

Boletim Técnico da Escola Politécnica da USP
Departamento de Engenharia Eletrônica

ISSN 1413-2206

BT/PEE/9918

**Um Modelo de Referência para
o Controle do Processo de
Lodo Ativado**

Oscar A. Zanabria Sotomayor
Song Wong Park
Claudio Garcia

São Paulo – 1999

FICHA CATALOGRÁFICA

Zanabria Sotomayor, Oscar Alberto

Um modelo de referência para o controle do processo de lodo ativado / O.A. Zanabria Sotomayor, S.W. Park, C. Garcia. -- São Paulo : EPUSP, 1999.

49 p. -- (Boletim Técnico da Escola Politécnica da USP, Departamento de Engenharia Eletrônica, BT/PEE/9918)

1. Lodo ativado 2. Esgotos - Tratamento I. Park, Song Wong II. Garcia, Claudio III. Universidade de São Paulo. Escola Politécnica. Departamento de Engenharia Eletrônica IV. Título V. Série
ISSN 1413-2206

CDD 628.336
628.315

UM MODELO DE REFERÊNCIA PARA O CONTROLE DO PROCESSO DE LODO ATIVADO

Oscar A. Zanabria Sotomayor[‡], Song Won Park[‡] e Claudio Garcia[§]

[‡]Laboratório de Simulação e Controle de Processos (LSCP) - Depto. de Engenharia Química

[§]Laboratório de Automação e Controle (LAC) - Depto. de Engenharia Eletrônica

Escola Politécnica da Universidade de São Paulo

Junho, 1999

--ooOoo--

1. Introdução

A água -um elemento indispensável para a vida- e a administração dos recursos hídricos têm sido uma prioridade mundial. Um estudo do Banco Mundial aponta que no ano 2000 serão consumidos 2.500 km³ de água. A água é concebida como um recurso renovável, porém finito, já que a poluição e o uso dos recursos hídricos têm aumentado muito, ao ponto de não permitir a reposição na velocidade necessária ao consumo. Durante os últimos 20 anos, a proteção do meio ambiente sob condições de **desenvolvimento sustentado** tem originado uma das questões mais importantes para a sobrevivência humana e uma das principais preocupações da engenharia dos países desenvolvidos.

Os níveis de poluição permitidos em tratamento de águas residuais têm aumentado muito com o tempo. Tendo em conta os problemas atuais do meio ambiente, não é falso crer que esta tendência continuará. Algumas vezes as cargas das plantas existentes são previstas de aumentar devido ao crescimento das áreas urbanas e industriais. Estas situações demandam procedimentos mais eficientes para o tratamento de águas residuais.

Em muitos países existem especificações legais muito estritas para regular a qualidade das águas vindas de plantas de tratamento de águas residuais (ou Estações de Tratamento de Esgotos, ETEs), basicamente influenciadas por fatores como saúde pública, meio-ambiente e razões econômicas. Modernas e desenvolvidas cidades ambientalizadas utilizam grandes sistemas de coleta de águas residuais, de origem municipal e industrial, para facilitar seu tratamento.

O processo de lodo ativado é o tratamento biológico de maior utilização como sistema de depuração das águas residuais, urbanas e industriais. A partir das suas primeiras aplicações tem-se desenvolvido sucessivas modificações que têm melhorado sua eficácia e ampliado seu campo de ação da eliminação de matéria orgânica carbonosa aliada à eliminação combinada de nutrientes, especialmente o nitrogênio (na forma de nitrato e amônio). Praticamente todos os sistemas de tratamento de efluentes também usam sedimentação em alguns estágios do processo de tratamento para separar a matéria sólida do líquido em uma suspensão.

As ETEs são complexos sistemas que incorporam um grande número de processos biológicos e físico-químicos de difícil supervisão e controle (Rosén, 1998). São grandes sistemas não-lineares sujeitos a grandes perturbações no fluxo e na carga, ao mesmo tempo com incertezas na composição do efluente (Olsson, 1992; Pons *et al.*, 1999). Como a complexidade do

processo é grande, requisitos mais numerosos são exigidos para agir sobre o processo a fim de garantir um desempenho satisfatório do tratamento. O número de medições e variáveis manipuladas precisam de um sistema de controle mais avançado que atenda os novos requisitos. Uma inspeção minuciosa nas plantas de tratamento atualmente em operação mostra que a automação, embora introduzida na década dos sessenta, pode até agora ser considerada mínima. Estratégias atuais de controle incluem: controle liga/desliga, controle em malha aberta pré-programado, controle por realimentação (proporcional ou proporcional-integral), regras heurísticas ou simplesmente controle manual (Olsson e Andrews, 1981). Um número pequeno de plantas estão equipadas com alguns poucos elementos sensoriais e malhas de controle rudimentares, principalmente relativos à medição e controle do fluxo e para monitorar o desempenho básico da planta ao longo de grandes períodos de tempo. Desde os anos setenta, quando um grande progresso foi feito pela introdução do controle do oxigênio dissolvido (DO), pequenos avanços têm sido realizados.

Uma forma de melhorar a eficiência do processo pode ser construir novas e grandes estações de tratamento, porém isto é custoso e frequentemente impossível. Outra forma é a introdução de técnicas de controle avançado. Isto é previsto para reduzir a falta de grandes volumes, melhorar a qualidade do efluente tratado, reduzir o uso de substâncias químicas e economizar energia e custos operacionais. Modelos avançados dos processos de uma planta de tratamento biológico de águas residuais, tal como o Modelo de Lodo Ativado N°1 (Activated Sludge Model N°1, ASM1) da IAWQ (International Association on Water Quality), têm sido desenvolvidos, porém não têm sido usados de forma alguma para projetos práticos de controle. É difícil projetar um bom controlador baseado no ASM1, o qual é, não obstante, um modelo muito útil para avaliar diferentes estratégias de controle.

O objetivo principal deste trabalho é apresentar um modelo de referência ("Benchmark") de uma planta de tratamento biológico de efluentes, para avaliar, mediante simulações, diferentes estratégias de controle, incluindo técnicas baseadas em respirometria (Spanjers *et al.*, 1996, 1998a), e otimização¹ (Zanabria, 1998). O "benchmark" representa um processo de lodo

1. Neste sentido, o trabalho apresenta consonância com os programas COST da rede de excelência científica da União Européia, em particular com os projetos COST-682 (*Integrated Wastewater Management*, 1992-1998) e COST-624 (*Optimal Management of Wastewater Systems*, 1998-), ademais com o projeto *Respirometry in Control of the Activated Sludge Process* (1998-) do grupo especialista sobre Instrumentação, Controle e Automação da IAWQ, e com o projeto conjunto entre a Universidade da Cincinnati e a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (U.S.E.P.A.), denominado *Optimal Control and Operation of Water Treatment Process Systems* (1998-). Maiores detalhes nos sites: <http://www.ensic.u-nancy.fr/COSTWWTP/>, <http://www.spb.wau.nl/mt/iawqstrproject/index.htm> e http://www.cee.uc.edu/~juber/research/gra_ads/ad_wtp.html, respectivamente.

ativado, em uma configuração com pré-denitrificação, incluindo os processos de remoção de matéria orgânica, nitrificação e denitrificação de efluentes domésticos. O simulador está baseado em modelos amplamente aceitos na comunidade internacional, como o ASM1 (Henze *et al.*, 1987) e o sedimentador de múltiplas camadas (Takács *et al.*, 1991), e tem sido implementado em SIMULINK/MATLAB v.5.2 (MathWorks, 1998). São incluídos no “benchmark”: o “layout” da planta, o modelo de simulação, características do influente e um procedimento de teste em malha aberta e em malha fechada (com controle PI da concentração do oxigênio dissolvido e controle PI da taxa de respiração bacteriana). Previamente apresenta-se, para um maior entendimento do sistema, uma introdução sobre estações de tratamento de esgotos, o processo de lodo ativado e os processos biológicos envolvidos na depuração das águas residuais, ademais dos modelos base que serão usados na implementação do “benchmark”.

--ooOoo--

2. Estações de Tratamento de Esgotos

Em uma moderna Estação de Tratamento de Esgotos¹ (ETE) a água residual é geralmente processada em diversas etapas antes de ser restituída ao rio (ou meio receptor). Um diagrama esquemático de uma ETE típica é apresentado na figura 1. Os quatro blocos representam os diferentes estágios no processo de tratamento de esgotos domésticos.

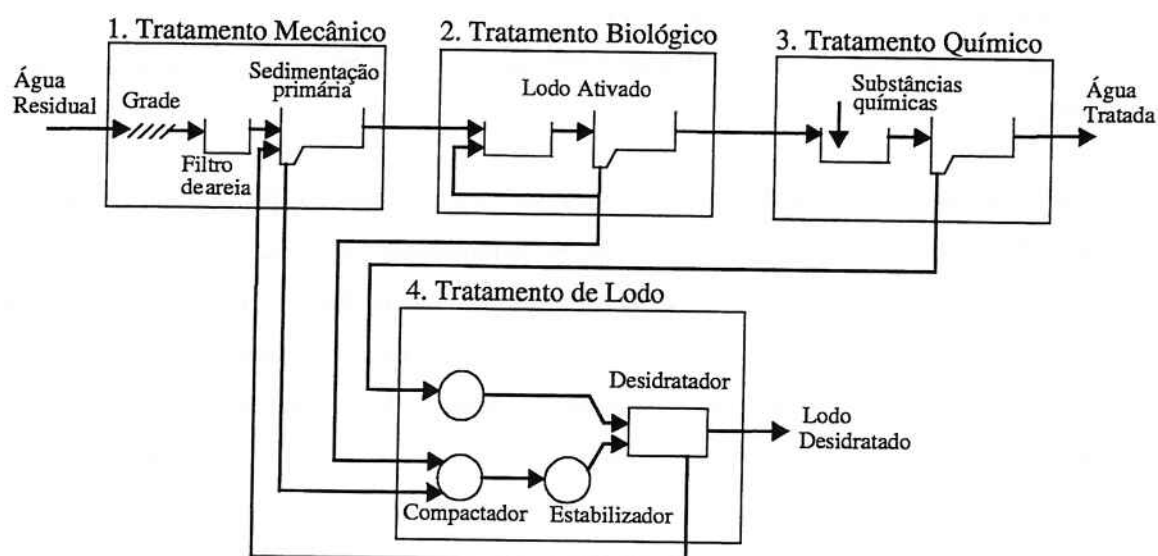


Figura 1 : Layout comum de uma Estação de Tratamento de Esgotos (Lindberg, 1997)

Tratamento Mecânico: Nesta etapa, grandes objetos, como por exemplo galhos e pneus, são coletados em uma grade. Em seguida partículas pesadas, como areia, são recolhidas em uma espécie de filtro. As partículas mais leves são removidas em um sedimentador primário.

Tratamento Biológico: Nesta parte da ETE, microorganismos degradam a matéria orgânica e, em algumas configurações, nutrientes, como nitrogênio são também removidos. Existem diferentes processos biológicos, porém as grandes ETEs usam o *Processo de Lodo Ativado*. Nesta configuração básica, o processo de lodo ativado consiste em um tanque de aeração e um decantador. Os microorganismos crescem lentamente no tanque de aeração. Com o objetivo de manter o tamanho da população biológica, o lodo do decantador, o qual contém microorganismos, é realimentado ao tanque de aeração. O lodo em excesso é removido, para tirar o lodo do efluente e para manter uma razoável concentração de sólidos.

1. Em Inglês Wastewater Treatment Plant (WWTP).

Tratamento Químico: Neste estágio é feita a remoção do fósforo, porém é também comum ter esta etapa no começo do processo (pré-precipitação). A precipitação química faz com que o fosfato se quebre em frações insolúveis e, também, estimula a formação de flocos. Os fosfatos insolúveis, assim como o fósforo encontrado organicamente, absorvem ou se aderem aos flocos. Os flocos são separados tanto por sedimentação quanto por flotação. Ao invés de usar produtos químicos, outro método avançado de remoção de fósforo pode ser aplicado no processo de lodo ativado por tratamento biológico. Uma configuração especial do processo de lodo ativado faz isto possível (Henze *et al.*, 1997). Como passo final, algumas vezes é incluído um processo de clorificação, para desinfetar e remover o mau cheiro antes da água voltar ao meio receptor.

Tratamento de Lodo: O lodo que provém das diferentes partes é processado nesta etapa. O lodo consiste em matéria orgânica que deve ser estabilizada para evitar o odor e reduzir o conteúdo patogênico. A estabilização é feita em digestores anaeróbicos. Nos digestores, a matéria orgânica é degradada e a maior parte das bactérias patogênicas e outros microorganismos morrem diante da alta temperatura. Biogás, metano e dióxido de carbono são produzidos durante a digestão. Antes do lodo ser enviado para fora ele é desidratado (por centrifugação mecânica, filtragem, prensagem ou secagem). Isso é feito para reduzir custos de transporte, visto que o lodo contém 95% de água. Após o tratamento, o lodo pode ser jogado no lixo ou usado como fertilizante (se o lodo não contiver metais pesados ou materiais tóxicos). Pode também ser usado como combustível ou para fazer material de construção. O material coletado na grade ou no filtro de areia na fase de tratamento mecânico não é tratado, sendo jogado diretamente no lixo.

3. O Processo de Lodo Ativado

O Processo de Lodo Ativado (Activated Sludge Process, ASP) foi criado em 1914, como resultado do esforço de engenheiros, químicos e microbiologistas ingleses para melhorar as técnicas existentes de tratamento de águas residuais. Porém, provavelmente, o grande impulso para a descoberta do ASP foi a visita do Dr. Gilbert Fowler, da Universidade de Manchester, à estação experimental Lawrence em Massachusetts, USA, para uma verificação experimental de diferentes possíveis técnicas de tratamento de efluentes. Uma das técnicas estudadas foi a aeração, em diversas configurações, de águas residuais municipais. O Dr. Fowler repetiu esta experiência na planta de tratamento de efluentes de Davyhulme, em Manchester, onde se observou, pela primeira vez, o papel ativo da suspensão formada durante a aeração, conhecida

agora como *lodo ativado*. (Maiores detalhes sobre o ASP podem ser vistas no site <http://www.scitrav.com/wwater/aspl/begin.htm>. Outro site de grande interesse é *The Wide World of Activated Sludge* in <http://www.scitrav.com/wwater/waterlnk.htm>).

Nesta seção é apresentada uma descrição básica do processo de lodo ativado. Na figura 2 é mostrada um diagrama esquemático de um ASP. O ASP é um processo biológico no qual microorganismos oxidam e mineralizam a matéria orgânica. Todos os microorganismos entram no sistema junto com o esgoto a ser tratado. A composição das espécies depende não

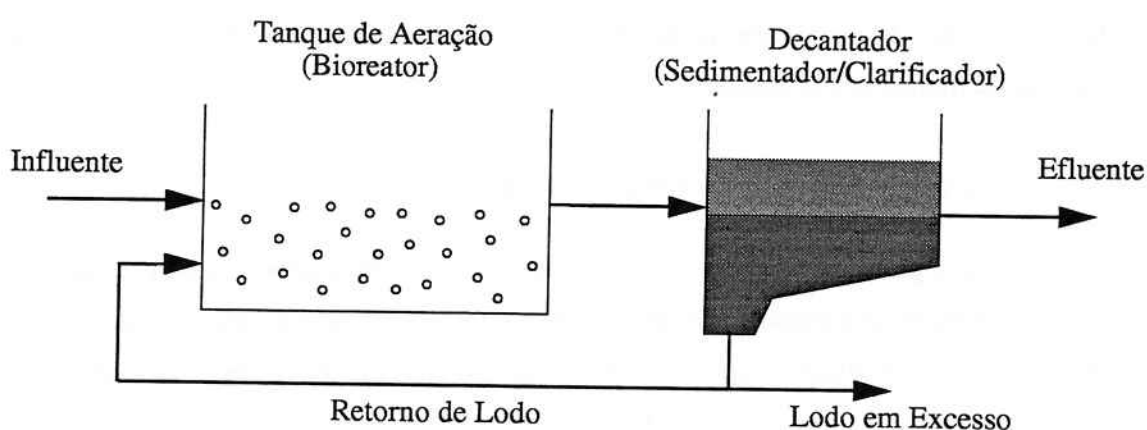


Figura 2 : Processo de Lodo Ativado composto de um Bioreator e um Sedimentador

somente do esgoto, mas também do projeto e da operação da ETE. Esses microorganismos são mantidos pelo ar que é injetado no tanque e pelo uso de agitadores. O oxigênio é usado pelos microorganismos para oxidar a matéria orgânica. Com a finalidade de manter a população microbiana o lodo do clarificador secundário é recirculado ao tanque de aeração. A concentração de microorganismos é controlada pela taxa de fluxo do lodo em excesso. Além disso, o lodo em excesso é removido para evitar lodo na água que eflui e para manter constante a concentração de sólidos em suspensão.

4. Os Processos Biológicos no Lodo Ativado

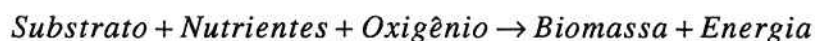
4.1 O Processo de Renovação Biológica

Os processos biológicos em uma ETE são levados a cabo por diferentes tipos de bactérias. As bactérias são os microorganismos mais importantes no ASP, enquanto os fungos, algas

e protozoas têm uma importância secundária. Dessa forma, no processo biológico considerado, o termo bactéria é usado principalmente para representar todos os microorganismos no ASP.

Os diferentes tipos de microorganismos que podem ser encontrados no Lodo Ativado (AS), numa dada ETE, são também encontrados no influente de água residual (água residual crua, ainda não tratada) ou em zonas muito perto à planta (por exemplo: ar ou solo). O gênero de bactéria predominante no AS é principalmente determinado pela composição da água residual, o projeto da planta e o grau de operação da mesma.

As bactérias necessitam de energia permanente para cumprir suas principais atividades de vida. No seu desenvolvimento, as células utilizam substrato e nutrientes externos (localizados fora da membrana da células):



A maior parte de bactérias no AS (chamadas bactérias heterotróficas) usa carbono orgânico, na forma de pequenas moléculas orgânicas, como substrato, e algumas bactérias (chamadas bactérias autotróficas) as quais são essenciais para a remoção biológica de nutrientes, usam carbono inorgânico como substrato. Quando as bactérias morrem seu carbono orgânico é parcialmente reusado. O ciclo de vida da biomassa é mostrado na figura 3, o qual é uma ilustração simplificada dos processos bioquímicos no AS. Certa quantidade da biomassa original é proveniente da água residual, conforme indicado pela linha tracejada.

