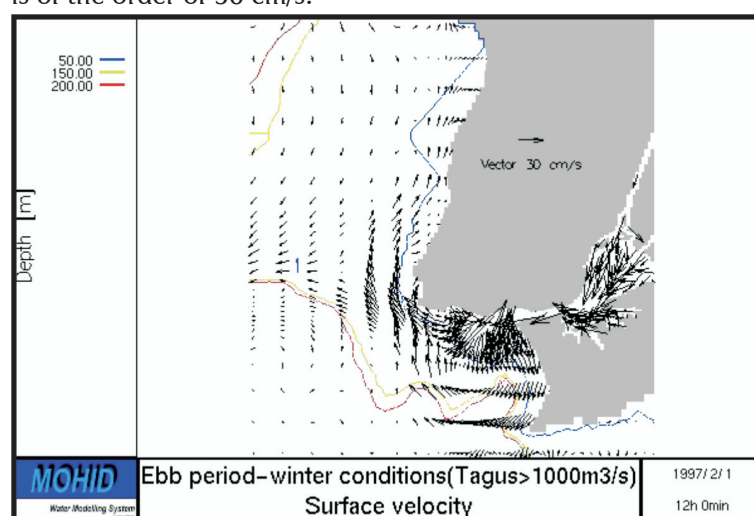


Figure 13. Instantaneous distribution of velocity at surface generated by the tide, river discharge density and northern wind.

Figure 14 shows the residual flux per unit of length generated by the tide alone. The figure shows a set of complex eddies in the estuary discharge channel and a set of two eddies adjacent to a residual jet, typical of tidal inlets. The jet is deflected northward by Coriolis Effect. The consideration of baroclinic effects in the ocean and of the wind forcing would modify the values of the residual velocity, but wouldn't modify the flow pattern, showing residual velocities of the order of 5 to 10 cm/s, according to the direction of the wind (maximum for southern wind conditions), Leitão, 2002. Measurements carried out with an ADCP measuring velocities at 8 depths between the surface and the bottom, have shown velocities of the same order of magnitude.

The very intense values of transient velocity and the high depth of the diffusers, suggest that strong initial diffusion has to be expected. The model CORMIX³, shows that for a velocity of 10 cm/s and a discharge of 2m³/s an initial dilution of 1:700 must be expected when the pycnocline lays 15 meters deep (a typical summer condition). Measurements carried out in the field have shown values of the same order of magnitude (Matos et al, 1998) .

3 Cornell Mixing Zone Expert System, <http://www.epa.gov/ceampubl/swater/cormix/index.htm>

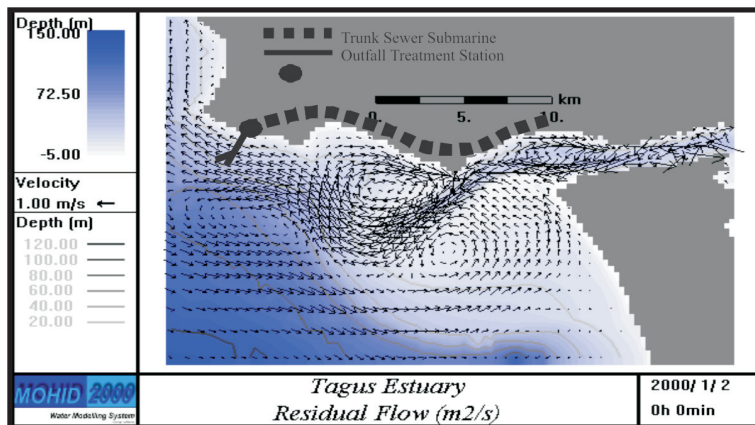


Figure 14. Residual flux (velocity times depth) at and off the mouth the Tagus Estuary. Location of Costa do Estoril trunk sewer, treatment station and submarine outfall are also indicated.

WAVE CLIMATE

Figure 15 and Figure 16 give the distributions of frequencies of waves in the vicinity the diffuser computed using data from 2 standard buoys, one located northward of Guia (Figueira da Foz, 200 km northward) and the other located southward (Sines, 150 km southward), Consulmar (1996). The figures show that the most probable waves propagate from W and NW and that 60% of the time waves with a significant height of 1.5 m must be expected. The figure also shows that 10% of the time waves of 2.5 m have to be expected and that every year waves of 4.5 m have to be expected as well. Figure 17 shows the velocities generated 20 cm above the bottom by waves of different periods and heights. The figure shows that waves with periods of 10 s and heights of 3.5 m generate currents of 40 cm/s and 60 cm/s in case of 14 s. These figures show that wave climate makes difficult the deposition of fine matter close to the diffuser and that even if it settles for a certain time, it will be re-suspended latter.

In fact the wave climate explains the existence of a sandy bottom in this region although fine material exported by the estuary flows mostly through it. This material is effectively buried only after reaching the continental shelf edge, in regions deeper then 200 meter.

The wave climate has been identified as the main cause of the small environmental impact of the discharge on the benthic system.

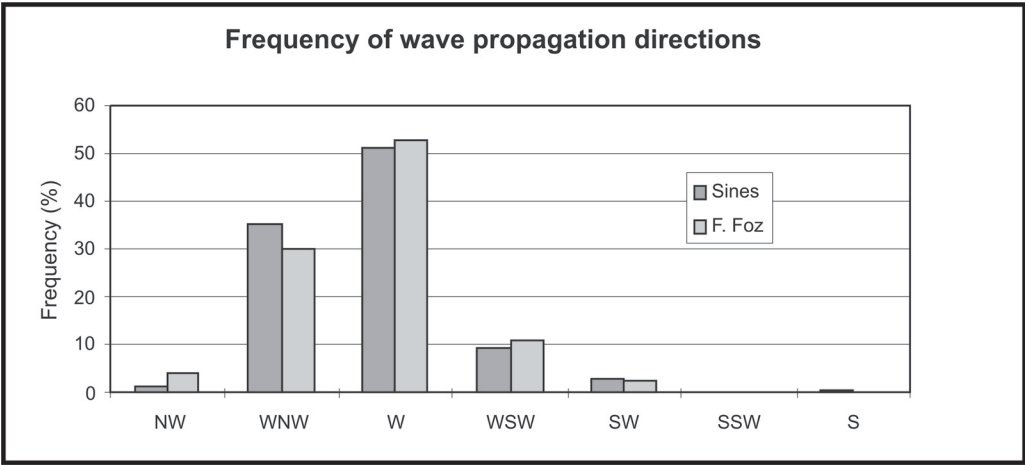


Figure 15. Distribution of wave propagation frequencies at the location of the diffuser computed using data measured at Figueira da Foz and Sines(Consulmar, 1996).

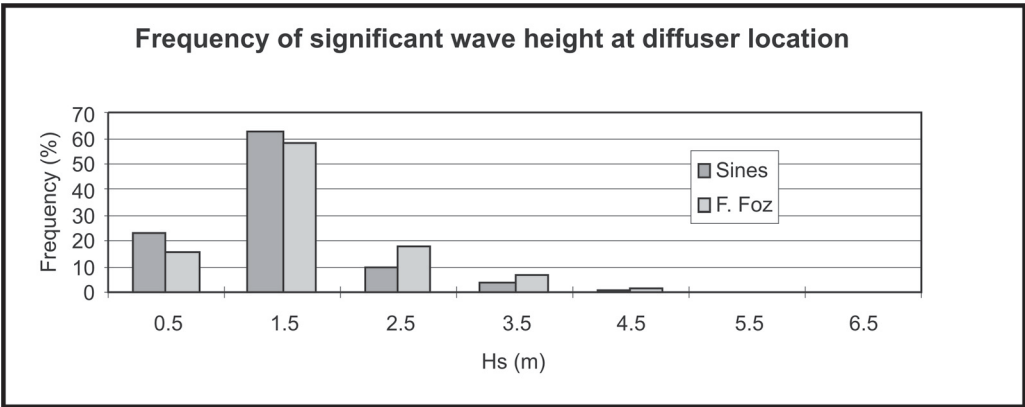


Figure 16. Frequency of wave height at the location of the diffuser, computed using data measured at Figueira da Foz and Sines (Consulmar, 1996).

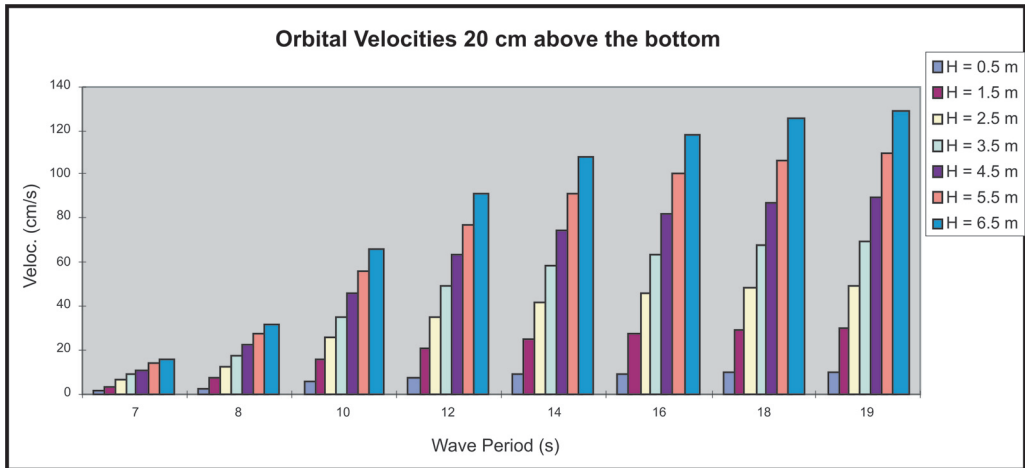


Figure 17. Orbital velocities generated by the waves 20 cm above the bottom, as a function of their period and height (Consulmar, 1996).

THE BENTHIC SYSTEM

Figure 18 shows distributions of fine material in April and October 2001, after 7 years of operation. The figure shows that the concentration increases towards the estuary and southward, to the deeper areas. The figure also shows a seasonal evolution, with concentrations higher after summer (October) and lower at the end of the winter. The maximum concentration in the vicinity of the diffuser is 3% of fine material in April and 5% in October.

Figure 19 shows the same information in October 2000. Comparison of corresponding periods shows that there is no inter-annual accumulation. This result should be expected, as a consequence of the characteristics of the wave climate in the vicinity of the diffuser.

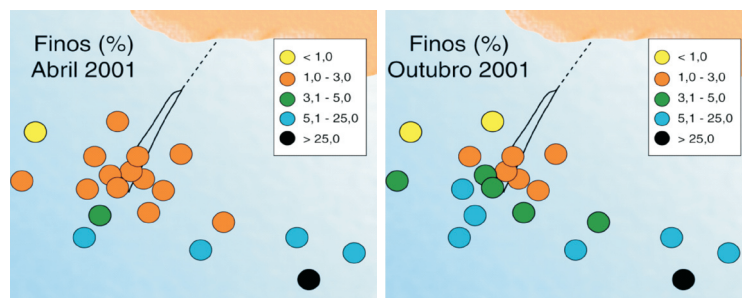


Figure 18. Distribution of fine material in April (left) and in October 2001 (right), after 7 years of operation (Quintino & Rodrigues 2001).

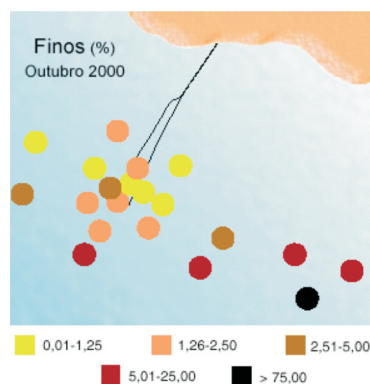


Figure 19. Distribution of fine material in October 2000, after 6 years of operation (Quintino & Rodrigues 2000). Note that the scale is not exactly as in Figure 18.

THE PELAGIC SYSTEM

The distributions of properties in the pelagic system are also a consequence of the hydrodynamic properties of the region. The residual velocity displayed in Figure 14 shows that residence time is small and that local properties must be influenced by estuary exports. During winter the consumption of nutrients is small and nutrients exported by the estuary increase the concentration in this area. During summer consumption increases and estuary export is low. Then, concentration in this area is mainly influenced by upwelling of deep water reach on nutrients.

Figure 20 shows a 3 years nitrate time series and Figure 21 the corresponding chlorophyll time series, sampled in vertical of the diffuser of the submarine outfall. The figure shows that nitrate is usually below 0.1 mgN/L. Exceptions are January 1998 and 2001 same years' springs. During winter there is a vertical gradient with higher surface values, while in spring the vertical profile is homogeneous or it displays higher values in deeper layers. Figure 22 displays the corresponding salinity values and it shows that winter values must be related to fresh water discharge and that vertical gradient of nitrate is correlated to the vertical salinity gradient, at this time of the year. Middle and bottom water are oceanic water (salinity is 36‰). Higher nitrate values close to the bottom show that the oceanic water is the major source of nitrate, except during strong rainy events.

The evolution of chlorophyll displays two annual peaks, one at the end of winter period and another in spring. The correlation of these peaks with nitrate and salinity shows that inland nitrate drives the first peak, while the second is driven by ocean upwelling. The time series of chlorophyll also shows that there is no symptom of eutrophication, most values being below 2 µg (cha)/L.

OPTIMIZED TREATMENT

In this paper, optimizing wastewater management means to set up the most economic, yet environmentally safe system. This is achieved by distributing the treatment among its three components (interceptor, treatment plant and receiving waters), according to the local environmental characteristics.

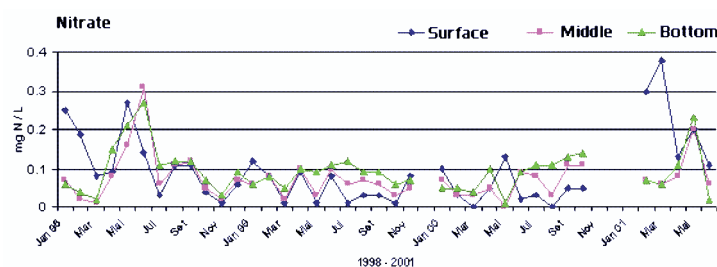


Figure 20. Time series of nitrate between 1998 and 2001.

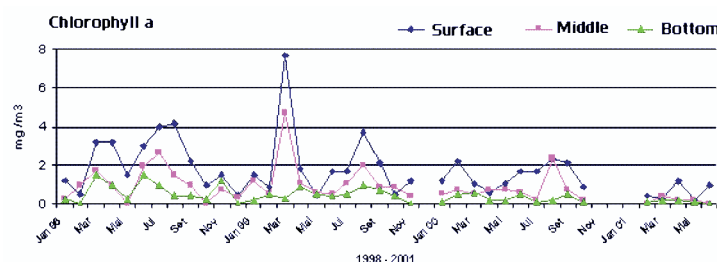


Figure 21. Time series of Chlorophyll a between 1998 and 2001.

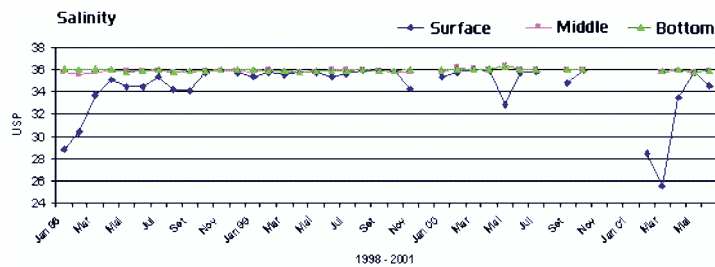


Figure 22. Time series of salinity between 1998 and 2001 (Santos et al, 2002).

This paper is concerned mainly with the fate of materials discharged in the ocean. The monitoring program has shown that there is no visible impact on the biology of the water column and that the impact on the sediments is limited to a very restricted area close to the diffuser, although there is no inter-annual accumulation of fine material.

The results of the monitoring program show that there is no impact of the discharge on the trophic conditions of the receiving waters and that there is no reduction of dissolved oxygen concentration. As a consequence no significant environmental differences are expected if a secondary treatment instead of a primary treatment was performed. For quantifying those differences a primary production model (MOHID⁴) was implemented, to study the fate of the materials discharged by the submarine outfall. The hydrodynamic module was forced by the tide alone in order to have typical conditions. A detailed description of the water quality module is given in Pina, 2001.

The lagrangean model follows the methodology developed by Leitão, 1997. The outfall load is transferred to the water masses passing by diffuser region. These water masses are acted by small scale turbulence and increase their volume, incorporating water from the receiving environment and also by large scale turbulence, getting spread in the neighboring water. While they are moving, the products discharged by the outfall are submitted to biochemical processes and are transformed.

Differences between the results computed considering primary and secondary treatment are represented in Figure 22, Figure 23 and Figure 24, respectively for ammonia, BOD and chlorophyll a. The figures show very small differences, as was expected. Differences on ammonia concentration are of the order of 0.01 mgN/L and are restricted to the vicinity of the diffusers. Differences on BOD are smaller than 0.3 mg O₂/L and differences of chlorophyll concentrations are smaller than 1%. Nitrate would display also negligible differences.

Monitoring and model results show that a secondary treatment instead of a primary treatment would have no environment benefit in terms of eutrophication. A treatment higher then primary can only be justified on the basis of fecal microbiological contamination. For this reason it was decided to perform disinfection during the bathing season (from June to September). During that period the effluent will be submitted to a removal of suspended matter and color sufficient for UV performing disinfection.

⁴ MOHID (<http://www.mohid.com>) is an integrated model which development was initiated by Neves (1985) and continued in the framework of subsequent M.Sc and Ph.D thesis.

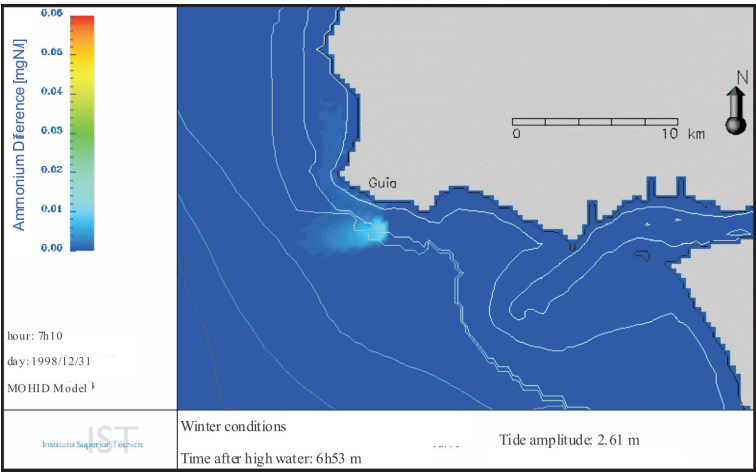


Figure 23. Differences between of ammonia concentrations in the water column, considering secondary and primary treatment.

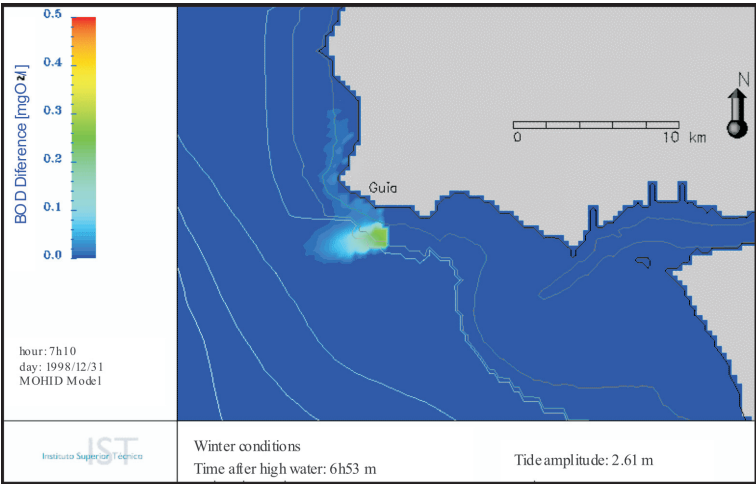


Figure 24. Differences between BOD concentrations in the water column, considering secondary and primary treatment.

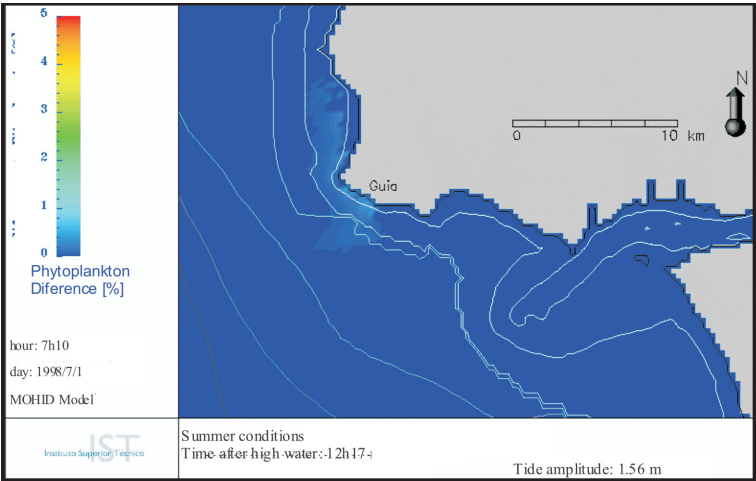


Figure 25. Differences between Chlorophyll concentrations in the water column, considering secondary and primary treatment.

CONCLUSIONS

A hydroecological model of the Tagus estuary was used to analyse processes controlling primary production in the estuary and the fate of nitrogen discharged in the estuary. Using the movement of lagrangean tracers, it was shown that the residence time is of the order of 3 to 4 weeks, which is enough for developing a phytoplankton bloom, but not enough for mineralising dissolved organic matter.

An integration tool was developed for computing average values of the properties per region of the estuary and for computing fluxes between regions of the estuary. It was shown that the estuary as a whole exports phytoplankton and dissolved organic matter and imports ammonia and particulate organic matter. Nitrate is balanced, which is a consequence of being in excess in the estuary and of the equilibrium between its consumption and regeneration processes.

The integration boxes have also shown that higher productivity zones in the estuary import nitrate and export phytoplankton and that the shallow “sub-estuaries” located around the estuary are net importers of particulate organic matter, which settle and is mineralised on the bottom.

A scenario of reduction of nitrogen loads was simulated. Nitrate discharged by the rivers was reduced to 50% and nitrogen discharged by UWWTP’s was completely eliminated. The results of the model show that this reduction has no consequences for primary production, which is in fact limited by light penetration in the water column. The high turbidity of the estuary is a consequence of mudflats extensions, which occupy about 100 km² and of wind fetch length (20 km). These results show that there is no environmental benefit of removing nutrients in UWWTP’s discharging in the estuary.

This paper gives an overview of Costa do Estoril Sewage System and of the processes that determine the environmental impact of the discharge. It was shown that the local circulation and the wave climate in diffusers region are responsible for the small environmental impact both in pelagic and in benthic compartments.

Nitrate concentration is typically below 0.1 mgN/L and chlorophyll concentration is typically below 3 µg/L. It is also shown that the nutrients discharged by the estuary are unnoticeable except in winter, at surface, during periods of strong river discharge. During those periods they are accompanied of a reduction of surface salinity. During spring the concentration of nutrients tend to increase again, but without any modification of salinity and displaying the maximum concentration close to the bottom, showing that the deep water are the source of nutrients, which rise by coastal upwelling.

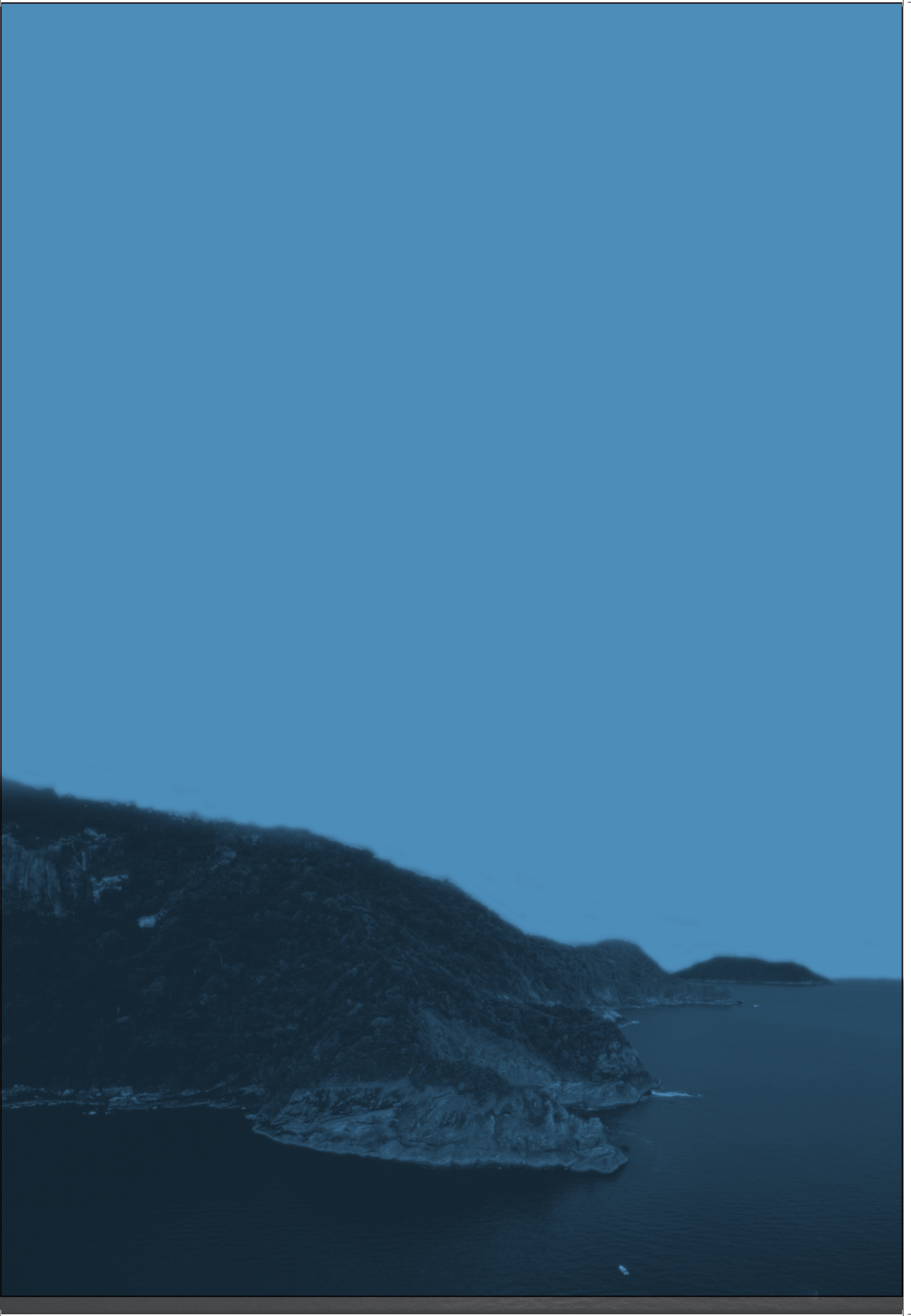
Fine material concentration in the sediments is very small and increases towards the estuary mouth (main source of fine matter) and to the deep waters since wave action decreases as depth increases.

