

UFRRJ

**INSTITUTO DE FLORESTAS
CURSO DE PÓS GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS
AMBIENTAIS E FLORESTAIS**

DISSERTAÇÃO

**Indicadores da qualidade e valoração dos benefícios
ambientais no tratamento da água de bacias
hidrográficas da Serra do Mar em Nova Friburgo, RJ**

Alexandre Chaboudt Borges

2005



**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE FLORESTAS
CURSO DE PÓS GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS E
FLORESTAIS**

**INDICADORES DA QUALIDADE E VALORAÇÃO DOS
BENEFÍCIOS AMBIENTAIS NO TRATAMENTO DA ÁGUA DE
BACIAS HIDROGRÁFICAS DA SERRA DO MAR EM NOVA
FRIBURGO, RJ**

ALEXANDRE CHABOUDT BORGES

Sob orientação do professor
Rogério Ribeiro de Oliveira

Dissertação submetida como requisito parcial para obtenção do grau de **Mestre** em Ciências, no curso de pós-graduação em Ciências Ambientais e Florestais, área de concentração em Conservação da Natureza.

Seropédica, RJ
Agosto de 2005

551.48098153

B967i

T

Borges, Alexandre Chaboudt, 1978-

Indicadores da qualidade e valoração dos benefícios ambientais no tratamento da água de bacias hidrográficas da serra do mar em Nova Friburgo, RJ/ Alexandre Chaboudt Borges - 2005.

88 f. : il.

Orientador: Rogério Ribeiro de Oliveira.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Instituto de Floresta.

Bibliografia: f. 53-60

1. Ecologia das bacias hidrográficas - Nova Friburgo - Teses. 2. Águas residuais - Purificação - Teses. 3. Água - Purificação - Teses. 4. Bacias hidrográficas - Nova Friburgo (RJ) - Teses I. Oliveira, Rogério Ribeiro de, 1954- . II. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Instituto de Floresta. III. Título.

**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE FLORESTAS
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS E
FLORESTAIS**

ALEXANDRE CHABOUDT BORGES

Dissertação submetida ao Curso de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Florestais, área de Concentração em Conservação da Natureza, como requisito parcial para obtenção do grau de **Mestre** em Ciências Ambientais e Florestais.

DISSERTAÇÃO APROVADA EM ____/____/____

Rogério Ribeiro de Oliveira. Dr. PUC - RJ
(Orientador)

Ricardo Valcarcel. Dr. UFRRJ

Elmo Rodrigues da Silva. Dr. UERJ

Dedicatória

Dedico este trabalho ao meu pai Geraldo dos Santos Borges (*in memoriam*), que mesmo partindo no meio desta jornada foi o grande responsável pela minha inspiração à ser Engenheiro Florestal, e que mesmo sem entender os propósitos, sempre me apoiou.

Agradecimentos

Primeiramente, agradeço ao Cara Lá de Cima, que me deu coragem, força e sabedoria para ultrapassar as dificuldades e concluir o objetivo deste trabalho.

Agradeço a minha mãe (D. Luzia), meus irmãos (Zezé, Jacyra, Lucia, Deinha e Marquinho), meus cunhados e sobrinhos, pelo apoio nas horas difíceis com palavras sábias de esperança, vontade e perseverança.

A CAPES pelo apoio concedido através da bolsa e ao Instituto de Floresta da UFRRJ, que através do seu corpo docente forneceu o apoio e as condições necessárias, me formando um profissional capaz de iniciar e finalizar este trabalho.

A Concessionária de Águas e Esgotos de Nova Friburgo (CAENF), que forneceu os dados permitindo a entrada nas Estações de Tratamento Água, principalmente ao Biólogo Ernani, a Rita e toda a equipe técnica das E.T.A.'s Rio Grande e Debossan, sem os quais esse trabalho não seria possível.

Ao meu orientador professor Doutor Rogério Ribeiro de Oliveira, que mesmo sem me conhecer acreditou na realização dessa difícil missão, contribuindo nos momentos exaustivos com a certeza de um final feliz.

Ao professor Doutor Ricardo Valcarcel, que além de participar da minha formação profissional e ideológica, contribuiu na reta final dessa dissertação com ajudas imprescindíveis para a conclusão do trabalho.

Ao grande amigo, irmão e fiel escudeiro Diego Rodrigues Fernandes (Dieguito), que além de estagiário foi o braço direito e esquerdo nessa empreitada.

A todos os amigos ruralinos (Peter Tosh "*in memoriam*", Leo Gradiski, Za, Reis, Planta, Pablo, Aurora, Matheus, Mineiro, Barboza, Mulato, Berbert, Payakan, Ralph, Pedrinho, Caio entre outros) que aturaram os papos científicos e filosóficos, ajudando a conceber as idéias que determinaram os objetivos, metodologias e conclusões desse trabalho.

Aos amigos friburguenses (Garcia, Juliano, Daniel, Portela, Glauco, André, Rominho, Marcio, Leo e outros) que "SEMPRE" se dispuseram como "VERDADEIROS" amigos e irmãos.

A grande pessoa que surgiu na minha vida no meio desse trabalho, aturando o ritmo incansável de forma compreensiva e fornecendo a paz e a estabilidade indispensável à finalização e conclusão desse projeto, Nathalia Fendeler Colnago minha amada namorada.

E todos aqueles que de alguma forma contribuíram na idealização e execução desse trabalho.

A todos o meu MUITO OBRIGADO!

RESUMO

BORGES, Alexandre Chaboudt. **Indicadores da qualidade e valoração dos benefícios ambientais no tratamento da água de bacias hidrográficas da serra do Mar em Nova Friburgo, RJ.** Seropédica: UFRRJ, 2005. 97p. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais e Florestais).

O estudo teve como objetivo caracterizar indicadores de qualidade ambiental da água de bacias hidrográficas de regiões serranas com níveis de impactos diferenciados, definindo e quantificando benefícios decorrentes dos serviços ambientais dos ecossistemas florestais. Foi realizado no município de Nova Friburgo região serrana do Estado do Rio de Janeiro, em duas bacias hidrográficas contribuintes do rio Paraíba do Sul, com usos distintos do solo e. A sub-bacia do Rio Grande, com 22.000 ha, 25,50 km de comprimento e 80 km de perímetro, padrão de drenagem dendrítico com rios de até 5ª ordem, apresenta índices de compacidade de 1,52 e circularidade de 0,43, sofrendo o impacto da agricultura de alta produtividade. A microbacia do Rio Debossan com 1.000 ha, perímetro de 15,05 km e comprimento de 7,45 km, padrão de drenagem do tipo dendrítico com rios de até 3ª ordem, índices de circularidade e compacidade de 0,55 e 1,34, respectivamente, possui 100% da sua cobertura com floresta em estágio avançado de regeneração. Ambas unidades hidrológicas possuem Estações de Tratamento de Água para o abastecimento à população do município, porém com diferenças substanciais. A E.T.A. do Rio Grande necessita de 1.300 m² de área construída, 12 funcionários e demanda produtos químicos (floculan, cal e cloro) para o tratamento da água, atingindo uma produtividade média de 263,15 l/s. A E.T.A. Debossan necessita de 100 m² de área construída, 3 funcionários e apenas a utilização do cloro no tratamento da água para atingir uma produtividade de 192,94 l/s. Os dados de qualidade de água do Rio Grande foram fornecidos em períodos de duas em duas horas com duração de quatro anos (2000, 2001, 2002 e 2003), enquanto o consumo de produtos químicos pelas E.T.A.'s era diário. O indicador mais bem ajustado foi o cloro, explicando 97,76% da variação dos parâmetros de qualidade da água, em seguida foi o floculan e a cal, explicando 97,01% e 90,08%, respectivamente. Os resultados das análises de regressão indicaram que os produtos químicos são efetivos como indicadores da qualidade ambiental do manancial, se enquadrando pela proposta da OECD como indicadores de Estado pela sua simples utilização e como indicadores de Pressão quando analisados através de séries históricas. O floculan está relacionado à produção de sedimentos pela bacia, a cal ao impacto da agricultura através do uso de insumos agrícolas e o cloro a urbanização. O ecossistema bacia hidrográfica do Rio Grande está atingindo um novo equilíbrio homeostático devido à ausência das funções ambientais, sendo o impacto antrópico mais percebido na estiagem. Tal impacto ocorre em virtude do desenvolvimento agrícola e urbano desordenado, estando em processo de degradação pelos mesmos motivos. A tendência de degradação ou aumento no custo da produção foi em média de 8,88% ao ano e nos quatro anos de 26,46%. Em termos de benefício prestado pelo ecossistema florestal, a E.T.A. Debossan necessita de uma área 10 vezes menor para atingir a mesma produtividade que a E.T.A. Rio Grande. Caso a sub-bacia do Rio Grande ainda contasse com suas funções ambientais referentes à hidrologia e o impacto antrópico fosse mitigado, a economia nos quatro anos de estudo poderia chegar a US\$ 141.394,75.

Palavras chave: Bacia hidrográfica, qualidade da água e serviços ambientais.

ABSTRACT

BORGES, Alexandre Chaboudt. **Indicators of quality and valuation of the environments benefits on the water treatment in watersheds of the Serra do Mar in Nova Friburgo, RJ.** Seropédica: UFRRJ, 2005. 100p. Dissertation (Master Science in Environment and Forestry Science).

The study has the objective to characterize indicators of environmental quality of water of mountainous areas with different impacts, defining and quantifying the environment benefits of the forested ecosystems. This work was accomplished in the municipal district of Nova Friburgo mountainous area of the State of Rio de Janeiro, in two basins with distinct land uses, that contributes for the watershed of the Paraíba do Sul river. The sub-basin of Rio Grande that possesses 22,000ha, suffers impact of the agriculture of high productivity. The watershed of Debossan river with 1,000ha, it possesses 100% of its covering with forest in advanced apprenticeship of regeneration. The Station of Treatment of Water of Rio Grande needs 1300m² of built area, 12 employees and a considerable demand of chemical products (floculan, whitewash and chlorine), reaching a medium productivity of 263.15 l/s. The Station of Treatment of Water of Debossan needs 100m² of built area, 3 employees and just the use of the chlorine in the treatment of the water to reach a productivity of 192.94 l/s. The data of quality of water of Rio Grande were supplied in periods of two hours with four year-old duration (2000, 2001, 2002 and 2003), while the consumption of chemical products for the station's it was daily. The results of the regression analysis indicated that the chemical products are effective as indicators of the environmental quality of the source, classifying them for the proposal of OECD as indicators of State for its simple use and as indicators of Pressure, when analyzed through historical series. The floculan links with the production of sediments of the watershed, the whitewash to the impact of the agriculture through the use of agricultural input and the chlorine to the urbanization. The indicator better fitting was the chlorine, explaining 97.76% of the variation of the parameters of quality of the water, being followed by the floculan and for the whitewash, that they explained 97.01% and 90.08%, respectively. The ecosystem watershed of Rio Grande is reaching a new homeostatic balance when observed the environmental functions (rainy periods), and he comes with degradation tendency when observed the antropic impact in the dry periods. Such impact happens by virtue of the disordered agricultural and urban development, being in degradation process for the same reasons. The tendency of degradation of Rio Grande or increase in the cost of its production it was on the average of 8.88% a year and in the four years of 26.46%. In the case of the sub-basin of Rio Grande it still counted with its referring environmental hydrologic functions and its antropic impacts mitigated, the economy for the four years of the study could be US\$141,394.75.