A matéria orgânica entra na planta em várias formas diferentes e é convertida para outras formas por processos biológicos. A *Hidrólise* transforma grandes moléculas orgânicas (material particulado lentamente biodegradável) em pequenas porções mais facilmente acessíveis (material dissolvido rapidamente biodegradável). A velocidade da hidrólise pode ser uma restrição em uma ETE no caso que o esgoto esteja composto principalmente de material particulado, dado que o processo de hidrólise é relativamente mais lento que a taxa de *Crescimento Bacterial* (Biomassa). A taxa de crescimento da biomassa depende de muitas variáveis, tais como quantidade de biomassa, substrato, temperatura, pH e presença de toxinas. Durante a bioedução, *Morte Bacterial*, é produzida matéria biologicamente inerte (não biodegradável). O esgoto a ser tratado pode conter certa porcentagem de matéria inerte, o qual não afeta o processo e é coletado e removido no decantador.

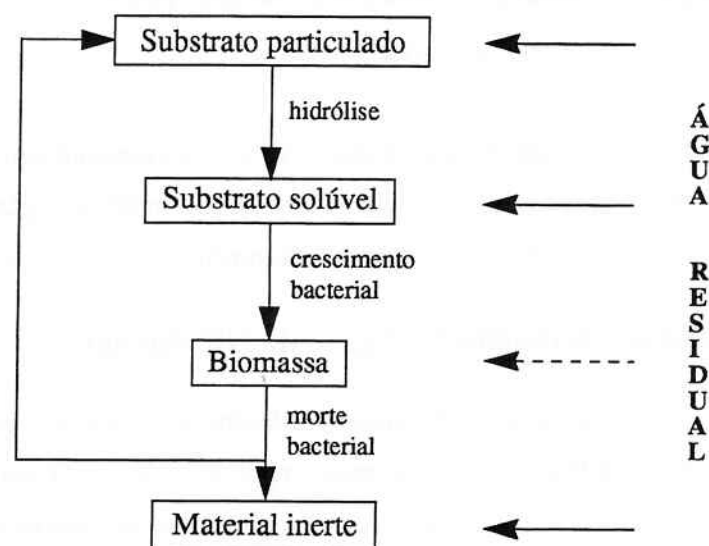


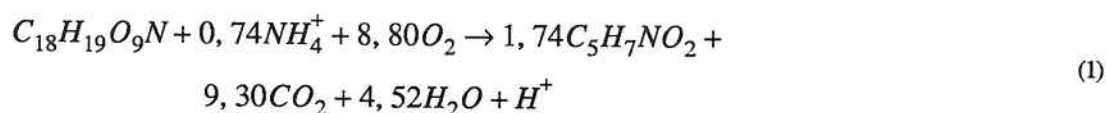
Figura 3 : O ciclo de vida da biomassa (Carstensen, 1994)

4.2 O Processo de Remoção de Matéria Orgânica Carbonosa

A matéria orgânica carbonosa contida na água residual é frequentemente dividida em várias categorias, como mostrado na figura 3. A subdivisão mais usada é baseada em biodegradabilidade. Embora o substrato particulado (lentamente biodegradável) ou solúvel (dissolvido, rapidamente biodegradável) seja utilizado para processos bioquímicos, material inerte deixa o sistema de remoção biológica de nutrientes da mesma forma que entrou. A matéria inerte é de pouco interesse para a operação da planta dado que é tóxica. O substrato solúvel é usado para o crescimento da biomassa e como fonte de energia, e o substrato particulado é hidrolizado para substrato solúvel. Este processo é realizado em um ambiente *aeróbico*.

Na prática, a produção de biomassa heterotrófica, sem taxas limitantes para o crescimento bacterial, está na faixa de 0,5-0,6 g. COD¹ biomassa/g. COD substrato, o que faz as bactérias crescerem muito rápido. A formação de um composto típico de biomassa ($C_5H_7NO_2$) de um substrato ($C_{18}H_{19}O_9N$) com um determinado coeficiente de produção é dado pela seguinte reação:

1. COD (Chemical Oxygen Demand) = unidades de expressão dos elementos orgânicos. Conceitualmente, a COD corresponde à quantidade de oxigênio necessária para oxidar, quimicamente, uma dada substância.



Os produtos do lado direito da equação (1) são obviamente inofensivos para o meio-ambiente. Deve-se notar que adicionalmente à remoção de matéria orgânica, nitrogênio é também removido pelo crescimento das bactérias heterotróficas, como é visto a seguir.

4.3 O Processo de Remoção Biológica do Nitrogênio

No esgoto, o nitrogênio está presente de diferentes formas, por exemplo como amônio (NH_4^+), nitrito (NO_2^-), nitrato (NO_3^-) e como composto orgânico. O nitrogênio é um nutriente essencial para o desenvolvimento biológico e um dos principais elementos em todos os organismos vivos. Não obstante, como é conhecido, a presença do nitrogênio nos efluentes residuais apresenta muitos problemas, como é reportado por Boaventura (1997).

A remoção biológica do nitrogênio é feita usando os processos de *Nitrificação* e *Denitrificação*. Zonas *anóxicas*¹, no bioreator, são usadas para a denitrificação enquanto que zonas *aeróbicas* são usadas para a nitrificação. As zonas anóxicas podem ser localizadas tanto no começo do bioreator (pré-denitrificação) como no final do bioreator (pós-denitrificação).

Nos sistemas de lodo ativado por aeração prolongada ou mistura completa, frequentemente ocorre um rebaixamento excessivo do pH nos reatores, onde este chega a apresentar valores inferiores a 5,0, a menos que se proceda à aplicação de produtos químicos. Este rebaixamento de pH se deve à ocorrência da oxidação do amônio, no processo de nitrificação que destrói a alcalinidade e forma ácido carbônico. Os baixos valores de pH podem chegar a comprometer a eficiência do tratamento, devido às conseqüentes alterações na biota dos tanques de aeração (Gehling e Cybis, 1998). A necessidade de criar uma zona anóxica na entrada do reator é para restituir, através da denitrificação, parte da alcalinidade perdida no processo de nitrificação, ao mesmo tempo que minimiza os custos na aplicação de produtos químicos e consumo de energia nos aeradores.

Em um sistema com pré-denitrificação, como na figura 4, um fluxo de realimentação extra é usualmente adicionado para transportar a água rica em nitrato da zona aeróbica à zona anóxica. Este fluxo de realimentação é tipicamente maior que o fluxo de esgoto (influyente). A

1. Tipo de zona onde, ao invés do oxigênio, o nitrato é usado como agente de oxidação.

presença do oxigênio na zona anóxica faz a denitrificação menos eficiente e portanto mais carbono é requerido. Para reduzir a concentração de oxigênio causada pela realimentação da água, pode ser incluída uma zona anaeróbica no final do bioreator.

Uma eficiente remoção biológica do nitrogênio em um ASP depende do fornecimento suficiente de carbono para a população bacteriana denitrificada. Se o influente de esgoto carece de energia suficiente para manter a denitrificação, uma fonte externa de carbono pode ser incluída para fazer mais efetiva a capacidade de remoção total do nitrogênio. Metanol, etanol, acetato, lodo primário e diversos produtos residuais industriais são possíveis fontes de carbono. Em um processo com pré-denitrificação, o carbono contido no influente de esgoto é usada para a denitrificação. Em um processo com pós-denitrificação, uma fonte de carbono extra tem que ser adicionada.

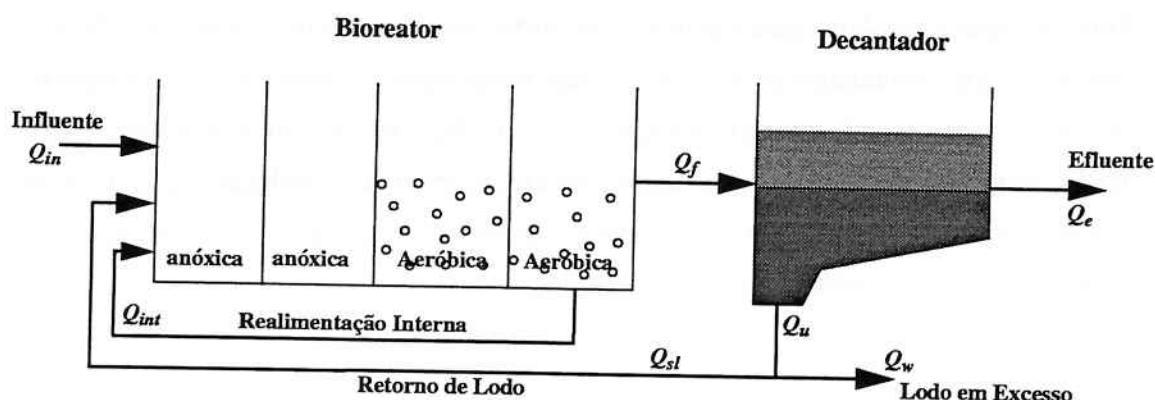


Figura 4 : Processo de Lodo Ativo com Pré-Denitrificação

4.3.1 O Processo de Nitrificação

A nitrificação é um processo micro-biológico de dois passos, que transforma o amônio (nitrogênio amoniacal¹) em nitrito e conseqüentemente em nitrato. O processo é bem conhecido na biosfera e tem uma influência maior em condições oxigenadas em solos, rios e lagoas. O amônio solúvel serve como uma fonte de energia e nutriente para o crescimento da biomassa, em especial de um grupo de bactérias autotróficas chamadas *Nitrificadores*.

1. O nitrogênio amoniacal é assumido como a soma das formas ionizada (amônio) e não-ionizada (amônia). Porém a forma não-ionizada é insignificante nos valores de pH perto da neutralidade. Portanto, é conveniente escrever modelos da oxidação do nitrogênio amoniacal em termos da concentração total de amônio.

Se o amônio é somente usada como fonte de energia, o primeiro passo da oxidação do amônio a nitrito é:

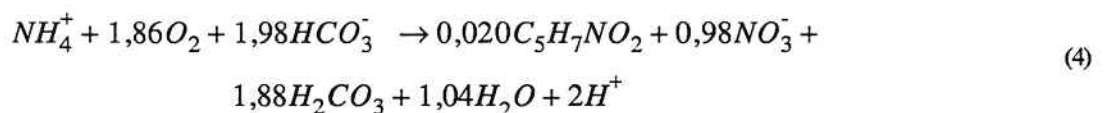


e o segundo passo da oxidação do nitrito em nitrato é:



Um típico representante para o primeiro passo é a bactéria do gênero *nitrosomonas* e para o segundo passo a bactéria do gênero *nitrobacter*.

Dado que os processos das equações (2) e (3) só fornecem uma pequena produção de energia, as bactérias nitrificadoras são caracterizadas por uma baixa produção de biomassa. Isto é um grave problema para o processo de nitrificação em sistemas de remoção biológica de nutrientes. Os coeficientes de rendimento para *nitrosomonas* e *nitrobacters* são significativamente pequenos quando comparados aquelas aos das bactérias heterotróficas, o que faz as bactérias nitrificadoras terem um coeficiente de crescimento de população lento. Usando estes coeficientes de rendimento para o crescimento da biomassa autotrófica, a seguinte reação para o processo de nitrificação total é obtida:



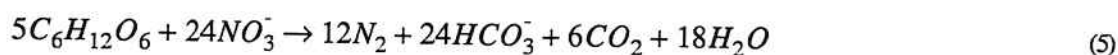
onde HCO_3^- é o dióxido de carbono solúvel para valores de pH na faixa de 5-9. Da reação da equação (4) é visto que uma grande quantidade de alcalinidade é destruída por cada NH_4^+ sendo oxidada. Não obstante a água residual de muitas áreas conterem grandes quantidades de “buffers”, algumas técnicas de tratamento requerem a adição de Lima ou Bicarbonato de Soda para manter os níveis de pH desejáveis para a nitrificação.

Operar uma ETE requer uma atenção especial no processo de nitrificação, devido a que a baixa taxa de crescimento torna os *nitrificadores* mais vulneráveis às inibições, mudanças na operação da planta e composição do influente de água residual.

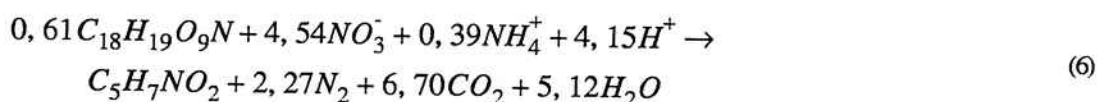
4.3.2 O Processo de Denitrificação

A denitrificação é um processo heterotrófico micro-biológico que transforma o nitrato em gás nitrogênio, usando nitrato ao invés de oxigênio como agente de oxidação. As condições durante as quais este processo ocorre são chamadas *anóxicas*, porque não há presença de oxigênio e algumas bactérias heterotróficas estão capacitadas a usar o nitrato para a oxidação. A denitrificação é bem conhecida na biosfera e é comum no solo e águas estacionárias sobre a superfície.

A maior parte das bactérias heterotróficas são opcionais para o processo de oxidação, porém a energia gerada usando nitrato é menor que usando oxigênio. De modo que, se o oxigênio está presente, a bactéria prefere o uso do oxigênio. Na prática, a denitrificação só tem lugar em baixas concentrações de oxigênio. O mecanismo total pode ser descrito por uma típica reação microbiana de um “saccharide” com nitrato:



A baixa energia gerada pelas bactérias heterotróficas durante condições anóxicas é também refletida em um coeficiente de produção de biomassa pequeno. As bactérias denitrificadoras usam amônio e substrato orgânico ($C_{18}H_{19}O_9N$) contidos na água residual para o crescimento bacteriano, com um coeficiente de produção de 0,47 g. biomassa/g. substrato, dando a seguinte reação:



Afortunadamente a alcalinidade perdida na nitrificação é recuperada na denitrificação. Combinando as reações para os processos de nitrificação (Eq. 4) e denitrificação (Eq. 6), um total de 1,07 eq. alcalinidade/mole removida de $NO_3^- - N$ é perdido. Também na equação (6) é visto que 82% do nitrogênio resultante da reação é na forma de gás.

Um parâmetro muito importante para o processo de denitrificação é a fração carbono orgânico/nitrogênio (taxa C/N) do influente de água residual o qual realiza, também, um papel importante no projeto e operação de ETEs. A denitrificação depende significativamente da concentração de substrato solúvel da água residual, porque a hidrólise de substrato orgânico é lenta durante condições anóxicas. Na prática, a taxa C/N da água residual deverá ser, no

mínimo, de 8-9 g. COD/g. N para ETEs comuns, com o objetivo de garantir uma taxa relativamente alta de denitrificação.

4.4 Influência do Meio-Ambiente nos Processos Biológicos

Para os processos descritos anteriormente, vários fatores ambientais influenciam as taxas dos processos. Estes fatores incluem temperatura, efeitos do valor do pH, materiais tóxicos e inibidores, e taxas limites das concentrações de nutrientes e substrato. Com o objetivo de modelar a influência dos fatores meio-ambientais a máxima taxa de crescimento específico da biomassa está, além da biodegradabilidade do substrato e da composição de biomassa específica, dada por fatores tais como:

$$\mu_{max} = f(T, pH, S_x, S_y, \dots)$$

onde:

T = temperatura no Lodo Ativado

pH = valor do pH

S_x, S_y = concentrações de materiais com taxas limite

A máxima taxa de crescimento específico (μ_{max}) é reportada para ter um crescimento exponencial de aproximadamente 10% por cada grau Celsius, na faixa de 0-32°C (Carstensen, 1994). Na faixa de 32-40°C, μ_{max} é aproximadamente constante, enquanto decresce muito rápido para temperaturas acima de 40°C. Portanto, as taxas dos processos podem diferir por um fator de 2 em temperaturas que vão do inverno ao verão. As bactérias são também sensíveis a mudanças rápidas na temperatura do influente de água residual, as quais frequentemente acontecem durante tempo chuvoso e em casos de derretimento de neve.

Os processos biológicos são também sensíveis ao valor do pH na água residual, que deverá estar na faixa mínima de 5-10 pH. As bactérias heterotróficas atingem a máxima taxa de crescimento para valores de pH na faixa de 7-9 pH, embora as bactérias heterotróficas prefiram um nível levemente maior de alcalinidade, comumente na faixa de 8-9 pH. O trabalho de Antonious *et al.* (1990) sugere uma correlação cruzada dos efeitos do pH e da temperatura em μ_{max} , indicando um maior efeito do pH em baixas temperaturas.

Muitos componentes orgânicos e componentes de metais inorgânicos têm um efeito tóxico nos processos biológicos. Quantificação da toxicidade em sistemas de tratamento de efluentes é difícil devido a vários fatores que podem afetar as taxas de reação dos processos. A toxicidade dos diferentes componentes é frequentemente medida em testes “batch” em laboratórios ou em amostras simples de cultivo bacterial. Não obstante, a toxicidade em grandes ETEs são causadas principalmente por materiais tóxicos contidos nos dejetos industriais que podem ser identificados por uma inspeção minuciosa das indústrias nas áreas contaminadas.