A mathematical model has been used for quantifying eventual benefits of performing a secondary treatment instead of a primary treatment prior to the discharge through the submarine outfall. The results of the model have shown that the differences would be of the order of 1% and consequently much smaller than the natural variability of the system.

REFERENCES

- Consulmar (1996) Wave climate in the region of Guia. Technical Report, Consulmar, Lisboa (in Portuguese).
- Dyer, K. R. (1973): Estuaries: A physical introduction, John Wiley and Sons, London.
- EPA, 2001: Technical Guidance Manual for Nutrient Criteria, <http://www.epa.gov/ost/criteria/nutrient/guidance/>
- INAG, 2001: Limites de Jusante dos Estuários Portugueses. Instituto da Água, Lisboa, Portugal (<http://www.inag.pt>).
- Leitão, P.C. (1997): 3D Lagrangean dispersion model. M.Sc Thesis, Instituto Superior Técnico, Lisboa (in Portuguese).
- Leitão, P.C. (2002): Process scale Integration on marine environmental modelling. Ph.D thesis, Instituto Superior Técnico, Lisboa, Portugal
- Leitão, P.C. (2002): Process scale Integration on marine environmental modelling. Ph.D thesis, Instituto Superior Técnico, Lisboa, Portugal. (in Portuguese)
- Matos, J., Monteiro, A., Costa, P., Neves, R., Bettencourt, A., Frazão, A., and Santos, C. (1998): Wastewater diffusion in the estoril coast: theoretical calculations and field studies. Water Science and Technology Vol 38 No 10 pp 337–344.
- Miranda, R. Braunschweig, F., Leitão, P., Neves, R. Martins, F., Santos, A., (2000) : MOHID 2000 – A coastal integrated Object Oriented Model. In Hydraulic Engineering Software VIII, W.R. Blain & C.A. Brebbia Eds, WIT Press, Southampton. PP 393-404
- Miranda, R. Braunschweig, F., Leitão, P., Neves, R. Martins, F., Santos, A., (2000) : MOHID 2000 – A coastal integrated Object Oriented Model. In Hydraulic Engineering Software VIII, W.R. Blain & C.A. Brebbia Eds, WIT Press, Southampton. PP 393-404
- Neves, R.J.J. (1985) “Étude Expérimentale et Modélisation Mathématique des Circulations de Marée et Résiduelle dans l’Estuaire du Sado”. Tese de doutoramento apresentada na Univ. de Liège, Bélgica, 371 pp.
- Pina, P. (2001): An Integrated Approach for Studying Tagus Estuary Water Quality, M.Sc thesis, Instituto Superior Técnico, Lisboa, Portugal.

- Pina, P. (2001): An Integrated Approach for Studying Tagus Estuary Water Quality, M.Sc thesis, Instituto Superior Técnico, Lisboa, Portugal.
- Quintino, V., Rodrigues, A. (2001) Environmental monitoring of Guia submarine outfall. Sedimentary component 2001. Universidade de Aveiro, Portugal. (in Portuguese).
- Ramos, P. (2002): Monitoring of water quality in the Tagus estuary. M.Sc thesis, Universidade Nova de Lisboa, Portugal.
- Santos, C., Catarino, J., Marques, E., Figueiredo, Z., Trancoso, A., Marecos, H., Neves, R. (2002): Monitoring of water around the disposal area of Guia submarine outfall, in this proceedings.
-



**Uma Abordagem Européia para o
Monitoramento de Emissário:
o Projeto “Life Aquarius”**

**An European Approach to Outfall
Monitoring: the “Life Aquarius” Project**

Carlo Avanzini

INTRODUCTION

The need of an “As Built Report” and of the Manuals, to make available to the Owner and to the Operating Company information and background on the WWTP and outfall system, has been covered in a separate paper. The present paper is dedicated to the Monitoring Manual as an instrument for the operational and environmental control of the operations.

To introduce the concept of “control” of outfalls and of its “monitoring” it should not be spoken only about “an outfall” or “a diffuser”, but considered that they are only the marine part of a complex which includes the onshore facilities necessary to deliver the waste waters to the sea: it should be more precisely spoken of an “outfall system”, and not be forgotten that the receiving water body is also part of the marine waste water treatment.

The concept of “control of an outfall system” is therefore the sum of the interventions which permit to the outfall - as well as to the backing infrastructures, WWTP, discharge chamber and/or pump station - to operate according to the design and to maintain unchanged their efficiency during the time.

THE “CONTROL” OF A WWTP-OUTFALL SYSTEM

A regular “operative control”, after the outfall has been installed and tested, shall include a periodical inspection, a periodical maintenance, an operational control and the monitoring and not, as it happens in the majority of cases, only the periodical assessment of the quality of the waters, however essential.

In the past, with the exception of some major outfalls, little has been done to provide the means for an “in-line” control of the outfall efficiency and to define and execute regular inspections and maintenance interventions, while the monitoring, again only on some major outfalls, was conducted with traditional campaigns of verification of the water quality. Very little has been also made to “stimulate” the concept of the operational control and monitoring.

The “Guidelines for Submarine Outfall Structures For Mediterranean Small and Medium-Sized Coastal Communities” (MAP Technical Reports Series No. 112, Athens, 1996) give at paragraph 6 - Monitoring of submarine outfalls - the basic indications on what should be done. Scrolling through the text, it can be found that:

“Regular monitoring should be carried out on all medium and large submarine outfalls..., and on industrial discharges.... In order to make the control of effluents possible, all outfalls... should be designed with adequate facilities for the sampling and gauging of the discharge....The water quality monitoring program should consist of intensive surveys

Submarine outfall monitoring should not be restricted to water quality, effluent concentrations or sediment contamination studies. Also important is the regular control... of the physical state of the structure. It should include the identification of the possible damages..., and the loss of the carrying capacity of the pipeline by sewage deposits or diffusers blocking.

Direct inspection of the pipeline is a difficult and expensive activity. Much better results are obtained with the addition of a small amount of a dye tracer which will mark the existence of any loose junction, leak or rupture of the outfall, as well as the situation of the discharge ports.

This type of inspections can be done every year, during the spring time, after the winter storms, to identify damages in the outfall with enough time for their repair before the summer season start ...

Excessive head losses in the pipeline can be checked measuring the available hydraulic head at the beginning of the outfall and the flow velocity. With simple hydraulic calculations of this measurements and the theoretical head losses obtained using design data, a possible blocking in the pipeline can be easily evaluated.”

The control and monitoring is therefore instrumental for a long term, correct operation and for the safeguard of the human health and of the marine environment.

The possibility of an “inline monitoring” shall start with the design of the outfall in view of its control.

The quality of outfall and diffuser design has improved during the past decades thanks to the efforts of scientists and engineers; software like Cormix, Plumes and others, as well as modeling systems, are continuously revised and enhanced, while in parallel, the knowledge of the sea environmental parameters is also “growing up”.

Despite the recurring clash of opinions, an outfall is the necessary completion of coastal WWTP systems and of any system, including rain and storm water collectors, discharging waters from land based sources to water bodies. WHO, in its recent Guidelines for Safe Recreational Water Environment, has confirmed the importance of the outfalls.

Even the best designed, built and operated plant can suffer of malfunctions, failure of components, storm overflows; moreover the bacterial load coming from land may vary drastically in case of the spread of diseases – SARS outbreak should let us think about.

However, the scope of the paper is not to discuss once more the “opportunity” to build outfalls, nor to give design basis, but to analyze the various aspects of the control of the discharges of land-collected waters through old or new outfalls and of the assessment of their impact on the marine environment, in short terms of “monitoring” the outfall and the discharge environment.

To have the possibility of monitoring the outfall operation and its environmental impact some interventions are required during design and construction.

Some hints are given hereafter:

- if the initial minimum **flow rates** are well below the maximum design flow rates, provisions should be taken to avoid a “continuous” discharge in favor of a cyclic one. A control valve should be eventually installed at the outfall’s root, also to prevent air entrance;
- the **discharge chamber** (either for gravity discharge or as pump chamber) at the root of the outfall shall have sufficient capacity to enable sufficiently long discharge or pumping cycles. Short cycles can create transient flow conditions and eventual saline intrusion;
- it is necessary to install the **necessary equipment** to control the discharge rate and pressure (or levels) at the onshore root of the outfall. The equipment shall give a continuous record of the operation parameters and will give a warning if malfunctions will occur;
- the means or the equipment to execute a **periodical flushing** of the line shall be provided. The flushing shall be made with adequate flow velocity to permit the displacement of the eventual sedimentation and saline intrusion. For this scope, it can also be suggested to configure the first port (offshore side) in such a way to facilitate the purging;
- if the local regulations permit it, install a **signalization buoy** at the diffuser’s offshore end. Apart contributing to locate the position of the diffuser and avoid human-made damages, it can be used for the installation of monitoring/transmission equipment (as done for the Aquarius project);
- finally, after the construction, it is recommended to perform the **operational test** to verify the practical operation curve (flow-head) of the outfall against the design one, and to prepare a complete “As Built Report” and the inspection & maintenance, monitoring, operation, Q/A, Q/C and HSE manuals, as mentioned in the related paper.

The operational test shall constitute the base for the proper outfall’s monitoring; improper operating conditions may prevent the correct functioning of the diffuser, since a WWTP, outfall and diffuser system are designed – and eventually also modeled – on the base of theoretical parameters¹ which often are not precisely met in the operating conditions.

After the test, it will be easy enough to evaluate and interpret eventual changes in the operation data and correlate them to an eventual malfunction/problem/damage in the system.

It will constitute the first step and supply the reference data for a monitoring program. The concept of “Monitoring” implies, nowadays, a continuous surveillance and data acquisition of the operation, efficiency and environmental impact: monitoring an outfall shall therefore include, if possible, all facets of the line operation – hydraulics, efficiency, dilution and plume spreading, environmental effects and risks posed to human activity -

¹ For the diffuser, theoretical parameters are not only the physical parameters of the receiving body, which are changing – without exaggeration – minute by minute, but also its dimensional parameters – calculations are based on nominal dimensions, but tolerances exist and may influence, sometimes substantially, the behaviour of the system.

potentially controlling them in real time and enabling to take immediately the necessary corrective interventions.

The monitoring activity can be split in two groups:

TECHNICAL:

- monitoring of the discharge hydraulics. This is the easiest part, in presence of the necessary instrumentation at the outfall landfall and of the recorders and alarms on the plant’s control board. It will enable to assess eventual problems in the system, however neither permitting to localize them, nor to define their causes;
- monitoring of diffuser’s behavior and efficiency. This problem has been neglected, or better considered impossible at reasonable cost, for many years. The idea has been revived in 1999, when it was brought on as subject of a Life Environment project (Aquarius) which will be hereafter shortly described.

ENVIRONMENTAL:

- monitoring of the water quality. It includes the control of the discharged water at the exit of the plant and of the quality of the water in the receiving body;
- monitoring of the bacterial pollution²;
- monitoring of the environmental situation (what has been done, what is being done and what is monitored?)³.

Outfalls have been constructed – with different approaches, materials and characteristics – since historical times and have been constructed intensively starting from the late 60s, both in small towns and in major cities. Still, new outfalls are being constructed or planned around the world at present.

While the scientific studies, the design standards and the installation methods were continuously improving, the monitoring conscience was not equally developed. Monitoring was essentially related to practical purposes: clear and healthy waters for tourism and fishing. The main worries of the Administrations were the visual pollution – floating “debris” – and the bacterial pollution. Despite the emerging laws, no deep attention was given to the overall quality of the waters and of the environment in general until few years ago.

Monitoring “seriously” an outfall is a costly, recurring task, and only few major Municipalities had in the past (but also at present) the means of finding or accessing the necessary funds; therefore Universities, research institutes and engineering companies started in the 90s to plan and conduct “monitoring” campaigns for the validation of the scientific theories. In a certain way, even if the term “monitoring” was used, the campaigns were time- and space-limited “surveys”, and few of them were repeated in different seasons or after a certain period of time.

Practically, they were directed to verify the quality of the waters in the area influenced by the diffuser’s discharge and to verify the spreading of the diffuser plume in the

² This phase is the only one that is always performed, due to its importance for the assessment of risk to human health (but, frankly speaking, mostly to avoid the “Bathing forbidden” sign). The “in-line monitoring” of bacterial pollution is however still an impossibility.

³ The information in the following paragraphs are general and forcibly incomplete: more information can be obtained from literature, from papers presented at specialized conferences, from directives from international Organizations or national Ministries of Environment or delegated organisms.

marine environment, associating the quality of waters with the potential – or, better, eventual – damage to the environment. Many scientific disciplines have been involved in the monitoring tasks – physicists, chemists, biologists, engineers and physicians, just to mention some – and their activity, apart enhancing the knowledge of the marine environment, has permitted the formulation of the environmental legislation on the discharge in water bodies.

In parallel, the research has requested the implementation of old sampling and control systems, some of them dating back to the XIX century, motivating the producers to put on the market sensors, probes, instruments with high reliability.

During the 90s, a lot of developments have taken place: scientific, technical, legislative, covering almost all the aspects of the wastewater discharge.

Still, we cannot consider the scientific background as complete: understanding fully the nature of the sea will require continuous dedication also in the future, due to the environmental changes, of which we are a cause.

Nevertheless, we have sufficient and continuously updated data and information to “try to understand” what may happen in certain conditions, we have reliable calculation and modeling software, we have the most updated instrumentation and computers. Developments are taking place daily at “high speed”, even if the legislation fails sometimes to proceed at equal speed.

On one side, we have the conviction that outfall are necessary also in case of complete treatment, on the other side, there are braking elements (“do not pollute our seas” forgetting that a river brings more pollutants than an outfall) and commercially-based pushes in favor of WWTP and disinfection.

We are living presently in a marine world “covered” with short and long, good and bad outfalls – no census has been made, it would be a shock – and other are planned more or less daily; in many countries they are and can be the only solution for the start of a sanitation program.

Many “old” outfalls – some of them dating back to 20-30 years ago – require revamping and eventual reconstruction, and the new outfall projects require the proper engineering and a more attentive Q/A-Q/C (quality assurance and control).

The base for a decision on old and new outfalls and the plans for their “control” shall come from the past monitoring experiences and from the new developments of the technology.

In the past and at present, “monitoring an outfall” means to conduct campaigns for the assessment of the quality of the waters and, in parallel, to take water samples to be checked for bacterial load.

While a proper monitoring is a must, principally to assess the effects of the discharge into the sea, often the Owners or systems Managers find themselves between the obligation to do it and the lack of technical and financial capability to do it.

Monitoring continues to be conducted therefore as a “spot intervention”. At present, the scientific publications and conference’s papers give plenty of information monitoring campaigns, of their planning, execution and results, of the used instrumentation; the “state of the art” of the available instrumentation – advanced MB echo sounders and SS sonar, sensors for almost every parameter, multi-parametric probes, AUVs (Autonomous Underwater Vehicles) – gives moreover the possibility of extremely precise data acquisition and of a correct evaluation of the environmental status. Unfortunately, the data are collected during a limited period of time, in a certain period of the year, and the changes in the water quality are detected by comparison to previously acquired data (if any, if collected in the same season, in the same meteorological or operational conditions, etc.).

Such data lead to find out the effect, but not the cause of deterioration in the status of the environment, which may be due to a multiplicity of factors, many times not even related to the WWTP-Outfall system’s operation.

The idea that the monitoring shall be an essential phase of the system’s operation and therefore cover all parts of the system has constituted the input for the Aquarius project.

THE AQUARIUS PROJECT AND ITS DEVELOPMENTS

In the late 90s the problem of monitoring the aspects of a WWTP-outfall-diffuser operation was brought on the table. The idea was labeled initially as a dream-like task, but it started to take roots and, when the possibility of proposing an EC co-funded Life Environment project was ascertained, a scheme was prepared and presented by the Municipality of Genova.

The key of the project was to fill the existing gap in the knowledge of what happens between the discharge from the WWTP and the surfacing of the diffuser’s plume, in order to permit a correlation between the system operation and the environmental quality.

The project’s title was “**AQUARIUS – AQUA** Receiving Information from Underwater Sensors: Techniques for the assessment of the operating conditions and the control of the efficiency of Sea Outfalls at the service of coastal WWTP - Waste Water Treatment Plants using underwater sensors and acoustic telemetry systems”.

The project presentation said:

“In absence of reliable and economical methodologies and in the need of a more careful control of the effect of the discharge of waste waters in water bodies, it has become evident the need to make available to the coastal Communities a simple and reliable system for the monitoring of the outfalls and the protection of the environment.

The proposal plans to define and render operating a methodology based on the acquisition of the parameters characterizing the interactions between the discharged waters and the receiving bodies making use of underwater sensors and electro-acoustical transmission devices.

The project shall demonstrate, through the realization of a prototype, the applicability and repeatability of a standard system for the operating and environmental control through the use of innovative transmission techniques.

It is foreseen that the project will supply direct benefits as saving on operation, inspection and maintenance of the diffusers and indirect benefits through a more efficient control of the interactions with the environment.”

The project was not intended to be a substitute of the traditional monitoring campaigns⁴, but to offer the means for a complete “real-time monitoring” of the system.

It was therefore articulated in three control modules: (a) on land, at the outfall’s root; (b) on the diffuser; (c) in the marine environment.

The project’s work group has studied and designed a sensing and data transmission system to cover the need for an efficient operational control; its installation and testing in real conditions on the Sturla (Genova) diffuser has demonstrated the validity of the design and the repeatability of the installation with an acceptable level of cost, even if, as mentioned before, much shall still be done.

During the two years of work on the project, which started with the construction of a diffuser’s model, a lot of developments and re-direction of the basic ideas have taken place; after tests – and errors – Aquarius prototype is now in operation and the results of the project have been presented to and approved by EU.

Still work is going on to analyze the data, to verify the congruence between them and the theoretical ones and to control the efficiency and reliability of the installation during “real” operation.

The benefits of the monitoring system lay on the possibility of optimization of the WWTP/ outfall system management, on the possibility of a substantial reduction of the inspection and maintenance requirements and of the execution of cost-saving, unattended, real-time monitoring of the quality of the water body around the diffuser.

⁴ Periodical traditional campaigns will still be necessary – or better opportune – to obtain a more general view of the environmental situation, particularly for what concerns sediments and marine life. However, it is evident that a real-time monitoring will increase the possibility to reduce the number of the “obligatory” campaigns, by permitting to execute them only if signs of problems or of environmental changes are detected.

Four separate data acquisition and transmission modules have been realized:

- land based sensors, to record in real time data on the flow rates and pressures at the root of the outfall;
- diffuser sensors, to detect the operating conditions of the diffuser through a qualitative measure of the flow rates at the ports with hydrophones and with a main flow sensor in the last section;
- environmental monitoring station, to be installed on the bottom, engineered to measure and transmit in real time the physical parameters of the waters - temperature, salinity, conductivity, dissolved oxygen, Redox - pressure and current velocity and to transmit them with an acoustic modem. The multi-parametric probe can be equipped with other sensors if requested by the particular environment. The station is installed in a specially designed steel structure, nicknamed TURTLE, which is equipped with an automatic recovery/refloating system operated with remote control without any diving intervention;
- data receiving / transmitting system, consisting in an underwater acoustic receiver connected with a GSM transmitter installed on a buoy located near the diffuser, connected via an Internet server to the potential users.

The on-shore control system is designed to measure flow rate and pressure at the root of the outfall and to detect the eventual anomalies through a comparison between the standard operating data and the measured ones, i.e. through the analysis of the deviations from the basic operating curve "flow rate/pressure"⁵.

The components are a flow Meter, insertion type, with electronic transmitter, chosen against other types since its installation and eventual removal can be performed without interrupting the operation of the outfall and a pressure transmitter, with adequate accuracy to detect minimum variations in the pressure.

The equipment shall be installed in a position where, in absence of flow, the line remains full of water, to avoid transitory effects at the start of the pumping or of the discharge cycle. In the test site, the discharge is ensured by pumps; a measure of the electrical absorption supplies the data on the working conditions of the pump station to complete the correlation of the data, while for gravity discharges, the information about the operating condition shall be supplied by the measure of the levels in the discharge tank. This module is necessary in any case and is related to the in-line operating control of the discharge.

The diffuser control system is located at the ports. The components of the system are a pressure sensor at the end of the diffuser to measure the absolute pressure of the water column on top of the diffuser and underwater hydrophones at each port; a thermal velocity sensor at the last section was installed, but did not give any significant information. The system shall be implemented with additional pressure sensor at the start of the diffuser.

⁵ Any event, such as the obstruction of the ports, causes an increase in the pressure at a given flow rate or a decrease in the flow rate at a given pressure, and clearly a displacement of the operation point against the standard curve.

The flow rate at the ports is “measured” through the analysis of the intensity of the sound caused by the outgoing flow, by means of the hydrophones installed at the ports, which supply a quali-quantitative evaluation of the flow rate. They will indicate - by comparison of the noise levels - if all ports operate at equivalent flow rate or if one or more are clogged by sediments or marine fouling. Once properly calibrated, it is expected that a quantitative indication ($\pm 10\%$) could be obtained.

The total flow rate in the diffuser can theoretically be evaluated with sufficient precision through the sum of the detected flow rates and compared with the discharge flow rate at the plant. In Sturla, due to the problem of the short pumping cycles and of the presence of air in the land section, some discrepancies have been noticed, mostly due to the irregular functioning of the induction flow meter⁶.

The pressure sensor placed outside of the diffuser pipe gives the local absolute pressure, from which the densimetric difference can be calculated. The second pressure sensor installed before the first port towards shore may integrate the information about the pressure losses in the line and in the diffuser.

A multi-parametric probe with current meter constitutes the equipment for the acquisition and control of the environmental parameters; it is independent, can be relocated in different positions around the diffuser and can be used to monitor the desired parameters.

The multi-parametric probe and current meter are inserted in a protection shell, nicknamed “Turtle”.

The Turtle is equipped with a variable trim floating system. A pop-up buoy is mounted inside the Turtle’s shell and it inflates at a signal given from the recovery boat, permitting the surfacing of the equipment without diver’s intervention.

The probe is a standard type, designed for the maximum installation depth, which acquires the necessary environmental parameters in the investigated area. The initial parameters chosen for Aquarius have been temperature, pressure, conductivity, Redox, but others can be added, up to 10 (including salinity, dissolved Oxygen, Chlorophyll A, etc). For the current meter different types have been examined. It measures velocity and direction of the current, permitting an estimate of the direction of the plume spreading.

If placed in front of a diffuser’s port, the module could give a fair indication of the outflow velocity and of the initial dilution, provided that the characteristics of the discharged waters are known.

In comparison with other systems, such as AUWs or standard probes deployed by a survey boat, the advantage of the Turtle is that it can stay “hidden”⁷ underwater for long periods while transmitting the data.

⁶ If there is a risk of air in the land section, the induction flow meter should be placed in a position where it will not be influenced by the air, or a different type of meter shall be provided.

⁷ The Turtle does not require umbilicals, suspension cables or signalization buoys and can be easily relocated at will without diver’s intervention.

Depending on the depth and on the meteorological conditions of the site, either a seamount directly anchored to a basement (as used in Sturla) or a buoy can be used to house the transmission equipment (modem GSM or radio transmitter), a battery with solar cells and the standard equipment (flashing light and radar reflector) according to IALA rules.

Advantages of a seamount, depth permitting, is the possibility of clamping the cables to the stem, while a buoy will require the connection through an umbilical in which the cables are inserted and a separate anchor block for the underwater controller.

The system architecture is based on several components, principally controllers and acoustic modems. An outline of their functions is given hereafter.

- A controller located inside the Turtle acquires the data collected by the probe and the current meter and pilots the Acoustic Transmitter Modem (ATM);
- An Acoustic Receiver Modem (ARM), connected to the controller at the base of the seamount or at the instrument anchor block, receives the data transmitted from the ATM;
- The controller at the base of the seamount or buoy acquires the data received from the diffuser sensors and from the ARM, elaborates them and sends them via connection cable to the GSM Transmitter Modem (GSMTM);
- The transmission of all data to shore is performed by the GSMTM, housed in a waterproof container on top of the seamount / buoy;
- The data are received by a Receiver Modem (GSMRM) on land, pass through an access node and are conveyed to a server connected to Internet.

The supervision of the system is realized with web technologies and is accessible - given the password - from any PC connected to Internet. The alarms will be sent in real-time as SMS message to the personnel in charge.

The data from the sensors at the plant and at the outfall root are acquired by the WWTP SCADA, while the ones coming from offshore are transferred to the SCADA via Internet.

The complete software for the management of the system has been designed within the scope of Aquarius.

The system enables to get in real time an alarm for malfunctioning, major failures or significant pollution events, but after the set-up and the calibration of the flow curves, also minor events will be detectable, as exemplified hereafter.

- The removal of a port or a major break in the diffuser or along the line will be signaled by a decrease in the pressure at the root of the diffuser or by an increase in the flow rate at equal pressure. Minor leaks can be eventually detected through a combined evaluation of the discharge flow rates and of the flow rates at the diffuser;
- The clogging of one or more ports due to marine fouling will be put in evidence by the hydrophones through a different noise spectrum; the velocity in the last section will

increase. The configuration of the hydrophone array will moreover enable to individuate each single malfunctioning port;

- Sedimentation or saline intrusion in the last section will reduce the flow rate in it and may therefore be detected;
- The environmental control modulus - which can be installed in any required position - will detect in real time any major change in the parameters of the surrounding water. Its mobility and easy repositioning - thanks to the recovery technique - permits its use also in periodical monitoring campaigns.