Key words: Watersheds management, environment indicators, valuation of environment services.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	2
2. REVISÃO DE LITERATURA	3
3. ÁREAS DE ESTUDO	10
CAPÍTULO I - INDICADORES DE QUALIDADE AMBIENTAL	17
Resumo	18
Abstract	19
1. Introdução	20
2. Revisão de Literatura	20
3. Material e Métodos	24
4. Resultados e Discussão	25
5. Conclusões	34
CAPÍTULO II - VALORAÇÃO DOS BENEFÍCIOS AMBIENTAIS	35
Resumo	36
Abstract	37
1. Introdução	38
2. Revisão de Literatura	38
3. Materiais e Métodos	44
4. Resultados e Discussão	45
5. Conclusões	50
4. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	51
5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	53
ANEXO FOTOGRÁFICO I - SUB-BACIA RIO GRANDE	61
ANEXO FOTOGRÁFICO II - ETA RIO GRANDE	71
ANEXO FOTOGRÁFICO III - MICROBACIA E ETA DEBOSSAN	76

1. INTRODUÇÃO

A água é um recurso natural essencial à vida e de múltiplas utilizações. Em todo planeta, a quantidade de água disponível para consumo humano no ciclo hidrológico remonta a apenas 1%, os outros 97% são salgadas e 2% não prontamente disponíveis. Nos últimos anos, uma nova percepção sobre a água vem se desenvolvendo, onde na Conferência Mundial Rio +10 reconheceu-se a água como um bem público ou privado com valor econômico (PIRES, 2000; VILLIERS, 2002).

A ONU prevê que a partir de 2020 cerca de 2/3 da população mundial poderá viver em países com escassez de água (LINO, 2002) havendo, portanto, uma grande necessidade de se implementar novas estratégias de gestão, como a especificada na Política Nacional de Recursos Hídricos do Brasil Lei Federal Nº 9.433 (BRASIL, 1997).

Nesta Lei, a bacia hidrográfica é considerada uma unidade de gestão, com participação política da sociedade civil, descentralização administrativa e autonomia para a sociedade se auto-gerenciar, por meio dos Comitês de Bacias Hidrográficas. Estes, por sua vez, se encarregam de harmonizar a multiplicidade setorial do uso da água e a valoração econômica do recurso hídrico. Com a conscientização da necessidade de um gerenciamento patrimonial visando a utilização racional, eficiente e sustentável, os governos passaram a procurar modelos de gerenciamento integrado (PIRES, 2000), como o proposto na referida legislação.

O volume de água detido pelo Brasil equivale a 13% dos deflúvios do planeta, com vazão *per capita* de 100 m³/habitante.dia, sendo considerado um dos maiores volumes do mundo (LINO, 2002). Entretanto, segundo Pires (2000), não deixa de enfrentar graves problemas ligados aos recursos hídricos, como a poluição e a desregularização dos regimes nas regiões Sul e Sudeste.

Atualmente o grande desafio para os órgãos públicos e sociedade em geral é promover a exploração dos recursos naturais em concomitância com a conservação da qualidade e da quantidade de água (UFRRJ, 1987). Pois, um dos maiores problemas que o setor de recursos hídricos hoje enfrenta é o da redução da disponibilidade hídrica devido à degradação da qualidade da água dos rios, lagos e aquíferos (MCT, 2001).

Contudo, a preocupação crescente com as questões ligadas à natureza e a conservação dos recursos naturais, reveste-se muitas vezes de um caráter emocional e desprovido de argumentação consistente em termos qualitativos (PEDREIRA, 1990). Onde, melhores políticas e planos de manejo de bacias hidrográficas poderiam surgir, caso houvesse a devida atenção aos aspectos sociais desses planos (COELHO, 2001).

O aumento da demanda de água nas cidades, associado ao seu mal uso, carência de pesquisas em hidrologia florestal e a precariedade de dados sobre os elementos do ciclo hidrológico, tornam imprescindíveis a criação de programas de investigação neste recurso, compatibilizando uso e produção de água em microbacias florestais (ROSA, 1995; TUCCI, 1995).

Porém, a necessidade não é somente de entender os processos ec hidrológicos que operam a paisagem, mas também aumentar o entendimento da organização humana em relação aos recursos naturais. Existe também a necessidade de se remover barreiras institucionais, aumentando a distribuição de água entre as atividades humanas e o sistema de suporte à vida (GORDON & FOLKE, 2000).

Este estudo objetiva caracterizar indicadores de qualidade ambiental da água de bacias hidrográficas de regiões serranas com níveis de impactos diferenciados, como no caso

de Nova Friburgo, definindo e quantificando benefícios decorrentes dos serviços ambientais dos ecossistemas florestais.

A dissertação foi estruturada em dois capítulos que versam sobre o uso dos produtos químicos utilizados nas estações de tratamento de água (indicadores da qualidade ambiental) e o valor da economia oferecida pelo ecossistema florestal e seus serviços ambientais no tocante ao tratamento de água.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1 - Energia nos Ecossistemas Naturais

A teoria de sistemas originou-se de áreas como a cibernética, a engenharia, a teoria da organização industrial, epidemiologia e psicologia *gestalt* (BEGOSSI, 1993). Este método tem sido aplicado com sucesso no estudo do fluxo de energia em organismos e comunidades (RODIN *et al.* 1978). Para os pesquisadores que trabalham com manejo de recursos, a abordagem sistêmica garante a computação de informações relevantes para a tomada de decisões sobre sua utilização (CHURCHMAN, 1979).

De acordo com Odum (1972), a aplicação de procedimentos de análise de sistemas em ecologia ficou conhecida como "ecologia de sistemas". A pesquisa de ecossistema trata da interação entre os organismos e o ambiente num nível acima do indivíduo. Por exemplo, os nutrientes e a produtividade de florestas são modelados e medidos em hectares e grupos de espécies são vistos como produtores, consumidores ou decompositores (HUSTON *et al.*, 1988).

Os ciclos de nutrientes e fluxos de energia tornam as diversas partes do planeta interligadas. Assim, uma floresta, um lago, o mar, ou o planeta constituem um ecossistema (SMITH, 1975). Este enfoque tem como linha principal de estudo o ciclo de nutrientes, as cadeias alimentares e o fluxo de energia entre os organismos (ou seja, o estudo do aspecto funcional do ecossistema). Ecólogos de sistemas, como Margalef (1968), definem a ecologia como "a biologia dos ecossistemas".

O estudo do fluxo de energia dentro de um sistema é chamado de "ecologia energética" por Phillipson (1977), que define a ecologia como o estudo das inter-relações dentro de ecossistemas.

Para o entendimento do funcionamento dos ecossistemas, necessita-se da fundamentação teórica sobre a teoria dos fluxos energéticos dentro de sistemas, sejam eles naturais ou antrópicos (PHILLIPSON, 1977). A riqueza das redes de informação dos ecossistemas, que compreendem fluxos de comunicação físicos e químicos interligando todas as partes e governando ou regulando o sistema como um todo. Suas funções de controle são internas ou difusas, ao contrário das funções externas e especificadas dos mecanismos elaborados pelo homem. A redundância – mais de uma espécie ou componente tendo a capacidade de realizar uma dada função – também aumenta a estabilidade. O grau de estabilidade pode variar, dependendo do rigor do ambiente externo além da eficiência dos controles internos (ODUM, 1988).

O ecossistema é um sistema não teleológico com regulação sub-sistêmica difusa, que como em qualquer outro sistema (c/ controle automático ou não), depende da retroalimentação (feedback) (ODUM, 1988). A retroalimentação ocorre quando uma parte da saída volta para o sistema de entrada (Figura 1).

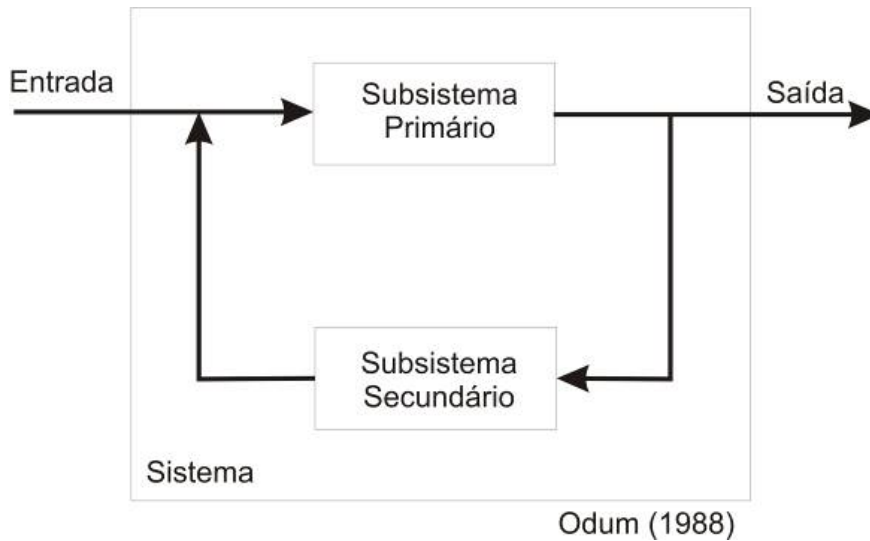


Figura 1 – Sistemas de controle por retroalimentação para ecossistemas com controle interno e difuso envolvendo 2 subsistemas.