5. Modelo do Bioreator: O Modelo IAWQ N°1

O modelo IAWQ¹ N°1 de Lodos Ativados (ASM1) é um modelo dinâmico com a capacidade de modelar os processos biológicos de remoção de energia carbonosa (demanda química de oxigênio, COD), nitrificação e denitrificação. Este modelo foi o resultado de um grupo de trabalho designado pela IAWQ, em 1983, para promover o desenvolvimento e facilitar a aplicação de modelos práticos para projeto e operação de sistemas de tratamento biológico de águas residuais. O primeiro objetivo foi revisar a literatura dos modelos existentes e o segundo objetivo foi obter um modelo matemático simples com a vantagem de prever, o mais realisticamente possível, o desempenho de sistemas de lodo ativado. As deliberações do grupo resultou em uma versão preliminar do modelo IAWQ (Grady *et al.*, 1986). Dold e Marais (1986) conduziram uma avaliação exaustiva do modelo preliminar e propuseram fazer algumas mudanças, em particular com respeito à forma com que a remoção do nitrogênio orgânico foi modelada. Estas mudanças foram adotadas na versão final do modelo IAWQ N°1 (Henze *et al.*, 1987). Este modelo tem sido estendido para outros casos como, por exemplo, incorporar mais frações de COD para adaptar novas observações experimentais (Sollfrank e Gujer, 1991), para descrever a dinâmica do crescimento da população e formação de flocos e bactérias filamentosas (Gujer e Kappeler, 1992) e para incluir novos processos descrevendo a técnica avançada de remoção biológica do fósforo², Modelo IAWQ N°2, ASM2 (Henze *et al.*, 1995, 1997a). O ASM2 foi uma extensão do ASM1 para a simulação dinâmica dos processos biológicos de remoção combinada de COD, nitrogênio e fósforo. Atualmente tem sido apresentados os Modelos IAWQ N°2D (ASM2d) e IAWQ N°3 (ASM3). O ASM2d (Henze *et al.*, 1999) é

1. A IAWQ (International Association on Water Quality) no passado era conhecida como IAWPRC (International Association on Water Pollution Research and Control). Maiores informações sobre a IAWQ podem ser acessadas no site: <http://www.iawq.org.uk/>

2. Este processo é conhecido como EBPR (Enhanced Biological Phosphorus Removal), e sua inclusão no processo de lodo ativado deu origem ao Modelo IAWQ N°2. Este modelo contém 19 componentes, 65 parâmetros e 19 processos diferentes.

uma expansão do ASM2 para incluir a atividade denitrificante dos organismos acumuladores de fósforo (PAOs). O modelo simula a remoção biológica do fósforo conjuntamente com os processos de nitrificação-denitrificação em sistemas de lodo ativado. Esta extensão é feita para melhorar o modelamento do processo, especialmente com respeito à dinâmica do nitrato e fosfato. O ASM3 (Gujer *et al.*, 1999) corrige alguns dos defeitos encontrados no ASM1. O ASM3 pode prever o consumo de oxigênio, produção de lodo, nitrificação e denitrificação em sistemas de lodo ativado. Em adição ao ASM1, o ASM3 inclui armazenamento de substratos orgânicos como um novo processo. Além disso, o processo de Lysis (decaimento) é mudado para um processo de respiração endógena.

Não obstante as contínuas atualizações, o modelo IAWQ N°1 é, provavelmente, o mais usado para descrever os processos que acontecem no tratamento biológico de esgotos domésticos (Jeppsson, 1993, 1996; Weijers *et al.*, 1996, 1997; Coen *et al.*, 1998), no mundo todo. Devido ao grande impacto na comunidade de tratamento de esgotos, este modelo merece uma atenção especial e pode ser considerado como “estado da arte”, toda vez que o processo EBPR não é considerado.

O modelo IAWQ N°1 possui 13 componentes¹ (variáveis de estado ou concentrações), 19 parâmetros² (sendo 5 estequiométricos e 14 cinéticos) e descreve 8 processos diferentes (crescimento aeróbico dos heterotróficos, crescimento anóxico dos heterotróficos, crescimento aeróbico dos autotróficos, decaimento dos heterotróficos, decaimento dos autotróficos, amonificação do nitrogênio orgânico solúvel, hidrólise do material orgânico e hidrólise do nitrogênio orgânico). As considerações de como foi obtido o modelo não serão tratadas aqui mas podem ser vistas no relatório gerado por Henze *et al.* (1987). Outras literaturas de grande interesse são Jeppsson (1993, 1996) e Henze *et al.* (1997b).

Baseado no anteriormente dito, apresenta-se a seguir o conjunto de equações que fazem parte do modelo IAWQ N°1, as quais correspondem às taxa de reação (r_Z) de cada uma das concentrações Z (particuladas, X , ou solúveis, S). De acordo com Jeppsson (1996) cada equação é escrita explicitamente com o objetivo de demonstrar a complexidade do processo, que fica oculta quando apresentado em formato de matriz³ (Petersen, 1965).

1. Sendo cinco deles não mensuráveis on-line (Larrea *et al.*, 1992).

2. Estes parâmetros podem ser considerados constantes para muitas aplicações (Gibson, 1991). Não obstante, é importante que o efluente seja caracterizado para cada aplicação específica, que é uma tarefa não muito difícil de se fazer (Steffens *et al.*, 1994).

3. Formato adotado na apresentação do relatório final do Modelo IAWQ N°1 (Henze *et al.*, 1987).

As variáveis de estado consideradas no modelo IAWQ N°1 são dadas na Tabela 1.

Concentração	Z
Elementos Particulados	X
Biomassa heterotrófica ativa	X_{BH}
Biomassa autotrófica ativa	X_{BA}
Substrato biodegradável	X_S
Nitrogênio orgânico biodegradável	X_{ND}
Produtos particulados inertes	X_P
Matéria orgânica inerte	X_I
Elementos Solúveis	S
Oxigênio dissolvido	S_O
Nitrogênio (Amônio + Amônia)	S_{NH}
Nitrogênio orgânico biodegradável	S_{ND}
Nitrogênio (Nitrato e Nitrito)	S_{NO}
Substrato biodegradável	S_S
Matéria orgânica inerte	S_I
Alcalinidade	S_{ALK}

Tabela 1 : Estados incluídos no Modelo IAWQ N°1

A concentração de biomassa heterotrófica é afetada por três diferentes processos - crescimento aeróbico (termo multiplicado por S_O), crescimento anóxico (termo multiplicado por S_{NO}) e decaimento (morte bacteriana) - de acordo com:

$$r_{X_{BH}} = \left\{ \mu_H \left(\frac{S_S}{K_S + S_S} \right) \left[\left(\frac{S_O}{K_{OH} + S_O} \right) + \eta_g \left(\frac{K_{OH}}{K_{OH} + S_O} \right) \left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \right] - b_H \right\} X_{BH} \quad (7.a)$$

A concentração de biomassa autotrófica é mais simples, já que os autotróficos não crescem em ambiente anóxico. Conseqüentemente:

$$r_{X_{BA}} = \left\{ \mu_A \left(\frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \right) \left(\frac{S_O}{K_{OA} + S_O} \right) - b_A \right\} X_{BA} \quad (7.b)$$

A concentração de substrato particulado cresce com a reciclagem de bactérias mortas de acordo com a hipótese da morte-regeneração e decresce com a hidrólise do processo de acordo com:

$$r_{X_S} = (1 - f_P)(b_H X_{BH} + b_A X_{BA}) - k_h \frac{X_S/X_{BH}}{K_X + (X_S/X_{BH})} \cdot \left\{ \left(\frac{S_O}{K_{OH} + S_O} \right) + \eta_h \left(\frac{K_{OH}}{K_{OH} + S_O} \right) \left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \right\} X_{BH} \quad (7.c)$$

A concentração de nitrogênio orgânico particulado cresce com o decaimento da biomassa e com a diminuição da hidrólise do processo. A equação correspondente fica:

$$r_{X_{ND}} = (i_{XB} - f_P i_{XP})(b_H X_{BH} + b_A X_{BA}) - k_h \frac{X_{ND}/X_{BH}}{K_X + (X_S/X_{BH})} \cdot \left\{ \left(\frac{S_O}{K_{OH} + S_O} \right) + \eta_h \left(\frac{K_{OH}}{K_{OH} + S_O} \right) \left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \right\} X_{BH} \quad (7.d)$$

Existe uma fração de substrato orgânico que não é biodegradável, a qual é chamada de matéria orgânica inerte (X_I). Quando os microorganismos morrem, formam um substrato lentamente biodegradável, o qual através da hidrolisação podem ser usados para a formação de novos microorganismos. Uma pequena fração dos microorganismos mortos é biologicamente inerte e é chamada de produtos particulados inertes (X_P). A concentração de produtos particulados inertes depende do decaimento da biomassa, então:

$$r_{X_P} = f_P(b_H X_{BH} + b_A X_{BA}) \quad (7.e)$$

A concentração de matéria orgânica particulada inerte não possui taxa de reação, portanto:

$$r_{X_I} = 0 \quad (7.f)$$

A concentração de oxigênio dissolvido (dissolved oxygen, DO) nas águas residuais diminui com o crescimento aeróbico da biomassa heterotrófica e autotrófica de acordo com:

$$r_{S_O} = -\mu_H \left(\frac{1 - Y_H}{Y_H} \right) \left(\frac{S_S}{K_S + S_S} \right) \left(\frac{S_O}{K_{OH} + S_O} \right) X_{BH} - \mu_A \left(\frac{4,57 - Y_A}{Y_A} \right) \left(\frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \right) \left(\frac{S_O}{K_{OA} + S_O} \right) X_{BA} \quad (7.g)$$

A concentração de amônio é afetada pelo crescimento de todos os microorganismos (X_{BH} e X_{BA}) a medida que o amônio é usado como fonte de nitrogênio. A concentração é diminuída pelo processo de nitrificação e aumentada como resultado da amonificação do nitrogênio orgânico solúvel. Isto dá como resultado uma complexa equação para a taxa de reação dada por:

$$r_{S_{NH}} = \left\{ -i_{XB} \mu_H \left(\frac{S_S}{K_S + S_S} \right) \left[\left(\frac{S_O}{K_{OH} + S_O} \right) + \eta_g \left(\frac{K_{OH}}{K_{OH} + S_O} \right) \left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \right] + k_d S_{ND} \right\} X_{BH} - \mu_A \left(i_{XB} + \frac{1}{Y_A} \right) \left(\frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \right) \left(\frac{S_O}{K_{OA} + S_O} \right) X_{BA} \quad (7.h)$$

A concentração de nitrogênio orgânico solúvel é afetada pela amonificação e pela hidrólise de acordo com:

$$r_{S_{ND}} = \left[-k_d S_{ND} - k_h \frac{X_{ND}/X_{BH}}{K_X + (X_S/X_{BH})} \cdot \left\{ \left(\frac{S_O}{K_{OH} + S_O} \right) + \eta_h \left(\frac{K_{OH}}{K_{OH} + S_O} \right) \left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \right\} \right] X_{BH} \quad (7.i)$$

A concentração de nitrato está envolvida em apenas dois processos - é aumentada pela nitrificação e diminuída pela denitrificação:

$$r_{S_{NO}} = -\mu_H \eta_g \left(\frac{1 - Y_H}{2,86 Y_H} \right) \left(\frac{S_S}{K_S + S_S} \right) \left(\frac{K_{OH}}{K_{OH} + S_O} \right) \left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) X_{BH} + \frac{\mu_A}{Y_A} \left(\frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \right) \left(\frac{S_O}{K_{OA} + S_O} \right) X_{BA} \quad (7.j)$$

A concentração de substrato solúvel é reduzida pelo crescimento de bactérias heterotróficas (em condições aeróbicas e anóxicas) e é aumentada pela hidrólise do substrato particulado. A taxa de reação correspondente é:

$$r_{S_s} = \left[-\frac{\mu_H}{Y_H} \left(\frac{S_s}{K_s + S_s} \right) \left\{ \left(\frac{S_o}{K_{OH} + S_o} \right) + \eta_g \left(\frac{K_{OH}}{K_{OH} + S_o} \right) \left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \right\} + \right. \\ \left. k_h \frac{X_s/X_{BH}}{K_X + (X_s/X_{BH})} \left\{ \left(\frac{S_o}{K_{OH} + S_o} \right) + \eta_h \left(\frac{K_{OH}}{K_{OH} + S_o} \right) \left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \right\} \right] X_{BH} \quad (7.k)$$

A matéria orgânica solúvel inerte não possui taxa de reação, portanto:

$$r_{S_i} = 0 \quad (7.l)$$

Por último, a taxa de reação para a concentração da alcalinidade solúvel é dada por:

$$r_{S_{ALK}} = \left[\frac{1}{14} k_a S_{ND} + \mu_H \left(\frac{S_s}{K_s + S_s} \right) \left\{ -\frac{i_{XB}}{14} \left(\frac{S_o}{K_{OH} + S_o} \right) + \eta_g \left(\frac{1 - Y_H}{14 \times 2,86 Y_H} - \frac{i_{XB}}{14} \right) \right. \right. \\ \left. \left. \left(\frac{K_{OH}}{K_{OH} + S_o} \right) \left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \right\} \right] X_{BH} - \mu_A \left(\frac{i_{XB}}{14} + \frac{1}{7 Y_A} \right) \left(\frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \right) \left(\frac{S_o}{K_{OA} + S_o} \right) X_{BA} \quad (7.m)$$

Os valores dos parâmetros são dados na Tabela 2, os quais são os valores “default” reportados em Henze *et al.* (1987) para uma temperatura de 20°C. Estes parâmetros caracterizam a resposta da cultura de microorganismos misturada dentro do sistema. Alguns destes parâmetros mostram pequenas variações de uma água residual para outra e podem ser considerados como constantes, porém outros têm grandes variações. Os valores da Tabela 2 são considerados típicos para esgoto doméstico e pH neutro, não obstante muitos destes serem fortemente influenciados por condições do meio ambiente (Henze *et al.*, 1987).

Para obter as equações diferenciais completas para os estados diferentes em cada zona do bioreator, as taxas de reação dadas anteriormente têm que ser complementadas com os termos para o balanço de massa. Supondo um sistema com pré-denitrificação, como mostrado na Figura 4, com um bioreator dividido em N zonas ou compartimentos, uma fórmula geral para o balanço de massa, de cada uma das concentrações, é dada pelas seguintes equações:

* Para k=1 (primeiro compartimento na entrada do fluxo de influente)

$$\frac{dZ_1}{dt} = \frac{Q_{in} Z_{in} + Q_{sl} Z_{sl} + Q_{int} Z_{int} - Q_1 Z_1}{V_1} + r_{Z_1} \quad (8)$$

$$Q_1 = Q_{in} + Q_{sl} + Q_{int}$$

Parâmetros estequiométricos	Símbolo	Unidade	Valor
Produção para biomassa heterotrófica	Y_H	g COD formado/g COD oxidado	0.67
Produção para biomassa autotrófica	Y_A	g COD formado/g COD oxidado	0.24
Fração de biomassa produzindo produtos particulados	f_P	adimensional	0.08
Massa N por massa COD na biomassa	i_{XB}	g N/g COD na biomassa	0.086
Massa N por massa COD nos produtos da biomassa	i_{XP}	g N/g COD na biomassa endógena	0.06
Parâmetros cinéticos	Símbolo	Unidade	Valor
Taxa máxima de crescimento para biomassa heterotrófica	μ_H	dia ⁻¹	6.0
Taxa de decaimento de biomassa heterotrófica	b_H	dia ⁻¹	0.62
Coefficiente de meia-saturação para biomassa heterotrófica	K_S	g COD/m ³	20
Coefficiente de meia-saturação de oxigênio para biomassa heterotrófica	K_{OH}	g O ₂ /m ³	0.2
Coefficiente de meia-saturação de nitrato para biomassa heterotrófica denitrificante	K_{NO}	g NO ₃ -N/m ³	0.5
Taxa máxima de crescimento para biomassa autotrófica	μ_A	dia ⁻¹	0.8
Taxa de decaimento de biomassa heterotrófica	b_A	dia ⁻¹	0.2
Coefficiente de meia-saturação de oxigênio para biomassa autotrófica	K_{OA}	g O ₂ /m ³	0.4
Coefficiente de meia-saturação de amônia para biomassa autotrófica	K_{NH}	g NH ₃ -N/m ³	1.0
Fator de correção para crescimento anaeróbico de biomassa heterotrófica	n_g	adimensional	0.8
Taxa de amonificação	k_a	m ³ /(g COD.dia)	0.08
Taxa máxima de hidrólise	k_h	g. biod. COD/(g COD.dia)	3.0
Coefficiente de meia-saturação para hidrólise de substrato particulado	K_X	g. biod. COD/(g COD)	0.03
Fator de correção para hidrólise anaeróbica	n_h	adimensional	0.4

Tabela 2 : Valores dos parâmetros do Modelo IAWQ N°1 para uma temperatura de 20°C (Henze *et al.*, 1987)

* Para $k=2$ a N

$$\frac{dZ_k}{dt} = \frac{Q_{k-1}Z_{k-1} - Q_kZ_k}{V_k} + r_{Z_k} \quad (9)$$

$$Q_k = Q_{k-1}$$

* Para o caso especial da concentração do oxigênio dissolvido ($S_{O,k}$), tem-se:

$$\frac{dS_{O,k}}{dt} = \frac{Q_{k-1}S_{O,k-1} - Q_kS_{O,k}}{V_k} + r_{S_{O,k}} + (K_L a(Q_{ar}))_k (S_{sat} - S_{O,k}) \quad (10)$$

onde:

$K_L a(Q_{ar})$ = função de transferência de oxigênio ou coeficiente de transferência de massa volumétrica para DO,

Q_{ar} = fluxo de ar (que vem dos sopradores de aeração), e

$S_{O,sat}$ = concentração de saturação do oxigênio

6. Modelo do Decantador: O Sedimentador de Múltiplas Camadas de Takács *et al.* (1991)

O Modelo IAWQ N°1 é usado para modelar cada zona do bioreator (anóxica, aeróbica ou anaeróbica). Não obstante, para completar o processo, é necessário incrementar a resposta do decantador ou clarificador secundário, a qual é frequentemente reportada como um gargalo do sistema. A separação sólidos-líquido, por sedimentação por gravidade, é um dos processos físicos mais importantes em plantas de tratamento de águas residuais (Bergh, 1996; Ekama *et al.*, 1997) e é um componente vital em sistemas de tratamento biológico de efluentes. No sedimentador primário, na fase de tratamento mecânico (ver Figura 1), a matéria orgânica sedimentada é removida por gravidade, como passo prévio antes de entrar no reator biológico. O processo de lodo ativado transforma a matéria orgânica solúvel em biomassa. A operação efetiva deste processo requer que a biomassa seja removida do fluxo de efluente de água tratada, antes de ser descarregada no meio receptor. Parte da biomassa é descartada, porém uma grande fração é retornada ao reator biológico, para manter uma taxa apropriada de substrato/biomassa.