Aquarius can be considered a successful innovative experience, despite the fact that still much shall, can and will be done to implement its efficacy. Aquarius has obtained a major “break” with:

- the individuation of easy, low cost sensors (hydrophones) for the flow detection;
- the use of underwater acoustic modems for the transmission of data within a reasonable distance;
- the arrangement of a mobile, easily recoverable environmental probe;
- the link of all the system to an unique control position readable through Internet.

The system is now fully operative and applicable to other outfalls. However, while most of the hardware has been assembled with, or is constituted of commercial components – all equipment has been bought on the market – their combination, the installation techniques, the setting and the dedicated software have been “created” by the project team.

At present, the system as such is therefore available, but its results have also contributed to raise several question marks and to encourage further developments.

It shall be pointed out that the main scope of the project – having a sensor’s array which permit to detect the malfunctioning of the diffuser and, indirectly, its efficiency, has been obtained. The “signature” of the diffuser has been recorded and validated through the mass of measurements taken during the test period in different discharge conditions. While the flow rate range has been limited by the pump station structure, the “noise curves” from each of the hydrophone at the ports show a good correlation between them – meaning that the outflow from each port is regular and the flow is well distributed – and with the pumping cycles. This enables to verify immediately an irregular distribution of the flow rate along the diffuser and therefore the presence of problems.

At present other developments are under way, since the results obtained till now have opened a series of possibilities and, moreover, have generated new ideas.

A partial list of “needs” is listed hereafter:

- Set-up of a precise correlation between sound intensity at the hydrophones and flow rate or exit velocity. Model tests are under way and further data are collected from the present system in Sturla. The main problem lays on the different port diameter and
-

configuration in different outfalls, which will require a calibration after installation;

- Individuation of the causes of some anomalies in the recorded data. It is being studied from the theoretical stand point, taking into consideration the fact diffusers often do not operate in steady state. Also the possible effect of saline intrusion is being evaluated;
- Evaluation of sensor's arrangement for long diffusers, under the premise that it may become expensive to equip completely a 120-150 port diffuser;
- Design of a "mobile test array". The MTA is intended for the operational test of the outfall, immediately after completion, or to evaluate the discharge from existing diffusers in view of a modification or re-design;
- Set up of the alternative of using a buoy instead of a seamark for deeper waters, also due to the substantial difference in cost;
- Design of the substitution of the multi-parametric probe in the Turtle with independent sensors – as many as necessary.

On the other hand, the transmission system with acoustic modems is working properly and needs only to be tested for the maximum distance in conditions of foul weather and in presence of a thermocline; the transmission/data collection hardware and software are satisfactory – and in any case the whole system can be designed to meet almost any local condition and substituted, if needed, with radio transmission.

The plans of the private company which has taken charge of the technological developments are directed towards an optimization of the system to obtain a "warning or alarm" in real time of the presence of obstructions in the ports, unsteady flow, saline intrusion, port clogging or ruptures either of the ports or of the pipe. In addition, the system could be set up to optimize the discharge, by intervening on the control of gravity flow or of the pumping, to obtain the best cost-efficiency in the operation, while guaranteeing the required environmental protection.

In the field of monitoring, there is a "missing" parameter: the bacterial pollution, which is probably the most important parameter to be controlled, possibly in real time, for the protection of the human health.

The detection of the bacterial load – at the exit of the WWTP or in any position along the diffuser's route or in the surfaced plume – is obtained with the old, traditional methods of "bacterial cultivation" meaning that it is necessary to take water samples near and offshore (with the problem of sterile bottles and the difficulty of localizing where the plume goes), bring them to a laboratory and wait the necessary time for the bacterial count – sometimes 15-20 or more days.

Unless a campaign is conducted for evaluating the spreading of the bacterial pollution (also to verify the new developments in this sense in the software, including the new development of Visual Plumes) the bacterial control is entrusted basically to the municipalities which shall take care of allowing/not allowing the bathing with the result that, generally speaking, the indication of the bathing prohibition comes out one

month after the event, or, worst, are maintained while the beach could obtain, without problems, the Blue Flag.

Biological and sedimentological monitoring is part of a monitoring process, but it is not necessary to perform it in real time and, to have a real value, it shall be “comparative” against a previous status.

Only in the recent years, the biological and sedimentological characteristics of an area subject to human influence have been included among the prescribed verifications.

Biological surveys give certainly useful indications about outfalls behavior, while sedimentological surveys may be opportune in case of particular areas – near harbors – or of particular characteristics of the discharged waters. Moreover, an analysis of the sediments around the diffuser will give a good indication of its efficiency, and indicate also if the WWTP works properly, if the discharged waters are rich in suspended sediments, if there are near-bottom currents, etc.

Low frequency biological and sedimentological surveys – which can be performed during the periodical inspections to the diffuser, by collecting bottom samples - will give the additional data to complete the “outfall monitoring”.

CONCLUSIONS

Only few operators, mainly in large coastal cities, have done a systematic monitoring, in many cases under pressures from Universities and scientists, to assess the correlation between theory and “reality”.

Basically, the monitoring campaigns are centered on “*Which is the situation when I am surveying*” and “*Is the water quality in line with the forecast?*”.

What is often missing is a reply to the questions “*why something has happened*”: is the plant operating properly? does the gravity discharge or the pumps work as per design? does the diffuser work correctly at the design flow rates? are the conditions during the monitoring representative of the average situation? is the diffuser in good conditions, or ports are closed, fouled? why the data collected – when correlated with the sea and weather conditions – are (as may happen) not complying with the theory?

It is clear that the “monitoring team” may not have all the background data to “close the circle” (nor this is included in the scope of work) and the campaign remains a “good collection of data worth a paper...and giving a precise situation verified in one week or 15 days”.

If the results demonstrate the compliance to the water quality requirements at a certain date, it may not be true that “everything is under control”. An in-line monitoring – as

complete as possible - should be the top priority to obtain a real assessment of the WWTP discharge and outfall operation and of the impact of the discharge on the water body in the vicinity of the outfall.

Aquarius has been a first step towards the possibility of "controlling" the discharge and to correlate the WWTP and outfall operation, supplying a "tool" for the outfall monitoring and control and an useful input for future developments.

We shall look forward in the next future to implement the existing systems – Aquarius and its inheritors - in order to give to the coastal Municipalities a cost-efficient "system" and the related background to permit them to properly operate, control and eventually correct or modify the existing systems or to plan reliable and controllable WWTP-outfall systems.

AUTHOR'S NOTE

In the recent years, Directives and Regulations on the protection of marine environment and on the quality of bathing waters have been updated by the regulatory bodies in EU and in many other Countries.

The theoretical and practical aspects of the discharge of waste waters into the sea through outfalls are equally continuously revised, as soon as new data and new experiences become available.

REFERENCES

- C. Avanzini, N. Bazzurro, E. Da Molo, Life Environment Proposal Report, August 1999.
- C. Avanzini, N. Bazzurro, P. Domenichini, P. Ottonello, E. Roccatagliata, E. Da Molo, Genesis and development of the European "Life" Project Aquarius – International Conference "MWWD 2001-Marine waste water discharges" Hammamet, October 2001.
- Ed. J.G.Webster, The Measurement, Instrumentation, and Sensor Handbook, 1999, CRC Press, 28-(1-131).
- R.W.Miller, Flow measurement handbook, II Edition, McGraw – Hill.
- A.L.Jaumotte, P.P.Nagel, Predetermination of the relative error on the flow coefficient of orifice meters in nonstandard approach conditions, J.of Fluids Engineering, 1978, 60 – 64.
- P.Domenichini; L.Basano, P.Ottonello, Flow sensors to detect the flow conditions during the operation of a diffuser: a preliminary evaluation of the available instrumentation - International Conference "MWWD 2000-Marine waste water discharges" Genova, November 2000.
- R. Burrows, C. Avanzini, N. Bazzurro, Techware's Specialist Group "Sea Outfalls": a "tool" for an improved outfall technology – MedCoast 99 Conference.
- ABB AquaProbe, ABB Kent-Taylor, St.Neots, Cambs, England PE19 3EU.
- Flow.captor 4204.20, Weber Sensors GmbH, Strohdeich 32 D – 25377 Kollmar.



**Critérios de Decisão Aplicados
aos Emissários Submarinos
no Litoral Paulista**

**Decision Criteria Applied to
Submarine Outfalls in São Paulo
Coastal Waters**

Emilia Arasaki

Jayme Pinto Ortiz

ABSTRACT

The study shows tools for decision making process between two predominant systems in the São Paulo coast: waste water treatment plant operated with sequencing batch reactor (WWTP–SBR) and pre-conditioning plant with submarine outfall. A cost benefit survey of the two systems and analysis of emission criteria of mixing zone implemented by environmental agencies and guidelines had been carried out to inquire the possibility of adoption of such criteria for the São Paulo coast. The present paper explains preliminary results obtained with oceanographic campaigns realized by Brazilian Navy and Cetesb (Environmental Sanitation Technology Company) in the area of Praia Grande outfall (subsystem 1), south coast of the State. The sampling design methodology used to map the plume is called in military jargon as “research of danger in position doubtful”. Some water samples were taken to verify faecal coliform and salinity profile in each station. After this sampling, another imagery was made utilizing a 95 kHz multibeam echo sounder on board of R/V “TAURUS” (Brazil Navy). Initial results demonstrated that the effluent plume was detected, using salinity data. The 3D visualization of this plume was made through the software Tecplot. CORMIX (Cornell Mixing Zone Expert System). was also used to simulate the mixing zone based in the environmental data sampled from the oceanographic campaigns mentioned above. The results of this work will help in the formulation of decision criteria applied to submarine outfalls in São Paulo coastal waters.

Keywords: submarine outfall, waste water treatment plant, SBR, decision criteria, monitoring, environmental management.

RESUMO

O presente estudo mostra ferramentas para o processo de decisão entre dois sistemas predominantes na costa de São Paulo: estação de tratamento de esgoto operado com processo de lodo em batelada (ETE – LAB) e estação de pré-condicionamento com emissário submarino. Um levantamento de custo-benefício dos dois sistemas e análise dos critérios de emissão de zona de mistura implementadas pelas agências ambientais e guidelines foi realizado para investigar a possibilidade de adoção de tais critérios para a costa de São Paulo. O trabalho apresenta resultados preliminares obtidos com campanhas oceanográficas realizadas pela Marinha brasileira e Cetesb (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, ligada à Secretaria de Estado do Meio Ambiente) na área do emissário de Praia Grande (subsistema 1), litoral centro do Estado. A metodologia de amostragem usada para mapear a pluma é chamada no jargão militar como “quadrado crescente”. Amostras de água foram obtidas para verificar coliformes fecais e perfil de salinidade em cada estação de coleta. Após este monitoramento, outro imageamento foi feito utilizando ecobatímetro multifeixe de 95 kHz, a bordo do NHO “TAURUS”. Resultados iniciais demonstraram que a pluma do efluente foi detectada, usando dados de salinidade. A visualização 3D dessa pluma foi realizada através do programa Tecplot. O CORMIX (Cornell Mixing Zone Expert System) também foi utilizado para simular a zona de mistura com base nos dados ambientais coletados das campanhas oceanográficas mencionadas.

Os resultados deste trabalho auxiliarão na formulação de critérios de decisão aplicados aos emissários submarinos no litoral paulista.

Palavras-chave: emissários submarinos, estações de tratamento, LAB, tomada de decisão, monitoramento, gerenciamento ambiental.

INTRODUÇÃO

Um dos aspectos mais complexos da gestão em áreas costeiras é o da disposição final de esgotos. Neste caso, uma tomada de decisão deve estar embasada não somente nos estudos ambientais, mas também na capacitação tecnológica, incluindo soluções regionais estrategicamente desenvolvidas com a participação da comunidade local.

Estudos ambientais podem gerar condições de incerteza, isto é, a ausência de dados relevantes, sendo que os monitoramentos podem contornar essa questão e são considerados como um dos pré – requisitos para o sucesso de qualquer sistema de gestão das águas. Permite ainda a obtenção do arcabouço de informações necessárias, o acompanhamento das medidas efetivadas, a atualização dos bancos de dados e o direcionamento das decisões. Também viabiliza projetos de investimentos e de gerenciamento das águas em tempo real, mas em geral os monitoramentos são caros e devem ser planejados de forma a otimizar a obtenção das informações necessárias para cada região a ser estudada. Neste caso, o planejamento deve iniciar-se com a delimitação das escalas espacial e temporal da abrangência do estudo e levantamento pretérito de todas as informações disponíveis da região, sejam elas ambientais, sociais ou econômicas.

Este estudo iniciou-se como parte do projeto de pesquisa “Sistematização de Projetos de Emissários Submarinos” (proc. CNPq n° 463552/00-8), e a partir de 2002, deu-se continuidade ao tema através do projeto intitulado “Desenvolvimento de Tecnologia para o Saneamento Ambiental da Costa Paulista: desenvolvimento de metodologias para planejamento e projeto de difusores de emissários submarinos para descarga de esgotos” (Projeto CAPES/DAAD/Probral n° 139/02). O trabalho visou estabelecer critérios para uma tomada de decisão no que se refere aos sistemas de tratamento de esgoto que atendam às características ambientais da zona costeira paulista, além de apontar as ferramentas necessárias para o gerenciamento do esgotamento sanitário.

O PROCESSO DE DECISÃO

Uma decisão é definida como um processo principal de seleção para uma ação específica a ser tomada (Gregory, 1988). De acordo com Silva (1990), dentro de um processo de decisão, os passos principais para a análise de um problema são a especificação dos objetivos; a definição de um horizonte de tempo; a listagem de ações alternativas e por último, a construção de árvores de decisão. O processo de tomada de decisão é adotado como um dos instrumentos no Gerenciamento Ambiental Integrado, proposto por Antunes; Santos (1999), indicado na Tabela 1. Tal metodologia é uma solução na conciliação

entre o esgotamento sanitário no litoral com o desenvolvimento sócio-econômico, observando a preservação das características ambientais da região. Desta forma, o processo de decisão visa estabelecer critérios para a melhor escolha de sistemas de tratamento de esgoto que atendam às características da zona costeira, apontando as ferramentas necessárias para o gerenciamento, em conjunto com as políticas C & C (Comando e Controle) adotadas por órgãos ambientais como a Cetesb.

Tabela 1. Medidas e instrumentos para o gerenciamento sustentável dos oceanos.

Problema	Medidas	Comando e Controle	Instrumentos econômicos	Informação
Descarga de esgotos	Tratamento/ disposição e controle da fonte poluidora	Padrões de emissão	Taxas de emissão	Informação sobre a qualidade de água (bandeira verde da Cetesb)
		Padrões tecnológicos	Permissões de descarga (outorga)	
			Custo ambiental	Qualificação ecológica

Fonte: Adaptado de Antunes; Santos (1999).

LEVANTAMENTO DE CUSTOS

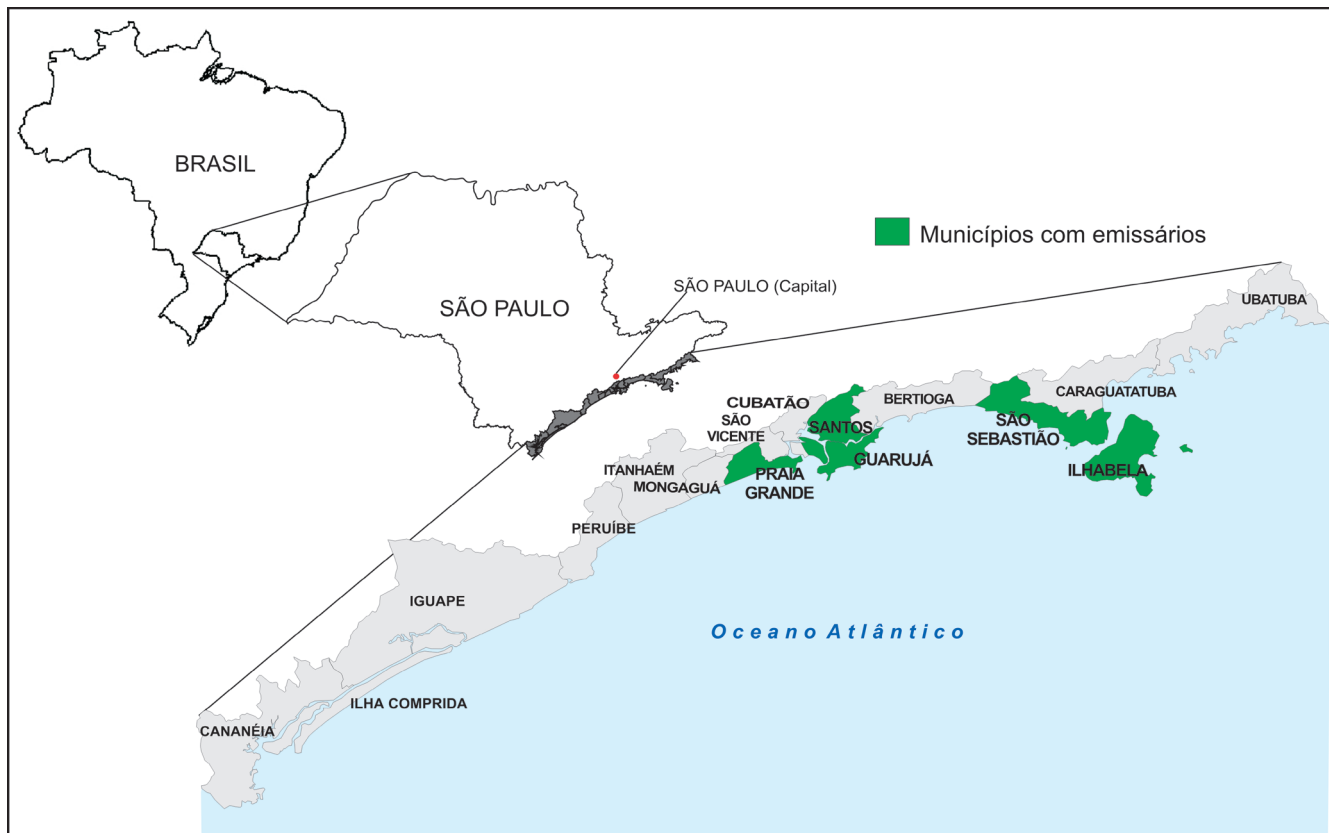
CONSIDERAÇÕES INICIAIS

Dentro das medidas apontadas anteriormente na tabela, o tratamento, disposição e controle da fonte poluidora devem contemplar os custos e a análise das vantagens e desvantagens de cada sistema aqui abordado, observando-se a população-equivalente atendida.

ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ESGOTOS COM PROCESSO LAB: ANÁLISE DO CUSTO-BENEFÍCIO

O processo é utilizado em países desenvolvidos como a Austrália, Japão e Estados Unidos como forma de tratamento de esgotos de pequenas e médias comunidades. O LAB caracteriza-se por realizar as etapas de depuração num mesmo tanque reator (reação + decantação + drenagem do efluente) dispensando-se as unidades como os decantadores e elevatórias para recirculação de lodo, assim como os equipamentos eletromecânicos necessários para essas unidades. Portanto, a maior vantagem do processo está na flexibilidade operacional, que permite considerável economia nos custos de energia elétrica. As maiores desvantagens apresentadas pelo processo são o alto nível de sofisticação de controles utilizados e sua intensiva manutenção, quando comparado com outros sistemas convencionais (U.S. EPA,1999).

Foram elaboradas quatro curvas de custos, sendo duas mostradas a seguir, (Figuras 1 e 2) que apresentam curvas de custo de investimento de 1997 da SABESP (Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo) em função do número de habitantes e com dados de 2006/2020 (JBIC; SABESP, 2001) para a vazão, respectivamente. O Mapa 1 mostra a localização dos municípios do litoral paulista.



Mapa 1. Localização dos municípios do litoral paulista (modificado de Cetesb).

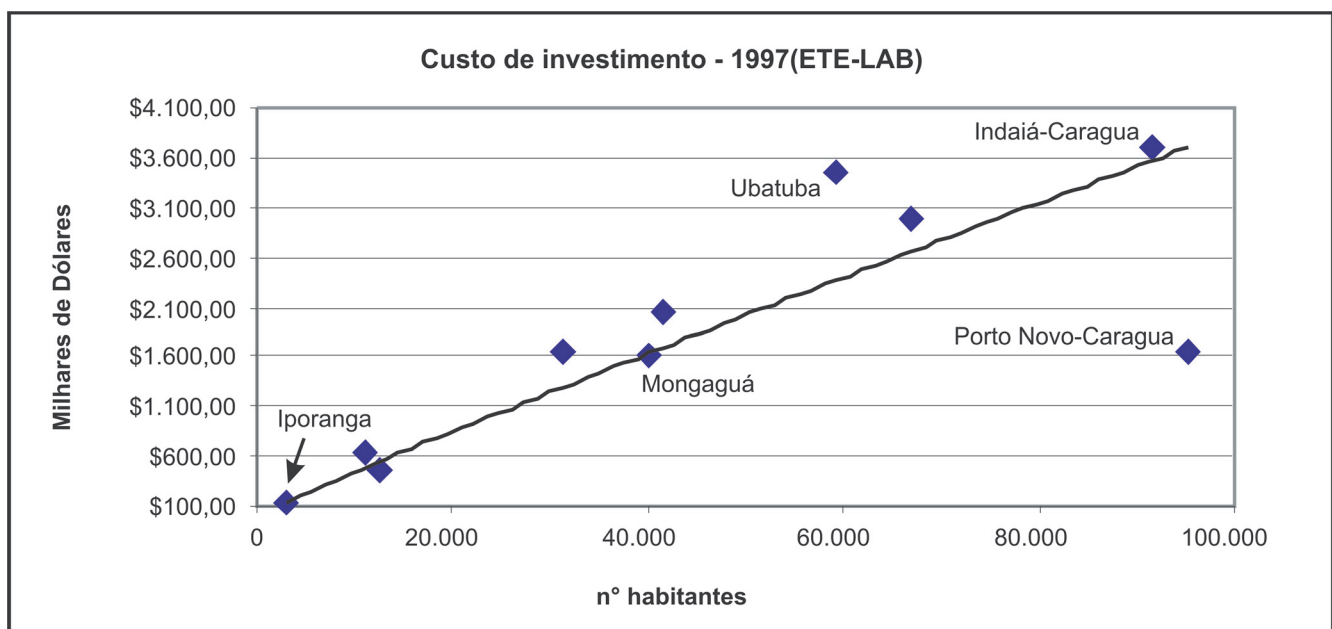


Figura 1. Curva de custo de investimento obtido em função do nº de habitantes.

A equação da curva de investimento por habitantes é $y = 74,904x^{0,9428}$, com correlação de 0,93. Somente a cidade de Ubatuba e a localidade de Porto Novo (Caraguatatuba) exibiram valores muito distintos em relação à tendência apresentada para o número de habitantes. Já a Figura 2 apresenta a curva de investimento pela vazão, representada pela equação $y = 33602x^{0,9282}$, com correlação de 0,95. Nota-se que na figura os valores de investimento em função da vazão para a cidade de Itanhaém nos anos de 2006 e 2020 estiveram próximos à linha de tendência.

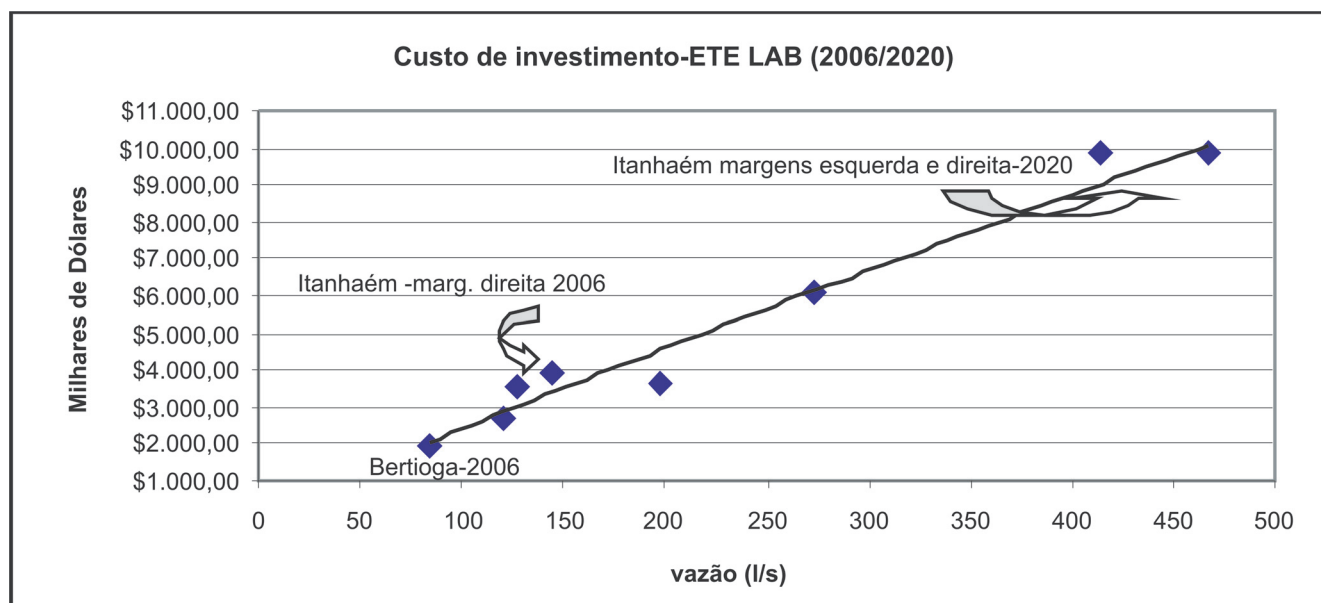


Figura 2. Custo de investimento para os anos de 2006 e 2020 em função da vazão.