A **retroalimentação positiva** acelera os desvios, sendo necessária para o crescimento e sobrevivência dos organismos. Contudo, para conseguir o controle, deve haver também a **retroalimentação negativa**, ou entrada suprimidora de desvios. As inter-relações dos ciclos de materiais e dos fluxos de energia, junto com as retroalimentações dos subsistemas em grandes ecossistemas, geram *homeostase* autocorretiva, que não precisa de controle e pontos de ajustes externos (ODUM, 1988). Este mesmo autor define estes mecanismos homeostáticos apresentando limites além dos quais uma retroalimentação positiva irrestrita leva à morte. À medida que aumenta a perturbação, o sistema embora controlado, pode não ser capaz de voltar a exatamente o mesmo nível de antes. Com isso os ecossistemas possuem mais de um estado de equilíbrio e voltam frequentemente a um estado diferente após uma perturbação (Figura 2).

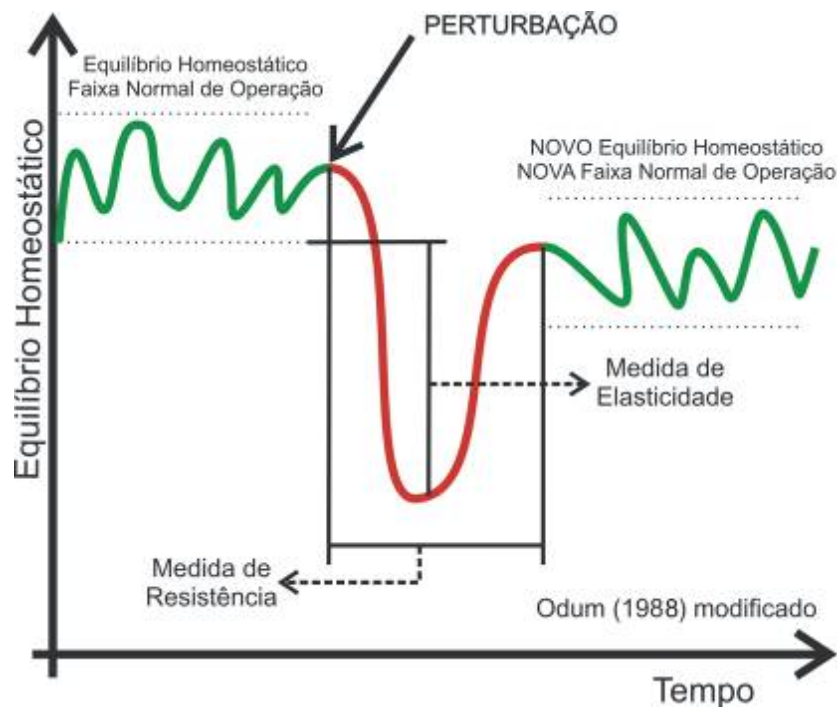


Figura 2 – Gráfico demonstrativo da Resistência x Elasticidade

Os ecossistemas novos ou recém alterados tendem a oscilar mais violentamente e são mais propensos a um crescimento excessivo, comparados com sistemas maduros nos quais os componentes tiveram a oportunidade de se ajustar um ao outro (ODUM, 1988). Ainda dentro da perspectiva ecológica, dois tipos de estabilidade podem ser contrastados, a **estabilidade de resistência** que indica a capacidade de um ecossistema de resistir a perturbações e de manter intacta a sua estrutura e o seu funcionamento, e a **estabilidade de elasticidade** que indica a capacidade de se recuperar quando o sistema é desequilibrado por uma perturbação (ODUM, 1988). As duas formas podem ser inversamente relacionadas:

$$E = \frac{1}{R}$$

onde:

E = Elasticidade

R = Resistência

Utilizando-se das estabilidades de resistência e de elasticidade definiu-se o conceito de resiliência (ODUM, 1988), ou como definida por Ottoni Netto (1993) inércia ambiental. A resiliência ou inércia ambiental seria a capacidade que o ambiente possui de se recuperar após uma perturbação, voltando a um equilíbrio homeostático, ou seja, ela está em função da estabilidade adquirida pelo ecossistema. Quanto menos resiliente, mais frágil é o ecossistema e mais sujeito à degradação.

2.2 - Bacias Hidrográficas

A bacia hidrográfica é considerada uma unidade hidrológica com aptidão para ser uma unidade de planejamento ambiental, pois é constituída por uma área de captação drenada por um curso de água limitada por seus divisores de águas (VALENTE, 1976). Integra todos os recursos que são permeados pela água em cada dia de chuva, funcionando como um sistema auto-determinado pelas entradas e saídas de água.

Com essa característica, constituem ecossistemas adequados para a avaliação dos impactos causados pela atividade antrópica, os quais acarretam riscos ao equilíbrio e à manutenção da quantidade e qualidade da água, uma vez que estas variáveis são relacionadas ao uso do solo (SOUZA E FERNANDES, 2000).

Porém, simples medições de precipitação, vazão e sedimentação não fornecem respostas aos fatores que atuam no controle de uma bacia hidrográfica (TUBELIS, 1980). Pois esta constitui um sistema complexo e a maneira como reage a eventos extremos é o resultado de inúmeras condições e processos específicos (MAKSOUND, 1957).

Por serem sensíveis as manifestações de desequilíbrio ambiental, as bacias hidrográficas constituem unidades hidrológicas ideais para o planejamento ambiental (VALCARCEL *et al.*, 2000). Onde o uso e a ocupação das bacias hidrográficas são refletidos na qualidade e quantidade das águas superficiais e sub-superficiais (RANZINI, 1990).

A cobertura florestal, por sua vez, protege os solos da erosão, da sedimentação, do aquecimento excessivo da água e da lixiviação de elementos químicos, além de regularizar a vazão dos rios (ARCOVA *et al.*, 1992). Por esses motivos, bacias hidrográficas cobertas por vegetação florestal pouco alterada são consideradas mananciais de água de elevada qualidade para os vários usos.

De forma a otimizar a gestão integrada com tecnologias regionalizadas, a microbacia hidrográfica deve ser a unidade de planejamento que permite o melhor controle das

intervenções humanas, favorecendo a integração de práticas de uso e manejo do solo, gestão da qualidade da água e organização comunitária. (SILVA *et al.*, 2003).

2.3 - Zoneamento Hidrogenético

A morfologia das bacias possui relação com os esquemas naturais definidores de sua produtividade hídrica e trocas energéticas conseqüentes, sendo as atuações fundamentais de origem geológica somadas ao longo do tempo as ações de agentes naturais que promovem permanentes transformações (OTTONI NETTO, 1993).

A produtividade hídrica e biótica disponível nas bacias é função das características dos deflúvios e dos parâmetros definidores de seu aspecto morfológico, levando à modelagem dos componentes do sistema em relação às massas d'água pluviais a depender essencialmente dos locais e dos componentes referidos (OTTONI, 1996). Como os aspectos morfológicos da bacia variam com o local, conclui-se que a modelagem é muito diferenciada, estando de acordo com as características da região que recebe e transmite os deflúvios pluviais às redes de drenagem (OTTONI NETTO, 1993).

A caracterização do zoneamento hidrogenético ou hidrogeodinâmico é fundamental nos estudos relacionados à utilização de bacias hidrográficas, visando melhoria de sua produtividade hídrica e definindo adequadamente os sistemas de aproveitamento e controle de seus recursos em água (OTTONI NETTO, 1993; OTTONI, 1996; SOUZA & FERNANDES, 2000).

O manejo natural da água em bacias está relacionado a regiões com funções específicas (Figura 3). A zona de contribuição inicial que participa imediatamente na formação dos escoamentos, onde nos períodos chuvosos os escoamentos subsuperficiais, superficiais e dos bancos marginais possuem rápido acesso às calhas. Nas estiagens o controle é hidráulico, realizado entre os níveis de água na calha e na encosta. Essa região é frequentemente de origem sedimentar, sendo a mais antropizada (OTTONI NETTO, 1993; OTTONI, 1996).

A zona dinâmica contém as bordas exteriores das áreas sedimentares de fundo de vale, sendo parte das encostas, onde há material de natureza residual e colúvios, de grande interesse para recargas hídricas. O mecanismo de infiltração (recarga natural) se realiza nos colúvios e pode resultar em disponibilidades econômicas de lençóis aquíferos. A dinâmica da bacia é preponderante nessa região, onde nos períodos chuvosos predominam os escoamentos superficiais. A curva de nível indicativa de sua altitude média está normalmente contida nessa zona que possui influência marcante na gênese das erosões. De topografia mais acidentada e mais afastada dos eixos de drenagem natural da bacia, o aporte da zona dinâmica depende essencialmente de seus aspectos morfológicos dominantes, fato que tem significação especial na produtividade hídrica (OTTONI NETTO, 1993; OTTONI, 1996).

A zona de recarga de umidade é de especial interesse nas trocas energéticas naturais realizadas no ecossistema. Contida entre o divisor de águas da bacia e a zona dinâmica, nela se situam as áreas altas onde domina o solo residual (produzido pelo intemperismo). Na transição entre essas duas zonas é comum a localização de formações tipo tálus, de grande interesse por influenciar suas disponibilidades hídricas e bióticas. Os escoamentos superficiais são dominantes e as infiltrações são absorvidas para reforçar a umidade do solo, tendo assim, pouca produtividade em água subterrânea tipo gravitacional. Os lençóis aquíferos, embora pouco produtivos nessa zona, costumam garantir em épocas chuvosas fontes de emergência no sopé do tálus. O fato de serem mais volumosas as disponibilidades de umidade no solo residual, que possui maior capacidade de trocas iônicas, faz com que as coberturas florestais naturais tenham melhor suporte ambiental (OTTONI NETTO, 1993; OTTONI, 1996).