Diversos trabalhos têm sido escritos para modelar o sedimentador secundário. Grijsperdt *et al.* (1995) fizeram um estudo comparativo de vários modelos de sedimentadores disponíveis na literatura, chegando à conclusão que o modelo proposto por Takács *et al.* (1991) representa mais realisticamente o processo de sedimentação/clarificação, o qual será adotado neste trabalho.

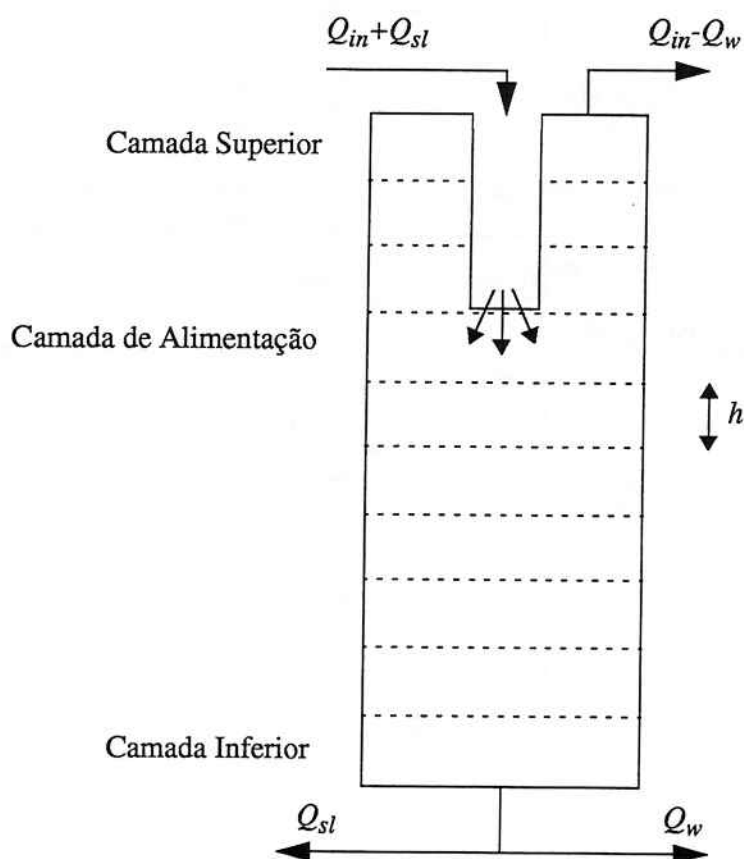


Figura 5 : Modelo do Sedimentador de múltiplas camadas

O decantador é modelado como um tanque com várias camadas horizontais, onde cada camada é assumida como sendo completamente misturada, ver Figura 5.

O modelo do sedimentador é baseado no balanço de massa de sólidos ao redor de cada camada (ver Figura 6). O fluxo de sólidos é chamado de J , o qual depende da velocidade de sedimentação v_s e da concentração de lodo X_{SS} (ou sólidos em suspensão, SS):

$$J = v_s(X_{SS})X_{SS} \quad (11)$$

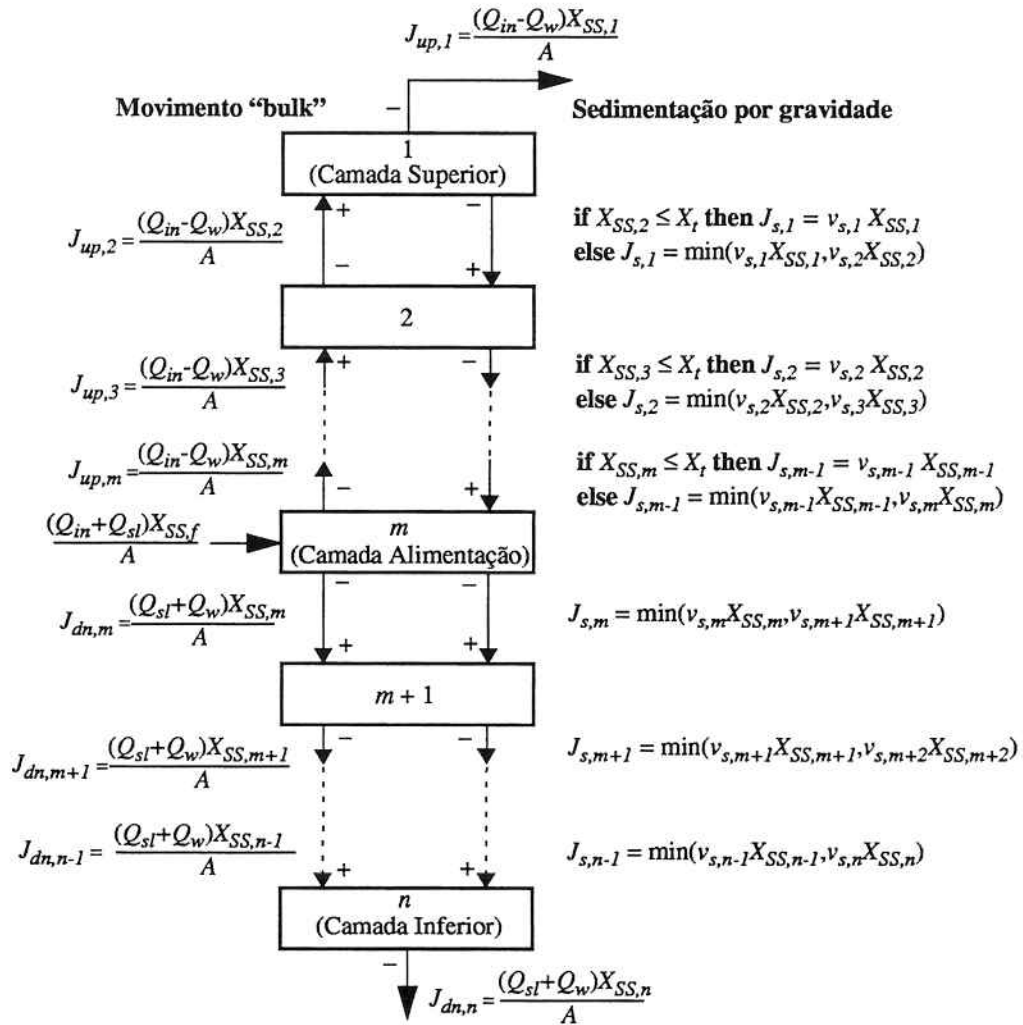


Figura 6 : Balanço de sólidos através do sedimentador de múltiplas camadas (Jeppsson, 1996; Lindberg, 1997)

A concentração em cada camada é dada por:

$$\frac{dX_{SS}}{dt} = \frac{1}{h} \Delta J \quad (12)$$

onde ΔJ é a diferença de fluxo na camada e h é a altura de cada camada. De acordo com a Figura 6, são derivadas as seguintes equações para a concentração de lodo em cada camada:

$$\frac{dX_{SS,1}}{dt} = \frac{1}{h} (J_{up,2} - J_{up,1} - J_{s,1}) \quad (13.a)$$

$$\frac{dX_{SS,i}}{dt} = \frac{1}{h}(J_{up,i+1} - J_{up,i} + J_{s,i-1} - J_{s,i}) \quad 2 \leq i < m \quad (13.b)$$

$$\frac{dX_{SS,m}}{dt} = \frac{1}{h} \left(\frac{(Q_{in} + Q_{sl})X_{SS,f}}{A} - J_{up,m} - J_{dn,m} + J_{s,m-1} - J_{s,m} \right) \quad (13.c)$$

$$\frac{dX_{SS,j}}{dt} = \frac{1}{h}(J_{dn,j-1} - J_{dn,j} + J_{s,j-1} - J_{s,j}) \quad m+1 \leq j < n \quad (13.d)$$

$$\frac{dX_{SS,n}}{dt} = \frac{1}{h}(J_{dn,n-1} - J_{dn,n} + J_{s,n-1}) \quad (13.e)$$

onde $X_{SS,f}$ é a concentração de lodo no fluxo de entrada do sedimentador, A é a área da seção transversal do sedimentador, n é o número de camadas e m é o número da camada de alimentação.

A velocidade de sedimentação (função da exponencial dupla) é dada por (Takács *et al*, 1991):

$$v_{s,i} = v_0 e^{-r_h(X_{SS,i} - X_{min})} - v_0 e^{-r_p(X_{SS,i} - X_{min})} \quad 1 \leq i < n \quad (14)$$

$$0 \leq v_{s,i} \leq v'_0$$

Os parâmetros do sedimentador de Takács *et al.* (1991) são mostrados na Tabela 3.

Parâmetros	Símbolo	Unidade	Valor
Máxima velocidade teórica de sedimentação	v_0	m/d	712
Máxima velocidade prática de sedimentação	v'_0	m/d	340
Parâmetro associado com a componente de sedimentação retardada da velocidade de sedimentação	r_h	m ³ /g	$4,26 \times 10^{-4}$
Parâmetro associado com a concentração baixa e componente de sedimentação lenta da suspensão	r_p	m ³ /g	$5,0 \times 10^{-3}$
Fração não sedimentável de sólidos suspensos no influente	f_{ns}	adimensional	$1,0 \times 10^{-4}$
Mínima concentração atingível de sólidos suspensos no efluente	X_{min}	g/m ³	$f_{ns}X_{SS,f}$
Concentração limite de sólidos suspensos	X_t	g/m ³	3000

Tabela 3 : Parâmetros do sedimentador de Takács *et al.* (1991)

Observação: Nas formulações dadas anteriormente, a concentração é definida como:

$$X_{SS} = X_I + X_S + X_{BA} + X_{BH} + X_{ND} = MLVSS$$

(MLVSS = Mixed Liquor Volatile Suspended Solids)

7. Um modelo de referência (“*Benchmark*”) para o processo de lodo ativado

O termo “Benchmark” é muito usado na área de informática como uma ferramenta de medição de desempenho para “hardware” e “software”. Alternativamente, em estudos de “benchmark”, os pesquisadores fornecem informação de um particular sistema a ser controlado, com o propósito de desenvolver um controlador para este sistema ou para realizar uma comparação entre estratégias de controle alternativas (Spanjers *et al*, 1998b). Não obstante, é notória a quantidade mínima destes “benchmarks” na área de controle de processos (Alvarez *et al*, 1998).

Neste trabalho define-se “benchmark” como uma metodologia para testar estratégias de controle para o processo de lodo ativado, consistindo em um modelo de simulação, um “layout” da planta, um controlador e uma medida de desempenho. O nosso objetivo é construir e empregar os “benchmarks” para o desenvolvimento de estratégias de controle e otimização baseados em modelo.

Para que um “benchmark” seja geralmente aceito, deve cumprir as seguintes condições (Vanhooren e Nguyen, 1996):

- i) Independente de uma plataforma de simulação;
- ii) Baseado em um modelo de simulação com ampla aceitação;
- iii) Prover um protocolo de teste;
- iv) Prover uma medida de desempenho.

Ademais, um “benchmark” deve ser (Alvarez *et al*, 1998):

- v) Simples, quanto à formulação matemática e projeto do processo a nível operativo, embora mantendo todas as características significativas do processo;

- vi) Confiável, reproduzindo a maioria das dificuldades de um dado problema real;
- vii) Auto-suficiente, contendo suficiente informação sobre o processo para fornecer um modelo de boa precisão com baixo custo computacional;
- viii) Claro, com os mecanismos do processo coerentes e de fácil interpretação física. Isto permite que os resultados das simulações sejam analisados em contraste com as condições do processo real.
- ix) Fácil de implementar, em escala de laboratório ou planta piloto, com bons níveis de segurança, operação simples, tamanho pequeno, baixo custo e impacto ambiental nulo.

Baseado no anteriormente dito, nesta seção apresentamos um protocolo de simulação para o processo de lodo ativado. O simulador pode ser usado para (Lindberg, 1997):

- i) Entendimento do processo. Usando o simulador pode ser obtido um maior conhecimento da complexidade do processo de lodo ativado.
- ii) Educação. O simulador pode ser usado como complemento das matérias em tratamento de águas residuais e para o treinamento do pessoal que trabalha na área.
- iii) Controle de processos. Eficientes estratégias de controle são frequentemente baseadas em modelo. Um bom modelo dinâmico pode ser usado para testar e avaliar diferentes estratégias de controle.
- iv) Predição e/ou estimativa. Os modelos podem ser usados para prever o desempenho futuro da planta.

A seguir apresenta-se um “benchmark” para a simulação dinâmica de um processo de tratamento biológico de efluentes domésticos por lodo ativado. Com o objetivo de evitar confusões em relação a outros “benchmarks” disponíveis na literatura, chamaremos nosso simulador de **“Benchmark ASWWTP -USP”**.

“BENCHMARK” ASWWTP - USP

- Configuração do processo: Sistema de lodo ativado com pré-denitrificação.
- “Layout” da planta:

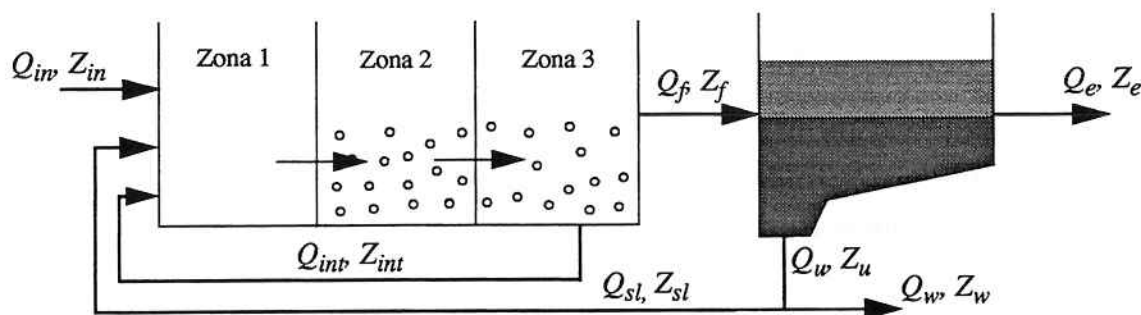


Figura 7 : “Layout” da planta do “Benchmark”

- Bioreator:

Volume total = 45 m³

Número de zonas ou compartimentos: 3.

Zona	Tipo	Volume (m ³)
1	anóxica	15
2	aeróbica	15
3	aeróbica	15

É adotado o modelo IAWQ N° 1 (Henze *et al.*, 1987) para modelar cada zona do bioreator, com as seguintes modificações e assunções:

- A concentração de matéria orgânica inerte solúvel (S_I) não é implementada, por ser considerada não necessária neste estudo.
- A concentração de matéria orgânica inerte particulada ($X_{I,IAWQ}$) e a concentração de produtos particulados inertes ($X_{P,IAWQ}$) são combinados em uma única variável, denominada concentração de material inerte particulado (X_P), dado que

suas frações não são de grande interesse neste estudo. Portanto:

$$X_P = X_{I,IAWQ} + X_{P,IAWQ}$$

- É considerada uma função de transferência de oxigênio, na equação que descreve a concentração do oxigênio dissolvido, da seguinte forma:

$$K_L a(Q_{ar}) = 120 \arctan\left(\frac{4\pi \cdot Q_{ar}}{1000}\right) \quad h^{-1}$$

- A concentração de saturação do oxigênio dissolvido é tomada como:

$$S_{O, sat} = 8,637 \text{ mg/l}$$

- Tem sido implementada uma equação para a medição da taxa de respiração bacteriana (Oxygen Uptake Rate, OUR), com o objetivo de poder avaliar técnicas de controle baseadas em respirometria, de acordo com (Bastin e Dochain, 1990):

$$OUR = -r_{S_o}$$

onde r_{S_o} é a taxa de reação para a concentração de oxigênio dissolvido dada na equação (7.g)

- Os valores dos parâmetros cinéticos e estequiométricos são dados na Tabela 2, porém considerando a correspondente transformação de unidades, de alguns parâmetros cinéticos, de “dia” para “hora”.

• Sedimentador:

Volume: $V_{settler} = 20 \text{ m}^3$

Área da seção transversal: $A = 10 \text{ m}^2$

Número de camadas: $n = 10$

Camada de alimentação: $m = 7$

Altura de cada camada: $h = 0,2$

É usado o modelo de múltiplas camadas de Takács *et al.* (1991), com as seguintes modificações e suposições:

- As concentrações solúveis são implementadas da seguinte forma:

$$\frac{dS}{dt} = \frac{Q_f}{V_{\text{settler}}} (S_{in} - S)$$

onde S representa algumas das concentrações solúveis dadas na Tabela 1. Estas concentrações são consideradas homogêneas para todas as camadas do sedimentador, portanto:

$$S_{sl} = S_w = S_u = S_e$$

Para o caso especial do oxigênio dissolvido, é considerado que a concentração S_O no fluxo de retorno de lodo e no fluxo de lodo em excesso seja zero, ou seja:

$$S_{O,sl} = S_{O,w} = S_{O,u} = 0$$

- A concentração de lodo (X_{SS}) ou sólidos em suspensão (SS) na entrada do sedimentador, é dada por:

$$X_{SS,f} = f_1 \cdot (X_{P,f} + X_{S,f}) + f_2 \cdot (X_{BH,f} + X_{BA,f} + X_{ND,f}) \quad (mgSS/l)$$

com $f_1 = 0,75$ e $f_2 = 0,9$.

(Não obstante ter unidades diferentes, X_{ND} é incluído no balanço total de SS, dado que não afetará consideravelmente as respostas nas simulações do ASP (Jeppsson, 1996)).

- As concentrações particuladas, no efluente tratado, são calculadas da seguinte forma:

$$\frac{f_1 \cdot X_{P,f}}{X_{SS,f}} = \frac{X_{P,e}}{X_{SS,e}}$$

onde $X_{SS,e}$ é a concentração de SS na primeira camada. De maneira similar são obtidas as equações para $X_{S,e}$, $X_{BH,e}$, $X_{BA,e}$ e $X_{ND,e}$.

- As concentrações particuladas, no fluxo de retorno de lodo e no lodo em excesso, são calculadas da seguinte forma:

$$\frac{f_1 \cdot X_{P,f}}{X_{SS,f}} = \frac{X_{P,u}}{X_{SS,u}}$$

onde $X_{SS,u}$ é a concentração de SS na última camada. De maneira análoga são obtidas as equações para $X_{S,u}$, $X_{BH,u}$, $X_{BA,u}$ e $X_{ND,u}$.