ANÁLISE DE CUSTO-BENEFÍCIO PARA EMISSÁRIOS SUBMARINOS

Gonçalves; Souza (1997) apresentaram os custos de capital (Fig. 3) de 40 emissários submarinos em operação no mundo e sobre esta figura, foram inseridos os custos estimados para 3 emissários em operação (de acordo com Marcellino; Ortiz, 2001) e os 6 emissários que constam no Plano Diretor (SABESP, 2000) e JBIC (JBIC; SABESP, 2001).

A figura mostra que os valores de 2006/2020 mantêm uma tendência crescente em função do diâmetro da tubulação, conforme assinalou Ludwig (1988). É importante salientar que o valor para o emissário de Santos (para o mesmo período) refere-se somente às reformas do trecho difusor e da EPC, sendo que o valor da implantação é o referente ao ano de 1987. Comparando esses dados com os explanados por Wallis (1979) e Salas (2000a), os valores encontrados podem ser considerados como custos normais de construção.

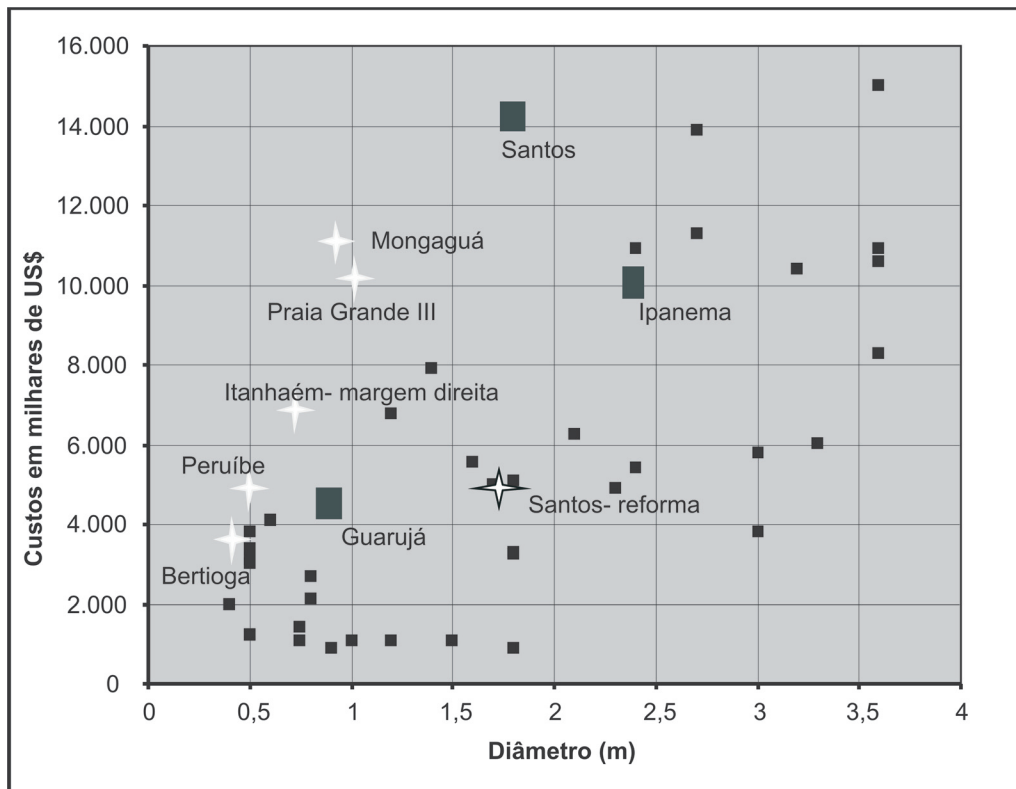


Figura 3. Custos de emissários submarinos existentes no mundo (segundo Gonçalves; Souza, 1997). Os quadrados maiores são os custos de emissários no Brasil em US\$ para o ano de 1987 e as estrelas, os custos de emissários no litoral paulista para o ano de 2006/2020.

A eficiência na disposição e tratamento do esgoto pode ser caracterizada através do estudo de Padilha Belmar; Mondaca (s.d.), que avaliaram a eficiência de um emissário instalado na Baía de Concepción, Chile, durante o período de Dezembro/1994 a Abril/1995. Foram analisados os resultados dos estudos microbiológicos em amostras de água de três zonas diferentes: câmara de carga (águas servidas sem tratamento), zona de diluição inicial (ponto de descarga do emissário) e em quatro pontos diferentes da “zona de tratamento submarino” (zona de mistura). Os autores assinalaram que essa zona não é uma região que cumpra com as normas internacionais de qualidade de água e tem seu uso limitado por ela.

Em termos de riscos potenciais à saúde humana, através da exposição ao esgoto oriundo de emissários, o documento “Bathing Water Quality and Human Health: Faecal Pollution” (WHO, 2001) apresenta algumas comparações entre o tratamento dado ao esgoto e o tipo de descarga (Tab. 2).

Tabela 2. Risco potencial para a saúde humana através da exposição aos esgotos oriundos de emissários.

Tratamento	Tipos de descarga		
	Direto na praia	Emissário curto ^a	Emissário longo ^b
Nenhum ^c	Muito alto	Alto	Não disponível
Preliminar	Muito alto	Alto	Baixo
Primário (incluindo tanque séptico)	Muito alto	Alto	Baixo
Secundário	Alto	Alto	Baixo
Secundário + desinfecção	Moderado	Moderado	Muito baixo
Terciário	Moderado	Moderado	Muito baixo
Terciário + desinfecção	Muito baixo	Muito baixo	Muito baixo
Lagoas	Alto	Alto	Baixo

^a O risco relativo é modificado pelo tamanho da população. O risco aumenta para descargas de grandes populações e decresce para descargas de pequenas populações.

^b Assume-se que a capacidade de projeto não tenha excedido e que as condições climáticas e oceânicas extremas são consideradas (sem esgoto na zona de praia).

^c Inclui o sistema combinado.

Fonte: WHO (2001).

Na tabela anterior, o termo “emissário curto” refere-se à descarga de esgoto que poderá afetar a balneabilidade (por estar dentro da zona entre as marés), enquanto que “emissário longo” é o sistema onde o esgoto é diluído e disperso de acordo com os critérios de projeto, garantindo assim a balneabilidade das praias.

COMPARAÇÃO DE CUSTO ENTRE OS SISTEMAS

Com relação aos custos de investimentos, os valores levantados foram comparados com os dados de custos de tratamento de esgotos contidos no Programa Nacional de Despoluição de Bacias Hidrográficas da Agência Nacional de Águas (ANA). Este consiste em estimular o investimento na implantação e operação de ETE por parte de prestadores de serviços (públicos ou privados) e o pagamento (pela União) do esgoto tratado, proveniente de bacias hidrográficas com elevado grau de poluição hídrica. Em geral, o montante em uma obra de emissário é muito maior quando comparado a um projeto de ETE, sendo que neste último, a obra poderá ser construída em etapas, atendendo à demanda populacional. Contudo, ao verificarmos os valores per capita de referência C (conforme os padrões sugeridos pela ANA) entre uma ETE LAB com o de um emissário submarino com EPC, os custos por habitante são menores para a disposição oceânica, como mostra a tabela seguinte (Tab. 3). Embora em apenas três segmentos populacionais seja possível observar os valores entre a ETE LAB e emissário, nota-se uma tendência de diminuição do valor per capita à medida que aumenta a população equivalente.

Tabela 3. Comparação entre ETE LAB e Emissário com EPC.

Indicador		Padrões de Eficiência para Tratamento de Esgotos (em níveis mínimos de abatimento das cargas poluidoras afluentes)						
		A	B	C	D	E	LAB	Emis.+EPC
DQO		50%	75%	80%	85%	85%	80-85%	-
DBO		60%	80%	85%	90%	90%	80-95%	25-30%
SS		60%	90%/60%	90%/60%	95%	95%	80-90%	25-30%
CF		-	-	100,00%	-	100,00%	98%	100,00%
Pt		-	-	-	90%	90%	10-25%	-
Nt		-	-	-	90%	90%	15-50%	-
Pop. Equiv.	Hab	Valores per capita de referência (R\$/hab)						
	Até 10.000	35	70	85	110	115	168,89	-
	Até 20.000	30	65	80	105	110	165,65	-
	Até 50.000	30	60	75	100	105	158,28	56,41*
	Até 100.000	25	55	70	95	100	153,43	135,35**
	Até 200.000	25	50	65	90	95	-	83,01***
	Mais de 200.000	25	50	65	90	95	141,66	75,16****
* Emissário de Itaquanduba (Ilhabela) ** Emissários de Peruíbe e Bertioga *** Emissário de Itanhaém – margem direita **** Emissários de Mongaguá e Praia Grande 3								

Fonte: modificado ANA (2001).

Segundo Jordão; Leitão (1990), a disposição oceânica de efluentes, desde que seja bem projetada e operada, representa uma alternativa econômica e tecnicamente aceitável para países onde os recursos financeiros são limitados.

MONITORAMENTO DE PLUMA DE EMISSÁRIO SUBMARINO

ESTUDOS PARA A DEFINIÇÃO DA METODOLOGIA

Em termos de Gerenciamento Ambiental Integrado sugerido por Antunes; Santos (1999), os padrões tecnológicos aqui propostos consistem na determinação da posição do emissário e definição da metodologia para detectar e mapear a pluma de um efluente. Neste caso foram empregadas as técnicas de imageamento por sonar de varredura lateral (sidescan sonar) e ecobatímetro multifeixe (multibeam echo sounder) para a localização do emissário. Quanto a visualização da pluma, a modelagem tridimensional foi feita com o auxílio do programa Tecplot (Amtec Engineering).

Para a determinação de uma pluma de efluente, primeiramente foi realizada uma coleta (abril/1999) sobre o emissário submarino do subsistema 1 de Praia Grande, com o auxílio da Marinha do Brasil. A metodologia utilizada para a localização foi desenvolvida por Arasaki; Ortiz (2001) e uma metodologia similar foi adotada para o monitoramento re-

alizado pela Cetesb em fevereiro de 2002, na mesma área do emissário, de acordo com Arasaki et al. (2003). A localização do emissário (posição aproximada Lat. 24° 3'S; Long. 046° 26,9'W) foi feita através de sondagem com sonar de varredura lateral (sidescan sonar), um equipamento a bordo do NHi. "Orion". Realizado o imageamento (captura de imagens com sensores de varredura), o navio foi posicionado sobre o emissário com o auxílio de um Differential Global Positioning System (DGPS) e lançou-se uma bóia de sinalização para determinar o trecho inicial dos difusores.

Para mapear a pluma de esgoto sem o conhecimento prévio da sua exata dimensão e a área de impactação, utilizou-se uma metodologia de busca denominada no jargão militar de "quadrado crescente". Em cada um dos 36 pontos de amostragem foram coletados dados abióticos com o auxílio de um Conductivity – Temperature – Depth (CTD) portátil, a bordo da lancha balizadora "Achernar" da Capitania dos Portos do Estado de São Paulo. Medidas de correntometria com um correntômetro oceanográfico foram tomadas com o fundeio do navio "Orion" próximo à saída dos difusores.

Posteriormente, um segundo imageamento do emissário foi realizado pelo NHo "Taurus". O navio está equipado com um ecobatímetro multifeixe, permitindo uma maior cobertura e definição do objeto de estudo do que a obtida com a sondagem convencional. Para o imageamento realizado na Praia Grande, foram realizadas três medições por segundo, com uma abertura angular de 1,5°.

Quanto aos parâmetros químicos, foram coletados em algumas estações amostras de água para análise de nutrientes (nitrito, nitrato, fosfato, silicato) e para a detecção de coliformes fecais totais. Todas essas amostras foram coletadas a três profundidades (15 cm abaixo da superfície da água; meia água e próximo ao fundo) com o auxílio de uma garrafa de Van Dorn.

RESULTADOS

Quanto aos dados químicos, de uma maneira geral, os valores de nutrientes obtidos mostraram-se abaixo ou próximo aos valores esperados para uma região não poluída, embora esteja próxima à Baía de Santos.

O imageamento executado pelo "Taurus" em maio/1999 (Fig. 4a), mostra que o trecho imageado corresponde ao segundo quilômetro da parte submersa do emissário, sendo que a parte superior da imagem está distante à cerca de 900 m da praia.

Para a visualização da pluma utilizou o programa de visualização volumétrica 3D, o TECPLOT versão 9.0. O referido programa trabalha com quatro variáveis (coordenadas X e Y, profundidade Z e parâmetro). É importante destacar que outras técnicas disponíveis como o empilhamento de várias "fatias" independentes de um determinado parâmetro produz imagens pseudotridimensionais, sendo pouco representativo por ignorar relações (conectividades) vertical e horizontal com os dados, o que não ocorre com a modelagem volumétrica (Manley; Tallet, 1990). O desenvolvimento de algoritmos de grade

bidimensional para o espaço tridimensional permite que a informação seja distribuída ao longo de um número finito de planos espaciais dentro de um volume específico, produzindo uma maior acurácia na representação da variação espacial da propriedade (como por exemplo, salinidade, temperatura ou concentração química) a ser investigada (Manley; Tallet, op. cit.). A Figura 4b ilustra o contorno de uma massa de água a partir da intersecção das “fatias” XZ e YZ, com os dados coletados pela Cetesb na área do emissário de Praia Grande. As tonalidades indicam um gradiente de salinidade, sendo a camada superior com salinidade média de 33,15 ups e camada próxima ao fundo de 33,45 ups.

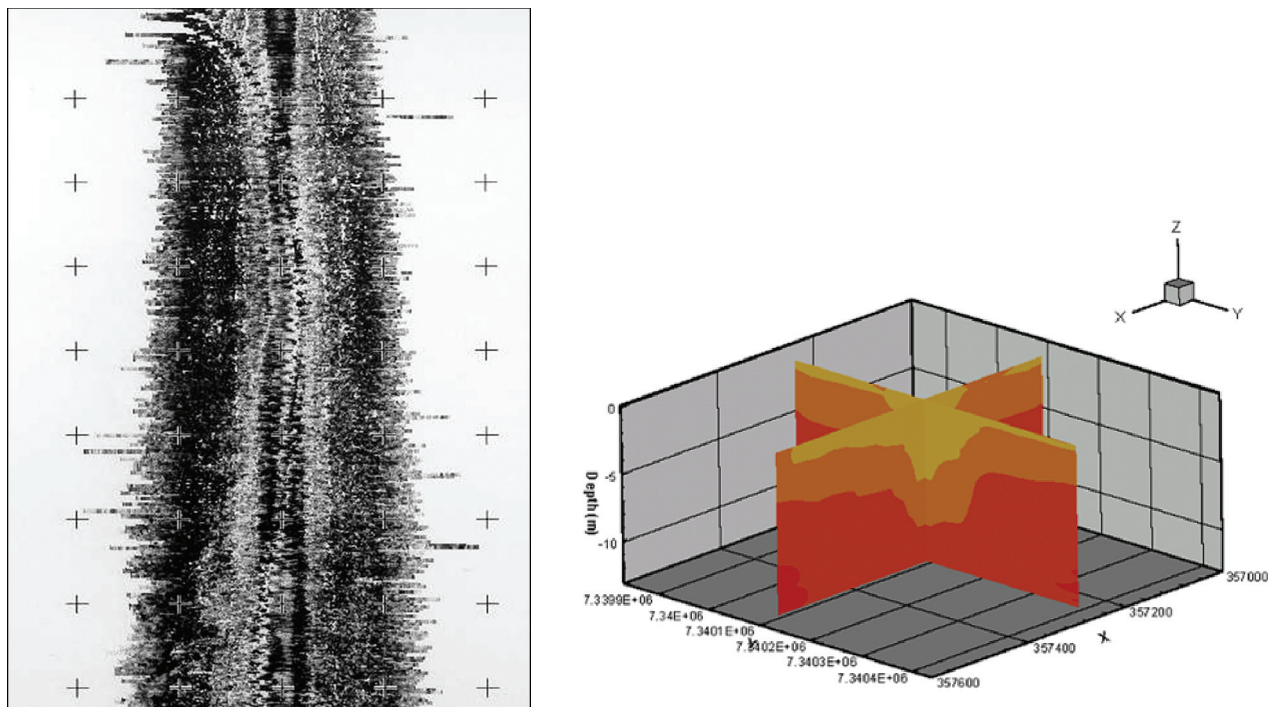


Figura 4a. À esquerda, o imageamento do emissário, onde cada “cruz” indica o registro das coordenadas (posicionamento obtido com DGPS a cada 50 m);

Figura 4b. À direita, intersecção das “fatias” XZ e YZ, mostrando o formato da provável pluma do emissário de Praia Grande.

A detecção do campo de esgoto pode ser estimada através do cálculo das diluições do efluente, conforme descrito em Dalkey; Shisko (1996). De acordo com a metodologia, dividiu-se o valor da salinidade média da área (33,372 ups) pelo valor de cada diluição (100, 125, etc). O resultado de cada divisão foi subtraído novamente do valor médio de salinidade local. As diluições finais corresponderiam (teoricamente) aos valores de salinidade, assumindo que a salinidade do efluente é igual a zero. Dessa forma, na figura anterior o campo de salinidade (valor médio de 33,15 ups) da camada próxima à superfície corresponderia ao efluente de esgoto com diluição de 150:1. Corroboram para esse resultado a não ocorrência de termoclina e a ausência de registro de passagem de frente fria durante o período de coleta, permitindo verificar que não houve outra fonte de água doce (exceto o de esgoto) para contribuir na referida diluição. Esse valor de diluição, quando comparada aos requisitos preconizados pela Scottish Environment Protection

Agency (SEPA), atende ao requerimento mínimo para a diluição inicial que é de 100:1 para efluentes com tratamento primário (SEPA, 1998; SEPA, 2002).

Para a observação das descargas de plumas, foram também realizados dois sobrevôos de helicóptero para fotografar as áreas dos emissários de Praia Grande (março/2002) e Santos (agosto/2002). O trabalho teve o apoio da Cetesb.

CRITÉRIOS E PADRÕES DE EMISSÃO DE CARGAS POLUENTES

Foram analisadas as principais medidas adotadas pelos órgãos ambientais e/ou comunidades internacionais, visando avaliar normas e critérios existentes para o controle da emissão de efluentes, especialmente no que se refere à delimitação da zona de mistura e definição da qualidade da água. Foram consultadas as legislações do Brasil (Resolução 357 que substituiu o CONAMA 20), dos Estados Unidos (Clean Water Act e EPA), Comunidade Européia (padrões para descargas de efluentes), China, Escócia (SEPA) e o Guidelines for submarine outfall structures for Mediterranean small and medium sized coastal communities (UNEP/ WHO, 1996a).

De acordo com a Resolução nº357/05, há quatro classes para águas salinas: a Classe Especial – áreas de preservação (nenhuma descarga de esgoto, mesmo tratado); Classe 1 – contato primário, aquicultura; Classe 2 – pesca amadora e contato secundário; e a Classe 3 – navegação.

A zona de mistura é contemplada no Artigo 33, descrevendo que “na zona de mistura de efluentes, o órgão ambiental competente poderá autorizar, levando em conta o tipo de substância, valores em desacordo com os estabelecidos para a respectiva classe de enquadramento, desde que não comprometam os usos previstos para o corpo d’água”. E em parágrafo único complementa que “a extensão e as concentrações de substâncias na zona de mistura deverão ser objeto de estudo, nos termos determinados pelo órgão ambiental competente, às expensas do empreendedor responsável pelo lançamento”. Isto demonstra um avanço na questão da zona de mistura e monitoramento, permitindo a emissão de efluentes desde que o projeto, a operação e manutenção do sistema de lançamento estejam devidamente dimensionados para as características locais da área escolhida para o despejo.

Com o intuito de analisar as permissões de descarga e o comprimento da zona de mistura para o campo próximo, foram realizadas simulações com o CORMIX, utilizando como base de dados os valores coletados em abril/1999 e fevereiro/2002. Os valores de referência foram os parâmetros conservativos Fósforo e Nitrogênio totais indicados pela Resolução 357/05 para as Classes 1 e 2, e as concentrações presentes no efluente para diferentes concentrações (fraca, média, forte) determinados por Metcalf; Eddy (1991). A largura da zona de mistura determinada na simulação foi de 100m, menor medida observada na avaliação de todas as referências consultadas. As figuras seguintes (5a e 5b) mostram os resultados de algumas simulações, onde para a concentração média do efluente=8 mg/l e critério Classe 1 para os dados de abril/1999 (outono), o padrão máximo de emissão é atingido a 3,11 m. Já para os dados de verão (fevereiro/2002) o padrão somente é atingido a cerca de 111 m.

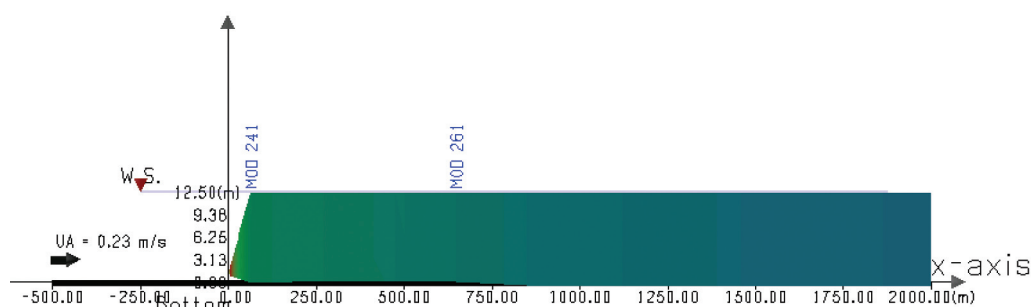


Figura 5a. Resultado da simulação CORMIX para a situação de outono (abril/1999).

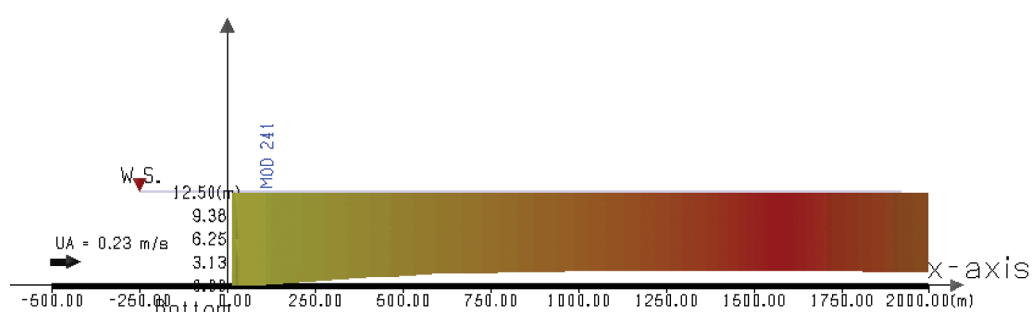


Figura 5b. Resultado para a situação de verão (fevereiro/2002).

Esses resultados mostram a variação sazonal do comprimento da zona de mistura. Melhor detalhamento poderá ser feito com a simulação no programa FLUENT para o campo distante, no intuito de fazer uma transição entre os dois campos da zona de mistura.

INFORMAÇÃO SOBRE A QUALIDADE DA ÁGUA

Neste item podemos analisar que as informações importantes para a determinação da zona de mistura podem ser resumidas na Figura 6, onde são apresentados os principais fatores ambientais e as ferramentas (tecnologias) que podem ser utilizadas no estudo sobre a zona de mistura. Cada seta (em negrito) da figura exibe de que maneira os fatores ambientais se relacionam entre si e como determinam a zona de mistura, enquanto que as setas largas mostram as ferramentas que podem detectar essa área. No esquema apresentado na Figura 6, a zona de mistura está fundamentada no Water Quality Handbook da USEPA descrita por Doneker (2003) como a “zona de mistura regulamentada” ou “zona restrita de impacto”, definida por um critério crônico que pode estar localizado no campo próximo ou no campo afastado de uma descarga. Essa definição é semelhante ao de Salas (2000b), diferenciando-se apenas na extensão que é apresentada como sendo de 50 a 600 m para todas as direções, a partir da zona inicial de diluição (para emissários submarinos). Uma zona de mistura (regulamentada), também referida como “zona de mistura legal” pela USEPA, pode ser concebida como uma área ou volume limitado onde os critérios numéricos de qualidade da água podem ser excedidos por um longo período enquanto as condições tóxicas persistirem. Os critérios de qualidade da água são aplicados no contorno da zona de mistura (regulamentada) e não somente dentro da zona de mistura (www.cormix.info).

Quanto ao monitoramento, pode-se delinear algumas etapas que se seguem:

Etapa 1 – amostragem (salinidade) – para determinar a pluma e visualização;

Etapa 2 – avaliação da variação espacial da pluma (avaliar o comportamento);

Etapa 3 – amostragem intensiva de parâmetros conservativos em alguns pontos dentro da zona de mistura e pontos – controle (determinação da periodicidade do monitoramento) para validação da modelagem;

Etapa 4 – monitoramento ao longo da vida útil do emissário e inspeção subaquática anual ou após evento importante;

Etapa 5 – de acordo com UNEP/WHO (1996a, b) monitorar: medidas contínuas de corrente e padrões de ventos (se não for possível, pelo menos uma época do ano, 3 a 4 dias de duração); coeficientes de dispersão; T-90, coliformes fecais e enterococos fecais; perfil de temperatura (verificar a existência de termoclina); populações bênticas (epifauna).

Dessa forma, estão delineados os critérios necessários para a tomada de decisão, sendo o próximo passo a elaboração de uma árvore de decisão para a finalização de todo o processo.