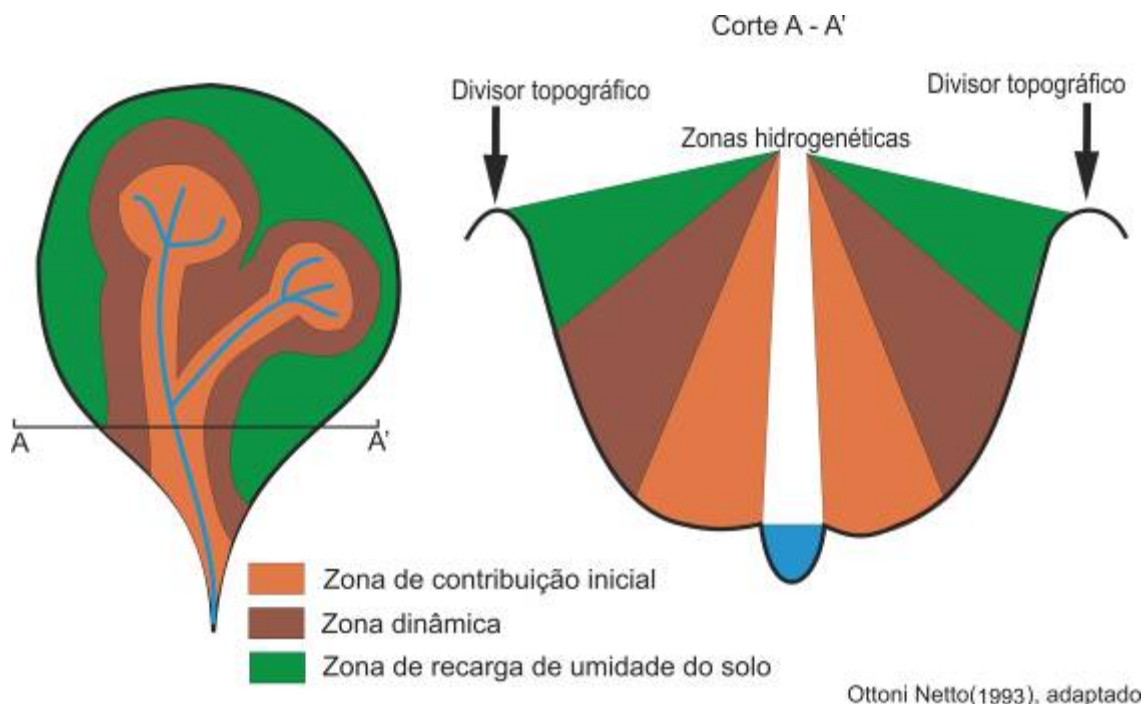


Figura 3 – Zoneamento hidrogenético.

Porém, no limite inferior da zona de recarga, os escoamentos superficiais dominantes costumam gerar voçorocas. Estas promovem erosões regressivas, fazendo com que as extremidades de montante da rede potamográfica se interiorizem a ponto de poder vir a alterar a forma dos divisores topográficos, com possíveis captura de linhas de escoamento de bacias vizinhas (OTTONI NETO, 1993; OTTONI, 1996). Fixando a umidade do solo, promovendo escoamentos superficiais dominantes; gerando voçorocas, ravinhas e torrentes; contendo coberturas florísticas regeneradoras do meio ambiente; recebendo normalmente maiores deflúvios pluviais e recarregando as bordas superiores de formações sedimentares típicas, a zona de recarga de umidade é fundamental para garantir trocas energéticas – bióticas e abióticas – de especial significação nos ecossistemas bacias (OTTONI NETO, 1993; OTTONI, 1996).

2.4 - Manejo de Bacias Hidrográficas

O manejo de bacias hidrográficas é definido como o processo de organizar e orientar o uso da terra e de outros recursos naturais em uma unidade hidrológica a fim de produzir bens e serviços sem destruir ou afetar adversamente o solo e a água (BROOKS *et al.*, 1991).

Para Lima (1996), o manejo de bacias hidrográficas é a forma integrada de administrar atividades antrópicas em uma área que recebe e administra água de chuva. Envolve a adoção de práticas e técnicas de caráter estrutural e físico (obras de engenharia) e práticas não estruturais (manejo da cobertura vegetal), com objetivo regulatório e econômico, destinadas à solução de problemas individuais e/ou comunitários.

Em uma proposta mais recente, Lima (1999), resume que o manejo de bacias hidrográficas pode ser entendido como uma estratégia holística do uso dos recursos naturais renováveis, de tal maneira a salvaguardar os valores do solo, da água e da paisagem.

Já Souza & Fernandes (2000), entendem que o manejo integrado dos recursos naturais depende do ordenamento do uso/ocupação da paisagem observando-se as aptidões de cada segmento e sua distribuição espacial nas bacias hidrográficas.

Como objetivos principais do manejo de bacias hidrográficas, Marcondes (1994) determina o fornecimento de bases técnicas para que se possa estabelecer mecanismos de ação no planejamento e controle do uso do solo, bem como orientar as atividades desenvolvidas em uma área, tendo em vista a compatibilização de atividades produtivas com o uso racional e permanente dos seus recursos naturais. Como objetivos secundários, porém não menos importantes, o mesmo autor cita a obtenção de energia por meio da produção de lenha e pequenos aproveitamentos hidráulicos, assegurando o abastecimento permanente e estável da água em quantidade e qualidade desejáveis e o desenvolvimento de um modelo de planejamento e intervenção integrado entre a administração e a comunidade.

Souza e Fernandes (2000) sintetizam que o manejo de bacias hidrográficas visa adequar a interveniência antrópica às características biofísicas destas unidades naturais, sob gestão integrativa e participativa, de forma a minimizar os impactos negativos garantindo o desenvolvimento sustentado.

2.5 - Manejo Agrícola

O manejo do solo objetiva quebrar a crosta superficial do solo, aumentando sua aeração, favorecendo a infiltração da chuva, além de controlar as ervas daninhas, e se dá por meio de arações e gradagens. Essas operações são realizadas antes do plantio e repetidas vezes no ano nas culturas anuais, assim como a queima dos restos da cultura anterior (GALETI, 1985).

Esse manejo convencional freqüente pode gerar problemas ao solo, com reflexos negativos na produtividade e rentabilidade das explorações agrícolas nos trópicos. Os revolvimentos periódicos desestruturam as camadas superficiais e adensam as camadas profundas onde os arados e grades não alcançam. A deposição da argila translocada das camadas superficiais nas camadas profundas, ainda aumenta o adensamento, acelerando a erosão do solo (GALETI, 1985).

Todavia, as zonas temperadas são tidas como regiões de superprodução agrícola por terem encontrado técnicas de manejo que permitiram a produção eficiente em seus solos e clima. Contudo, o clima quente não impede a produção adequada nos trópicos, mas sim, o manejo adequado dos solos (PRIMAVESI, 1979).

Em terras utilizadas para fins agrícolas não há só o problema da diminuição ou até mesmo eliminação da cobertura vegetal, mas também manejos que podem alterar as propriedades físicas e/ou químicas do solo, tendo por conseqüências a perda da fertilidade. Por sua vez, levará à perda da produtividade e ainda, simultaneamente, à perda da resistência à erosão, acarretando perdas de solo e água cada vez maiores (SILVA, 2003).

Destacam-se como tarefas rotineiras da exploração inadequada das terras, acelerando a degradação dos solos brasileiros: o revolvimento com arado (ou aradura), o preparo, o plantio e o cultivo no sentido “morro abaixo”, as queimadas intensas dos restos culturais, o plantio de culturas com baixa densidade e a compactação da superfície principalmente pelo pisoteio excessivo do gado em pastagens (LEPSCH, 2002; GALETI, 1985). Em contrapartida, as práticas conservacionistas possuem papel fundamental para o manejo dos solos, contendo os processos erosivos e poupando os recursos naturais do processo de degradação, entre eles a sua qualidade agrícola (ROSS, 2000).

As práticas conservacionistas visam à manutenção da potencialidade produtiva do sítio, sendo definidas como técnicas utilizadas para aumentar a resistência do solo ou diminuir as forças do processo erosivo (ALVARENGA & BUENO DE PAULA, 2000). Normalmente só uma prática é insuficiente para reduzir a erosão a níveis aceitáveis ou desejados, quase sempre se recomendando um conjunto de práticas (GALETI, 1985). Assim,

as práticas conservacionistas permitem o cultivo do solo sem depauperá-lo, harmonizando as atividades agrícolas com o meio ambiente, minimizando a erosão (LEPSCH, 2002).

Como práticas conservacionistas, destacam-se a adoção do cultivo mínimo ou plantio direto, associado com subsolagem e adubação orgânica para melhorar a estrutura do solo. Posteriormente sugerem o plantio em nível, culturas em faixas, barreiras vegetais e somente quando necessário às barreiras mecânicas e a readequação das estradas internas. (ALVARENGA & BUENO DE PAULA, 2000).

Onde o território brasileiro possui maior densidade populacional, o processo de ocupação das terras praticamente esgotou-se e grande parte dos solos ou é de baixa fertilidade ou está desgastado pelo uso. A fim de aumentar a produtividade, os corretivos e fertilizantes estão entre os insumos mais importantes com essa finalidade (RAIJ, 1991).

As atividades antrópicas afetam drasticamente os processos naturais, sendo a produção agrícola responsável pela introdução de nutrientes (RAIJ, 1991), que visam melhorar o desenvolvimento das lavouras, corrigindo suas deficiências naturais e compensando os nutrientes removidos com as colheitas (LEPSCH, 2002). Todavia, a aplicação de fertilizantes sem a utilização das práticas de manejo correta pode resultar na poluição da água (DUDLEY & STOLTON, 2003). Um dos principais causadores de problemas ambientais relativos ao manejo agrícola é a contaminação do lençol freático pela lixiviação do nitrato (RAIJ, 1991).

A irrigação entra também como fator no impacto ambiental do manejo agrícola, carreando para os corpos hídricos superficiais e subterrâneos as substâncias empregadas para o aumento de produtividade da agricultura, destacando-se os fertilizantes e defensivos agrícolas sintéticos (BRAGA *et al.*, 2002).

2.6 - Serviços e Funções dos Ecossistemas Naturais (Florestas)

Da perspectiva do funcionalismo, os organismos são considerados como conectores dos processos de transferências de energia e ciclos de nutriente, realmente necessários as formulações clássicas da ecologia de ecossistemas (CALLICOTT *et al.*, 1999).

A diversidade dos ecossistemas brasileiros se caracteriza por singularidades que necessitam serem compreendidas para se buscar a sustentabilidade em concomitância à antropização. Porém, a quantidade de informações existente sobre esses diferentes sistemas é limitada, o que dificulta o gerenciamento com bases científicas (MCT, 2001).

Serviços ambientais é a utilização dos recursos naturais, como insumos pelo setor produtivo correspondente, que no caso de não ocorrer o pagamento, transforma-se em subsídios que deveriam ter seu valor acrescido aos custos de produção (MOTTA, 1995). Por outro lado, quando a comercialização desse serviço ocorre, o benefício resultante já está considerado na medida da renda como, por exemplo, na venda de minérios ou a extração de madeira (MOTTA, 1995).

O problema da deterioração ambiental evidencia nossa dependência das condições naturais por um grande número de serviços ambientais que, refletindo o seu funcionamento, permite a sustentabilidade das atividades humanas (EDWARDS & ABIVARDI, 1998). Estes serviços, que incluem proteção de terra, controle de pestes e a provisão de água limpa, são uma extensão do que os ecossistemas nos provêm, e no passado apresentavam pequeno ou nenhum significado econômico, onde tal reconhecimento possui implicações importantes para sua conservação (EDWARDS & ABIVARDI, 1998).