- Os parâmetros do sedimentador são dados a seguir:

Parâmetro	Valor	Unidade
v_o	5,7	m/h
v_o'	5,0	m/h
r_h	0,00037	l/mg
r_p	0,00286	l/mg
f_{ns}	0,00228	-----
X_{min}	$f_{ns} * X_{ssf}$	mg/l
X_t	3000	mg/l

• Fluxos (valores médios):

Fluxo	Valor	Unidade
Q_{in}	4,17	m ³ /h
Q_{sl}	$0,8 * Q_{in}$	m ³ /h
Q_{int}	$2 * Q_{in}$	m ³ /h
Q_w	0,0258	m ³ /h

• Caracterização da água residual (valores médios):

Concent.	Valor	Unidade
X_{BH}	0	mg COD/l
X_{BA}	0	mg COD/l
X_S	160	mg COD/l
X_{ND}	18,28	mg N/l
X_P	40	mg COD/l
$S_O (*)$	0	mg(-COD)/l
S_{NH}	12,5	mg N/l
S_{ND}	10,1	mg N/l
S_{NO}	1	mg N/l

Concent.	Valor	Unidade
S_S	64	<i>mg COD/l</i>
S_{ALK}	7	<i>m mol/l</i>
X_{SS}	166,452	<i>mg SS/l</i>

Proporção de COD biodegradável = 224 *mg/l*

Tempo de retenção hidráulica = 15,59 horas

Tempo de retenção do lodo (anóxico) = 9,3 dias

Tempo de retenção do lodo (aeróbico) = 18,6 dias

(*) O sinal negativo nas unidades da concentração de oxigênio dissolvido é uma convenção para indicar *consumo*. Caso contrário significa *produção* (Henze *et al.*, 1987).

• Condições iniciais :

- Reator biológico:

Concent.	Zona 1	Zona 2	Zona 3	Unidade
X_{BH}	4655,7	4647,4	4616,8	<i>mg COD/l</i>
X_{BA}	132,7	132,0	131,1	<i>mg COD/l</i>
X_S	112,2	60,6	43,5	<i>mg COD/l</i>
X_{ND}	10,77	5,58	3,86	<i>mg N/l</i>
X_P	589,3	598,4	607,5	<i>mg COD/l</i>
S_O	0	2,0	2,0	<i>mg(-COD)/l</i>
S_{NH}	8,258	2,674	0,707	<i>mg N/l</i>
S_{ND}	0,677	0,977	0,774	<i>mg N/l</i>
S_{NO}	1,52	10,75	15,67	<i>mg N/l</i>
S_S	2,03	2,16	1,66	<i>mg COD/l</i>
S_{ALK}	6,66	5,60	5,11	<i>m mol/l</i>
X_{SS}	4845,378	4800,732	4764,834	<i>mg SS/l</i>
OUR	1,1109	98,9101	66,8660	<i>mg/l.h</i>

- Sedimentador:

Camada	X_{SS} (x 10^3)	Unidade
1	1,3295	mg SS/l
2	6,1570	mg SS/l
3	6,1570	mg SS/l
4	6,1570	mg SS/l
5	6,1570	mg SS/l
6	6,1570	mg SS/l
7	6,1570	mg SS/l
8	8,4885	mg SS/l
9	10,264	mg SS/l
10	12,407	mg SS/l

Para o caso das concentrações solúveis, as condições iniciais são as mesmas que as indicadas para a última zona aeróbica do reator biológico

Os valores em estado estacionário foram usados como valores iniciais das variáveis de estado.

• Resposta dinâmica em malha aberta do processo de lodo ativado:

- Vazões de ar nas zonas do reator biológico:

Fluxo	Valor	Unidade
Q_{ar_1}	0,0	m^3/h
Q_{ar_2}	10,1525	m^3/h
Q_{ar_3}	6,6998	m^3/h

- Perturbações na carga de acordo com a Figura 8:

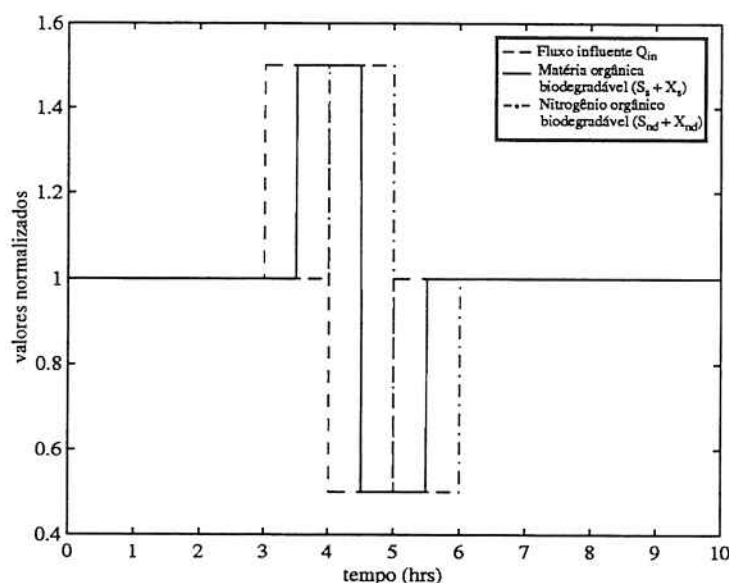


Figura 8 : Perturbações nas variáveis do influente (valores normalizados), para análise da dinâmica do processo em malha aberta

- Respostas às perturbações:

As respostas às perturbações no influente são mostradas na Figura 9, levando em conta que a linha contínua corresponde à resposta na zona anóxica, a linha tracejada corresponde à resposta na primeira zona aeróbica e a linha com traço e ponto corresponde à resposta na segunda zona aeróbica.

- Controle baseado em DO: Controle da Concentração do Oxigênio Dissolvido

A Concentração do Oxigênio Dissolvido (DOC) na zona aeróbica de um processo de lodo ativado deve ser alta o bastante para fornecer oxigênio suficiente aos microorganismos, de modo que a matéria orgânica seja degradada e o amônio seja convertido em nitrato. Por outro lado, uma concentração de DO muito alta, fato que requer um fluxo alto de ar, induz a um consumo grande de energia e pode também deteriorar a qualidade do lodo. Ademais, uma DOC alta no fluxo de reciclo interno (Q_{int}) torna o processo de denitrificação menos eficiente.

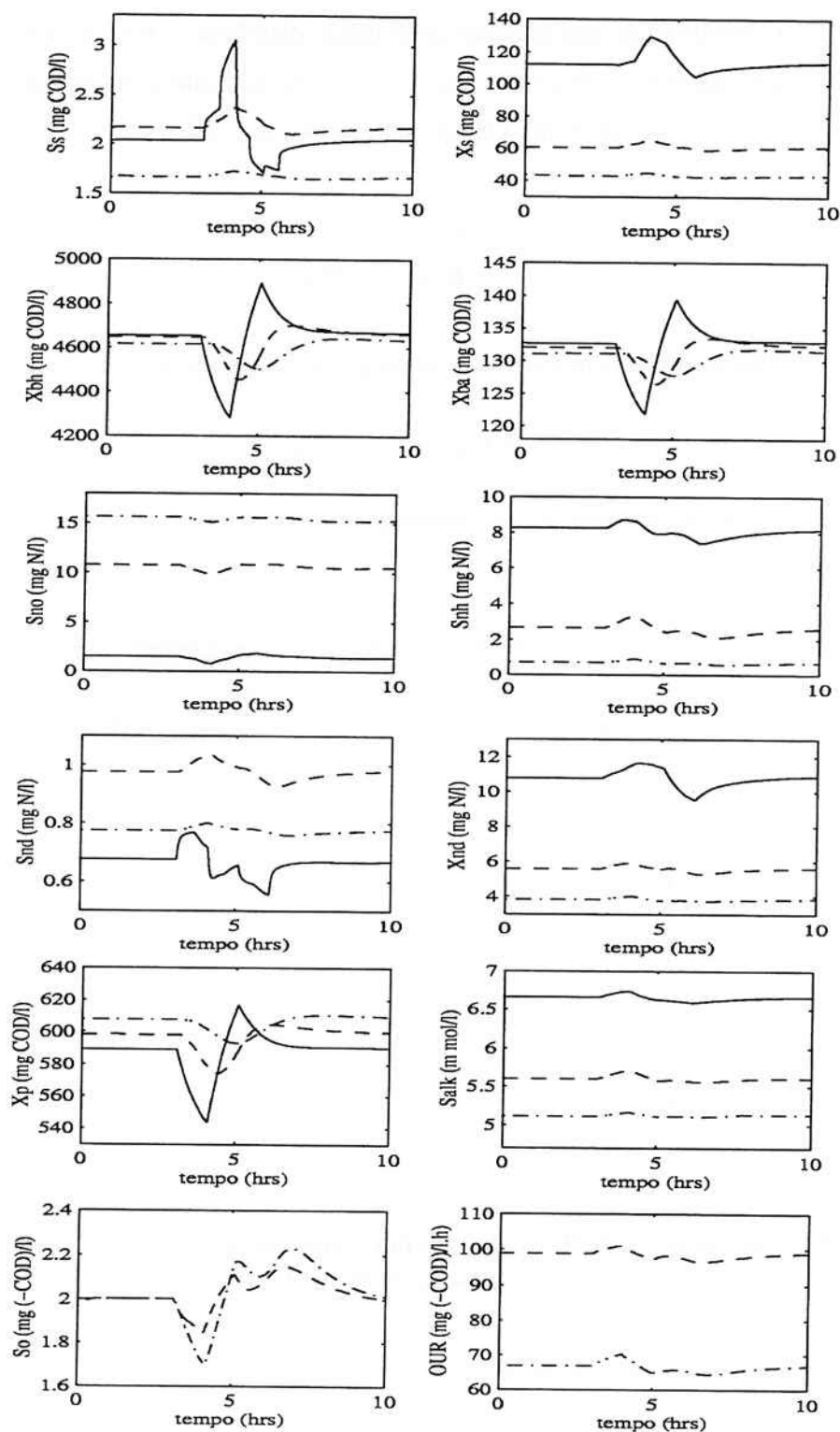


Figura 9 : Resposta em malha aberta às perturbações da Figura 8

O controle baseado em DO é feito da seguinte maneira:

- Controle PI da concentração do oxigênio dissolvido, DOC, na zona 3 por manipulação da injeção de ar (na zona 2 é considerado que a injeção de ar é constante, $Q_{ar_2} = 10,1525 \text{ m}^3/\text{h}$). Os parâmetros do controlador são :

$$K_p = 1,581$$

$$K_i = 18,1192$$

- “Set-point” da concentração do oxigênio dissolvido na zona 3:

$$DO_{sp} = 2,0 \text{ mg/l}$$

- O sistema é submetido a perturbações de acordo com a Figura 10:

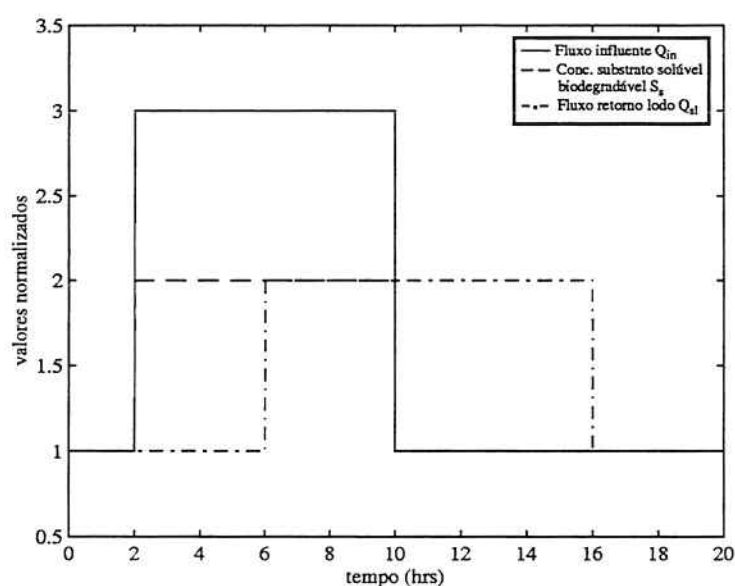


Figura 10 : Sequência das perturbações (valores normalizados) para controle do processo baseado em DO

- Respostas às perturbações:

As respostas às perturbações são mostradas nas Figuras 11 e 12, considerando que a linha contínua corresponde à resposta na zona anóxica, a linha tracejada corresponde à resposta na primeira zona aeróbica, a linha com traço e ponto corresponde

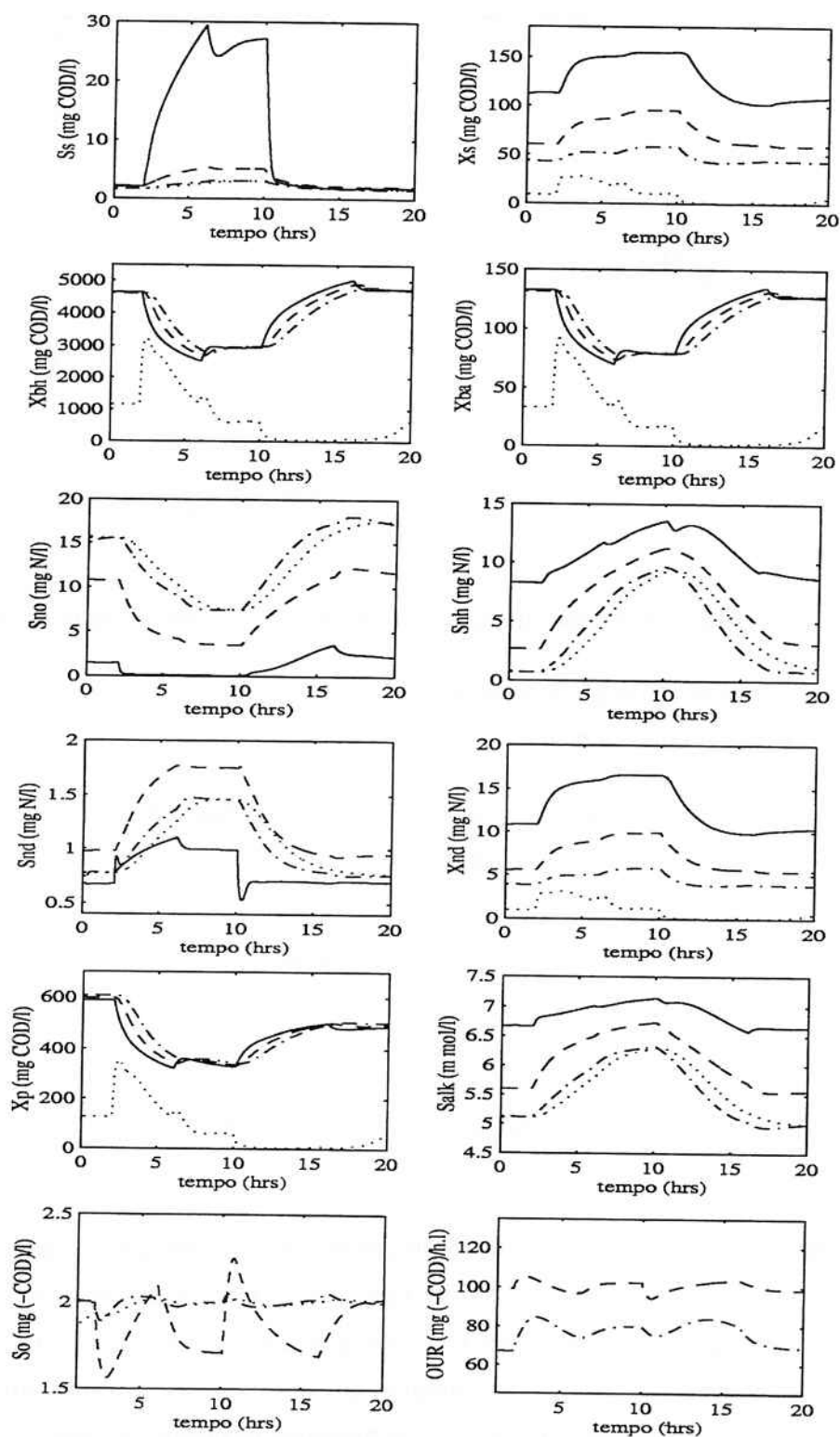


Figura 11 : Resposta do processo às perturbações mostradas na Figura 10

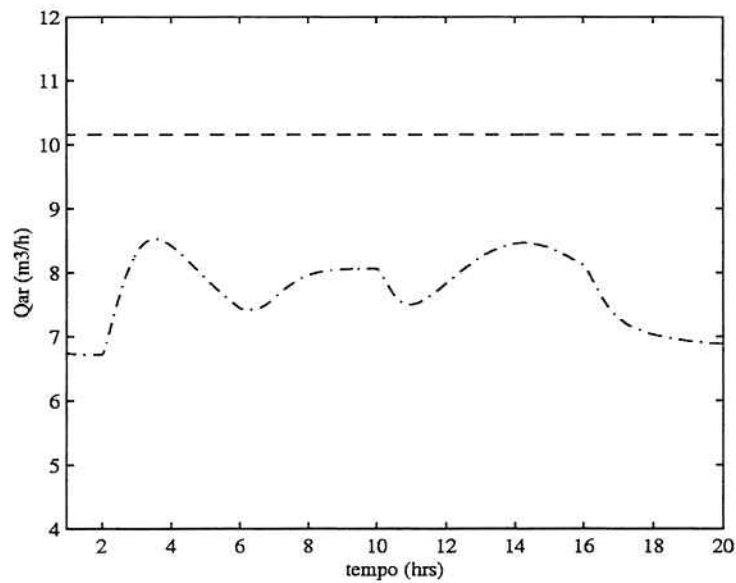


Figura 12 : Fluxo de injeção de ar nas zonas aeróbicas para o controle do processo

à resposta na segunda zona aeróbica e a linha pontilhada corresponde ao efluente já tratado (saída da planta).

- Para avaliação do controlador é tomado como índice de desempenho a integral do erro quadrático (ISE), definida por:

$$ISE = \int e^2(t) dt$$

Para o controlador PI implementado é obtido: $ISE = 0,4017$.