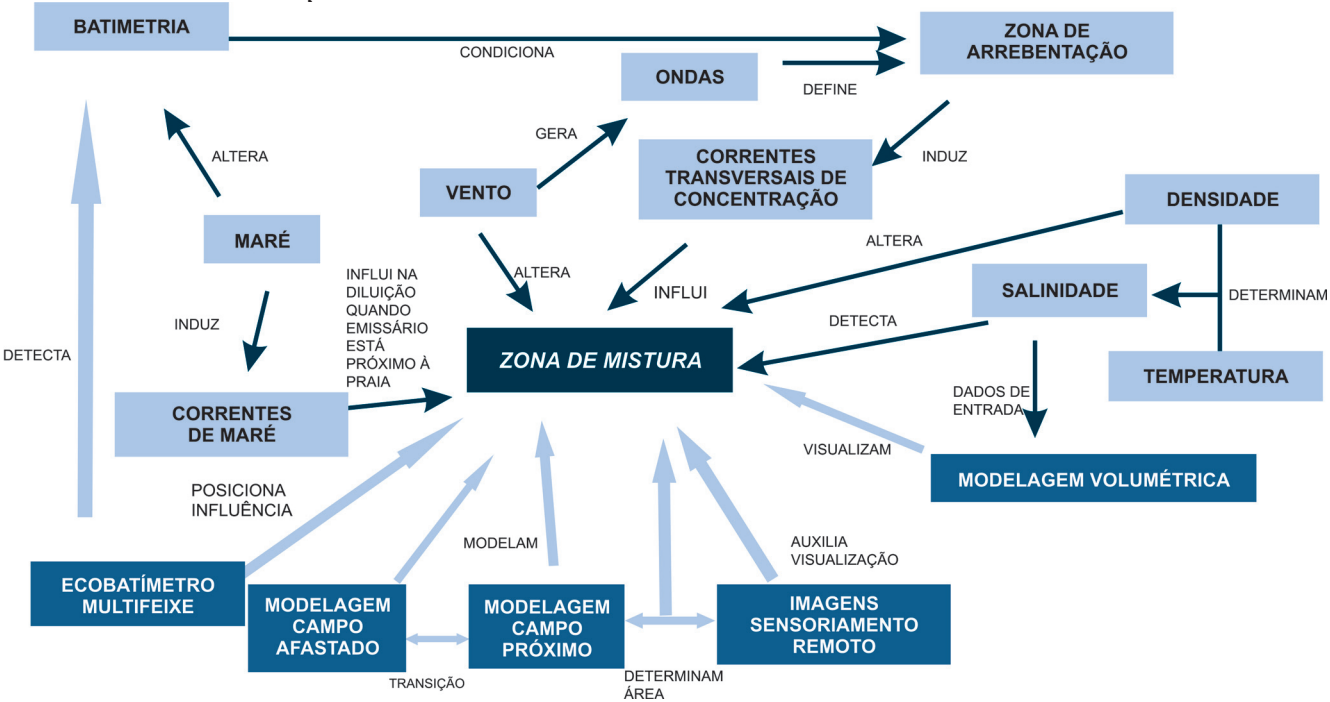


Figura 6. Fatores ambientais intervenientes e ferramentas utilizadas para delimitar a zona de mistura.

CONCLUSÕES

O presente estudo apresenta uma metodologia para a tomada de decisão entre dois sistemas de tratamento de esgoto predominantes no litoral do Estado de São Paulo, sendo que a concepção do processo decisório aqui sugerido baseou-se nas estratégias estabelecidas.

O levantamento de informações sobre os sistemas empregados no litoral paulista mostrou a variabilidade de soluções aplicadas para o esgotamento sanitário, indicando não haver um planejamento ambiental para a região. Isto de certo modo também comprova a ausência de uma política de saneamento, hoje sob a responsabilidade das companhias estaduais ou municipais e na deficiência delas, a própria comunidade procurando soluções imediatas para a questão.

Ressalta-se ainda que os índices de atendimento e tratamento de esgoto no Estado e no país apresentaram dados conflitantes, mostrando que não há consenso sobre a questão. Reflete ainda o uso de metodologias diversas para a pesquisa desses dados.

Sobre o levantamento de custos, observou-se a carência de dados para um mesmo período e muitas vezes, a ausência de discriminação entre os custos de investimento, O & M e monitoramento. Não há também uma uniformização nos dados obtidos, ou seja, os custos ora são apresentados por habitante, ou pelo custo total ou por volume tratado.

A partir dos dados levantados, propõe-se novos valores *per capita* de referência para a implantação de ETEs LAB e emissários com EPC no litoral paulista, de acordo com a população equivalente. Para as ETEs LAB os valores são: R\$ 108,98 (até 10.000 p.e.); R\$ 100,83 (até 20.000 p.e.); R\$ 94,35 (até 50.000 p.e.); R\$ 98,55 (até 100.000 p.e.); R\$ 111,97 (até 200.000 p.e.).

Para os emissários, os valores são: R\$ 56,41 (até 50.000 p.e.); R\$ 83,01 (até 200.000 p.e.) e R\$ 75,16 (mais de 200.000 p.e.). Esses valores mostram custos de implantação menores para os emissários.

Em relação ao estabelecimento de critérios técnicos para o monitoramento, o conhecimento das características de um efluente, assim como dos fatores intervenientes na formação e dispersão de uma pluma de esgoto, permitiram definir o plano amostral em uma disposição oceânica. Todo esse conhecimento pode também ser empregado em um monitoramento de uma descarga em rio costeiro.

A utilização de programas computacionais como o de modelagem volumétrica e de um programa especialista tornam o processo decisório mais acurado, assim como o uso de outras ferramentas tais como imageamento com ecobatímetro, imagens de satélites e fotografias aéreas.

A partir dos trabalhos em campo, permitiu-se delinear subsídios para a sistemática de monitoramento dos emissários submarinos no litoral paulista, que se resumem nas etapas abaixo descritas:

Etapa 1 – amostragem de salinidade para a determinação da pluma e sua visualização;

Etapa 2 – avaliação da variação espacial da pluma com o intuito de conhecer a sazonalidade do fenômeno;

Etapa 3 – amostragem intensiva de parâmetros conservativos como Fósforo, Nitrogênio, etc, em alguns pontos dentro da zona de mistura e pontos-controle. Para a classificação

do corpo receptor, coletar no mínimo de 8 a 12 amostras ao longo de um transecto, com cerca de 50 m de intervalo e não mais de 200m, conforme recomendado pela WHO (2001). Posterior utilização desses dados dentro de uma modelagem computacional no campo próximo (por exemplo, o CORMIX) com o objetivo de determinar a periodicidade do monitoramento.

Apesar de todas as adversidades encontradas, foi possível elaborar uma árvore de decisão agregando as informações disponíveis (tanto espaciais como temporais), mostrando que o processo decisório é satisfatoriamente genérico para ser implantado em qualquer região litorânea, podendo ser utilizado pelos órgãos ambientais, melhorando a eficácia dos instrumentos utilizados para o gerenciamento costeiro.

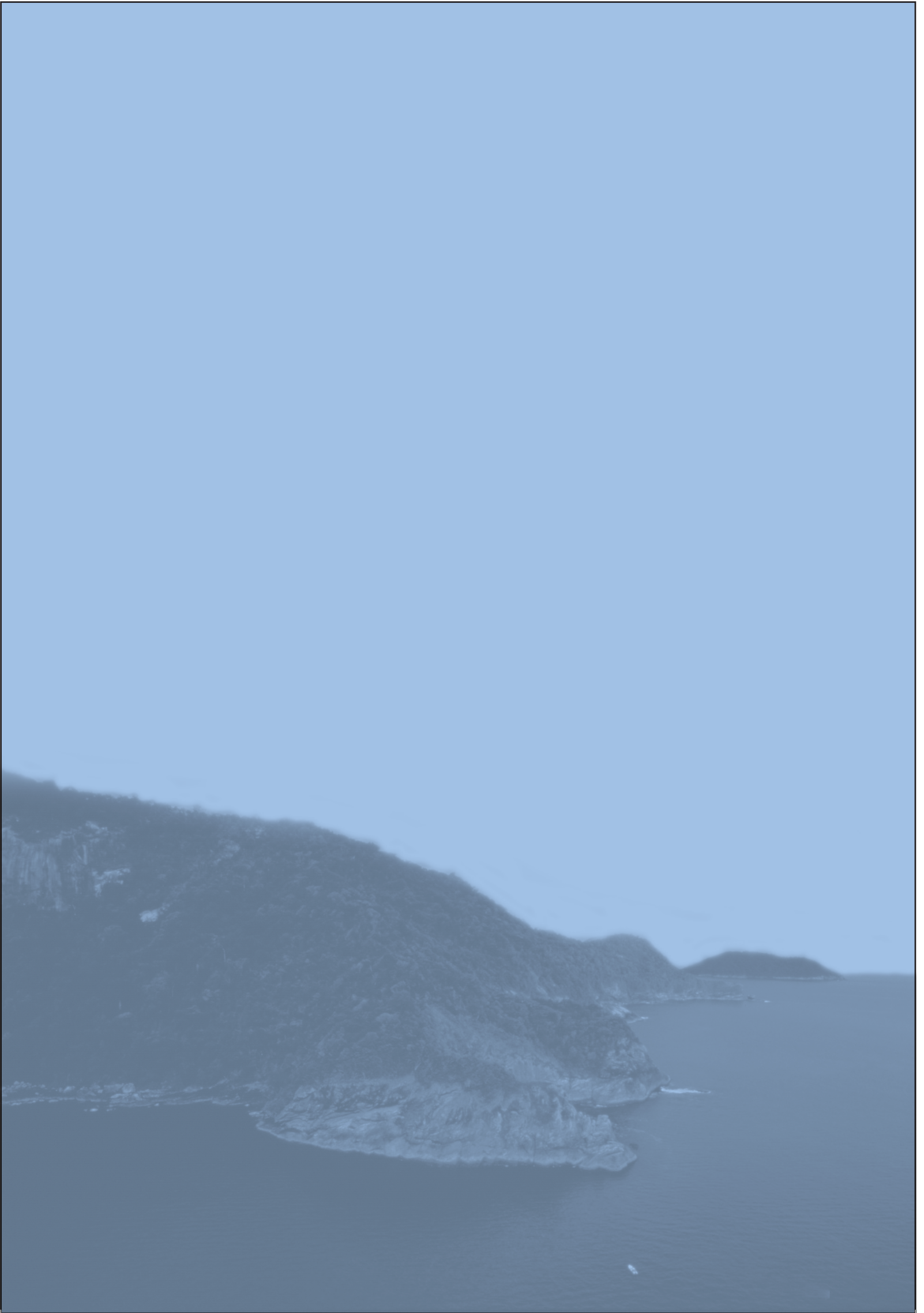
AGRADECIMENTOS

Ao CNPq – Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico, processos Nº. 463552/00-8 e Nº. 140557/99-7; a CAPES – Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior, processos No. 139/02 e No. BEX0458/02-3; Marinha do Brasil e Cetesb.

REFERÊNCIAS

- ANTUNES, P.; SANTOS, R. Integrated environmental management of the oceans. *Ecological Economics*, v. 31, p. 215-226, 1999.
- ARASAKI, E. & ORTIZ, J.P., "Diagnosis for knowing submarine outfall plume dispersion". Published at XXIX IAHR Congress, September 16-21, Beijing, China. Theme D, vol. I, 358-363, 2001.
- ARASAKI, E.; ORTIZ, J.P.; LAMPARELLI, C. C.; BEVILACQUA, J. E.; BRESSAN JR., H. (2003). Preliminary characterization of Submarine Outfalls in Operation at São Paulo State Coast, Southeastern Brazil. XXX IAHR Congress, 25-29 de agosto, Thessaloniki, Grécia. Tema A.
- DALKEY, A.; SHISKO, J. F. Observations of oceanic processes and water quality following seven years of CTD surveys in Santa Monica Bay, California. *Bull. Southern California Acad. Sci.*, v. 95, n. 1, p. 17-32, 1996.
- DONEKER, R. CORMIX systems for mixing zone analysis and outfall design. In: SUBMARINE OUTFALLS: DESIGN, COMPLIANCE AND ENVIRONMENTAL MONITORING, São Paulo, 01-03 dez. 2003. WORKSHOP. São Paulo: Cetesb/EPUSP, 2003. CD-ROM.
- GONÇALVES, F. B.; SOUZA, A. P. Disposição oceânica de esgotos sanitários. História, teoria e prática, 1 ed. Rio de Janeiro: ABES, 1997. 348 p.
- GREGORY, G. Decision Analysis. London: Pitman Publishing, 1988. 385 p.
- JBIC (Japan Bank for International Cooperation); SABESP (Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo). Minutes of discussions on sanitation improvement project for Baixada Santista Metropolitan region between Japan Bank for International Cooperation and Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP). São Paulo: Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo, fevereiro 2001.
- JORDÃO, E. P.; LEITÃO, J. R. Sewage and solids disposal: are processes such as ocean disposal proper? The case of Rio de Janeiro (Brazil). *Wat. Sci. Tech.*, v.22, n.12, p.33-43, 1990.

- LUDWIG, R. G. Evaluación del impacto ambiental: ubicación y diseño de emisarios submarinos. Trad. de Henry J. Salas. s.l.: Organización Panamericana de la Salud/ Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias Del Ambiente, 1988. 46 p. + anexos. ISBN 0 905918 39 8
- MANLEY, T. O.; TALLEY, J. A. Volumetric visualization: an effective use of GIS technology in the field of Oceanography. *Oceanography*, april, p. 23-29, 1990.
- MARCELLINO, E. B.; ORTIZ, J. P. Sistematização dos projetos de emissários submarinos da SABESP e avaliação de desempenho através do modelo computacional CORMIX. Boletim Técnico da Escola Politécnica da USP/Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária - BT/PHD/79. 2001.
- METCALF; EDDY. Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse, 3rd ed. Singapore: McGraw-Hill Book Co, 1991. 1334 p.
- PADILHA BELMAR, L; MONDACA, A. Caracterización microbiológica de un emisario submarino: evaluación de su eficiencia. S.d. Disponível em: <http://www.cepis.ops-oms.org>
- SABESP. Estações de tratamento de esgotos. Curvas de custo de investimento. São Paulo: Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo, dezembro 1997.
- SABESP. Plano Diretor de tratamento e disposição final dos esgotos dos municípios da Baixada Santista. São Paulo: Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo, junho 2000.
- SALAS, H. Emisarios Submarinos: Enfoque general, conceptos básicos de diseño y requerimiento de datos para América Latina y Caribe. Lima: Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias Del Ambiente, 2000a. (OPS/CEPIS/PUB/00.52). Disponível em: <http://www.cepis.ops-oms.org/bvsaca/e/dispagua.html>
- SALAS, H. Historia y aplicación de normas microbiológicas de calidad de água en el medio marino. Lima: Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente, 2000b. (OPS/CEPIS/PUB/00.53). Disponível em: <http://www.cepis.ops-oms.org/bvsaca/e/dispagua.html>
- SEPA (Scottish Environment Protection Agency). Initial dilution and mixing zones for discharges from coastal and estuarine outfalls. SEPA Policy n° 28: sep. 1998. Disponível em: <http://www.sepa.org.uk:80/policies/pdf/28.pdf>
- SEPA (Scottish Environment Protection Agency). Technical guidance manual for licensing discharges to water. Modelling discharges to tidal waters. DLM/COPA/MOD2: jan. 2002. Disponível em: http://www.sepa.org.uk/guidance/water/wqmodel/pdfs/modelling_discharges_to_tidal_waters.pdf
- SILVA. P. A. L. Fundamentos da teoria da decisão. IX Simpósio Brasileiro de Probabilidade e Estatística. São Paulo: Coordenadoria de Comunicação Social – Universidade de São Paulo, 1990. 81 p.
- UNEP/WHO. Guidelines for submarine outfall structures for Mediterranean small and medium-sized coastal communities. Athens: UNEP, 1996. MAP Technical Reports Series, n° 112, 1996a. Disponível em: <http://195.97.105.164/ Acrobatfiles/MTS Acrobatfiles/mts112.pdf>
- UNEP/WHO. Guidelines for authorizations for the discharge of liquid wastes into the Mediterranean Sea. Athens: UNEP, 1996. MAP Technical Reports Series, n° 107, 1996b. Disponível em: <http://195.97.105.164/ Acrobatfiles/MTS Acrobatfiles/mts107.pdf>
- U. S. EPA. United States Environmental Protection Agency. Wastewater Technology Fact Sheet: Sequencing Batch Reactors. s. l.: 1999. (EPA 932-F-99-073). Disponível em: http://www.epa.gov/owmitnet/mtb/sbr_new.pdf
- WALLIS, I. G. Ocean outfall construction costs. *Journal Water Pollution Control Federation*, v.51, n.5, p.951-957, 1979.
- WHO. Bathing Water Quality and Human Health: Faecal Pollution. Geneva: World Health Organization , 2001. Disponível em: http://www.who.int/water_sanitation_health/Recreational_water/wsh01-2.pdf
-



**“As Built Report”: Técnicas Construtivas,
Supervisão, Manutenção e Plano de
Monitoramento, como Chave para o
Sucesso de Operação de Emissários**

**“As Built Report”: Constructive Techniques,
Supervision, Maintenance and Monitoring
Planning, as a Key to Successful
Operational of Submarine Outfalls**

Carlo Avanzini

ABSTRACT

The process of completing an outfall project includes the realization of a safe trench backfill and of the outfall and diffuser protection, the testing and, finally, the preparation of the “As Built” report and of the relevant Manuals: Operation, Maintenance and Monitoring.

It is opportune therefore to spend a few words on such phases, whose importance is sometimes overrated (the pressure testing), underrated (the trench backfill and the outfall protection) or sometimes neglected (the “As Built Report” and the relevant Manuals).

The importance of a good supervision of the outfall construction shall be equally stressed, due to its significance in the realization of the project.

Supervision, backfilling and testing belong to the “installation phase”: usually the Client/Owner relaxes when all pipes disappear from the construction yard and sit in the trench or on the bottom but, nevertheless, even if the line can practically start to operate, the project is far from being complete.

Often weeks or months pass, after the successful installation, before the outfall is fully operative (much depends also on the realization of the WWTP) and this period shall be spent not only to complete the “hardware”, but also to prepare the “software” for the system management, which is as important as the structure itself.

Keywords: Supervision, Backfilling, Outfall protection, Operational test, As built report, Manuals.

INTRODUCTION

In the original presentation, the topics have been presented in a different order, not following the project’s realization schedule, with the aim to put in evidence the relative importance of the “actions” necessary for a satisfactory commissioning and operation of a WWTP – Outfall system.

In the present reviewed paper, the order of the phases has been modified according to a more logical sequence.

The coverage of each phase is necessarily schematic, since each topic would require a more ample presentation. However, we comment herewith some of the problems faced by the Owners, examine some “facts” and give some hints on what can – and shall - be observed or optimized in view of a long, efficient and problem-free life of the system.

PROJECT MANAGEMENT AND SUPERVISION

Let's assume that the design and tendering phases of an outfall project have been completed and have been efficiently controlled by the project management, and that the construction phase has been reached.

After the assignment of the construction contract, however, it is necessary to implement the project management and the supervision, to verify that the installation is made according to the design specifications and to follow all ongoing phases until – and including - the issue of the “As Built” report and of the necessary operational manuals.

The two schemes, included at the end of this paper, cover all the phases from the design to the commissioning and during operation.

The supervisory tasks are dedicated to assure a “defect-free” realization in view of an optimum operational efficiency and safeguard of the marine environment.

The Clients, generally public Administrations, shall be aware of the wide range of problems which are involved in the realization of an outfall and of the opportunity to entrust the “control phases” to a reliable supervisory staff, either in-house or hired.

The multiplicity of sea and bottom parameters and the different configuration of the land facilities require a flexible approach to the project's realization and the capability to contribute to a problem-free installation, visualizing the possible problems which could endanger or prevent a smooth operation of the system or shorten its planned life.

The “Supervisor” shall therefore have the professional capacity of covering all aspects of a project and not be, as sometimes happens, only an “inspector”; it is opportune that it is involved already from the design stage, but it is imperative that he is fully engaged in the construction phase.

Together with the engineering, a good supervision is the key for a successful realization of the project.

A Supervisor shall be as qualified as the design engineers, and, moreover, shall have a practical “yard knowledge” and the ability to appreciate and correct the eventual defects in the workmanship, to coordinate the inspections and surveys, to coordinate and control the issue of a comprehensive “as Built Report” and to take care, with the support of the designers and contractors, of all the necessary manuals.

The tasks of the Supervisor's team are extensive and shall include:

Before the start of the installation:

- inspect all materials (either supplied by the Owner or by the contractor) for compliance to the specifications and provide to the material logs;
-

- qualify the contractor's site management and workers (in particular, welders and welding procedures shall be qualified and documents and working permits of divers shall be controlled) and qualify equipment and vessels;
- request and obtain from the contractor the Q/A-Q/C and HSE manuals, i.e. the quality assurance/quality control manual according to ISO standards, a detailed safety manual for all operations, particularly for diving and the environment protection manual referred mostly to the potential pollution from marine vessels and operations.

During the construction:

- inspect the prefabrication and welding/jointing operations;
- inspect and eventually test materials or items supplied by the contractor;
- obtain and check any calculation or executive design to be supplied by the contractor;
- inspect and analyze the data and measures collected during the works
- control all the installation phases;
- supervise the final inspection of the laid pipe (before the backfill);
- supervise and witness the prescribed tests and verify their results.

After the construction:

- obtain all necessary data and produce and/or verify the "As Built" report;
- produce and/or verify and approve the necessary manuals, as described hereafter.

The performance of such tasks require also a "technical decision-making" capacity – in agreement with the Project Management – to overcome possible problems arising during the development of the project and shall lead not only to the timely and fool-proof completion of the project, but also to an exhaustive final report which shall include all data and information needed for the operation of the system.

BACKFILLING AND PROTECTION

The decision if the pipe shall be laid in a trench for the whole length or partially exposed on the bottom is determinant for the project, due to the relevant costs of the trenching and backfilling operations, and basically depends on the meteo-marine conditions in the area.

Placing the whole outfall in a trench and/or protecting the exposed section is not always necessary, except than in areas subject to strong wave action or with heavy nautical traffic or deep-sea fishing; however the present tendency is to protect the outfalls, particularly the large diameter ones, totally, by backfilling the trench or covering the pipe with a rubble mound or with rip-rap, to assure a long term stability against scour and to "defend" the pipeline and the diffuser.

A good backfilling and protection, as last phase of the installation, is essential for a long life of an outfall.

The quality of the backfill and its stability against external actions is as important as the pipe itself; the washing out of an incorrect backfill may endanger the pipe, specially at the shore approach - the section from the coast line to 4-5 m depth – where the wave forces are stronger. The sea can get very angry: it is better to exceed in the stone weight, whose cost is relatively low, than to repair a damaged or broken outfall.

Properly sized rocks, stones or rip-rap shall withstand the hydrodynamic and inertia forces caused by the waves and it is essential that the calculation of such forces is based on an attentive and conservative approach to the choice of the design wave height.

Rubble mounds have been, and are still, an efficient protection to outfalls; however, when the pipe is covered, any possibility of easy intervention in case of leaks or damages is prevented by the necessity of a costly removal of the material.

A new problem starts also to be present: big, high quality rocks and stones are becoming difficult and costly to obtain, due to the environmental control of the quarries, their increasing distance from the sea, the cost of transportation and installation.

This problem is influencing more the coastal defenses than the outfalls; however, the increased cost, added to the difficulties of a correct installation and of maintenance interventions, has brought to the evaluation of a possible “change in style” of the outfall cover.

Gabions and mattresses are familiar since years in land installations – rivers banks, retaining walls, etc. – and in oil and gas sealines, but have been seldom used for outfalls.

Since a few years, the use of marine gabions and bituminous mattresses on outfalls as stabilization, support and protection elements has expanded, also in relation to the relative ease of handling and installation, the use of smaller filling material and the possibility of relatively easy removal in case of need.

Among others, the products of the Maccaferri group, i.e. plastic coated mesh gabions and Sarmac bituminous mattresses have been used successfully in coastal defenses and sealine projects, and their use has been revived recently with good results in some projects as substitute of the backfill or as ballast.

The **Marine gabions** are basically “boxes” or “cages”, realized with double twist steel wire mesh. The wire is protected from corrosion by a heavy corrosion coating with Zn-Al 5%-MM alloy and with an external 0,5mm thick sleeve either in PVC or in XPE.

The XPE coating has been introduced recently as substitute of the traditional PVC to assure a longer life to the gabions.

The **bituminous mattresses** are composed by an internal cage realized with double twist wire mesh with heavy zinc corrosion coating, filled with round stones or crushed rock, stabilized with hot-applied sand-asphalt mastic filler and completely covered with non-biodegradable geotextile. The bituminous component is not releasing harmful substances when immersed in seawater.

The submerged weights are respectively for gabions, $\approx 900 \text{ kg/m}^3$ and for Sarmac mattresses $\approx 1300 \text{ kg/m}^3$.

Gabions have been used as transverse anti-scour barriers across the trench and a combination of gabion and Sarmac as protection of the manholes and diffuser ports for the Ø 2800 mm intakes and Ø 2400 mm outfalls of a thermal power plant, as pipe support in a soft bottom area, as ballast and substitute of backfill, and as diffuser protection in recent outfalls.

Contractors (and clients) have evaluated positively the use of gabions and bituminous mattresses in outfall construction, particularly for the possibility of quick and precise installation. A positive characteristics of gabions is the fact that they are a “heavy unit” (therefore more stable than loose rocks or stones) with adequate flexibility and a high capability of sediment entrapment and of bottom stabilization, while the bituminous mattresses present in addition a relevant resistance to impact and a higher submerged weight, which permit them to substitute concrete stabilization and protection elements.

The advantages that gabions and mattresses present in the construction can appear positive but not essential; however, if the possible needs during the operating life of an outfall and of its diffuser are considered, it is evident that, in case of problems – leaks or damages - a cover or protection with gabions can be removed, relocated or substituted more easily than any rock or rip-rap cover.

TESTING: PRESSURE TEST AND OPERATING TEST

The testing of an outfall has become recently a “hot” item. Usually, no operating test is performed (at least directly as such), and a simple pressure test is prescribed to get a proof of the “water tightness” of the line.

The prescription of a pressure test is, to some extent correct, but the test should be performed before covering or stabilizing the pipeline and before installing the diffuser, possibly adding a dye to the test water, to permit the individuation of the eventual leaks/defects and perform the eventual repairs. This procedure is often rejected as unsafe by the contractors, due to the risks involved in case of sudden storms; moreover, underwater detection of leaks is in most cases practically impossible due to the scarce visibility, even with accurate video surveys.

The pressure test is therefore conducted after the full completion of the line, but in this case the question is if such test is really significant.

A test, performed after the installation, requires the closure of the diffuser ports and obliges to costly diving operations.

The test pressure, 1,5 times the operating pressure, in most cases is lower than 1,5-2 bar and is insufficient to put the eventual leaks in evidence (macroscopic defects are detectable in any case visually during the construction). The pressure loss, consequent to the flow through a defective weld or coupling may be not detectable or be misinterpreted, if we consider the other parameters involved (pipe expansion or contraction, temperature, densimetric difference, and so on).