De acordo com Lima (1986), a conservação da água não pode ser conseguida independente à conservação dos outros recursos naturais, estando o comportamento na fase

terrestre do ciclo hidrológico, refletido diretamente pelas condições e usos do solo e vegetação, de onde ela emana. E, para ser efetivo, o gerenciamento da água nos dias atuais não deve ser somente no corpo hídrico, mas sim incluir a significância e o todo que a água representa nos ecossistemas (GORDON & FOLKE, 2000).

A exploração desordenada dos recursos naturais, o mau uso dos solos rurais, o lançamento indiscriminado de resíduos urbanos e industriais no ar, na água e no solo, assim como o uso excessivo de fertilizantes químicos e defensivos agrícolas e a devastação das florestas naturais têm gerado inúmeros problemas ambientais, entre os quais, a degradação dos recursos hídricos (MENDES, 2001).

2.7 - Benefícios Indiretos

Enquanto os benefícios diretos produzidos pelas florestas têm sua avaliação física e financeira bem estudada e conhecida, os benefícios indiretos são de difícil quantificação e raramente são devidamente avaliados e levados em consideração quando da elaboração de projetos florestais, tanto em florestas naturais como em plantadas (PEDREIRA, 1990).

Entre as diversas formas de agrupar os benefícios ambientais destacam-se, para as áreas úmidas, aquelas relatadas por Dixon & Sherman (1990), onde eles descrevem os benefícios de proteção da bacia de drenagem pelo controle da erosão, pela redução do fluxo local e pela regulação dos fluxos de corrente, como alguns de seus papéis.

Os benefícios indiretos de florestas e de outros recursos naturais representam por vezes, valores iguais ou superiores aos benefícios diretos. Apesar disto, eles são subvalorizados ou não são considerados quando da avaliação desses bens e serviços, exatamente pela dificuldade ou custo de realização dessas avaliações. Mas como fatores principais a sua não execução, pode-se citar a falta de interesse ou vontade de avaliar de forma abrangente e realista tais valores econômicos, assim como a pura e simples ignorância (PEDREIRA, 1990).

O cálculo do benefício florestal indireto é caracterizado, por exemplo, pela potencialidade monetária que uma floresta qualquer possui em gerar proteção à potabilidade natural de mananciais (RIZZI, 1981).

3. ÁREAS DE ESTUDO

3.1 - Localização

As áreas de estudos situam-se no contraforte do trecho fluminense da Serra do Mar, localizando-se no Município de Nova Friburgo (entre as latitudes 22° 10' a 22° 25' e longitudes 42° 30' a 42° 45'). A altitude está acima dos 800m e a região apresenta-se montanhosa, tendo como ponto culminante o pico do Caledônia com 2.256m e os Três Picos de Salinas com 2.310m de altitude. Possuem mananciais de qualidade devido a grande cobertura florestal remanescente.

3.2 - Clima

De acordo com Lima & Guedes-Bruni (1997), para a Serra de Macaé de Cima, o clima regional é caracterizado do tipo super-úmido e mesotérmico na classificação de Thornthwaite (1955), correspondendo à designação Cfb de Köppen segundo Bernardes (1952). Lima & Guedes-Bruni (1997) encontraram para o período de 1983 a 1992 a temperatura média anual de 17,9°C, sendo janeiro, fevereiro e março os meses mais quentes e junho, julho e agosto os meses mais frios.

Lima & Guedes-Bruni (1997) encontraram na literatura como classificação fitogeográfica da Serra de Macaé de Cima as seguintes categorias: Floresta Ombrófila Densa Montana (VELLOSO *et al.*, 1991) e Floresta Pluvial Atlântica Montana (RIZZINI, 1979).

Ainda descreveram que essa floresta ocupa as encostas num ambiente sombrio e úmido, com árvores frondosas que formam um dossel que atinge cerca de 20 metros de altura. Emergentes esparsas se sobressaem na paisagem atingindo 40 metros de altura, sendo o sub-bosque muito denso e diversificado, recobrimdo quase que completamente os solos com arbustos e ervas de folhas largas. As epífitas e trepadeiras são também muito abundantes, expressando uma grande riqueza de espécies. Também observaram, sem mensurações, uma acentuada dinâmica no interior da mata, principalmente nas regiões mais íngremes, com a existência de diversos estádios de sucessão provocados pelas freqüentes quedas de indivíduos arbóreos.

Lima & Guedes-Bruni (1997) ainda observaram formações campestres naturais (campos de altitude) de diminutas extensões picos de serra acima de 1.500 metros de altitude. Nesta fisionomia, característica de locais com afloramentos rochosos ou solos rasos, predominam pequenas árvores esparsas, ricas em epífitas, e um manto arbustivo-herbáceo, rico em espécies de Bromeliáceas e Orquidáceas. Matas baixas e ralas margeiam as formações campestres, às vezes prolongando-se pelas cumeeiras, mas nas encostas menos íngremes gradativamente se adensam e ampliam o porte.

3.5 - Características das bacias hidrográficas

Foram estudadas duas bacias hidrográficas, uma monitorada na Estação de Tratamento de Água – E.T.A. do Rio Debossan e outra na E.T.A. do Rio Grande.

Tabela 1 – Características das duas bacias de captação.

	Rio Debossan	Rio Grande
Área	1.000ha	22.000ha
Perímetro	15,05km	80,00km
Comprimento	7,45km	25,50km
Padrão	Dendrítico	Dendrítico
Ordem	3 ^a	5 ^a
Índice de circularidade	0,55	0,43
Índice de compacidade	1,34	1,52
Uso do solo	100% floresta nativa	Principal agricultura

A bacia do Rio Grande apresenta diversos núcleos rurais, sendo considerada um pólo produtor olerícola no Estado do Rio de Janeiro, e cruzada pela RJ 492 (Friburgo – Teresópolis), enquanto a microbacia do Rio Debossan não apresenta alteração no seu uso do solo, sendo sua cobertura florestal considerada de estágio avançado de regeneração.

Ambas bacias hidrográficas enquadram-se nos padrões normais da região, apresentando padrões de drenagem, geomorfologia, pedologia, morfometria e vegetação original descritos em estudos realizados na área (LIMA & GUEDES-BRUNI, 1997; CPRM, 2001; BARROS, 2004;).

3.6 – Caracterização das microbacias contribuintes do alto Rio Grande

A sub-bacia do Rio Grande foi dividida em unidades hidrológicas, no caso, microbacias de 3º grau, sendo a várzea considerada também uma unidade hidrológica. Em visita de campo foram observados os principais usos que estão sendo empregados nas zonas hidrográficas dessas unidades. Foram determinadas 10 unidades para a avaliação, nomeadas de acordo com a localidade. O uso do solo foi separado em floresta (nativa), agricultura e pasto, por apresentarem diferentes impactos e funções nas três zonas em estudo. Ressalta-se

que próximo à atividades econômicas, como a agrícola, pode ser também prevista a ocupação urbana.

Tabela 2 – Principais usos do solo nas zonas hidrogenéticas das unidades hidrológicas da sub-bacia do alto Rio Grande.

Unidades Hidrológicas	Zonas Hidrogenéticas ou Hidrogeodinâmicas		
	Captação ou Recarga	Transmissão ou Dinâmica	Afloramento ou Contribuição Inicial
Santa Cruz	Floresta	Floresta / Pasto	Pasto / Agricultura
Três Picos	Floresta / Pasto	Floresta / Pasto	Floresta / Agricultura / Pasto
Baixadão	Floresta	Floresta / Pasto	Pasto / Agricultura
São Lourenço 1	Floresta	Pasto / Agricultura	Agricultura / Pasto
São Lourenço 2	Floresta	Pasto / Agricultura	Agricultura / Pasto
São Lourenço 3	Floresta	Floresta	Floresta
Campestre	Floresta	Pasto / Agricultura	Agricultura / Pasto
Salinas	Floresta	Floresta / Pasto	Agricultura / Pasto
Serra Nova e Nova	Floresta	Floresta / Agricultura	Agricultura
Grande Várzea	Floresta / Pasto	Pasto / Agricultura	Agricultura

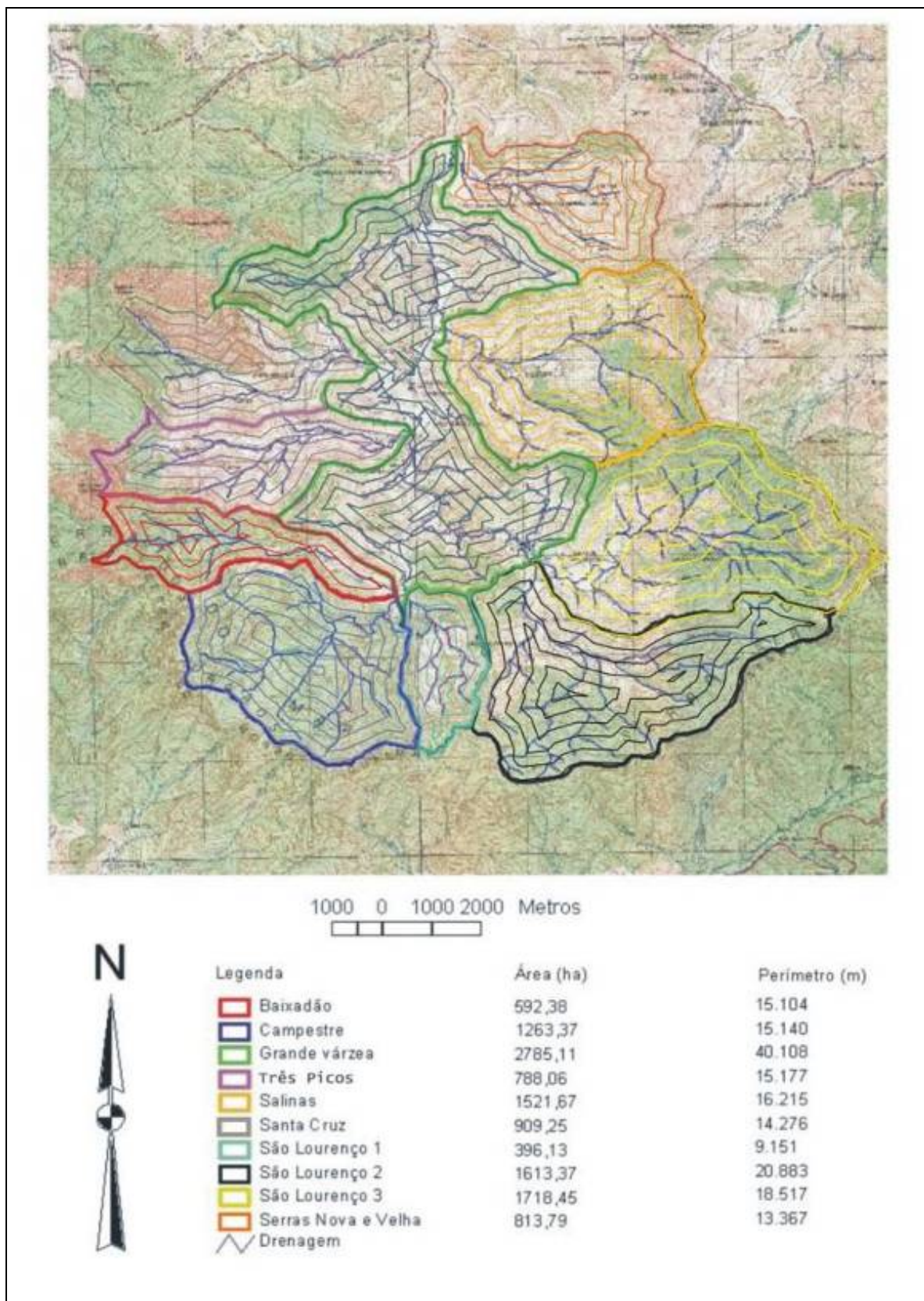


Figura 5 – Disposição das microbacias do alto Rio Grande utilizadas como unidades hidrológicas, com suas respectivas áreas e perímetros.