- Controle baseado em Respirometria (com controle de DO): Controle da Concentração da Biomassa Ativa

Respirometria é a medição e interpretação da taxa de respiração bacteriana (ou Oxygen Uptake Respiration, OUR). A taxa de respiração é a quantidade de oxigênio por unidade de volume e tempo que é consumida pelos microorganismos. A OUR está diretamente relacionada a dois importantes processos bioquímicos que devem ser controlados em uma planta de tratamento de águas residuais: crescimento de biomassa e consumo de substrato. Além disso, um rápido decréscimo da OUR implica que alguma forma de material tóxico entrou na planta. Portanto, o conhecimento da taxa de respiração pode ser usado para detetar a presença de ele-

mentos tóxicos de tal forma que alguma ação de controle tenha que ser realizada para prevenir a morte dos microorganismos.

No controle baseado em DO, assumindo que uma substância tóxica tenha entrado na planta (o valor da OUR decresce, o que neste caso é considerado como distúrbio), o controlador de DOC notará que uma quantidade menor de ar deverá ser injetada no sistema, porém não reconhece explicitamente o distúrbio tóxico. Um decremento na concentração de substrato poderia, também, ter causado a mesma ação de controle. Conseqüentemente, a estratégia de controle necessita ser complementada com medições mais sofisticadas.

Existe uma forte relação entre OUR e DOC no lodo ativado. Dado que a DOC é relativamente fácil de ser medida, tem sido comumente usada no controle do ASP. Não obstante, o valor absoluto da DOC não dá, por si só, suficiente informação sobre o crescimento da biomassa e utilização de substrato. Portanto, ***controle baseado em DO não é igual a controle baseado em OUR.***

O objetivo da estratégia de controle é manter a concentração de biomassa ativa X_{BH} (variável deduzida) no tanque de aeração em um valor de referência, através da manipulação do fluxo de reciclo externo Q_{sl} onde as perturbações são, por exemplo, mudanças na concentração de substrato, pH ou tóxicos. Tais alterações são refletidas no valor da OUR (variável medida e controlada). Não obstante, neste caso, se precisa fazer uma análise posterior para determinar exatamente a causa da mudança na taxa de respiração.

A taxa de respiração é formada por dois componentes: *respiração endógena* e *respiração relativa ao substrato*. Somente a respiração endógena provê uma medida útil da concentração de biomassa heterotrófica (Buys *et al.*, 1998). Neste estudo, a taxa de respiração é medida no último reator aeróbico, onde condições endógenas podem ser assumidas. Portanto, é imperativo que a verdadeira taxa de respiração endógena (sem a presença de substrato) seja medida. Esta condição pode ser facilmente verificada observando a concentração de substrato solúvel biodegradável (S_s).

Dado que o controle de DO é essencial no ASP (Dochain *et al.*, 1995), o controlador PI da DOC é considerado como sendo parte do “layout” da planta (Spanjers *et al.*, 1998b). Então, o controle baseado em OUR, com controle de DO, é feito da seguinte maneira:

- Controle PI da concentração de biomassa ativa na zona 3 por manipulação do fluxo de reciclo externo (na zona 2 não existe controle algum e o fluxo de ar é constante). Os parâmetros do controlador são :

$$K_p = 0,10425$$

$$K_i = 1,7614$$

- “Set-point” da taxa de respiração (OUR) na zona 3:

$$OUR_{sp} = 66,866 \text{ mg/l} \cdot \text{h}$$

- O sistema é submetido a perturbações de acordo com a Figura 13:

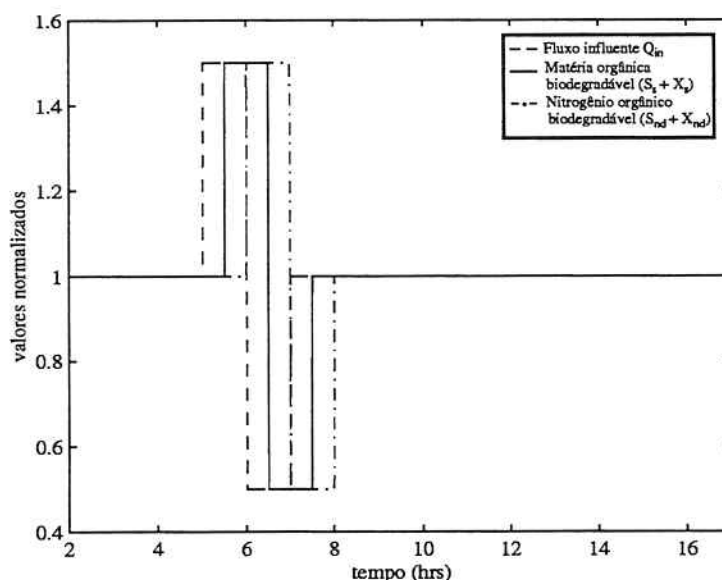


Figura 13 : Seqüência das perturbações (valores normalizados) para controle do processo baseado em respirometria

- Respostas às perturbações:

As respostas às perturbações são mostradas nas Figuras 14 e 15, considerando que a linha contínua corresponde à resposta na zona anóxica, a linha tracejada corresponde à resposta na primeira zona aeróbica, a linha com traço e ponto corresponde à resposta na segunda zona aeróbica e a linha pontilhada corresponde ao efluente já tratado (saída da planta).

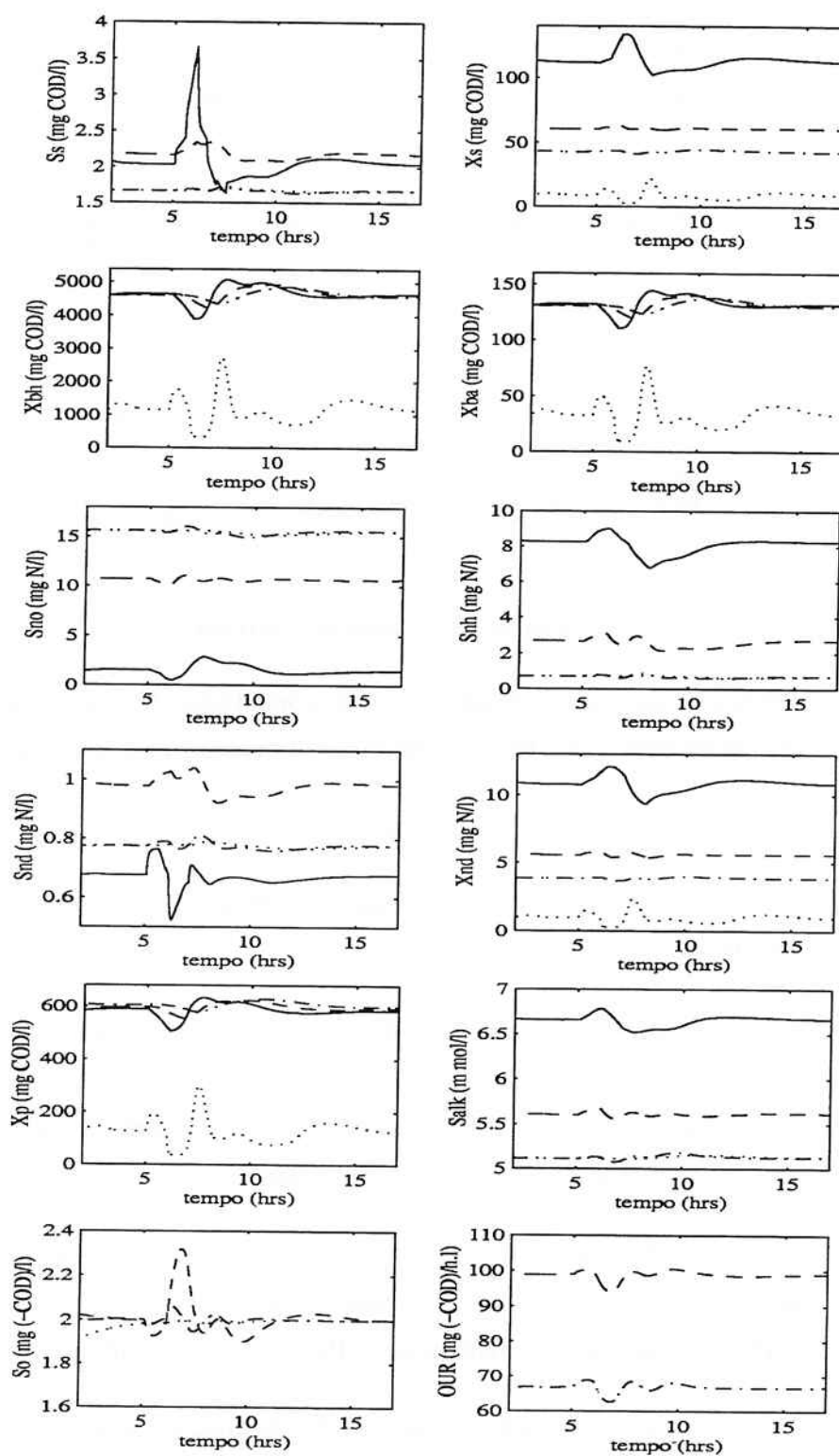


Figura 14 : Resposta do processo às perturbações mostradas na Figura 13

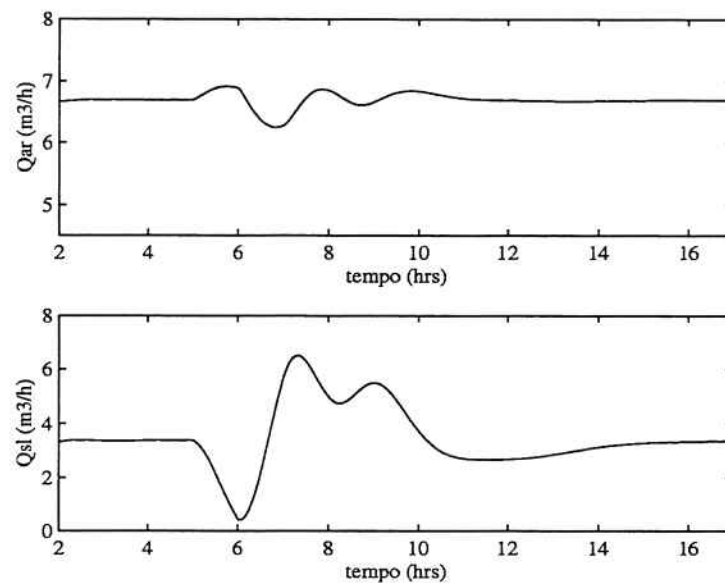


Figura 15 : Fluxos de controle

- Para avaliação do controlador é tomado como índice de desempenho a integral do erro quadrático (ISE). Para o controlador PI implementado é obtido: $ISE = 51,7$.

• Proposta de alternativa de controle multivariável:

Para o caso de implantação de técnicas de controle multivariável, são propostos em simultâneo:

- Controle da concentração do oxigênio dissolvido no compartimento 3, tomando como variável medida e controlada a DOC (set-point em 2 mg/l) e como variável manipulada o fluxo de injeção de ar (no compartimento 2 não existe controle algum e é considerado um fluxo de ar constante).
- Controle da concentração de biomassa ativa (variável deduzida) no compartimento 3, tomando como variável medida e controlada a OUR (set-point em 66,866 mg/l.h) e como variável manipulada o fluxo de reciclo externo (Q_{sl}).
- Controle da concentração de nitrato (NO_3) na zona anóxica, tomando como variável medida e controlada a concentração de nitrato (set-point em 1 mg/l) e como variável manipulada o fluxo do reciclo interno (Q_{int}).

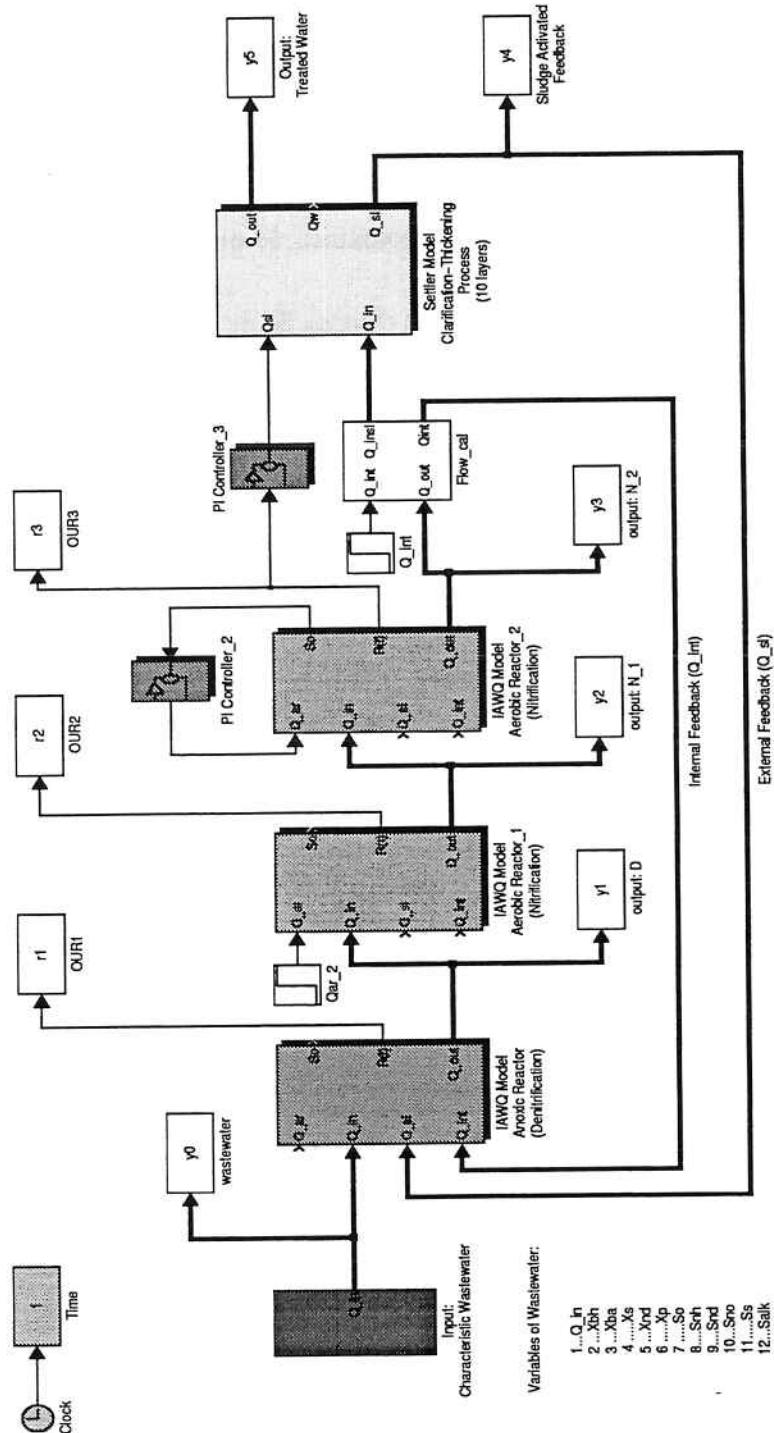
Notas:

- As dimensões da planta e as concentrações da água residual usadas na implementação do simulador foram tomadas do trabalho de Wikström (1993).
- Todos os transmissores são considerados ideais (medição perfeita). Em um futuro próximo serão incluídos alguns modelos para descrever as dinâmicas dos sensores, assim como ruído nas medições para tornar as condições do processo simulado mais próximas de um caso real.
- Cópias do simulador podem ser obtidas via comunicação direta com um dos autores.
- Em breve o ASWWTP-USP será colocado à disposição da comunidade científica nacional e internacional através do WWW.

Agradecimentos:

À *Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP)* pelo auxílio econômico sob o processo N° 98/12375-7.

BIOLOGICAL WASTEWATER TREATMENT PLANT FOR REMOVAL ORGANIC MATTER AND NITROGEN



Benchmark ASWWTP - USP
 by: Oscar Alberto Zanabilla Sotomayor
 MEng., PhD candidate
 From: Department of Chemical Engineering
 Polytechnic School of the University of São Paulo
 Copyright (R) 990525

Figura 16 : Modelo do processo implementado em Simulink/Matlab

8. Bibliografia

- ALVAREZ, H.; ZANABRIA SOTOMAYOR, O. A.; CARELLI, R. The pH neutralization process as a benchmark for nonlinear control design. In: **IEEE-INDUSCON**, Proceedings, São Paulo, SP, Brasil, p.132-137, 1998.
- ANTONIOUS, P.; HAMILTON, J.; KOOPMAN, B.; JAIN, R.; HOLLOWAY, B.; LYBERATOS, G.; SVORONOS, S. A. Effect of temperature and pH on the effective maximum specific growth rate of nitrifying bacteria. **Water Research**, v.24, n.1, p.97-101, 1990.
- BASTIN, G.; DOCHAIN D. **On-line estimation and adaptive control of bioreactors**. Elsevier, Amsterdam. ISBN 0-444-88430-0, p.394, 1990.
- BERGH, S.-G. **Diagnosis problems in wastewater settling**. Tech. Lic. dissertation, Dept. of Industrial Electrical Engineering and Automation, Lund Institute of Technology, Lund, Sweden, 1996.
- BOAVENTURA, K. M. **Observador de estados para o processo de nitrificação e desnitrificação de efluentes em reator batelada seqüencial**. Dissertação Mestrado, Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, Brasil, 1997.
- BUYS, BASTIAN R.; NGUYEN, K.; SPANJERS, H.; PATRY G. G. A methodology for evaluating respirometry-based control strategies. (Submitted for consideration in the Computer Application and Instrumentation Symposium), 1998.
- CARSTENSEN, J. **Identification of wastewater processes**. Ph.D. Thesis, Inst. of Mathematical Statistics and Operations Research (IMSOR), Technical University of Denmark, Lyngby, Denmark, 1994.
- COEN, F.; PETERSEN, B.; VANROLLEGHEM, P. A.; VANDERHAEGEN, B.; HENZE, M. Model-based characterisation of hydraulic, kinetic and influent properties of an industrial WWTP. **Water Science & Technology**, v.37, n.12, p.317-326, 1998.
- DOCHAIN, DENIS; VANROLLEGHEM, PETER; HENZE, MOGENS. **Optimizing the design and operation of biological wastewater treatment plants through the use of computer programs based on a dynamic modelling of the process**. European Commission COST Action 682, Brussels, Belgium. ISBN 92-827-4344-6, p.132, 1995.