Engineers shall ask to themselves: "If there is a small leak, which can be its effects on the environment?". The logical reply is "Absolutely none", considering that the possible leaking rate is likely a negligible percentage of the flow rates discharged through the diffuser. As a conclusion, a simple pressure test (however serious) is a long and costly operation which may confirm the integrity of the pipeline, but does not give any idea if the system will operate as per design.

For any other civil or industrial equipment, an operational test is always performed before the commissioning. Why not for a WWTP-outfall system? The outfall is a not different from other "hydraulic machines" which shall operate correctly and efficiently.

It will be worthwhile, therefore, to pre-plan and perform an "**Operational test**" to verify the practical operation curve (flow rate – head loss) of the outfall against the design one, using a sufficient number of flow rates to construct a reliable curve and taking into consideration external influences (tide, sea water density) which in any case play a significant role in the system's hydraulics.

The Figure 1 shows a situation which has become evident during the planning of an operational test. Four pumps installed in parallel were intended to operate efficiently at four different flow rates, but the engineers in charge of the WWTP and of the outfall design did not analyze the system's hydraulics. It became immediately evident that the pumps, as purchased, would have worked efficiently only at near the maximum flow rate and that the outfall could have worked by gravity up to 40% of the design maximum flow rate. In this case, there was the possibility of correcting, at least partially, the situation, but the problem would not have been detected with the pressure test only.

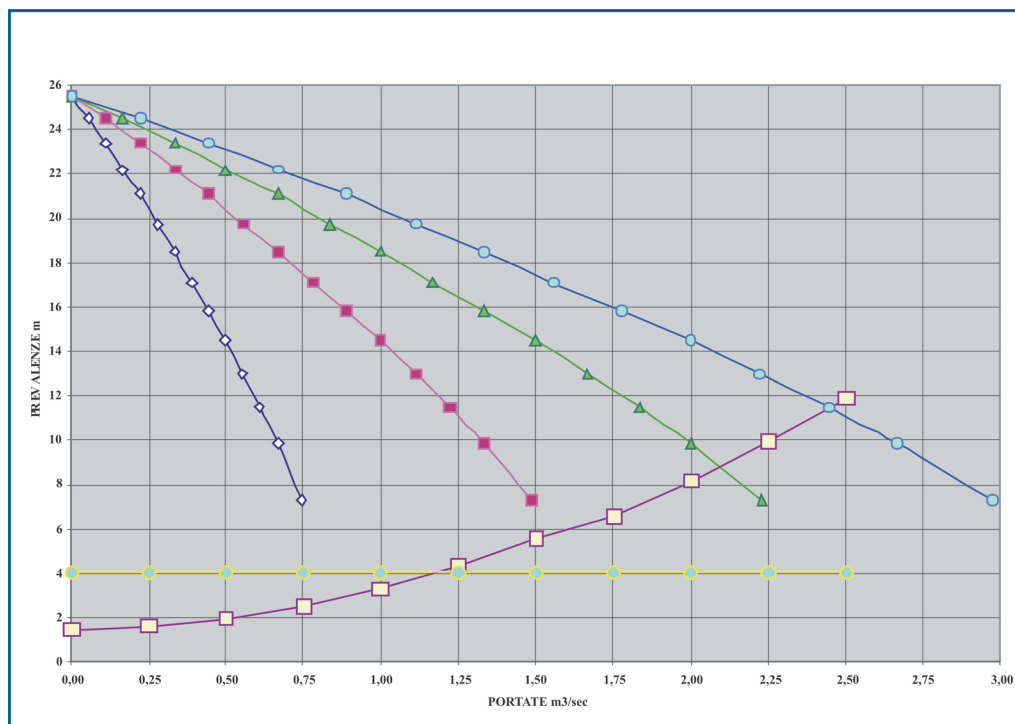


Figure 1: Pumping hydraulic performance.

During the operating test, a biodegradable dye – Rhodamine or equivalent – can be added to the discharged water to verify practically that all ports work correctly at the various flow rates.

The operational test may apparently cost more – but not much more – than a serious pressure test, but, apart permitting to detect eventual discrepancies against the original design, offers the advantage to show if there are major leaks (a pressure loss abnormally low may signify a major leak – or a wrong design); it enables to check visually the correct discharge of the diffuser at different flow conditions and eventually to decide modifications or implementations to the discharge system or to the diffuser before the contractor leaves the construction yard; and finally to verify the theoretical hydraulic operation curve and to create a practical one which shall serve as a reference for the system's operation.

The common good sense would suggest to proceed with both tests, stabilizing partially the pipeline complete with the diffuser, filling the line with dyed water, installing the blind flanges at the diffuser and proceeding with a 24 hours pressure test and a contemporary survey for leak visualization (almost certainly at the diffuser flanges); after that, backfilling and protecting the line and finally performing the operational test.

In the reality, the pressure test is an annoying formality – masking eventual problems is easy – and the operational test is neglected, until the operator finds himself in troubles, maybe months later, when the system fails to work properly.

AS BUILT REPORT

The “As Built Report” is in many cases a mysterious entity, sometimes not even mentioned.

Until a few years ago, outfalls – except those of the main Municipalities - were pipes “laid and forgotten until the dirt was returning to shore”. Still at present, the “as built” data of many outfalls are given as “photocopy” of the design calculations and drawings and do not give any information on the eventual changes, modifications and additions which may have taken place during the execution of the project and often not even the correct position.

Therefore, the supervisory tasks shall not end with the completion of the construction, but shall be extended through the preparation of the “paper work” necessary to supply a sound informative basis on the outfall system as installed.

Without entering in the contractual aspects of the project, it shall be mentioned that usually the preparation of the Report (and of the accompanying Manuals) is entrusted to the contractor. Being a “queue” of the project not economically interesting, it is basically “forgotten” or, as mentioned before, it results to be just the collection of a few technical and graphical data – sometimes not even updated – only barely sufficient to individuate the consistency and the characteristics of the works.

Since in many cases the contractor is also responsible for the design “for construction”, it is evident that the report and associated manual fall within his scope of work.

The report and manuals constitute for the Client the **tool** or the **key** for a correct operation of the system. Therefore the Contractor, assisted by the Supervisor, shall be **contractually obliged** to produce the “As Built Report” which shall include:

- the updated hydraulic calculations;
 - the updated stress calculations, based on the pipe configuration after installation;
 - the exact coordinates, both national grid’s coordinates and nautical coordinates in degrees, minutes and seconds, of each significant point of the outfall. Incidentally, the nautical coordinates shall be transmitted officially to the National Hydrographic Institutes for the signalization of the outfall in the nautical charts;
 - a precise datum point for the reference 0 (zero) elevation;
 - the final layout of the pipe and the profile of pipe and backfill top, and the relevant sections;
 - the description of all materials and equipment, including all data sheets and eventual test documents;
 - all the relevant measures (also for administrative verification);
 - a short description of the installation techniques;
 - all the documents related to surveys and inspections (instrumental and video);
 - all drawings;
 - the test reports.
-

The “As Built Report” shall include also all the information related to the “interface” between WWTP and outfall, i.e. the data of the discharge chamber and/or of the pumping station.

The preparations shall be conducted by a team lead by the Project Manager and by the Supervisor and including, the contractor’s site manager/s, the site topographers, the surveyors and the inspectors, in order to permit the collection of all significant data for the future life of the works.

A small example: if the position of the diffuser is not precisely given, divers can spend hours before finding it for inspection or maintenance ... and this means significant costs added to the operating costs, about which the contractor usually does not care.

In addition to the as built data, a correct and comprehensive group of manuals consisting in the “**Inspection and Maintenance Manual**”, the “**Monitoring Manual**”, the “**Operation Manual**”, the “**Q/A-Q/C - Quality Assurance-Quality Control Manual**” and the “**HSE-Health, Safety and Environmental Manual**” shall be made available at the end of the construction.

The “**Inspection and Maintenance Manual**” shall collect the prescriptions for the periodical control of the status of the outfall and associated equipment and give the instructions for eventual repairs.

Basically, a well designed and installed outfall will require little or no maintenance, but this does not mean it shall be “abandoned”.

A periodical inspection of the entire outfall shall be planned and executed, and the cost shall be included in the budget as “operating cost”.

In the first 2-3 years, the inspection shall be performed twice a year (mid spring and mid autumn) and cover the whole pipeline route, checking principally for deep scour areas, pipeline surfacing, spans or settlements in the exposed area, traces of anchors or fishing gears, in short for any sign of deterioration of the line’s status; later on, it can become annual – after the last early spring storms.

Attention shall be concentrated on the diffuser: unless performing a periodical video inspection, the reason of hydraulic problems detected onshore or of pollution recorded offshore could be misinterpreted. A thorough verification once a year, in late spring or early summer, is sufficient, unless signs of an existing problem can be detected through the onshore instrumentation, if available. The entity and consistency of sedimentation and marine fouling around the diffuser and at the ports shall be observed and recorded, to define if a second inspection for the control and eventual removal of marine fouling at the ports shall be conducted in early autumn.

Inspections could be substituted by periodical surveys with Multi Beam Echo-sounder and Side Scan Sonar, but a video, shot intelligently and examined with attention, is more significant and useful.

Generally speaking, the only immediate maintenance required for the outfall itself is a periodical cleaning of the ports, which can be made on occasion of the inspections.

No other maintenance interventions can be defined in the early stages of operation. However, areas which may appear at risk, as in case of wash-out or failure of backfill, heavy scour, presence of spans or of potential instability, failure of some elements (for instance, the ballast collars or the concrete ballast coating or of joints), heavy sedimentation or heavy fouling at the diffuser shall be repaired immediately or a short term planning, to be executed at soonest, shall be made.

The inspection and maintenance manual shall in any case define the procedures for the most common interventions that could take place during the project's life. The most probable ones can be for supporting long spans caused by scour in the exposed section of the line, for replacement of ballast elements or for repair of human-caused damages – fishing gears or small anchors - to the diffuser ¹.

The maintenance of the WWTP discharge system into the outfall – pumps, gravity chamber, by-pass, disinfection equipment, others – also influence the outfall operation. Therefore, outfall's maintenance program shall include the maintenance of all structures and equipment directly serving the outfall.

The “Operating Manual” shall be integrated with a **Monitoring Manual**, whose aspects are examined in a separate paper. The Monitoring presents two aspects: the Operational monitoring, which is strictly connected to the “Operation Manual”, and the Environmental monitoring. Here we just point out that each project shall include the means and equipment for the control of the operations and for the monitoring of the WWTP and outfall system.

The preparation of an “**Operation Manual**” is a common task of the designer and of the contractor, but almost always the outfall's operation is considered “not existent”. Maybe the statement is too drastic, but in many cases the WWTP engineers and contractors do not have any relation with the outfall engineers and contractors or, if they have, they fail to create the necessary synergy in the whole system. That's why an operational test is strongly recommended.

The Operation Manual shall give all the instructions for the correct operation of the system, particularly what to do in case of malfunctioning, of emergencies, during maintenance and repairs, in case of overflows and all cases in which the outfall constitutes the necessary tool to avoid environmental problems.

¹ For the diffuser, the design shall include provisions to prevent or limit damages to the main pipe, such as elastic connections of the ports, controlled-rupture bolting, etc. and in any case to permit the easy substitution of the damaged ports. It is also recommended that the connection of the diffuser to the line pipe and the connections between sections with different diameter are flanged, to permit an eventual replacement of part or of the whole diffuser. It is also advisable to prepare a procedure for a major repair – break in the pipe – and have the necessary spares available.

Last section of the paperwork, but not the least important, is the issue of the **Q/A**, **Q/C** and **HSE (Health/Safety/Environment) Manuals**, related to all the aspects of maintenance and operation of the “**WWTP – Outfall system**”, seen as a unity.

CONCLUSIONS

This paper has discussed some technical aspect of the backfill and protection and of the testing – either as pressure testing or as operational testing – stressing the importance of an **operational testing** as key for a trouble-free operation.

Equally important for the results of an project are the **supervision** and the **reporting**.

An outfall project is not different from any other civil or industrial project, even if it poses greater challenges due to the fact that everything happens “under water”.

As far as the necessary follow-up is concerned, while it is obvious that it requires a good engineering and a proper installation, it is sometimes less obvious that its efficiency and long operative life depends on an attentive supervision and on the knowledge of all the data of the structure and of its operation.

Paraphrasing a classical instruction to young journalists about what shall be included in the news, it is necessary to know and have available, not only in the personal memory of the people involved in the construction: “**what** we have, **why** it has been installed, **where** it is, **how** it operates and **when** to intervene”.

This shall be obtained with the “paperwork”, which is as essential as a good construction. All manuals – properly and completely prepared – shall be the “inheritance” left by designers, supervisors and contractors to the Owner and to the Operating Company for the proper management of the system (Figure 2).

AUTHOR'S NOTE

The present paper is based on the experience in the design and construction of marine outfalls of the author and represents his own position on the aspect discussed in it.

It represent a summary of ideas, information and evaluations matured in projects followed directly and collected through information, comments and papers of colleagues, scientists and engineers.

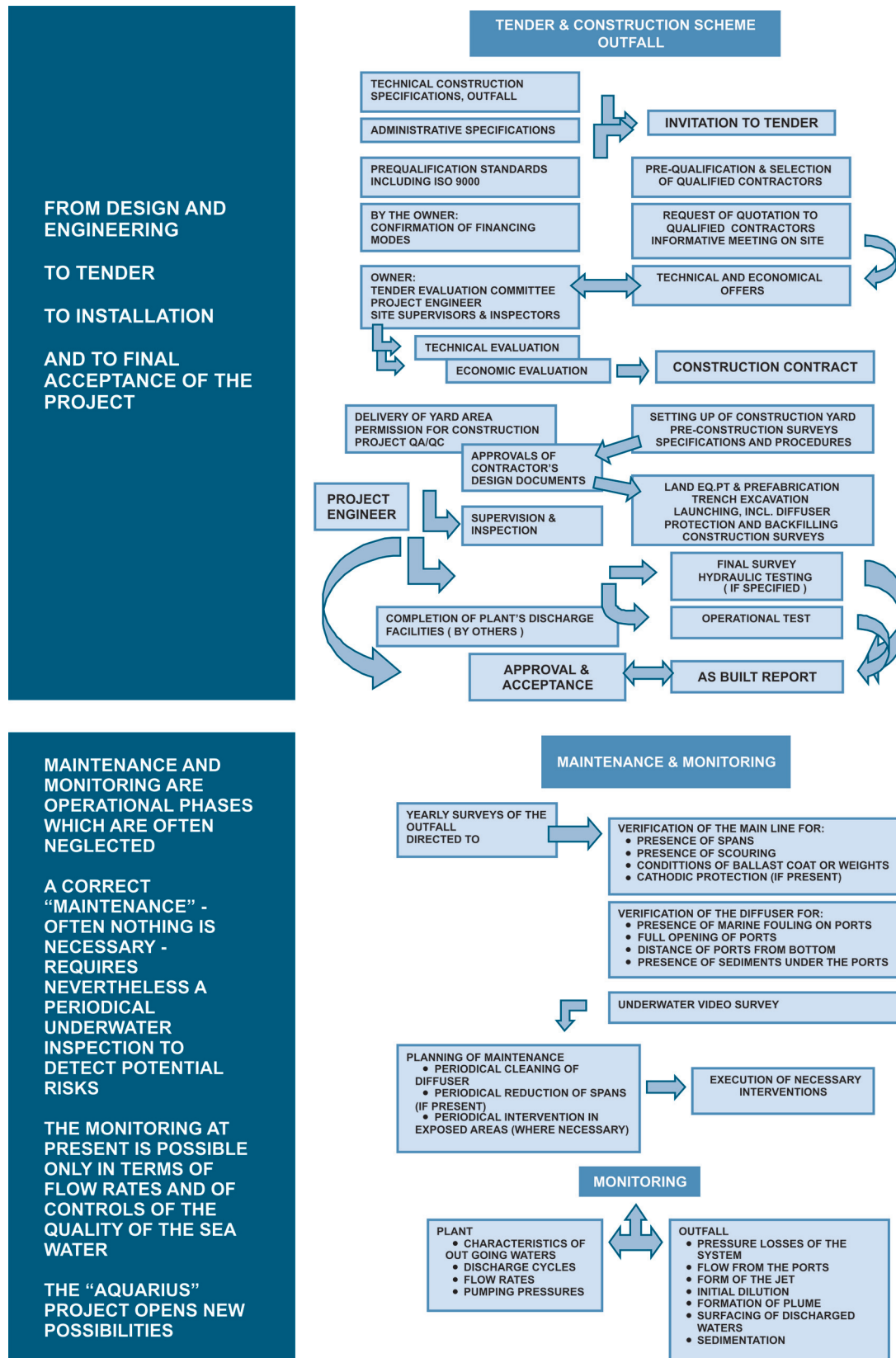


Figure 2: Map scheme of management of the system.



Hidráulica Interna de Difusores

Internal Diffuser Hydraulics

Tobias Bleninger

Gerhard H. Jirka

ABSTRACT

Submerged multiport diffusers for outfalls are often designed considering steady flows for near and far future scenarios aiming for optimization in costs (material use and pumping energy) and minimization of environmental impacts. Inadequate attention on the internal diffuser hydraulics often result in hydraulic problems (partial blockage, high head losses, uneven flow distribution, salt water intrusion and poor dilution) causing higher energy demands and stronger environmental impacts.

A computer program (CorHyd) for the calculation of velocities, pressures, head losses and flow rates inside the diffuser pipe and especially at the diffuser port orifices was developed to analyze and optimize diffuser design alternatives as well as existing diffuser configurations for different discharge and ambient conditions. A general analysis for simple ports, high risers, duckbill valves and more complex discharge configurations shows the sensitivity of the geometric manifold features on the discharge profile and the head losses and their influence on pumping needs and environmental impacts. The calculation is based on the application of the steady continuity and work-energy equations between the ambient fluid at the discharge points and the effluent inside the diffuser pipe. CorHyd recommendations help reducing construction, operation and monitoring costs by optimizing geometries and if necessary recommending cheaper inflow conditions.

Keywords: multiport diffuser, discharge distribution, port, riser, duckbill valve.

INTRODUCTION

Large flows of treated waste effluents are commonly discharged through outfalls with multiport diffusers. An outfall is the entirety of hydraulic structures between the dry land and the receiving water. It consists of three components (Figure 1): the *onshore headwork* (e.g gravity or pumping basin); the *feeder pipeline* which conveys the effluent to the disposal area; and the *diffuser section* where a set of ports releases and disperses the effluent into the environment to minimize the impacts on the quality of the receiving water.

The diffuser section is composed of either port orifices in the wall of the diffuser pipe (simple-port configuration, Figure 2a) or attached risers (riser/port configuration, Figure 2c) which may carry additional elements like elastic variable area orifices (duckbill valves, Figure 2b) or rosette-like port arrangements (similar to a gas burner device, Figure 2d). Diffuser can be single branched or double branched systems.

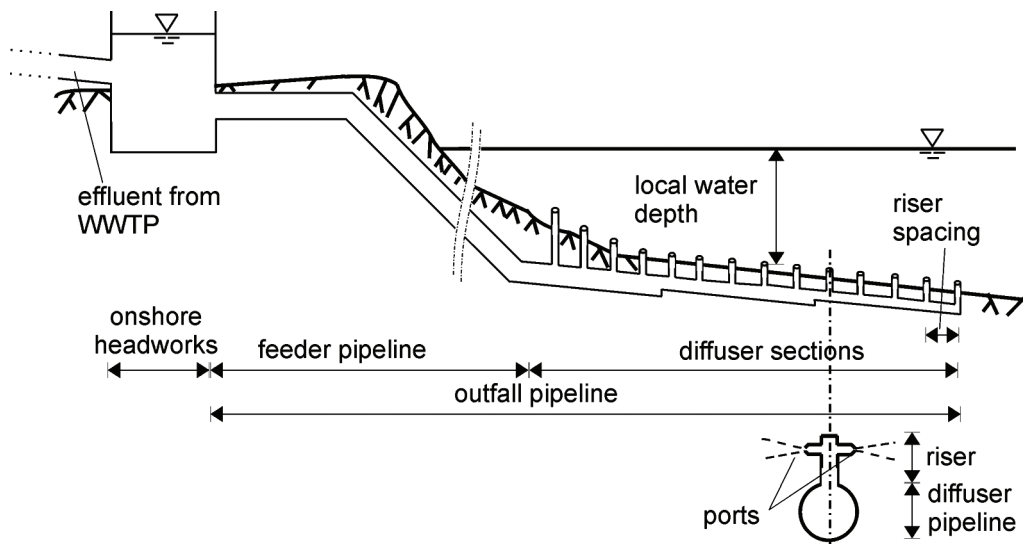


Figure 1. Outfall configuration showing feeder pipe and diffuser from side view, defining the pipelines and port/riser configurations.

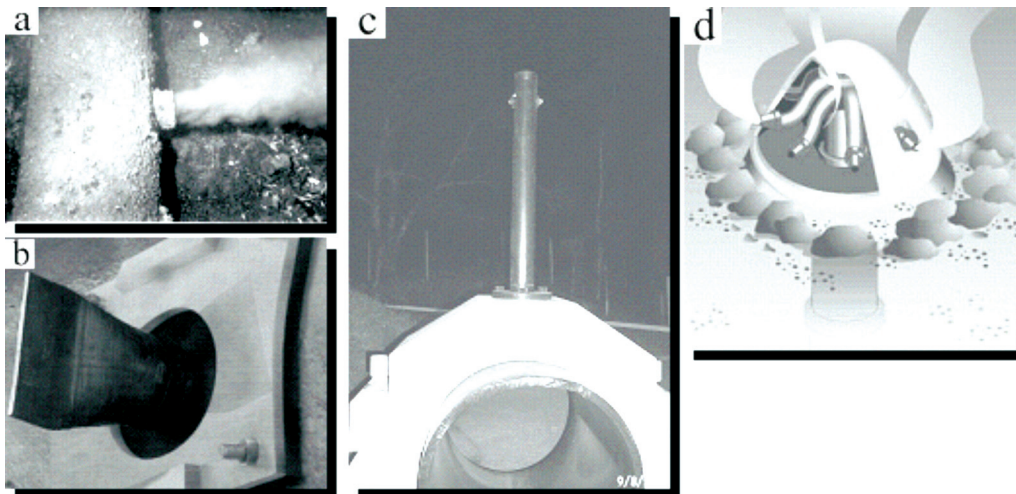


Figure 2. a) simple port (source: Carlo Avanzini), b) Variable-area orifices ('duckbill valves', Image: RedValve Company) c) riser/port configuration (Guarujá outfall, Sao Paulo State, Brazil), d) rosette like port arrangement (Boston Outfall, Image: Massachusetts Water Resources Authority, Boston, USA).

The flow is controlled by two boundary conditions: firstly, the entrance boundary (flow rate or head), and, secondly, the ambient/disposal boundary, where the effluent physical properties differ from the ambient fluid. Both conditions may vary in time (discharge and pressure variations, ambient density variations, waves).

An outfall design must consider both, the hydraulics occurring outside and inside a diffuser: external hydraulics affect the effluent mixing with the ambient fluid; internal hydraulics affect the flow partitioning (pressure losses) within the manifold and the

resulting discharge profile along the diffuser. Good design includes:

1. *balanced flow distribution among the orifices* in order to meet dilution requirements (external hydraulics demand for deep sea high pressure multiport diffusers) and prevent operational problems (e.g. intrusion of ambient water through ports with low flow; internal hydraulics demand for high pressure, high flow multiport diffusers). A balanced distribution is in most cases a homogeneous one, if not possible, a balance for higher discharges at the seaward end of the diffuser should be preferred to avoid near-shore impacts. The discharge distribution is strongly dependant on the diffuser geometry and almost independent of the boundary conditions.
2. *minimize costs* (construction and operation) achieved with short pipes (causing more environmental impacts), small diameter pipes (=high velocities =high losses), minimal pumping heads (=small losses). The minimum outfall length strongly depends on the boundary conditions, whereas diffuser geometry optimizations are restricted by 1 and 3.
3. *prevention of off-design operational problems* (i.e. particle deposition, salt water intrusion, plugged ports) during low flow or no-flow periods. The internal hydraulics demand for minimum velocities, scouring and/or intrusion preventing flow periods resulting in geometry restrictions or storage tanks on shore.
4. *performance tests against unsteady operations* during unsteady operation mode (purging during start-up or intermittent pumping cycles, wave induced circulations, water-hammer).

Conflicting design interests demand for compromises, which often are not solved sufficiently. Lots of outfalls have internal hydraulic problems (total or partial blockage, high head losses, uneven flow distribution resulting in poor dilution, Charlton and Neville-Jones, 1988), in most cases resulting from inadequate attention to diffuser hydraulics or wrong estimates of future flows. Additionally there exists almost no internal hydraulic monitoring of built diffusers due to the high diving and measurement costs in deep sea conditions. Impact assessments are hindered due to the unknown discharge schemes. One exception is the Sturla outfall in Genova (Bleninger et. al., 2003), where discharge distributions and pollutant concentrations are measured and results showed a certain potential to optimize the hydraulic performance.

Existing design algorithms and diffuser programs do not comply with these demands or only consider single processes without their interaction in the planned or already constructed outfall. Diffuser programs used in practice appear to stem from two main sources: 1) the work of R.C.Y. Koh as summarized in Chapter 10 of Fischer et al. (1979) and released as the design code PLUMEHYD; and 2) the work of I.R. Wood (Wood et al., 1993) in form of the design code DIFF. Both codes have considerable deficiencies for the computation of diffuser details and operating conditions as they can occur in actual practice. They only consider short risers with negligible friction losses and local losses and lack the implementation of long risers (like in deep-tunneled outfalls) with meaningful frictional and local losses, Y-shaped diffusers, complex port/riser configurations and duckbill valves, changing geometry along the diffuser, external pressure variations due to density stratifications, multiple risers at one location or multiple ports on one riser,

duckbill valves or other complex port losses and performance checks for off-design operational modes.