3.7 – Diagnóstico do alto Rio-Grande

Considerando a cabeceira do Rio Grande como o principal manancial do município de Nova Friburgo, este se encontra em baixos níveis de antropização quando comparados a outros mananciais com urbanização mais desenvolvida (BRAGA *et al.*, 2002). Entretanto, a agricultura promove impactos relativos à qualidade da água devido ao uso indiscriminado de insumos e implementos (RAIJ, 1991; BRAGA *et al.*, 2002; DUDLEY & STOLTON, 2003).

A expansão das pastagens em direção às zonas de captação, desprotegendo o solo na zona dinâmica, favorece a atuação dos processos erosivos (OTTONI NETO, 1993; OTTONI, 1996). O resultado é a perda de solos férteis (camada superficial) com o assoreamento dos rios nas partes mais baixas, além da redução da qualidade hídrica em virtude dos sedimentos carregados (com conseqüente aumento da turbidez). A falta da cobertura florestal nas zonas de captação contribui para reduzir drasticamente a vazão média do Rio Grande, principalmente caso ocorra nas três microbacias de São Lourenço e no Campestre. Esse impacto será mais percebido na estiagem, quando o nível do rio começar a ficar a cada ano mais baixo. No período de chuva intensa o aumento da área impermeabilizada (urbanização) junto com a redução da infiltração em outras áreas, ocasionará cheias cada vez maiores.

Pode-se dizer que o grande impacto para o manancial é a agricultura de alta produtividade, utilizando intensamente o solo. As práticas de mecanização do solo são realizadas no intuito de facilitar o plantio e o desenvolvimento da cultura. Porém são utilizadas técnicas convencionais para o clima temperado, onde as características edafoclimáticas diferem completamente. A mecanização agrícola em não conformidade com as práticas conservacionistas de solo aceleram os processos de degradação ambiental (LEPSCH, 2002).

O atual sistema de plantio com o solo totalmente descoberto e as linhas no sentido da água, favorece o transporte de sedimentos para as drenagens, compacta a camada superficial do solo pelo impacto direto da chuva, reduzindo a infiltração. Com isso, a recarga do lençol freático fica prejudicada em quantidade pelos os impactos físicos de compactação e adensamento, e em qualidade pelo uso indiscriminado de insumos agrícolas.

No período de chuva a produção agrícola que deveria receber poucos insumos, devido à lavagem exercida pela chuva, recebe ainda mais devido ao cultivo do tomate. A água que infiltra carrega essas cargas em excesso para o lençol, e a conseqüência é a contaminação do lençol que irá em breve abastecer o rio. Como o uso indiscriminado acontece a décadas, acredita-se que a água que hoje aflora possa estar também com concentrações elevadas de contaminantes. O problema ainda se agrava na estiagem, devido à perenização ser efetuada pelo fluxo básico (contaminado) de baixa vazão, tornando a água ainda mais concentrada de cargas.

3.8 - Estações de tratamento de águas (E.T.A.'s)

A captação da E.T.A. Debossan está localizada a 22° 13' 40'' de latitude e 42° 34' 25'' de longitude, a 1.020 metros de altitude. Realiza-se somente filtragem e desinfecção da água bruta para se atingir o padrão de qualidade de distribuição. A estrutura existente para a captação (aproximadamente 100 m²) produz vazão média de 192,94 l/s de água tratada com qualidade.

A captação da E.T.A. Rio Grande encontra-se a 960 metros de altitude localizando-se na latitude 22° 21' 05'' e longitude 42° 31' 35'' e o seu produto, a água, recebe tratamento físico-químico para atingir o padrão de distribuição (tratamento convencional – Figura 6). São utilizados na potabilização: sulfato como coagulante (Floculan), calcário como corretivo (cal) e cloro como desinfetante, em conseqüência do manejo da bacia a montante. A estrutura

de aproximadamente 1.300m², necessária à produção de água tratada com qualidade, produz vazão média de 263,15 l/s.

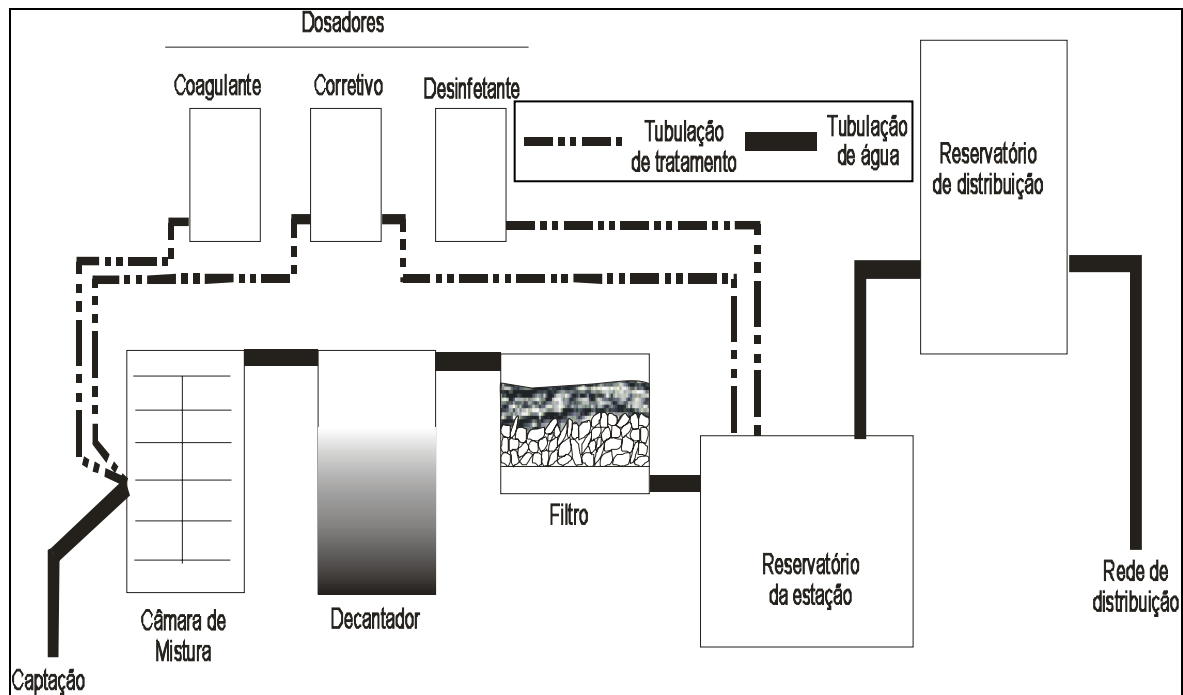


Figura 6 – Tratamento Convencional da E.T.A. Rio Grande

Capítulo I - INDICADORES DE QUALIDADE AMBIENTAL

RESUMO

O objetivo deste capítulo foi definir indicadores de qualidade ambiental no tratamento de água de mananciais, relacionando o uso do solo de uma bacia hidrográfica preservada e outra antropizada pela agricultura. As unidades hidrológicas ficam no município de Nova Friburgo região serrana do Estado do Rio de Janeiro, sendo a sub-bacia do Rio Grande e a microbacia do Rio Debossan, ambas pertencentes a bacia hidrográfica do Rio Paraíba do Sul. Possuem Estação de Tratamento de Água em sua seção de controle, porém a primeira realiza tratamento convencional (físico e químico) para atingir os padrões de fornecimento enquanto a segunda apenas tratamento físico e desinfecção. A sub-bacia do Rio Grande apresenta uso agrícola de alta produtividade e é o principal manancial do município, enquanto a do rio Debossan se encontra totalmente inexplorada, coberta por floresta nativa e servirá como referência para esse estudo. Os dados das E.T.A.'s analisados foram o consumo diário dos produtos químicos para o tratamento da água (floculan, cal e cloro) e a média diária dos parâmetros de qualidade da água (turbidez, pH e alcalinidade). Os dados considerados discrepantes foram eliminados em função de sua diferença com a média e do desvio padrão da variável. Foram realizadas regressões múltiplas onde os produtos químicos utilizados no tratamento foram as variáveis dependentes e os parâmetros de qualidade da água as variáveis independentes. O indicador mais bem ajustado foi o cloro, explicando 97,76% da variação dos parâmetros de qualidade da água, sendo seguido pelo floculan e pela cal, que explicaram 97,01% e 90,08%, respectivamente. Tais resultados indicam a efetividade dos produtos químicos como indicadores da qualidade ambiental do manancial, se enquadrando pela proposta da OCDE (Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico) como indicadores de Estado pela sua simples utilização e como indicadores de Pressão e Resposta, quando analisados em séries históricas. O floculan foi relacionado a produção de sedimentos da bacia, a cal ao impacto da agricultura devido ao uso de insumos agrícolas e o cloro a urbanização. O ecossistema bacia hidrográfica do Rio Grande está atingindo um novo equilíbrio homeostático quando observada as funções ambientais (períodos chuvosos) e se apresenta com tendência de degradação quando observado o impacto antrópico (períodos de estiagem). Tal impacto ocorre em virtude do desenvolvimento agrícola e urbano desordenado, estando em processo de degradação pelos mesmos motivos.