- DOLD, P. L.; MARAIS, G. v. R. Evaluation of the general activated sludge model proposed by the IAWPRC task group. **Water Science & Technology**, v.18, n.6, p.63-89, 1986.
- EKAMA, G. A.; BARNARD, J. L.; GÜNTHER, F. W.; KREBS, P.; MCCORQUODALE, J. A.; PARKER, D. S.; WAHLBERG, E. J. **Secondary settling tanks: Theory, modelling, design and operation**. IAWQ Scientific and Technical Report, No. 6, IAWQ, London. ISBN 1-900222-03-5, p. 215, 1997.
- GEHLING, G. R.; CYBIS, L. F. Criação de zona anóxica para atenuar problemas de excessiva acidificação no processo de lodos ativados por aeração prolongada. In: **12th. CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA QUÍMICA**, Anais, Porto Alegre, RS, Brasil, trabalho n.422, 1998.
- GIBSON, JOHN D. **Activated sludge system modelling using the IAWPRC model**. Master thesis, Department of Civil Engineering and Engineering Mechanics, McMaster University, Hamilton, Ontario, Canada, 1991.
- GRADY, C. P. L.; GUJER, W.; HENZE, M.; MARAIS, G. v. R.; MATSUO, T. A model for single-sludge wastewater treatment systems. **Water Science & Technology**, v.21, p.47-61, 1986.
- GRIJSPEERDT, K.; VANROLLEGHEM, P.; VERSTRAETE, W. Selection of one-dimensional sedimentation: models for on-line use. **Water Science & Technology**, v.31, n.2, p.193-204, 1995.
- GUJER, W.; KAPPELER, J. Modelling population dynamics in activated sludge systems. **Water Science & Technology**, v.25, n.6, p.93-104, 1992.
- GUJER, W.; HENZE, M.; MINO, T.; MATSUO, T.; WENTZEL, M. C.; MARAIS, G. v. R. The activated sludge model No. 2: biological phosphorus removal. **Water Science & Technology**, v.31, n.2, p.1-11, 1995.
- GUJER, WILLI; HENZE, MOGENS; MINO, TAKAHASHI; LOOSDRECHT, MARK VAN C. M. Activated sludge model No. 3. **Water Science & Technology**, v.39, n.1, p.183-193, 1999.
- HENZE, M.; GRADY, C. P. L.; GUJER, W.; MARAIS, G. v. r.; MATSUO, T. **Activated sludge model No. 1**, IAWPRC Scientific and Technical Report, No. 1, IAWPRC, Lon-

- don. ISBN 1010-707X, p. 33, 1987.
- HENZE, MOGENS; GUJER, WILLI; MINO, TAKAHASHI; MATSUO, TOMONORI; WENTZEL, MARK C.; MARAIS, GERRIT v. R. **Activated sludge model No. 2**, IAWQ Scientific and Technical Report, No. 3, IAWQ, London. ISBN 1-900222-00-0, p. 32, 1995. Reprinted with corrections, 1997a.
- HENZE, M.; HARREMOËS, P.; LA COUR JANSEN, J.; ARVIN, E. **Wastewater treatment. Biological and chemical process**. 2nd. ed., Springer-Verlag Heidelberg, Germany. ISBN 3540627022, p.383, 1997b.
- HENZE, MOGENS; GUJER, WILLI; ; MINO, TAKAHASHI; MATSUO, TOMONORI; WENTZEL, MARK C.; MARAIS, GERRIT v. R.; LOOSDRECHT, MARK C. M. **Activate sludge model No. 2D, ASM2D**. *Water Science & Technology*, v.39, n.1, p.165-182, 1999.
- JEPPSSON, ULF. **On the verifiability of the activated sludge system dynamics**. Tech. Lic. dissertation, Department of Industrial Electrical Engineering and Automation, Lund Institute of Technology, Lund, Sweden, 1993.
- JEPPSSON, ULF. **Modelling aspects of wastewater treatment processes**. Ph.D. Thesis, Department of Industrial Electrical Engineering and Automation, Lund Institute of Technology, Lund, Sweden, 1996.
- LARREA, L.; GARCÍA-HERAS, J. L.; AYESA, E.; FLOREZ, J. Designing experiments to determine the coefficients of activated sludge models by identification algorithms. *Water Science & Technology*, v.25, n.6, p.149-165, 1992.
- LINDBERG, C.-F. **Control and estimation strategies applied to the activated sludge process**. Ph.D. Thesis, System and Control Group, Uppsala University, Uppsala, Sweden, 1997.
- MATHWORKS. Simulink v.2.2 - A program for simulating dynamic systems; and Matlab v.5.2. The MathWorks, Inc. Natick, MA, 1998.
- OLSSON, G.; ANDREWS, J. F. Dissolved oxygen control in the activated sludge process. *Water Science & Technology*, v.13, p.341-347, 1981.

- OLSSON, GUSTAF. Control of wastewater treatment systems. **ISA Transaction**, v.31, n.1, p.87-96, 1992.
- PETERSEN, E. E. **Chemical reactions analysis**. Prentice Hall, Inc., Englewood Cliffs, New Jersey, USA, 1965.
- PONS, M. N.; SPANJERS, H.; JEPPSSON, U. Towards a benchmark for evaluating control strategies in wastewater treatment plants by simulation. In: **ESCAPE 9**, Budapest, Hungary, June, 1999 (Submitted).
- ROSÉN, CHRISTIAN. **Monitoring wastewater treatment systems**. Tech. Lic. dissertation, Department of Industrial Electrical Engineering and Automation, Lund Institute of Technology, Lund, Sweden, 1998
- SOLLFRANK, U.; GUJER, W. Characterization of domestic wastewater for mathematical modelling of the activated sludge process. **Water Science & Technology**, v.23, n.4-6, p.1057-1066, 1991.
- SPANJERS, HENRI; VANROLLEGHEM, PETER; OLSSON, GUSTAF; DOLD, PETER. Respirometry in control of the activated sludge process. **Water Science & Technology**, v.34, n.3-4, p.117-126, 1996.
- SPANJERS, H.; VANROLLEGHEM, P. A.; OLSSON, G.; DOLD, P. L. **Respirometry in control of the activated sludge process: Principles**. IAWQ Scientific and Technical Report, No. 7, IAWQ, London. ISBN 1-900222-04-3, p. 48, 1998.
- SPANJERS, HENRI; VANROLLEGHEM, PETER; NGUYEN, KHANH; VANHOOREN, HENK; PATRY, GILLES G. Towards a simulation-benchmark for evaluating respirometry-based control strategies. **Water Science & Technology**, v.37, n.12, p.219-226, 1998.
- STEFFENS, M. A.; LANT, P. A.; NEWELL, R. B.; CAMERON, I. T. Dynamic modelling of activated sludge processes: A new modular simulator. In: <http://www.cheque.uq.edu.au/people/marcs/papers/pse94.htm>, 1994.
- TAKÁCS, I.; PATRY, G. G.; NOLASCO, D. A dynamic model of clarification-thickening process. **Water Research**, v.25, n.10, p.1263-1271, 1991.

- VANHOOREN, HENK; NGUYEN, KHANH. Development of a simulation protocol for evaluation of respirometry-based control strategies. Report University of Gent and University of Ottawa, 1996.
- VANROLLEGHEM, PETER A. Model based control of wastewater treatment plants. In: http://hobbes.rug.ac.be/~peter/pub_proc.html/pvr105.ps, 1995
- WEIJERS, S. R.; KOK, J. J.; PREISIG, H. A.; BUUNEN, A.; WOUDA, T. W. M. Parameter identifiability in the IAWQ model No. 1 for modelling activated sludge plants for enhanced nitrogen removal. **Computers Chemical Engineering**, v.20, Suppl., p.S1455-S1460, 1996.
- WEIJERS, S. R.; PREISIG, H. A.; BUUNEN, A.; WOUDA, T. W. M. Parameter estimation on activated sludge model No. 1 from full scale plant input/output data. In: **4th EUROPEAN CONTROL CONFERENCE**, Proceedings, Brussels, Belgium, paper TH-A-H 2, 1997.
- WIKSTRÖM, A. **Simnon models for activated sludge systems**. Technical report. Dept. of Industrial Electrical Engineering and Automation, Lund Institute of Technology, Lund, Sweden, 1993.
- ZANABRIA SOTOMAYOR, O. A. **Controle e otimização em linha de sistemas de tratamento de lodo ativado**. Projeto de Pesquisa de Doutorado, Departamento de Engenharia Química, Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, SP, Brasil, 1998.

--ooOoo--

BOLETINS TÉCNICOS - TEXTOS PUBLICADOS

- BT/PEE/9301 - Oscilador a HEMT - 10 GHz - FÁTIMA S. CORRERA, EDMAR CAMARGO
- T/PEE/9302 - Representação Senoidal da Voz através dos Polos do Filtro Preditor - MARCELO B. JOAQUIM, NORMONDS ALENS
- BT/PEE/9303 - Blindagens por Grades Condutoras: Cálculo do Campo Próximo - LUIZ CEZAR TRINTINALIA, ANTONIO ROBERTO PANICALI
- BT/PEE/9304 - Sistema de Otimização e Controle de Produção em Minas de Pequeno e Médio Porte - TSEN CHUNG KANG, VITOR MARQUES PINTO LEITE
- BT/PEE/9401 - Determinação das Frases de Aplicação Forense para o projeto NESPER e Tese de Mestrado IME/94, com Base em Estudos Fonéticos - MARCONI DOS REIS BEZERRA, EUVALDO F. CABRAL JÚNIOR
- BT/PEE/9402 - Implementação e Teste de uma Rede Neural Artificial do Tipo KSON (Kohonen Self-Organizing Network) com Entradas Bidimensionais - MARCELO YASSUNORI MATUDA, EUVALDO F. CABRAL JR.
- BT/PEE/9403 - Transformada de Walsh e Haar Aplicadas no Processamento de Voz - ALEXANDRE AUGUSTO OTTATI NOGUEIRA, THIAGO ANTONIO GRANDI DE TOLOSA, EUVALDO F. CABRAL JÚNIOR
- BT/PEE/9404 - Aplicação de Redes Neurais ao Problema de Reconhecimento de Padrões por um Sonar Ativo - ALEXANDRE RIBEIRO MORRONE, CRISTINA COELHO DE ABREU, EDUARDO KOITI KIUKAWA, EUVALDO F. CABRAL JR.
- BT/PEE/9405 - Tudo que se Precisa Saber sobre a Prática da FFT - Transformada Rápida de Fourier (Inclui Software) - ROGÉRIO CASAGRANDE, EUVALDO F. CABRAL JR.
- BT/PEE/9406 - A Survey on Speech Enhancement Techniques of Interest to Speaker Recognition - CELSO S. KURASHIMA, EUVALDO F. CABRAL JR.
- BT/PEE/9407 - Identificação de Pulsos Decádicos em Linhas Telefônicas - ANTONIO P. TIMOSZCZUK, MÁRCIO A. MATHIAS, EUVALDO F. CABRAL JR.
- BT/PEE/9408 - Implementação e Teste de Filtros do Tipo Adaptativo e ©Notch^a para a Remoção de Interferência de 60 Hz em Sinais de Eletrocardiograma - FLÁVIO ANTÔNIO MENEGOLA, JOSÉ AUGUSTO DE MATTOS, JOSÉ GOMES G. FILHO, SIDNEY SILVA VIANA, EUVALDO F. CABRAL JR.
- BT/PEE/9409 - Compressão de Sinais de Voz utilizando Transformadas de Karhunen-Loève, Fourier e Hadamard - IVAN LUIS VIEIRA, LUIZ FERNANDO STEIN WETZEL, EUVALDO F. CABRAL JR.
- BT/PEE/9410 - ©Ray Tracing^a Paralelo - EDUARDO TOLEDO SANTOS, JOÃO ANTONIO ZUFFO
- BT/PEE/9411 - Implementação de uma Ferramenta Posicionador para ©Gate-Arrays^a Tipo Mar de Portas - JORGE W. PERLAZA PRADO, WILHELMUS A. M. VAN NOIJE
- BT/PEE/9412 - Tudo que se Precisa Saber Sobre a Teoria da FFT - Transformada Rápida de Fourier - FÁBIO LUÍS ROMÃO, REINALDO SILVEIRA, ROGÉRIO CASAGRANDE, EUVALDO CABRAL JR.
- BT/PEE/9413 - Análise do Ruído Sonoro em uma Sala de Aquisição de Amostras de Som com Microcomputador - FÁBIO LUÍS ROMÃO, REINALDO SILVEIRA, EUVALDO CABRAL JR.
- BT/PEE/9414 - Cor: Aspectos Relevantes para Visualização de Dados - SÍLVIA DELGADO OLABARRIAGA
- BT/PEE/9415 - Projeto de Filtros Digitais IIR com Fase Aproximadamente Linear Utilizando Redução de Ordem - IVAN F. J. RODRIGUES, MAX GERKEN
- BT/PEE/9416 - GERAFILTRO: Sistema para Projeto Automático de Filtros Digitais ©IIR^a (da especificação em alto nível ao leiaute do ©ASIC^a) - RICARDO PIRES, JOSÉ VIEIRA DO VALE NETO
- BT/PEE/9417 - Redes Neurais Artificiais Aplicadas à Identificação de Pulsos Decádicos em Linhas Telefônicas - ANTONIO P. TIMOSZCZUK, EUVALDO F. CABRAL JR.
- BT/PEE/9501 - Estudo Comparativo de Métodos de Cálculo da Frequência Fundamental - MARCOS COSTA HUNOLD, EUVALDO F. CABRAL JR.
- BT/PEE/9502 - Combinando Técnicas de Redes Neurais Artificiais e Informações de Excitação no Reconhecimento Automático do Locutor - ANDRÉ BORDIN MAGNI, EUVALDO F. CABRAL JR.
- BT/PEE/9503 - Utilização de Redes Neurais Artificiais para Detecção e Identificação de Falhas em Circuitos - MÁRCIO YUKIO TERUYA, ROBERTO AMILTON BERNARDES SÓRIA, EUVALDO CABRAL JR.
- BT/PEE/9504 - Uso de Redes Neurais Artificiais no Reconhecimento de Locutores no Domínio Temporal - BENEDITO JOSÉ BARRETO FONSECA JÚNIOR, EUVALDO CABRAL JÚNIOR
- BT/PEE/9505 - Projeto de Filtros Passivos e Ativos em Técnicas de Circuitos Integrados de Microondas - DAVID VIVEIROS JÚNIOR, DENISE CONSONNI
- BT/PEE/9506 - Uma Análise de Clustering para as Frases de Projeto NESPER - RONALDO OLIVEIRA MESSINA, EUVALDO F. CABRAL JR.
- BT/PEE/9507 - Controle com Estrutura Variável e Modos Deslizantes - Um Estudo para Aplicação em Controle Carga-frequência da Geração - JOSE PAULO F. GARCIA, JOCELYN FREITAS BENNATON

- BT/PEE/9508 - Recuperação das Margens de Ganho e de Fase para Sistemas de Fase Não Mínima por Realimentação da Saída - MARCO H. TERRA, VITOR M. P. LEITE
- BT/PEE/9509 - Sistema de Inspeção Óptica de Dispositivos Bi-Dimensionais - CASIMIRO DE ALMEIDA BARRETO, PEDRO LUÍS PRÓSPERO SANCHEZ
- T/PEE/9510 - Sistema de Partículas Uma Poderosa Técnica de Animação em Computação Gráfica - RENATO CURTO RODRIGUES, JOÃO ANTÔNIO ZUFFO
- BT/PEE/9511 - Efeito de Ruídos em Sinais de Voz Visualizados em Trajetórias Neurais de Kohonen - CELSO S. KURASHIMA, EUVALDO F. CABRAL JR.
- BT/PEE/9601 - "Um Reconhecedor de Sinais Sonoros Utilizando LVQ" - ALEXANDRE TORNICE, EUVALDO CABRAL JR.
- BT/PEE/9602 - "Coleção Artificial Neural Networks: Uma Visão Geral dos Sistemas Neurais Artificiais de Stephen Grossberg" - CHIU HSIUNG HUANG
- BT/PEE/9603 - "Reactively-Sputtered TiN Formation Using a RF Magnetron System"- SÉRGIO PAULO AMARAL OSÓRIO, LUIZ SÉRGIO ZASNICOFF
- BT/PEE/9604 - Aspectos em Tradução de Linguagens Naturais Através de Redes Neurais Artificiais - CARLOS EDUARDO DANTAS DE MENEZES, EUVALDO F. CABRAL JR.
- BT/PEE/9605 - Implementação de Blocos Passa-Tudo Utilizando Realimentação de Erro - SÉRGIO JOSÉ CARNEIRO LEÃO, MAX GERKEN
- BT/PEE/9606 - Coleção SANN group Redes Neurais Artificiais: A Rede Neural de Sakoe - ANDRÉ BORDIN MAGNI, EUVALDO F. CABRAL JR.
- BT/PEE/9607 - Coleção SANN group Redes Neurais Artificiais: A Rede Neural de Steinbuch - ROBERTO AMILTON BERNARDES SÓRIA, EUVALDO F. CABRAL JR.
- BT/PEE/9608 - Desenvolvimento de uma Estrutura de Duplo Nível de Metal para a Confecção de Interconexões em Circuitos Integrados - JOSÉ AUGUSTO DE ALENCAR PEREIRA, LUIZ CARLOS MOLINA TORRES
- BT/PEE/9609 - Determinação de Parâmetros de Processo para Fotomáscara "Balzers" Utilizando Gerador de Padrões - JORGE SEKI, MEGUMI SAITO
- BT/PEE/9610 - Um Ambiente para Desenvolvimento de Sistemas Distribuídos - PEDRO F. ROSA, JOÃO A. ZUFFO
- BT/PEE/9611 - Interpretações Teóricas do Funcionamento Cerebelar: Uma Revisão - MARCUS FRAGA VIEIRA, ANDRÉ FÁBIO KOHN
- BT/PEE/9612 - Marcapasso Cardíaco Temporário Microcontrolado de Demanda e Baixo Consumo - FLAVIO ANTONIO MENEGOLA, JOSÉ CARLOS TEIXEIRA DE BARROS MORAES
- BT/PEE/9613 - Um Sistema de Planejamento de Ação Baseado em Casos para uma Célula Flexível de Manufatura - RICARDO LUÍS DE FREITAS, MÁRCIO RILLO
- BT/PEE/9614 - Aplicações do Boundary-Scan para o Teste de Módulos Multichip - ROBERTO C. COSSI JR., JOSÉ ROBERTO DE A. AMAZONAS
- BT/PEE/9615 - A 2.488 Gb/s GaAs 1:4/1:16 Demultiplexer IC with Skip Circuit for Sonet STS-12/48 Systems - TAUFIK ABRÃO, FATIMA S. CORRERA
- BT/PEE/9616 - Uma Contribuição para a Construção de Algoritmos em Projetos de Redes - ALLAN DE SOUZA, JOSÉ ROBERTO CASTILHO PIQUEIRA
- BT/PEE/9617 - Análise Crítica dos Métodos de Medição do Intervalo QT do Eletrocardiograma - SÍDNEY DA SILVA VIANA, JOSÉ CARLOS TEIXEIRA DE BARROS MORAES
- BT/PEE/9618 - Deposição e Caracterização de Filmes de SiO₂ Crescidos pela Técnica de PECVD a Baixa Temperatura - MARCÓ ALAYO CHÁVEZ, INÉS PEREYRA
- BT/PEE/9619 - PARSTOOL: Uma Ferramenta de Auxílio à Simulação de Sistemas Paralelos - LI KUAN CHING, LIRIA MATSUMOTO SATO
- BT/PEE/9620 - Análise de um Método de Otimização por Malha no Treinamento de Robôs - OLÍMPIO MURILO CAPELI, JOSÉ CARLOS T. B. MORAES, SADA O ISOTANI
- BT/PEE/9701 - Identification of Unstable Mechanical Systems - ROBERTO MOURA SALES, ANSELMO BITTAR, MICHAEL PORSCHE, LAÉRCIO LUCCHESI
- BT/PEE/9702 - Analysis of the Subthreshold Slope Transition Region in SOI nMOSFET - VICTOR SONNENBERG, JOÃO ANTONIO MARTINO
- BT/PEE/9703 - Introduction of the SOI MOSFET Dimensions in the High-Temperature Leakage Drain Current Model - MARCELO BELLODI, JOÃO ANTONIO MARTINO, DENIS FLANDRE
- BT/PEE/9704 - Controle de Largura de Banda Dinâmica para Transmissões Multicast para Redes de Alta Velocidade - SANG SOON LEE, SERGIO TAKEO KOFUJI
- BT/PEE/9705 - Uma Modificação Proposta para o Controle Preditivo Generalizado com Filtro de Kalman - JAIME QUINTERO R., OSWALDO L. V. COSTA
- BT/PEE/9706 - Aplicações de Redes Neurais em Previsões Financeiras - OLÍMPIO MURILO CAPELI, EUVALDO F. CABRAL JR.