A computer program (CorHyd, <http://www.cormix.de/corhyd.htm> planned to be included into CORMIX, the Cornell Mixing Zone Expert System) for the calculation of velocities, pressures, head losses and flow rates inside the diffuser pipe and especially at the diffuser port orifices was developed. Planner, designer and operator of outfalls may use it to analyze, predict and monitor the discharge behavior of planned or installed diffusers under different varying boundary conditions (e.g. changed roughness' due to slime, clogged ports due to accidents, increased discharges due to new settlements). This is the base for further analysis or prediction of plume mixing. The paper shows comparisons and sensitivity analysis for simple ports, high risers, duckbill valves and more complex discharge configurations, as well as various supply pipe configurations. Further analysis aims at performance checks for non-design conditions, like start-up or shut-down.

METHODOLOGY

Three methodologies for the analysis of the internal hydraulics have been adopted by various authors. The first involves a port-to-port analysis (Fischer et al., 1979, Wood et al., 1993). The second discretizes a fictitious porous conduit (French, 1972) while the third is based solving the governing equations on an Eulerian grid for every point of the diffuser (Shannon et al., 2002). The latter two have the advantage, that unsteady, stratified flow (i.e. saltwater intrusion) calculations are more easy to implement than into the port-to-port analysis. But they have the disadvantage in considering complex geometries and in defining appropriate local loss formulations. Solutions with these methodologies normally take weeks. Therefore a port-to-port analysis will be adopted herein.

The preprocessor consists of a flexible data input, the postprocessor includes an optimization cycle and detailed graphical results and simple performance checks for off-design conditions.

GOVERNING EQUATIONS AND NUMERICAL SOLUTION FOR STEADY FLOW

Assumptions are:

- steady flow scenarios;
 - the discharges through a riser with multiple ports is equally distributed among those;
 - if multiple risers are mounted at one location on the diffuser pipe their characteristics are assumed to be equal and the flowrate is added at this point;
 - only round pipes are considered. For rectangular pipes an equivalent diameter should be used.
-

Governing equations are continuity equations at each division (nodes) and the work-energy equation along pipe segments with constant or known flowrate (Figure 3). The necessary input data are the geometry of the discharge structure with sets of node locations x , y , z and pipe segment geometries (i.e. cross-sections A , lengths L and roughness k_s) with index 'd' for diffuser pipe sections, 'r' for riser sections, 'p' for port sections and 'jet' for jet properties at the vena contracta of the discharging jet. The ambient is described by its density distribution $\rho_a(z)$ and water level H resulting in the external hydrostatic pressure at all port orifices $p_{a,i}$ at i positions along the diffuser pipe, where risers or ports are attached. The effluent is described by its fluid density ρ_e and either the total flow rate Q or the total head at the headworks. Such a system can be solved as follows for all discharges q_i at i positions on the diffuser pipe (where single jet discharges are $q_{jet,i} = q_i q_i$ with $\alpha_i = 1/(\# \text{ of ports at a riser at position } i)$ if multiple ports are applied).

The i -th discharge q_i is calculated by two equations along streamlines. First (1) the upstream diffuser pressure $p_{d,iu}$ equals the downstream diffuser pressure $p_{d,id}$ plus dynamic pressure terms plus the local loss $\zeta_{div,i}$ occurring in the main diffuser pipe passing the port/riser branch. Second (2) the upstream diffuser pressure $p_{d,iu}$ equals the ambient pressure $p_{a,i}$ plus dynamic and static pressure terms plus local losses (LL_i) and friction losses (FL_i) occurring in all pipe segments between these points with flowrates $q_{jet,i}$, $q_{r,i}$ and q_i . Attention has to be paid on static head effects because of the density difference between the effluent water (typically wastewater) ρ_e and the ambient water

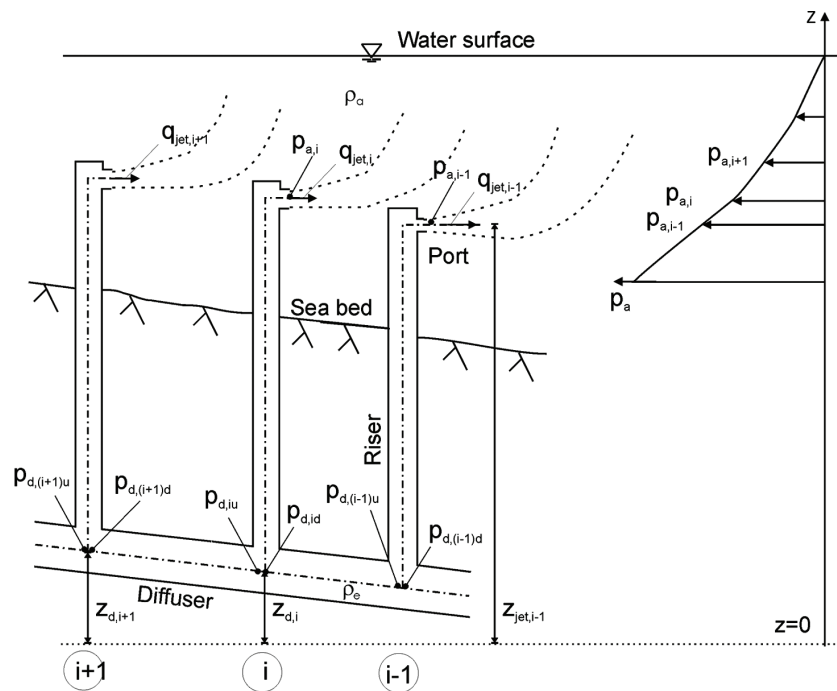


Figure 3. Definition scheme for the port-to-port analysis: $p_{a,i}$: ambient pressure, $q_{jet,i}$: single jet discharge through one port at elevation $z_{jet,i}$. $p_{d,id}$: internal diffuser pipe pressure downstream ($p_{d,id}$) and upstream ($p_{d,iu}$) a flow division (node) with diffuser pipe centerline elevation $z_{d,i}$.

$$p_{d,iu} = p_{d,id} + \frac{\rho_e}{2A_{d,i}^2} \left[\left(\sum_{k=1}^{i-1} q_k \right)^2 (1 + \zeta_{div,i}) - \left(\sum_{k=1}^i q_k \right)^2 \right] \quad (1)$$

(typically saltwater) ρ_a :

$$p_{d,id} = p_{d,(i-1)u} - \rho_e \cdot g(z_{d,i} - z_{d,i-1}) - \frac{\rho_e}{2} \left(\sum_{k=1}^{i-1} q_k \right)^2 \left[\frac{1}{A_{d,i}^2} - \frac{1}{A_{d,i-1}^2} - \sum_{j=1}^{n_{d,i-1}} \frac{\zeta_{d,i-1,j} + \lambda_{d,i-1,j} \frac{L_{d,i-1,j}}{D_{d,i-1,j}}}{A_{d,i-1,j}^2} \right]$$

$$p_{d,iu} = p_{a,i} + \frac{\rho_e}{2} \left(\left(\frac{\alpha_i q_i}{A_{jet,i}} \right)^2 - \frac{1}{A_{d,i}^2} \left(\sum_{k=1}^i q_k \right)^2 \right) + \rho_e g(z_{jet,i} - z_{d,i}) + LL_i + FL_i \quad (2)$$

$$LL_i = \sum_{j=1}^{n_{p,i}} \zeta_{p,i,j} \frac{\rho_e}{2} \left(\frac{\alpha_i q_i}{A_{p,i,j}} \right)^2 + \sum_{j=1}^{n_{r,i}} \zeta_{r,i,j} \frac{\rho_e}{2} \left(\frac{\beta_i q_i}{A_{r,i,j}} \right)^2$$

$$FL_i = \sum_{j=1}^{n_{p,i}} \lambda_{p,i,j} \frac{\rho_e}{2} \left(\frac{\alpha_i q_i}{A_{p,i,j}} \right)^2 \frac{L_{p,i,j}}{D_{p,i,j}} + \sum_{j=1}^{n_{r,i}} \lambda_{r,i,j} \frac{\rho_e}{2} \left(\frac{\beta_i q_i}{A_{r,i,j}} \right)^2 \frac{L_{r,i,j}}{D_{r,i,j}}$$

where the diffuser downstream pressure $p_{d,iu}$ results from the previous position:

where $A_{jet,i}$ = jet cross section (for duckbill valves it is $A_{jet,i} = q_{jet,i}/V_{DBV,i}$ with $V_{DBV,i}$ = jet velocity) at vena contracta of one single jet at the elevation $z_{jet,i}$ discharging with $q_{jet,i} = \alpha_i q_i$. $p_{d,i}$ = internal pressure inside the diffuser at diffuser cross section $A_{d,i}$ and diffuser pipe centerline elevation $z_{d,i}$. $\zeta_{p,i,j}$, $\zeta_{r,i,j}$, $\zeta_{d,i,j}$ = local loss coefficients for each j-components of $n_{p,i}$ port, $n_{r,i}$ riser or $n_{d,i}$ diffuser pipe section with pipe cross-sectional areas $A_{p,i,j}$, $A_{r,i,j}$ and $A_{d,i,j}$ respectively. In between these sections the discharge is constant (suitable expressions for orifices, bends, contractions and duckbill valves are taken from Fischer et.al. 1979, Idelchik, 1986, Miller, 1990 and Lee et.al. 1998). $\lambda_{p,i,j}$, $\lambda_{r,i,j}$ and $\lambda_{d,i,j}$ denote the Swamee and Jain (1976) friction coefficient for the related pipe sections with length $L_{p,i,j}$, $L_{r,i,j}$ and $L_{d,i,j}$ and diameter $D_{p,i,j}$, $D_{r,i,j}$, $D_{d,i,j}$ respectively:

$$\lambda_{i,j} = \frac{0.25}{\left[\lg \left(\frac{k_{s,i,j}}{3.7 D_{i,j}} + \frac{5.74}{Re_{i,j}^{0.9}} \right) \right]^2} \quad (3)$$

where $k_{s,i,j}$ denotes the equivalent pipe roughness for either $Re_{jet,j} = \frac{q_{jet,j}}{A_{p,j}} D_{p,j} \frac{1}{\nu_e}$ or

$$Re_{r,j} = \frac{q_{r,j}}{A_{r,j}} D_{r,j} \frac{1}{\nu_e} \quad \text{or} \quad Re_{d,j} = \frac{q_{d,j}}{A_{d,j}} D_{d,j} \frac{1}{\nu_e} \quad \text{Re number}$$

or

with the effluent kinematic viscosity ν_e .

For each port or riser, the local and friction loss coefficients have to be determined

iteratively, since they themselves depend on the discharge.

$$q_i = \sqrt{\frac{\frac{2}{\rho_e} (p_{d,id} - p_{a,i}) - 2g(z_{jet,i} - z_{d,i}) + \frac{1 + \zeta_{div,i}}{A_{d,i}^2} \left(\sum_{k=1}^{i-1} q_k \right)^2}{\frac{\alpha_i^2}{A_{jet,i}^2} + \alpha_i^2 \sum_{j=1}^{n_{p,i}} \frac{\zeta_{p,i,j} + \lambda_{p,i,j} \frac{L_{p,i,j}}{D_{p,i,j}}}{A_{p,i,j}^2} + \beta_i^2 \sum_{j=1}^{n_{r,i}} \frac{\zeta_{r,i,j} + \lambda_{r,i,j} \frac{L_{r,i,j}}{D_{r,i,j}}}{A_{r,i,j}^2}}} \quad (4)$$

At the first port on the seaward side ($i=1$) the first discharge q_1 is estimated for example by $q_1 = Q/N$ and the further discharges are calculated. Continuing this algorithm going upstream the diffuser until $i=N$ the calculated total discharge is $Q_{1st\ iteration} = \sum_{k=1}^N q_k$ and $diff_c = Q - Q_{c-th\ iteration}$ the iteration difference compared with the given discharge Q . If necessary (e.g. $diff_c > 0.001$) further iterations with modified estimates $q_{1,c}$ are executed. For means of faster convergence the following algorithm was used for further

$$q_{1,1} = Q/N; \quad q_{1,2} = q_{1,1} \sqrt{\frac{Q}{\sum_{k=1}^N q_k}}; \quad q_{1,c} = q_{1,c-2} \frac{diff_{c-2}}{diff_{c-1} - diff_{c-2}} \quad \text{for } (c > 2) \quad (5)$$

estimates $q_{1,c}$:

This algorithm was implemented in the computer program CorHYD which calculates all port discharges, port, riser and diffuser pipe velocities and the occurring losses.

APPLICATION AND SENSITIVITY ANALYSIS

The code was verified for simple diffuser configurations with analytical solutions and the programs PLUMEHYD and DIFF, where only minor differences related to local losses in the main diffuser pipe which are lacking in the two other programs are recognized. The base case for further analysis is shown in Figure 4.

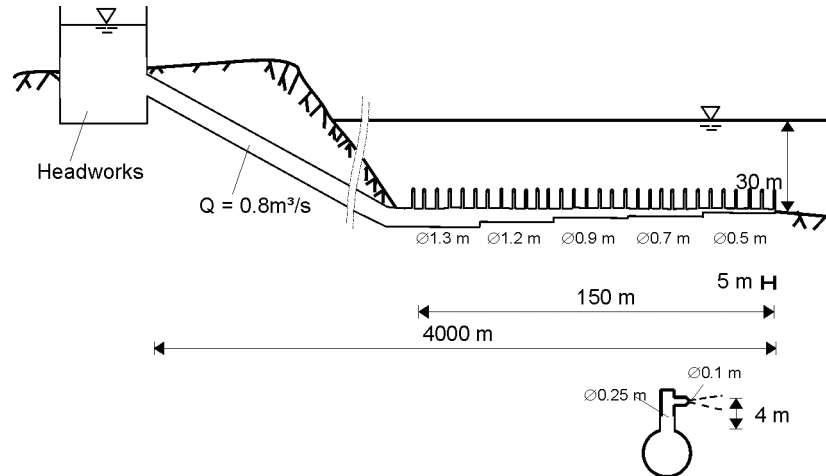


Figure 4. Schematic side view of base case diffuser with horizontal laid port discharges and a design flowrate of $0.8 \text{ m}^3/\text{s}$.

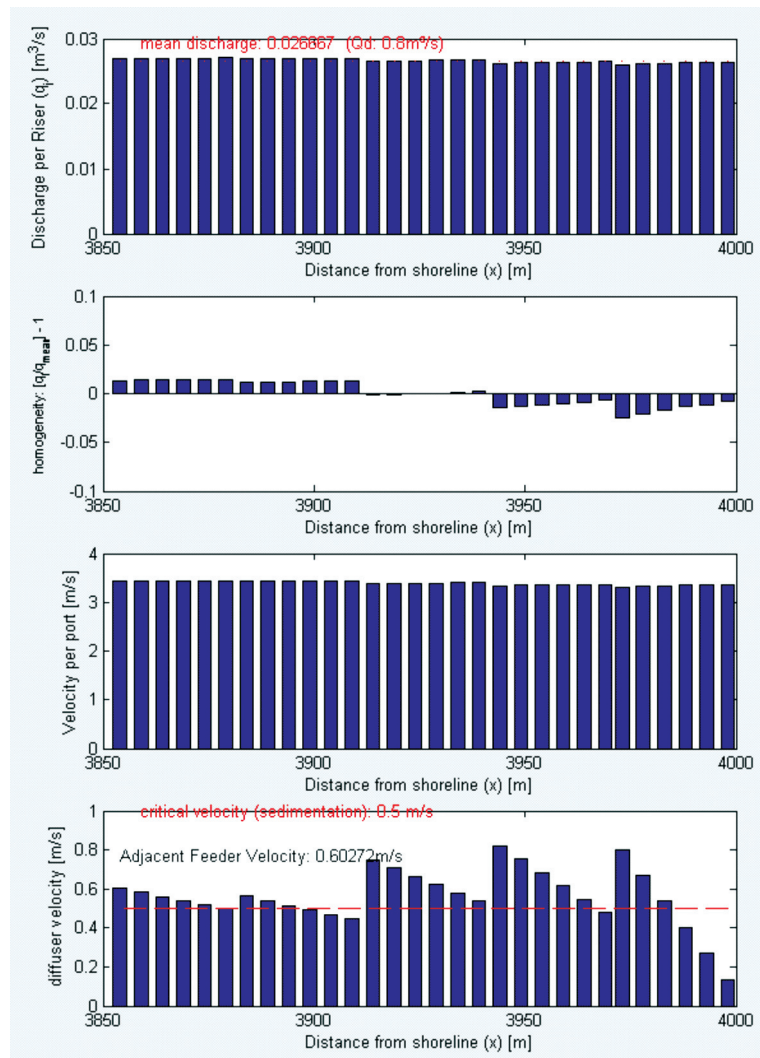


Figure 5. Graphical output of diffuser program: bar charts showing the discharge per riser, the relative discharge deviation, the discharge velocity at ports and the velocity in the diffuser pipe.

In the preprocessor data can either be written directly into the graphical user interface or can be loaded from a file (*.txt). Figure 5 shows possible outputs of the post-processor, where absolute discharge values at every i-position and the mean discharge is shown in the first bar-chart (dotted). The second gives the relative discharge deviation defined as the ratio of the single riser discharge and the mean discharge per riser minus one. An arbitrary band of 10% discharge variation above or below mean discharge indicates homogeneity. The third bar-chart indicates the velocities in the main diffuser pipe. The fourth bar-chart finally indicates the port exit velocity, which is used for further environmental impact analysis.

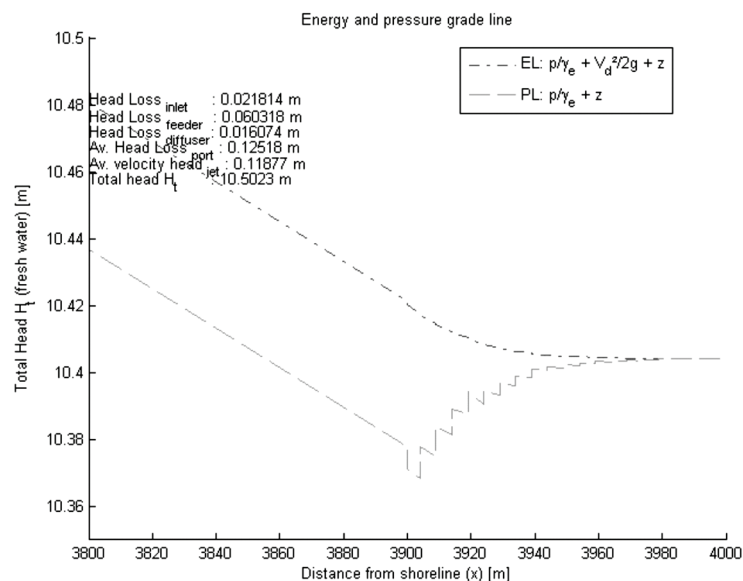


Figure 6. Graphical output of diffuser program: Energy and Hydraulic grade line.

The second output (Figure 6) describes the hydraulic and energy grade line (in fresh water heights) of the whole system. It indicates locations of major losses and shows the necessary total head to drive the system (headworks head).

For analyzing the sensitivity of parameter changes on the design criteria the parameters were changed one after the other to determine the strength of the impact of the change.

FLOW RATE OF TOTAL DISCHARGE

Changes of flow rate typically occur with pumping cycles and/or varying inflows from a waste water treatment plant. Possible changes (today and for future flow rates or storm water events) have to be considered. Increasing flow rate causes higher losses and higher total head. The discharge profile for horizontal laid diffusers (or equal port elevations) is invariant on total discharge changes (see Figure 7 left), but changes strongly for sloped diffusers (Figure 7 right). Especially under low flow conditions the profile is weighted to the shore. Due to the constant influence of sloping on the discharge profile the profile asymptotically approaches the non-sloped profile for increasing total discharges. Figure 7 shows the comparison of a sloped and a horizontal discharge for the design discharge and either lower or higher discharge, where from 3 m³/s on no differences are recognized.

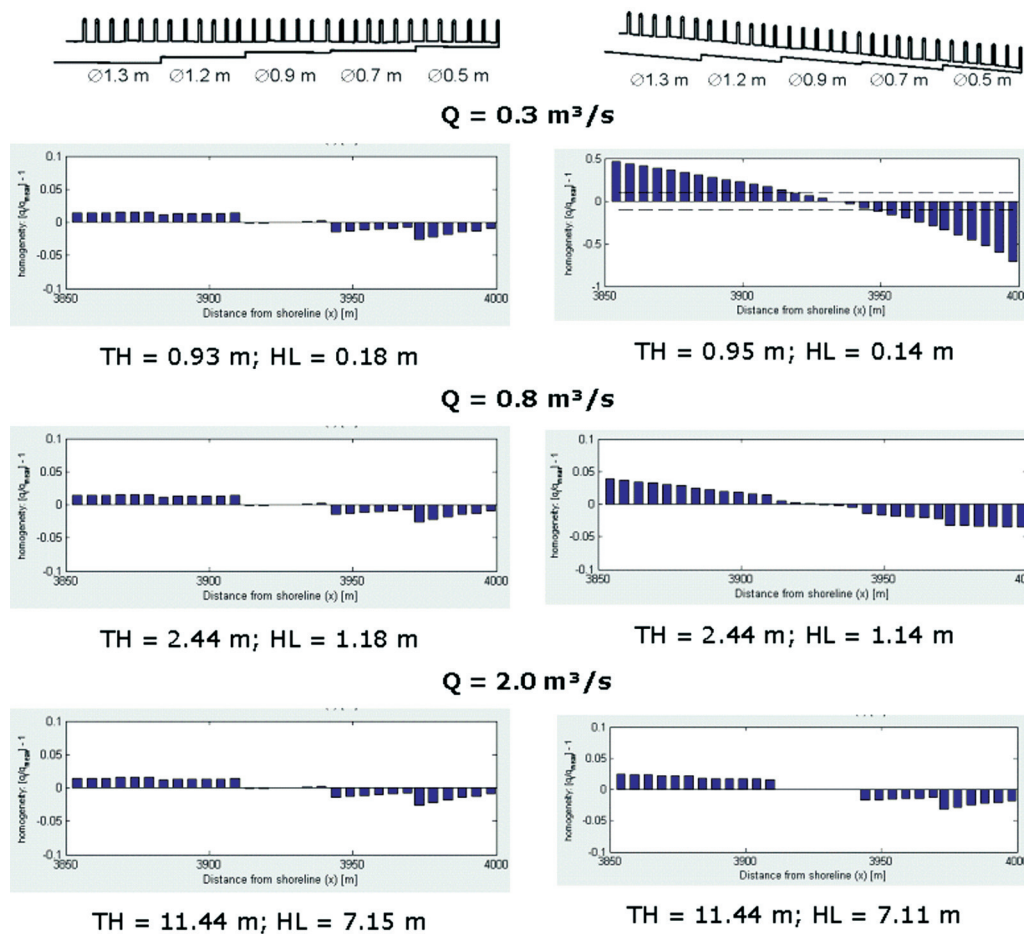


Figure 7. Relative discharge deviation for either a horizontal diffuser and a sloped one for changing total discharge.

PORT DIAMETER - DUCKBILL VALVES

In comparison with fixed port diameters the effective open area of Variable area orifices (duckbill valves) changes with different discharges. Therefore they are optimal for non or low discharge scenarios, where intrusion is prevented.

Increasing fixed port diameters leads to decreases of the head losses (HL) and the total head (TH) due to the reduced velocities and pressures. Increasing nominal port diameter for variable area orifices has minor influences on head loss or total head. But duckbill valve in general have bigger losses and bigger total heads if compared with fixed orifices (Figure 8).

Increasing fixed port diameter leads to drastic worsening of the discharge distributions. Attaching duckbill valves gives almost homogeneous discharge profiles due to increased local losses at the ports and the discharge-port diameter relation of these variable area orifices.

If small port diameters are preferred another alternative is applying several small ports on one riser. This decreases the total head considerably, but does almost have no affect on the discharge profile (slightly worse) or the head loss (slightly increasing). Nevertheless this options has to be analyzed carefully considering its near-field mixing behavior.

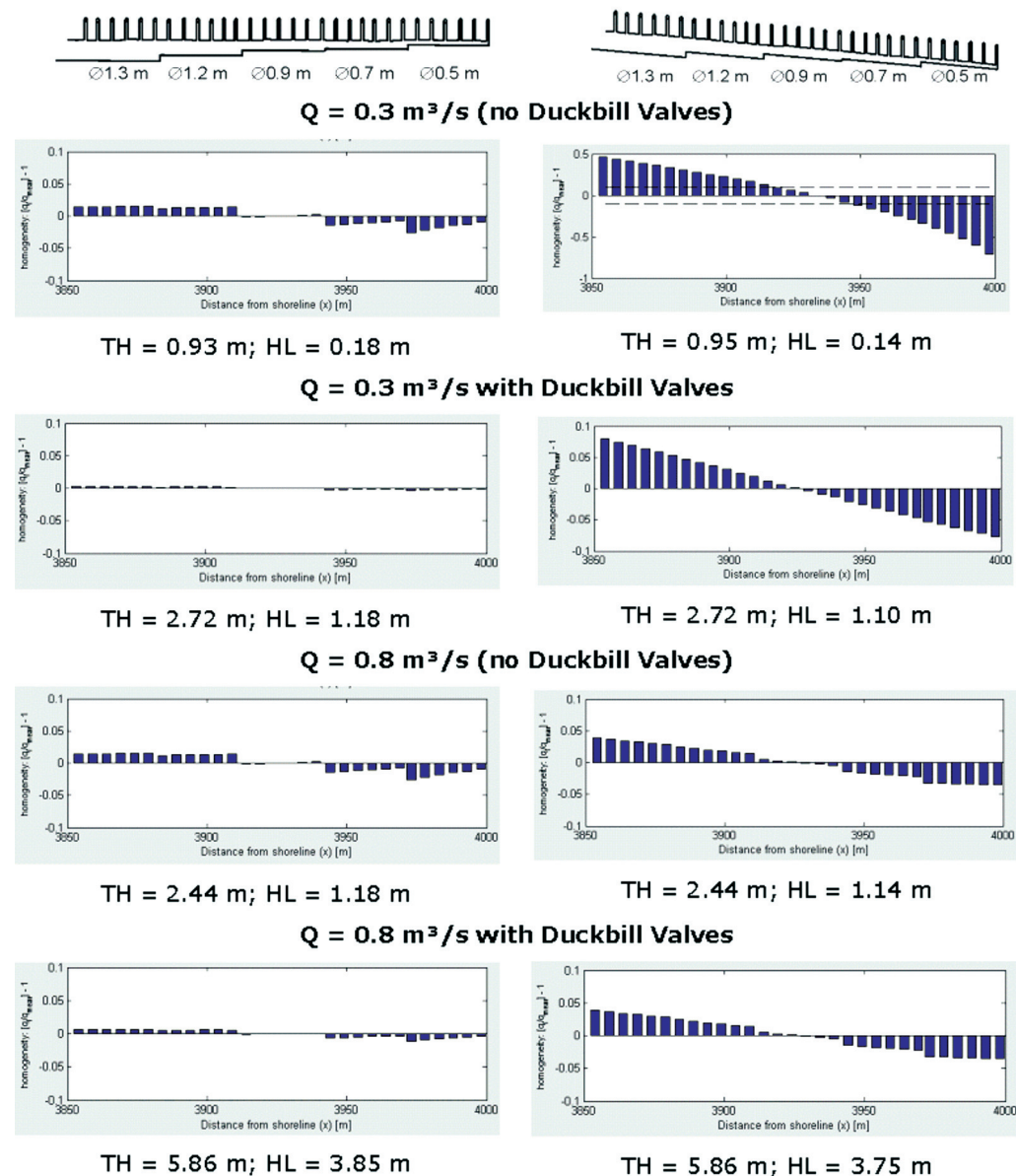


Figure 8. Relative discharge deviation for either a horizontal diffuser and a sloped one if Duckbill Valves are applied.