Palavras chave: Manejo de bacias hidrográficas, parâmetros de qualidade de água e indicadores ambientais.

Abstract

The objective of this chapter is defining indicators of environmental quality in sources, relating the use of the soil in a preserved watershed and another one impacted with agriculture. The hydrologic units stays in the municipal district of Nova Friburgo mountainous area of the State of Rio de Janeiro, in the sub-basin of Rio Grande and watershed of river Debossan, both contributes for the Paraíba do Sul river. Both of them possess Stations of Treatment of Water in their section control, even so the first one realizes conventional treatment (physical and chemical) to reach the supply patterns and the second only physical and disinfection treatment. The watershed of Rio Grande suffers impact of the high productivity agriculture and it is still the main source of the municipal district, although the watershed of Debossan still presenting with natural cover (tropical rain forest - Mata Atlântica). The data analyzing of the both Stations Treatment was the diary consumption of chemical products for the treatment of water (floculan, whitewash and chlorine) and the diary average of physical-chemical parameters of the water (turbidity, pH and alkalinity). The data considerer outlier was eliminated in function of his difference with the average and their standard deviation. The multiple regressions were accomplished using the daily consumption of the chemical products in the water treatment as dependent variables, and the daily average of the parameters of water as independent variables. The indicator better fitting was the chlorine, explaining 97.76% of variation of quality of water, being followed by the floculan and for the whitewash, that they explained 97.01% and 90.08%, respectively. The results indicated that the chemical products are effective as indicators of the environmental quality of the source, classifying them for the proposal of OECD as indicators of State for its simple use and as indicators of Pressure and Response, when analyzed through historical series. The floculan links with the production of sediments of the watershed, the whitewash to the impact of the agriculture through the use of agricultural input and the chlorine to the urbanization. The ecosystem watershed of Rio Grande is reaching a new homeostatic balance when observed the environmental functions (rainy periods), and he comes with degradation tendency when observed the antropic impact in the dry periods. Such impact happens by virtue of the disordered agricultural and urban development, being in degradation process for the same reasons.

Key-words: Watershed management, water quality parameters and environment indicators.

1. Introdução

Com o crescimento populacional e o desenvolvimento econômico, aumentou-se a pressão sobre os recursos naturais, e as bacias hidrográficas, em função das suas características naturais, tem se tornado um importante instrumento de planejamento e gerenciamento da utilização desses recursos (SILVA *et al.*, 2003).

Contudo, as modificações naturais e artificiais no uso do solo nas bacias hidrográficas influenciam o seu comportamento hidrológico, produzindo os mais variados impactos, podendo afetar com isso a disponibilidade dos recursos hídricos (TUCCI & CLARKE, 1997).

A água, por sua vez, é de vital importância para a sobrevivência dos seres vivos, uma vez que se encontra na maioria dos processos metabólicos. E, considerando o ciclo hidrológico, ela interage com todo o ambiente acumulando as informações dessas interações, funcionando ao final como indicador ambiental (SOUZA & FERNANDES, 2000; OKI, 2002).

Segundo o conceito de eco-eficiência da World Business for Sustainable Development, Almeida & Brito (2002) relataram a crescente aplicação de indicadores, principalmente no planejamento ambiental e na avaliação de diversos setores industriais. Porém, a abordagem adequada para o estabelecimento de um modelo de informação, significativo na construção de um conjunto de indicadores de sustentabilidade sócio-ambiental, realiza-se tendo como linha de análise a teoria de sistemas, conceito esse que oferece uma visão holística, possibilitando a reflexão acerca do problema em bases interdisciplinares (BOSSSEL, 1996).

Na elaboração do Plano Regional da Água de Portugal, de acordo com Almeida & Brito (2002), a utilização de indicadores ambientais contribuiu para a elaboração de um documento objetivo, tornando-o um efetivo instrumento de suporte à decisão.

O objetivo deste capítulo foi definir indicadores de qualidade ambiental no tratamento da água de mananciais de abastecimento, relacionando o uso do solo de uma bacia antropizada pela agricultura e outra com cobertura totalmente de floresta nativa.

2. Revisão de Literatura

2.1 - Qualidade da Água

Os vários processos que controlam a qualidade da água de um rio em uma bacia hidrográfica florestada fazem parte de um delicado equilíbrio, onde qualquer alteração, como mudança no uso do solo, pode gerar significativa alteração nos níveis de qualidade da água. As alterações humanas em ambientes florestais são responsáveis pelo aumento da erosão e lixiviação de nutrientes do solo por um lado, e pela redução da absorção de nutrientes por outro (ARCOVA *et al.*, 1992).

As operações de corte e retirada da floresta, preparo do solo, construção de estradas, pastoreio de animais e uso do fogo são ações que aumentam a produção de sedimentos por conta dos processos erosivos, principal agente gerador de turbidez nos corpos hídricos (ARCOVA *et al.*, 1992). O nível de variação da turbidez em bacias que sofrem corte raso da floresta e se mantêm sem modificações, pode chegar de 10 a 20 vezes em função da intensidade das chuvas (DOUGLAS & SWANK, 1974).

A utilização de insumos agrícolas por produtores rurais, por sua vez, também influencia a qualidade do recurso hídrico, sendo percebido pela presença de elementos químicos constituintes da sua fórmula (BARROS, 2004).

A água é a “circulação sanguínea” da biosfera, sendo essencial para o todo. Água para comida, água para a população e água para os serviços dos ecossistemas, que servem de suporte para o bem estar humano, têm que ser visto como partes integradas, onde uma depende da outra. (GORDON & FOLKE, 2000).

2.2 - Parâmetros de Qualidade da Água

2.2.1 - pH

O pH corresponde ao logaritmo decimal negativo da concentração do íon hidrogênio de uma solução aquosa, podendo variar de 0 a 14, dividindo reações básicas e ácidas, ou seja, existe um equilíbrio entre os íons H^+ e OH^- (ARCOVA *et al.*, 1992).

Rios isentos de poluentes possuem pH variando de 6,5 – 8,5, faixa esta que vive a maior parte dos peixes de água doce, havendo diferenciação das espécies e a faixa de pH para o seu bom desenvolvimento. Fatores como temperatura, oxigênio dissolvido e concentrações de cátions e ânions na água também influenciam no habitat das espécies de peixes (ARCOVA *et al.*, 1992).

Todavia, a biota aquática exerce influencia marcante sobre o pH da água, pois de acordo com Moraes (2001), o consumo de CO_2 durante o dia, pelo processo fotossintético, a partir das macrófitas aquáticas e algas, pode elevar o pH do meio. Por outro lado, a liberação e dissolução de gás carbônico na água pela respiração, resultarão em ácido carbônico, promovendo a redução do pH (BRAGA *et al.*, 2002).

O pH é um parâmetro químico que contribui no desgaste e obstrução de tubulações e instalações do tratamento e distribuição da água. Valores de pH acima de 7 podem favorecer a precipitação de carbonatos de cálcio e magnésio em águas com alta dureza (NAKAYAMA & BUCKS, 1986) e a precipitação de alguns fertilizantes fosfatados de baixa solubilidade, quando utilizados para a fertirrigação (COELHO *et al.*, 2002). Também possui influência com efeito corrosivo sobre as tubulações e instalações quando possui valores baixos, influenciam na coagulação química, pois a quantidade ótima de coagulante depende do pH e ainda interfere na eficiência do processo de desinfecção da água (CETESB, 1988).

Como fatores de origem antrópica capazes de alterar o pH da água, pode-se citar o despejo de efluentes, erosão em áreas agrícolas e presença de substâncias provenientes do uso de adubos, fertilizantes e agrotóxico (BARROS, 2004). Outros fatores que podem influenciar os valores de pH da água são os despejos domésticos e industriais, por meio da oxidação da matéria orgânica e despejo de químicos (VON SPERLING, 1996).

2.2.2 - Turbidez

A turbidez de uma amostra de água é o grau de atenuação de intensidade que um feixe de luz sofre ao atravessá-la, devido à presença de sólidos em suspensão. Esta redução se dá por absorção e espalhamento, uma vez que as partículas que provocam turbidez nas águas são maiores que o comprimento de onda da luz branca (BROWN, 1985). Também pode ser vista como a eficiência com que os sedimentos em suspensão impedem a passagem da luz através da água (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, 2003).

Para a irrigação, por meio da turbidez pode se estimar a concentração de sedimentos em suspensão, parâmetro importante na qualidade do recurso hídrico utilizado com esse objetivo (CARVALHO, 1994). Já sua caracterização nas águas para o abastecimento urbano está ligada a potabilidade, por ser a presença de sólidos suspensos e coloidais que dificulta a operação dos filtros de areia no tratamento da água (DIBERNARDO, 1993)

O fato de ter sido verificada uma associação entre patógenos e turbidez, vem aumentando o interesse do controle da qualidade da água por esse parâmetro. Vírus e bactérias encontram proteção nas partículas geradoras da turbidez, a hepatite infecciosa e a poliomielite são alguns exemplos (LIMA, 1986).

O desequilíbrio ambiental gerado pelo aumento da turbidez ocorre na redução da transparência da água, reduzindo as taxas fotossintéticas, principalmente, dos produtores primários. Com isso, o ambiente deixa de oxigenar perdendo poder de oxidação, mantendo substâncias indesejáveis no corpo hídrico, como o CO² e substâncias orgânicas (BRAGA *et al.*, 2002).

2.2.3 Alcalinidade

A alcalinidade, do ponto de vista químico, diz respeito à capacidade que a solução apresenta de neutralizar ácidos. Muitos compostos podem contribuir para a alcalinidade da água, que em condições naturais resulta do equilíbrio com o CO₂ atmosférico. Em condições particulares, após a interação com a vegetação, por exemplo, pode haver contribuição de ácidos orgânicos e vários tipos de materiais dissolvidos ou em suspensão (LIMA & BARBIN, 1975).

Na água, a alcalinidade é um parâmetro que indiretamente indica o seu equilíbrio de pH, influenciando diretamente no seu tratamento (HEIN *et al.*, 2004). Representa a concentração total de bases, dependendo da presença de ácidos fracos, carbonatos, bicarbonatos em solução, hidróxidos e ocasionalmente silicatos e fosfatos, indicando a presença de sais dissolvidos na água (PADUA, 2002).

Por ser gerada pela reação do CO₂ com elementos do solo (PADUA, 2002), a alcalinidade indica a disponibilidade, principalmente, dos bicarbonatos de cálcio e manganês, carbonatos ou hidróxidos de sódio, potássio, cálcio e magnésio (HEIN *et al.*, 2004).