- BT/PEE/9707 - Sistema Microcontrolado, Multicanal e Portátil para Estimulação Neuromuscular Funcional - ROGÉRIO QUIARIM ZARZA, JOSÉ CARLOS TEIXEIRA DE BARROS MORAES
- BT/PEE/9708 - Requisitos para o Mapeamento Tecnológico em Projetos de Microeletrônica - LUCIANO DE OLIVEIRA CORRÊA DE BRITO, JOSÉ ROBERTO DE ALMEIDA AMAZONAS
- BT/PEE/9709 - Sistemas PRMA com Dados Acoplados - JOSÉ AUGUSTO DE LIMA, PAUL JEAN ETIENNE JESZENSKY
- BT/PEE/9710 - Algoritmos Genéticos (AG's) para a Otimização de Controladores Nebulosos - JULIO CESAR CEBALLOS AYA, OSWALDO L. V. COSTA
- BT/PEE/9711 - Um Estudo Sobre a Redução de Ruídos em Sinais Caóticos - ERNANE JOSÉ XAVIER COSTA, EUVALDO F. CABRAL JR.
- BT/PEE/9712 - Geradores não Lineares de Sequência para uso em Sistemas Spread Spectrum - ANGEL ANTONIO GONZALEZ MARTINEZ, PAUL JEAN ETIENNE JESZENSZY
- BT/PEE/9713 - Modelamento Físico do Sistema Heteroestrutura - Metal - CECÍLIA WETTERLE RODRIGUES, MEGUMI SAITO
- BT/PEE/9714 - Tensões Induzidas em Linhas Aéreas por Descargas Atmosféricas Indiretas - Modelagem e Aplicação ao Cálculo de Interrupções - ALEXANDRE PIANTINI, JORGE M. JANISZEWSKI
- BT/PEE/9715 - RECMAP - Uma Ferramenta para Otimização em Síntese de Alto Nível Baseada em Reconhecimento Funcional e Mapeamento de Componentes - ANDRÉ GERHARD, JOSÉ VIEIRA DO VALE NETO
- BT/PEE/9716 - Estudo da Sinterização de Contatos Al/Ti por Recozimento Térmico Rápido Visando a Aplicação em Circuitos Integrados - ANGELO EDUARDO BATTISTINI MARQUES, ROGÉRIO FURLAN
- BT/PEE/9717 - Mixed H2/H- Control of Discrete-Time Markovian Jump Linear Systems - OSWALDO L. V. COSTA, RICARDO P. MARQUES
- BT/PEE/9718 - Aluminium Etching with CCl4-N2 Plasmas - ANGELA MAKIE MAKAZAWA, PATRICK VERDONCK
- BT/PEE/9719 - O Uso de Resistes Amplificados Quimicamente e de Sililação em Litrografia por Feixe de Elétrons - ANTONIO C. SEABRA, PATRICK B. VERDONCK
- BT/PEE/9720 - Implementação de um Simulador de um Circuito Neuro-Medular que Atua no Controle da Força Motora - LUIZ JURANDIR SIMÕES DE ARAÚJO, ANDRÉ FÁBIO KOHN
- BT/PEE/9721 - Avaliação das Características Físico-Químicas e Elétricas de Filmes de SiO2 Depositados por PECVD a Partir da Reação entre O2 e TEOS - ALVARO ROMANELLI CARDOSO E CLAUS MARTIN HASENACK
- BT/PEE/9722 - Controle e Simulação Dinâmica de Colunas de Destilação: Aplicação Prática em uma Coluna com Refluxo por Gravidade
- BT/PEE/9723 - Circuitos de Portas Lógicas Primitivas Implementados a Partir de uma Classe de Lógicas Paraconsistentes Anotadas - JOÃO INÁCIO DA SILVA FILHO, JAIR MINORO ABE, PEDRO LUÍS PRÓSPERO SANCHEZ
- BT/PEE/9724 - Lattice Heating and Energy Balance Consideration on the I-V Characteristics of Submicrometer Thin-Film Fully Depleted SOI NMOS Devices - CLAUDIA BRUNETTI, NELSON L. A. BRAGA, LUIZ S. ZASNICOFF
- BT/PEE/9725 - Identificação de um Processo de Neutralização de pH via Redes Neurais - SILVIO FLABOREA, CLAUDIO GARCIA
- BT/PEE/9726 - Uma Estratégia de Migração de Sistemas de Telefonia Móvel com Tecnologia AMPS para a Tecnologia CDMA - RONALD LUÍS CLARKSON EISNER, PAUL JEAN ETIENNE JESZENSKY
- BT/PEE/9727 - Controle de pH Usando Conceitos de Invariantes de Reações e Geometria Diferencial - OSCAR A. ZANABARIA S., CLAUDIO GARCIA
- BT/PEE/9728 - Estudo da Influência dos Parâmetros de Recozimento Térmico Rápido na Morfologia dos Filmes de TiSi2 Formados e sua Correlação com a Tensão Mecânica - SILVANA GASPAROTTO DE SOUZA, ARMANDO ANTONIO MARIA LAGANÁ, SEBASTIÃO GOMES DOS SANTOS FILHO
- BT/PEE/9729 - Analysis of Silicon Surface Microirregularities by LASER Light Scattering - JOSÉ CÂNDIDO DE SOUSA FILHO, SEBASTIÃO GOMES DOS SANTOS FILHO
- BT/PEE/9730 - Wavelets in Music Analysis and Synthesis: Timbres Analysis and Perspectives - REGIS ROSSI ALVES FARIA, RUGGERO ANDREA RUSCHIONI, JOÃO ANTONIO ZUFFO
- BT/PEE/9731 - Estudo de Efeitos Mútuos da Distribuição de Corrente em Condutores - AUGUSTO CARLOS PAVÃO, JORGE MIECZYSLAW JANISZEWSKI
- BT/PEE/9801 - Equivalência entre a Semântica da Lógica de Transações e a Semântica de sua Implementação Prolog - PAULO E. SANTOS, FLÁVIO S. C. DA SILVA
- BT/PEE/9802 - Nash Game in Mixed H2/Hoo Control Theory a Convex Optimization Approach- HELENICE OLIVEIRA FLORENTINO, ROBERTO MOURA SALES
- BT/PEE/9803 - Text-Independent Speaker Recognition Using Vector Quantization and Gaussian Mixture Models - THOMAS E. FILGUEIRAS Fº., RONALDO O. MESSINA E EUVALDO F. CABRAL JR.
- BT/PEE/9804 - Elementos Piezoresistivos para Sensores de Pressão com Tecnologia CMOS - LUIZ ANTONIO RASIA, E. C. RODRIGUEZ

- BT/PEE/9805 - Automação do Processo de Casamento de Impedância em Sistemas de Aquecimento por Microondas - J. C. DE SOUZA, J. T. SENISE, V. C. PARRO, F. M. PAIT
- BT/PEE/9806 - Considerações para o Projeto de Células de Memória SI com Transistores HEMT - JAIME H. LASSO, EDGAR CHARRY R.
- BT/PEE/9807 - Covariance Controller with Structure Constraint and Closed Loop H Bound - ANTÔNIO CARLOS DE LIMA, ROBERTO MOURA SALES
- BT/PEE/9808 - Controle Unidimensional de Objetos: Uma Aplicação Prática em Fresadora Automática - MÁRCIO A. F. MURATORE, OSWALDO L. V. COSTA
- BT/PEE/9809 - Redes Neurais com Retardos Temporais Aplicadas ao Reconhecimento Automático do Locutor - ROGÉRIO CASAGRANDE, EUVALDO F. CABRAL JR.
- BT/PEE/9810 - Topological Computation and Voluntary Control - HENRIQUE SCHÜTZER DEL NERO, JOSÉ ROBERTO CASTILHO PIQUEIRA, ALFREDO PORTINARI MARANCA
- BT/PEE/9811 - Casamento de Impedância em Guia de Onda Retangular Utilizando como Variável Medida a Potência Refletida - J. C. DE SOUZA JR., J. T. SENISE
- BT/PEE/9812 - Applied Surface Science - RONALDO D. MANSANO, PATRICK VERDONCK, HOMERO S. MACIEL
- BT/PEE/9813 - Contribuição ao Estudo da Morfologia da Superfície e da Interface do Siliceto de Titânio Formado sobre Si (100) Empregando a Técnica de Microscopia de Força Atômica (AFM) - N. M. HASAN, A. A. M. LAGANÁ, S. G. SANTOS FILHO
- BT/PEE/9814 - Estudo Experimental da Tensão Mecânica em Filmes Finos de Cobre Obtidos por Evaporação ou Deposição Eletroquímica Espontânea - A. I. HASHIMOTO, S. G. FILHO
- BT/PEE/9815 - Controle Híbrido de Manipuladores Robóticos - WEBER ALLEGRI, JOSÉ JAIME DA CRUZ
- BT/PEE/9816 - Entropia Informacional e Cronobiologia - ANA AMÉLIA BENEDITO SILVA, JOSÉ ROBERTO CASTILHO PIQUEIRA
- BT/PEE/9817 - Estabilidade de Lyapunov e Controle de Atitude - FERNANDO SOUSA, FREITAS JÚNIOR, PAULO SÉRGIO PEREIRA DA SILVA
- BT/PEE/9818 - Projeto de um Conversor de Frequências Resistivo em Tecnologia MMIC - CLÁUDIA C. A. APARÍCIO, DENISE CONSONNI
- BT/PEE/9819 - Estudo de Sensibilidade de um Sistema de Modulação Digital via Simulação - RONALDO DI MAURO, LUIZ ANTONIO BACCALÁ
- BT/PEE/9820 - Engenharia do Conhecimento Aplicada ao Conhecimento Aplicado ao Domínio de Gerenciamento de Falhas em Redes de Comunicação: Uma Abordagem Baseada em Modelo - MARILZA ANTUNES DE LEMOS, MARCIO RILLO
- BT/PEE/9821 - Uma Biblioteca de Métodos de Resolução de Problemas de Planejamento para Fornecer Apoio à Aquisição de Conhecimento - LELIANE NUNES DE BARROS, MARCIO RILLO
- BT/PEE/9822 - Um Estudo de Técnicas de Aprendizado por Reforço Livre de Modelo - Aplicação ao Pêndulo Invertido - SÉRGIO RIBEIRO AUGUSTO, ADEMAR FERREIRA
- BT/PEE/9823 - Identificação de Sistemas Dinâmicos com Redes Neurais - FRANCISCO CARLOS PONS, CLÁUDIO GARCIA
- BT/PEE/9824 - Comparison between Single and Double Langmuir Probe Techniques for Analysis of Inductively Coupled Plasmas - RAUL M. DE CASTRO, GIUSEPPE A. CIRINO, PATRICK VERDONCK, HOMERO S. MACIEL, MARCOS MASSI, MARCELO B. PISANI, RONALDO D. MANSANO
- BT/PEE/9825 - DECMEF: Um Sistema de Decomposição Aplicada à Síntese de Máquinas de Estados Finitos - CARLOS HUMBERTO LLANOS QUINTERO, MARIUS STRUM
- BT/PEE/9826 - Controladores Preditivos Através de Desigualdade Matriciais Lineares - RENATO C. BARÃO, RICARDO P. MARQUES, OSWALDO L. V. COSTA
- BT/PEE/9827 - Parametrization of all H2 Optimal Output Feedback Controllers - JOÃO YOSHIYUKI ISHIHARA, ROBERTO MOURA SALES
- BT/PEE/9901 - Digital Equalization Using Time Delay Neural Network (TDNN) - MARIO ANDRÉS VERGARA ESCOBAR, EUVALDO F. CABRAL JR.
- BT/PEE/9902 - Simulação e Análise Estrutural do Modelo de Deposição da Publicação ICRP 66 - JOAQUIM CARLOS SANCHES CARDOSO, JOSÉ CARLOS T. DE BARROS MOARES
- BT/PEE/9903 - Modelamento e Ajuste por Regra Sub-Ótica de Maximização da Informação da Mútua de um Sistema Reconhecedor de Palavras Isoladas, Independente do Falante, para Ambientes Adversos, com Redundância de Informação - MÁRIO MINAMI, IVANDRO SANCHES
- BT/PEE/9904 - Modelagem Matemática e Controle Multivariável do Tanque de Contato Empregado no Processo de Lixiviação dos Minerais Niquelíferos - DANIEL GUZMÁN DEL RÍO, CLAUDIO GARCIA
- BT/PEE/9905 - Avaliação de Transdutores para Análise Metabólica Humana - HENRIQUE TAKACHI MORIYA, JOSÉ CARLOS T. DE BARROS MORAES
- BT/PEE/9906 - Estudo da Aplicação do Método TLM-2D à Análise de Campos Eletromagnéticos - MARCO ANTONIO MATHIAS, JORGE M. JANISZEWSKI

- BT/PEE/9907 – Comportamento Transitório de Campos Eletromagnéticos em Meios Condutivos: Simulação Computacional Eficiente por Diferenças Finitas no Domínio do Tempo – ALEXANDRE AUGUSTO OTTATI NOGUEIRA, JORGE MIECZYSLAW JANISZEWSKI
- BT/PEE/9908 – H_2 and H_∞ Control for Maglev Vehicles – ANSELMO BITTAR, ROBERTO MOURA SALES
- BT/PEE/9909 – Amplificador Distribuído em GaAs – 1 a 17 GHz – CRISTIANE FERREIRA DE ARAÚJO, FATIMA SALETE CORRERA
- BT/PEE/9910 – Modelo Não-Linear de MESFET para Simulação de Amplificadores de Alta Eficiência – ANTONIO SANDRO VERRI, FATIMA SALETE CORRERA
- BT/PEE/9911 – Projeto de um Sistema de Propulsão e Levitação Magnética com Dois Graus de Liberdade – ALEXANDRE BRINCALEPE, FELIPE MIGUEL PAIT
- BT/PEE/9912 – A New Technique to Obtain the MOS Gate Oxide Thickness and Electric Breakdown Field Distributions From Fowler-Nordheim Tunneling Current – WILLIAN AURÉLIO NOGUEIRA, SEBASTIÃO GOMES DOS SANTOS FILHO
- BT/PEE/9913 – Polarization Effects on the Raman and Photoluminescence Spectra of Porous Silicon Layers – WALTER JAIMES SALCEDO, FRANCISCO JAVIER RAMIREZ FERNANDEZ
- BT/PEE/9914 – Aproximação Gaussiana Melhorada Aplicada na Análise de um Método de Aquisição em Dois Estágios para Sistemas DS/CDMA – IVAN ROBERTO SANTANA CASELLA, PAUL JEAN ETIENNE JESZENSKY
- BT/PEE/9915 – Simulação e Análise de Soluções de Comunicação entre Sub-Redes IP sobre ATM – MARCELO ZANONI SANTOS, JOÃO ANTONIO ZUFFO
- BT/PEE/9916 – Uma Nova Abordagem para a Análise Computacional de Movimento – RAMONA M. STRAUBE, JOÃO ANTONIO ZUFFO
- BT/PEE/9917 – Caches Remotos e Prefetching em Sistemas Multiprocessadores de Alto Desempenho – Considerações Arquiteturais – EDWARD DAVID MORENO, SERGIO TAKEO KOFUJI