DIFFUSER PIPELINE DIAMETER

Increasing the diffuser diameter leads to drastic reductions of the head loss and the total head due to decreasing velocities. If tapering is applied (in order to achieve higher velocities for pipe scouring) the head loss is only slightly bigger compared to a non tapered diffuser, due to higher diffuser pipe velocities in the tapered sections. Increasing

the diffuser diameter causes only moderate changes for discharge profile. If tapering is applied the changes on the discharge profile are even smaller than in the case of a generally changing diameter.

NUMBER OF (DISCHARGING) RISERS

Increasing number of risers results in slightly increasing losses (more losses but reduced velocities) and to reductions for the total head. If ports are blocked the total head has to be increased to maintain the discharge. The discharge profile for either sloped or horizontal diffusers is not affected by increasing the number of risers and keeping the total discharge area equal.

LENGTH OF OUTFALL – ROUGHNESS

Roughness increases during a lifetime of a diffuser due to slime at the pipe walls (Wood et al, 1993, p. 133). Increasing roughness causes only minor changes on losses and total head and even less on the discharge profile. Changes in pipe roughness are worth to consider for long outfall feeder pipes, but not for the diffuser itself. Increasing the length of an outfall has the same effects.

RISER/PORT SPACING, DIFFUSER LENGTH

Increasing the distances between risers (and so far the diffuser length what means that the first discharge is nearer to the shore!) causes decreasing losses and total head due to earlier discharges reducing the internal velocities and pressures. These result in a worsening discharge profile.

RISER LENGTH

Increasing riser length increases head losses and total head. As long the slope of the port orifices along the diffuser does not change, the discharge profile is invariant on changing the riser length as the differential density head depends on port elevation rather than riser length.

WATER LEVEL AT DISCHARGE LOCATION

Tides and waves change the ambient head acting on the diffuser ports. In this analysis only general water level changes are considered. Increasing water level has no effect on the losses, but increases the total head (linearly). The discharge profile is only affected, if the port elevations vary (sloped diffusers). There are minor changes of the profile resulting.

DENSITY DIFFERENCES

Effluent temperature and ambient temperature and salinity may change in time. If the ambient density increases only sloped diffusers show a slight decrease in head loss (smaller velocities) and a slight increase in total head (higher external pressure). The discharge profile is only affected for sloped diffusers, where increasing density causes worsening of the discharge profile (lower discharges at seaward end).

Table 1 summarizes the effects on the base case for the discharge profile and the total head, if increasing the observed parameters. It is distinguished between horizontal and sloped diffuser lines where either the port elevations are at equal depth or varying along the diffuser.

ENVIRONMENTAL IMPACTS

A distorted discharge profile along the diffuser results in a distortion of momentum and buoyancy fluxes along the diffuser line. Dilution characteristics change if plume interference occurs (Wilkinson and Wareham, 1996). The effects of a non-homogeneous discharge distribution are estimated by simple (conservative) dilutions equations for multiport diffusers (Jirka, 2003), valid for the assumption of a 2-D plume after single jet merging (see Figure 9).

Table 1. Sensitivity of involved parameters on head loss, total head and homogeneity of the discharge profile.

Increase of Parameter	Resulting Effect on	
	Total Head	Homogeneity
Total discharge (no slope)	↑↑	0
- “ - (with slope)	↑↑	↓↓ or ↑↑
Ambient water depth (no slope)	↑↑	0
- “ - (with slope)	↑↑	↓ or ↑
Density difference (no slope)	↑	↑
- “ - (with slope)	↑	↓ or ↑
Feeder length	↑	0
Diffuser length (constant total length)	↓↓	↓
Diffuser pipe diameter	↓↓	↓ or ↑
Pipe roughness	↑	0
Number of risers (constant diffuser length)	↓	0
Riser spacing (variable diffuser length)	↓↓	↓
Riser height	↑	0
Ports per riser	↓	↓
Port diameter	↓	↓↓
Flexible valves	↑↑	↑↑

↑ / ↓	=	moderate in- / decrease
↑↑ / ↓↓	=	strong in- / decrease
0	=	neutral or small changes

Plume centerline dilution S_c for stagnant water:

$$S_c = 0.38 \left(\frac{j_0^{1/3} z}{q_0} \right) \quad (11)$$

where j_0 denotes the buoyancy flux per diffuser length $j_0 = g' q_0$, where $g' = \frac{\Delta \rho_e}{\rho_a} g$ and $q_0 = V_{jet} B$ denotes the mass flux per diffuser length with the port exit velocity V_{jet} and the equivalent slot width $B = A_p / l$ (A_p is the port cross section and l the riser spacing, see Figure 9. z is the observed position in the vertical above the discharging port.

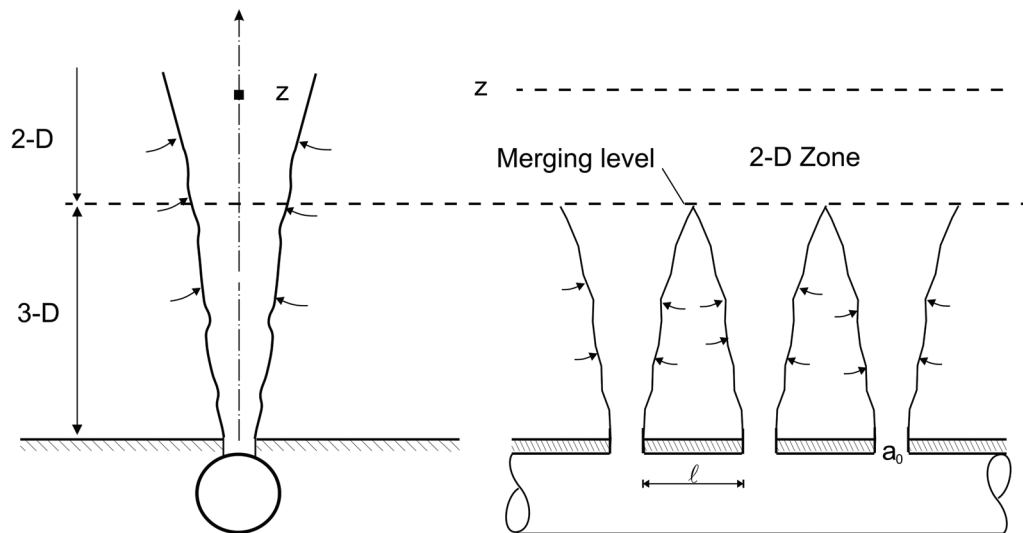


Figure 9. Definition diagram for plume centreline dilution equation for multiport diffusers.

A simple estimate of effects of a discharge profile distortion is a comparison of the centreline dilution for two different mass fluxes:

$$\frac{S_{c1}}{S_{c2}} = \frac{j_{0,1}^{1/3} q_{0,2}}{q_{0,1} j_{0,2}^{1/3}} = \frac{q_{0,1}^{1/3} q_{0,2}}{q_{0,1} q_{0,2}^{1/3}} = \left(\frac{q_{0,2}}{q_{0,1}} \right)^{2/3}$$

A 10% discharge variation $q_{0,2}/q_{0,1} = 0.9$ along a diffuser would therefore for example result in 7% dilution difference $S_{c1}/S_{c2} = 0.93$. Often these differences are not considered and so far could harm the environment or at least could lead to critical concentrations for the discharge permit. Otherwise, if these differences are recognised in existing designs an optimized diffuser would have a constant dilution along the diffuser and the outfall can be about 17% shorter than the shortest outfall with a diffuser of constant port diameter (Wilkinson and Wareham, 1998). Cost savings might make the optimized (variable sizes along diffuser) solution viable.

DESIGN AND OPERATIONAL OPTIMIZATION

The ultimate outfall design capacity will be based on current national practices for sewage effluents (Burrows, 2001). Flows exceeding this capacity are stored or sent to overflow constructions. The design flows are given for near and far future (up to 50 years) scenarios. It was common practice to design diffusers only for the ultimate design flow, which caused long-term malfunction during low-flow periods. Today's practice are "expanding diffusers" (Avanzini, 2003), diffusers designed to meet the initial and final requirements by closing initially a certain number of ports (either with fixed closures or backpressure regulations, which open autonomous if enough flow enters the system (Avanzini, 2003)). For every design stage the design calculations are divided in dry weather flow and stormwater flows, where either direct combined or separate sewer systems are applied or water infiltrates indirectly. Concentrations vary considerably for these discharges. Discharges and concentrations furthermore are passing considerably diurnal and seasonal variations. For every period (day, week, season, near and far future) a maximum dry and stormwater flow and its correspondent minimum should be defined and the diffuser design tested and optimized as follows for internal and external diffuser hydraulics (considering the related ambient conditions). The headwork storage should be as big as to balance diurnal variations. With increasing discharge over years additional storages could be planned.

First estimate: Either simple dilution equations (e.g. Jirka, 2003) or detailed mixing models (e.g. CORMIX) and given dilution requirements and major choices for the riser/port spacing result in the discharge per diffuser length. This is used to estimate a general port diameter (if Froude number of port velocity is estimated) and furthermore the number of ports and with the previous estimate for riser/port spacing the diffuser length. This first idea is optimized with the following optimization algorithm:

Discharge profile optimization parameter: The discharge profile is optimized by changing riser/port diameters (discharge to high → reduce diameter). Additionally a short riser spacing and/or duckbill valves help balancing the discharge profile.

Local loss and total head optimization parameter: Short and huge diameter pipes without duckbill valves reduce local head losses and the total head. Additionally increasing the number of orifices helps decreasing the head. The contribution of head losses to the total head is in most of the cases less than 50%. If head losses are minor contributors to the total head, the system itself (e.g. number of risers or port diameters) has to be optimized to achieve a significant reduction. Otherwise causes of friction and local losses should be optimized.

Operational optimization parameter: Under low-discharge conditions diffuser are confronted especially with issues of scouring and/or intrusion of seawater. Seawater intrusion is seldomly to be avoided for all discharges. There are duckbill valves and small diameter pipes which prevent those problems, but they imply additional pumping costs or higher headwork storage buildings. Intrusion can be prevented by requiring the port

densimetric Froude numbers to exceed unity: $F_p = V_p / (\Delta\rho/\rho g D_p)^{0.5} > 1$ (Wilkinson, 1988), where V_p denotes the port exit velocity and D_p the port diameter, resulting in a critical port velocity $V_{p,crit} = (\Delta\rho/\rho g D_p)^{0.5}$. For discharges, where this criterion is not met it is possible, that saltwater enters into the system and unsteady two-layer flows occur, which have to be analyzed in detailed numerical or physical models.

Parameter constraints: A 50mm minimum port size for secondary- or tertiary-level treated effluent and storm water inflow to the sewage system was suggested by Wilkinson and Wareham (1996), thus avoiding the risk of blockage; furthermore a minimum port size of 70 through 100mm for primary treatment plants (just screening and sedimentation). The maximum port diameter should be smaller than the diffuser pipeline diameter D_d . The pipeline diameter is usually set so large as self-scouring discharge velocities (in excess of 0.6-0.9m/s) are achieved on a daily basis (Wilkinson and Wareham, 1996 or Wood et al 1993, pp.119). All constraints are summarized in table 2.

Table 2. Optimization parameters, their constraints and variables.

Parameter description	Variable	Optimal Interval	Optimized by variation of
Port Diameter	D_p	$[0.05 \text{ m}, D_d]$	D_p
Diffuser pipeline scouring velocity	V_d	$[0.6 \text{ m/s}, \dots]$	D_d
Balanced flow distribution among ports	q	$q = Q/N$	D_p
Minimized costs	D_p, D_d, TH	minimal	D_p, D_d
No salt water intrusion	V_p	$[V_{p,crit}, \dots]$	D_p

Design rules: A design rule, often mentioned in literature (Grace 1978), recommends to keep the ratio between the cumulative port areas $\sum_{k=1}^n A_{p,k}$ downstream a diffuser pipe area $A_{d,n}$ at the position n of the diffuser pipe (starting to count the ports from the seaward diffuser end) smaller than one: $\sum_{k=1}^n (A_{p,k}/A_{d,n}) < 1$, with the explication that “it is impossible to make a diffuser flow full if the aggregate jet area exceeds the pipe cross-section area, since that would mean that the average velocity of discharge would have to be less than the velocity of flow in the pipe” (Fischer et al. 1979, p.419). This statement is unnecessarily conservative because the average velocity is not the effective measure for manifold flows as diffuser velocities change along the diffuser (for non-tapered and especially for tapered ones) as can do the port velocities if port diameters are varied along the diffuser line. Further recommendations in literature follow that the best ratio “is usually between 1/3 and 2/3” (Fischer et al. 1979, p.419), $1/3 < \sum_{k=1}^n (A_{p,k}/A_{d,n}) < 2/3$. These suggestions are helpful for large diameter ports ($D_p > 0.75\text{m}$), but too restrictive for commonly used smaller ports. If cheaper designs propose other ratios, especially bigger than unity a detailed optimization is necessary. This can easily be done using CorHyd changing the geometries manually. An automatized optimization is under development.

Unsteady optimization: Gradually varying boundary condition variations like diurnal discharge variations, rainfall events or tidal influences are considered as quasi steady and are included into the calculations of the previous chapters. Very short pumping

cycles instead demand for additional detailed numerical calculation and/or laboratory experiments. First estimates can be considered as follows:

Unsteady operation (purging during start-up, shutdown of flow or short intermittent pumping cycles, water-hammers) and the related processes like the presence of a saline wedge or the reduction of operating ports will increase pumping costs and affect the flowrate distribution and so far the dilution. Additionally energy costs for purging an intruded outfall are significant. Any unsteady operation should be avoided by using duckbill valves, slowly closing valves or pumps, huge headwork reservoirs allowing long pumping cycles and flushing periods (further storage provision may be necessary when tidal cycles do not allow continuous discharge or gravitational discharge only possible during ebb phase or retention of storm flows necessary to avoid overspill). But if saline intrusion is occurring a saline wedge purging can be guaranteed, for example, by using some velocity criterion (Wilkinson, 1984) or a plug flow system, where one half of the outfall volume is accumulated in the headwork storage and then pumped at high velocities (1.5m/s)(Wood et al. 1993, pp. 122, pp. 326). The time required to reach steady state once purging was initiated must also be determined (see Wilkinson und Nittim, 1992). Burrows (2001) discovered that if flow at the headworks is interrupted abruptly the effluent flow in the diffuser continues seaward under its own momentum and the dynamic pressure drops rapidly causing the drawing in of seawater from the landward risers. When outfall flow is re-activated the discharge may be prevented from leaving through the landward risers by the inflowing denser sea water and a stable circulation may be established. Furthermore flow accelerations during pump start-up could lead to oscillations (WRC 1990, p. 212). Wave-induced oscillations occur if large waves are passing over a diffuser section in shallow water (Grace, 1978, p. 302). Resonance effects and internal density-induced circulations are possible (Wilkinson, 1985). These have to be analyzed in an additional unsteady analysis.

CONCLUSIONS

Outfall behavior is sensitive to both ambient and manifold factors in a rather complex fashion on account of both natural and/or operational variability of boundary conditions (i.e. incoming discharge and headwork heads and pressure at diffuser orifices) and geometric specifications. Understanding and awareness of the outfall manifold hydraulic response to such factors is important for correct engineering practice in that it may affect considerably the subsequent mixing processes and the constructional and operational costs.

The applications presented here, release some assumptions of previous 'diffuser programs' by considering flexible geometry specifications with high risers and variable area orifices, all with implemented additional local losses occurring in the manifold. Sensitivity analysis of the involved parameters shows that the port opening diameter and the diffuser diameter are the most important parameters to be modified to optimize the system. Aims are reduced diameters (without negative effects for the environment

or operation) and maintaining velocities at critical position above the critical values for preventing sedimentation or salt water intrusion.

Optimization constraints and algorithms result in an environmentally optimized design with a homogeneous discharge distribution along the diffuser which can be furthermore economically optimized by reduced diameters releasing previous restrictive design rules. Further operational optimization allows to reduce pumping costs and operational problems related to flow optimizations. Optimization parameters are riser/port/diffuser diameters and the application of flexible valves.

Consequent application of optimization processes helps to reduce environmental impacts and operational and constructional costs for new outfalls. Existing improper diffuser designs (either by inconsequent planning or changed boundary conditions) can be optimized for future amplifications or modifications.

ACKNOWLEDGEMENTS

The authors are glad to acknowledge the help of Martina Kurzke as Student-Assistant at the Institute for Hydromechanics.

REFERENCES

- Avanzini, C. "personal communication", 2003
- Bleninger, T., Bazzuro, N. and Domenichini, P., "AQUA Receiving Information from Underwater Sensors (AQUARIUS project)", ECO-Geowater Euroworkshop, GI and Water Use Management, Genova, Italy, 18-22.03, 2003
- Burrows, R., "Outfalls I: Pipeline and diffuser manifold design and hydraulic performance", IAHR Short Course Environmental Fluid Mechanics: Theory, Experiments and applications held at University Dundee, 2001
- Charlton J.A. and Neville-Jones, P., "Sea outfall hydraulic design for long-term performance", in "Long Sea outfalls" from Thomas Telford, London 1988
- Fischer, H.B., List, E.J., Koh, R.C.Y., Imberger, J. and Brooks, N.H., "Mixing in Inland and Coastal Waters", Academic Press, New York, 1979
- French, J., "Internal hydraulics of multiport diffusers", Journal WPCF, Vol. 44, No. 5, p. 782pp, May 1972
- Grace, R.A., "Marine Outfall Systems, planning, design, and construction", Department of Civil Engineering, University of Hawaii at Manoa Honolulu, Prentice-Hall, New Jersey ISBN 0-13-556951-6, 1978
- Idelchik, I.E., "Handbook of Hydraulic Resistance", Springer-Verlag, Berlin, 1986
- Lee J.H.W., Karandikar J., Horton, P.R., "Hydraulics of DuckBill Elastomer Check Valves", Journal of Hydraulic Engineering, April 1998
- Jirka, G.H. "Mixing processes in wastewater discharges, jets and plumes, effect of currents and stratification", Workshop at the IAHR Congress, 24.08.03-29.08.03, Thessaloniki, Greece, 2003
- Miller, D.S., "Internal Flow Systems", BHRA, Cranfield, 1990
- Rawn, A.M., et al., "Diffusers for Disposal of Sewage in Sea Water", Trans. Amer. Soc. Civl Engr. , 126, Part III, 344, 1961
- Shannon, N.R., Mackinnon, P.A., Hamill, G.A., "Evaluation of a CFD model of saline intrusion in marine outfalls", Proc. Int. Conf. Marine Waster Water Discharges 2002, Istanbul, Turkey, 16.-20.Sep, 2002
- Swamee, P.K., Jain, A.K., "Explicit Equations for Pipe-Flow Problems", Journal of the Hydraulic Division of the ASCE, 102, no HY5, 1976
- Wilkinson, D. L. and Wareham, D.G., "Optimization Criteria for Design of Coastal City Wastewater Disposal Systems", Proc. Clean Sea 96, Toyohashi, 1996
- Wilkinson, D.L. & Wareham, D.G, "Optimization of Coastal City Wastewater Treatment and Disposal Systems to Achieve Sustainable Development", Proc. of the 1998 IPENZ Conference, 12-16 February, 1998, p 6.3-6.7
- Wilkinson, D. L., "Avoidance of seawater intrusion into ports of ocean outfalls", Journal of Hydraulic Engineering, Vol. 114, No. 2, February, 1988
- Wilkinson, D. L., "Purging of saline wedges from ocean outfalls", Journal of Hydraulic Engineering, Vol 110, No. 12, December, 1984
- Wilkinson, D. L., "Seawater circulation in sewage outfall tunnels", Journal of Hydraulic Engineering, Vol. 111, No. 5, May, 1985
- Wilkinson, D.L., Nittim, R., "Model studies of outfall riser hydraulics", Journal of Hydraulic Research, Vol. 30, No. 5, 1992
- Wood, I.R.; Bell R.G.; Wilkinson D.L., "Ocean Disposal of wastewater", World Scientific, Singapore, 1993
- WRc, "Design Guide for Marine Treatment Schemes", Water Research Centre plc., Swindon, 1990

Sobre os Autores

About the Authors

Beatriz Echavarri

Asociación Científica de Estudios Marinos
Santander (Spain)

Carlo Avanzini

Cemil Topuzlu Cad. Bal Apt.26-1 – 34726 Çiftehavuzlar
Istanbul, Turkey
Phone/Fax: +90 216 411 37 04 – 360 20 11
mecc.cav@wind.it.net

Claudia C. Lamparelli

Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental
(CETESB)
Av. Prof. Frederico Hermann Jr., 345
São Paulo – SP - CEP 05459-900 - Brasil
Phone: 55-11-3133 3068
claudial@cetesbnet.sp.gov.br

Edward Brambilla Marcellino

SABESP – Companhia de Saneamento Básico do Estado de
São Paulo
Estrada do Rio Claro, 420
Caraguatatuba – SP - CEP 11660-970 - Brasil
Phone: 55-13-3885 2052
ebrambilla@sabesp.com.br

Emilia Arasaki

Laboratório de Hidráulica da Escola Politécnica da USP
Av. Prof. Lúcio Martins Rodrigues, 120
Cidade Universitária
São Paulo – SP - CEP 05508-900 - Brasil
Phone: 55-11-3039 3281
earasaki@usp.br

Gerardo García-Castrillo

Museo Marítimo del Cantábrico
Gobierno de Cantabria (Spain)

José Antonio Juanes; José Antonio Revilla; Araceli Puente; César Alvarez; Andrés García

Submarine Outfall & Environmental Hydraulics Group
University of Cantabria (Spain)
Dept. de Ciencias y Técnicas del Agua y del Medio
Ambiente
Universidad de Cantabria. Avda. de los Castros s/n;
39005 Santander (Cantabria), Spain
Phone: 34 942 201714 Fax: 34 942 201714
juanesej@unican.es

Jayme Pinto Ortiz

Escola Politécnica da Universidade de São Paulo – EPUSP
Av. Prof. Mello Moraes, 2231
São Paulo – SP - CEP 05508-900 - Brasil
Phone: 55-11-3091 5335 – Fax: 55-11-38131886
jportiz@usp.br

Leandro Morante

Medio Ambiente, Agua, Residuos y Energía de Cantabria
Gobierno de Cantabria (Spain)

Leonardo Silva Macedo

SABESP – Companhia de Saneamento Básico do Estado de
São Paulo
Rua Costa Carvalho, 300
São Paulo – SP - CEP 05429-900 - Brasil
Phone: 55-11 3388-8273 Fax: 55-11-3815 8596

Osman Fernandes da Silva

ANEEL – Agência Nacional de Energia Elétrica
SGAN 603, Módulo J
Brasília – DF - CEP 70830-030 - Brasil
osmansf@terra.com.br

Paolo Alfredini

Escola Politécnica da Universidade de São Paulo – EPUSP
Av. Prof. Lúcio Martins Rodrigues 120
Cidade Universitária
São Paulo – SP - CEP 01424-000 - Brasil
Phone: 55-11-3091 5735
paolo.alfredini@poli.usp.br

Pedro Além Sobrinho

Escola Politécnica da Universidade de São Paulo – EPUSP
Av. Professor Almeida Prado, 231
Prédio da Engenharia Civil.
São Paulo – SP - CEP 05508 – 900 - Brasil
palem@usp.br

Peter Scanes

Department of Environment and Conservation
PO Box A290, Sydney South 1232, NSW
Australia
Phone: +61 2 9995 5496 Fax: +61 2 9995 5924
peter.scanes@environment.nsw.gov.au

Ramiro Neves

Instituto Superior Técnico,
Av. Rovisco Pais
1049-001 Lisboa - Portugal
Phone: + 351 218417397, +351 917224732
Fax: +351 8417398
ramiro.neves@ist.utl.pt

Ricardo de Mattos Fortis

Escola Politécnica da Universidade de São Paulo – EPUSP
Av. Prof. Mello Moraes, 2231
São Paulo –SP - CEP 05508-900 - Brasil
Phone: 55-11-3091 9669 Fax: 55-11-38131886
ricardo.fortis@poli.usp.br

Robert L. Doneker

Dept. of Civil and Environmental Engineering
Portland State University
PO Box 751, 1719 S.W. 10th #128
Portland, OR 97207 USA
Phone: 503-725-8730 Fax: 503-296-2354
doneker@cecs.pdx.edu

Tobias Bleninger; Gerhard H. Jirka

Institute for Hydromechanics, University Karlsruhe
Address: Kaiserstr. 12, 76128 Karlsruhe, Germany
Phone: +49-721-608-3687 Fax: +49-721-661686
<http://www.ifh.uni-karlsruhe.de>
bleninger@ifh.uka.de