2.3 - Tratamento de Águas Superficiais

As exigências da qualidade da água para consumo humano vêm aumentando os custos na captação, transporte e principalmente no tratamento dos sistemas de abastecimento. Assim, a conservação da água vem se transformando em um instrumento de gestão no estabelecimento de planos de médio e longo prazo para o atendimento das necessidades de água (MULLER, 2000).

O tratamento convencional das águas tem como finalidade melhorar a qualidade para abastecimento em três aspectos: higiênico, estético e econômico, e consiste na captação, floculação, decantação (feita geralmente com sulfato de alumínio), filtração, abrandamento ou correção (com cal hidratada), desinfecção com cloro e profilaxia ou fluoretação, feita com fluossilicato de sódio (RIZZI, 1981).

Di Bernardo *et al.* (2002) consideram a coagulação como resultado da ação de quatro mecanismos distintos: compressão da camada difusa, adsorção e neutralização, varredura, adsorção e formação de pontes. A coagulação são as transformações das impurezas que se encontram em suspensões finas (bactérias, siltes, argilas, algas e turbidez) em estado coloidal ou em solução, em partículas que sejam removíveis por sedimentação e filtração (RIZZI, 1981).

No tratamento da água, a floculação corresponde à etapa em que são fornecidas condições para facilitar o contato e a agregação das partículas previamente desestabilizadas pela coagulação química, visando a formação de flocos com tamanho e massa específica que favoreçam sua remoção por sedimentação, flotação ou filtração direta (DI BERNARDO *et al.*, 2002).

Estes autores conceituam sedimentação ou decantação como fenômeno físico em que partículas em suspensão apresentam movimento descendente em meio líquido de menor massa específica, devido a ação da gravidade, enquanto a flotação caracteriza-se pela ascensão das partículas suspensas e pela aderência de micro-bolhas de ar às mesmas, tornando-as de menor massa específica que o meio onde se encontram.

A filtração consiste na remoção de partículas suspensas e coloidais e de microrganismos presentes na água. Em geral, a filtração é o processo final de remoção de impurezas realizado no tratamento da água e, portanto, principal responsável pela produção de água com qualidade condizente com o padrão de potabilidade (DI BERNARDO, 1993).

O processo de abrandamento das águas (adição de cal hidratada) tem a finalidade de remover a acidez das águas, elevando o pH das águas tratadas para aproximadamente 8,5, evitando assim a ocorrência do CO₂ livre que, além de ser tóxico, provoca incrustações nas canalizações, dando gosto desagradável às águas (RIZZI, 1985).

A desinfecção das águas filtradas feita pela adição do cloro, objetiva a destruição de bactérias entéricas vegetativas, bactérias que formam poros, protozoários, vermes, vírus e algas que provocam toxidez, gosto, odor e sabor desagradável às águas (RIZZI, 1985). Di Bernardo (1993), evidencia que as reações de desinfecção dependem fundamentalmente do pH.

A aplicação do flúor nas águas de abastecimento tem função de evitar a ocorrência de cáries ou má formação dentário e de ossos na população abastecida com água tratada. É geralmente usado nas estações de tratamento o fenossilicato de sódio, porém é considerada apenas uma medida profilática, onde a proteção florestal não exerce influência (RIZZI, 1981).

2.4 - Indicadores Ambientais

Para realização do Plano Regional da Água (PRA) da Ilha dos Açores, Almeida & Brito (2002) observaram que este deveria ser um documento sucinto que, sem prejuízo do rigor, fosse de leitura acessível aos cidadãos não especialistas. Por outro lado, deveria dotar-se de ferramentas que permitissem o seu monitoramento de forma expedita e independente, com a possibilidade de apoiar uma implementação dinâmica, tendo neste sentido, o intuito de minimizar as dificuldades associadas a um processo de planejamento e gestão desta natureza, sendo então adotados os indicadores ambientais como uma das metodologias mais adequadas para cumprir com este objetivo.

Desta forma, Almeida & Brito (2002) recorreram ao modelo de Pressão-Estado-Resposta (PSR) definido pela OECD (2002), a qual propõem três grandes grupos de indicadores, Pressão, Estado e Resposta:

- Os Indicadores de **Pressão**, que descrevem pressões das atividades humanas sobre o meio ambiente e que se traduzem por alterações na qualidade do ambiente e quantidade dos recursos naturais;
- Os Indicadores de **Estado**, que caracterizam a qualidade do ambiente e quantidade dos recursos naturais permitindo obter uma visão global e imediata do seu estado;
- Os Indicadores de **Resposta**, que evidenciam os esforços efetuados pela sociedade, em resposta a alterações no estado do ambiente;

A adequada escolha dos indicadores ambientais a se utilizar é uma das partes fundamentais do processo. Segundo a OECD (2002), um indicador deve ser caracterizado pelas seguintes propriedades:

- **Relevância** – deve ser representativo, de fácil compreensão e comparável;
- **Consistência** – deve ser bem apoiado em termos técnicos e científicos e de consenso internacional;
- **Mensurabilidade** – deve ser facilmente mensurável e passível de ser monitorado regularmente a um custo não excessivo;

Ogle (2002) em estudo na Tanzânia observou por meio de indicadores a degradação do ambiente, tendo como principal causa o pastoreio excessivo, o que levou a proibição, em 1979, do pastoreio em uma área mais crítica de 1.200 km², com a retirada de 85.000 cabeças de gado, caprino, ovino e muares da região. Dez anos mais tarde, indicadores sócio-econômicos revelaram-se em queda, dando então início ao projeto “Pastoreio Zero”, onde empresas incentivaram a compra de rebanho melhorado e assistência técnica ao manejo desse rebanho em confinamento.

Como indicadores biofísicos, Ogle (2002) citou: a produtividade das vacas, o fornecimento e as estratégias de alimentação, além da produtividade das culturas e o uso de esterco; e como indicadores sócio-econômicos: o insumo de mão de obra, os indicadores econômicos, a distribuição de renda e o estado nutricional das crianças. Após a implantação do projeto, o autor ainda cita a utilização de um indicador composto, que se utilizava do número de produtores que participavam ou queriam participar do projeto.

Também são considerados indicadores, parâmetros utilizados no monitoramento de florestas, como o crescimento das árvores em altura, o diâmetro e o acúmulo de fitomassa, a característica da copa, a densidade arbórea, a evolução da área basal, a área foliar, a água nas copas, os macro e micronutrientes nas folhas, a água no solo, a matéria orgânica e a fertilidade e o grau de compactação do solo, a produção de serapilheira e sua velocidade de decomposição, os ataques de pragas, os efeito de poluentes, a diversidade da vegetação do sub-bosque, a profundidade do lençol freático, a produção e a qualidade da água na bacia (POGGIANI *et al.*, 1998).

O uso dos macroinvertebrados como bioindicadores da qualidade da água na Grécia apresentou vantagens sobre o uso de outros sistemas de bioindicadores, exatamente por possuírem diferenças sensitivas a diversos poluentes, reagindo rapidamente (ILIOPOULOU-GEORGUDAKI *et al.*, 2003)

Na seleção dos indicadores, Almeida & Brito (2002) procuraram resolver o aparente conflito entre se utilizar muitos indicadores, que aumenta a possibilidade de acompanhamento e compreensão do desenvolvimento dos projetos/ações, mas requer um maior esforço de coleta e sistematização das informações. E a utilização de poucos indicadores, que permite fazer uma leitura mais fácil, clara e agregada da situação ambiental, mas com as conseqüentes perdas de diversidade da informação. Os autores então agruparam os indicadores em nove áreas temáticas de intervenção, sendo que, no seu conjunto, foram considerados 77 Indicadores Ambientais, dos quais 21 de Pressão, 7 de Estado e 49 de Resposta.

3. Material e Métodos

Foram fornecidos pela CAENF os dados dos parâmetros físico-químicos da água de quatro anos da E.T.A. Rio Grande (2000, 2001, 2002 e 2003) a cada duas horas, sendo utilizadas para as análises as médias diárias.

A turbidez foi medida em NTU no turbidímetro Hach modelo 2100P, o pH determinado pelo peagâmetro Quimis modelo Q400A e a alcalinidade determinada em ppm CaCO₃ por meio de titulação de alcalinimetria. Também foi fornecido o consumo diário do

coagulante Flocculan em litros, do desinfetante Cloro também em litros e do corretivo Cal em quilos.

Os dados discrepantes (*outliers*) foram eliminados em função do desvio padrão da variável em questão. Para cada produto químico utilizado (variável dependente) foi gerado um modelo matemático por meio de regressões múltiplas, utilizando os parâmetros físico-químicos da água como variáveis independentes.

Para os modelos regressão, foi necessária a realização de correlações simples entre todas as variáveis utilizando o coeficiente de Pearson, já eliminando possíveis correlações não significativas. Na elaboração do modelo de regressão, o coeficiente da reta (*intercept*) foi tendido a zero, ou seja, a reta criada pelo modelo foi forçada a passar pela a origem.

Após a determinação dos produtos químicos como indicadores da qualidade ambiental da bacia hidrográfica, estes foram analisados pelos dados de consumo dos quatro anos em estudo. A análise utilizou séries históricas dos quatro anos, e a seqüência de períodos de estiagem e chuva para a avaliação da qualidade do manancial e impactos antrópicos ocorrentes.

4. Resultados e Discussão

Foi considerada a proposta da OECD (2002) para indicadores ambientais de Pressão – Estado – Resposta e que possuíssem as propriedades de consistência, relevância e mensurabilidade, para a determinação dos resultados aqui obtidos. Os resultados foram calcados em termos técnicos e científicos aceitos internacionalmente, favorecendo posteriores utilizações desses indicadores.

4.1 – Análise dos Dados

Para cada produto químico foi gerado um modelo matemático, onde se determinou o coeficiente de regressão múltiplo (R^2). Desta forma, determinou-se a influência de cada parâmetro de qualidade e suas interações no consumo de cada produto químico utilizado no tratamento da água. Uma alta explicação da variância por essa metodologia (elevado coeficiente de regressão múltiplo R^2), determina que o consumo dos produtos químicos indica a qualidade do corpo hídrico e indiretamente a condição na qual a bacia se encontra.

O objetivo desta modelagem não é utilizar o modelo gerado para previsões futuras, e sim caracterizar por meio do coeficiente de regressão múltiplo (R^2), as influências da alteração dos parâmetros de qualidade de água e o consumo de produtos químicos.

4.1.1 - 1º modelo – flocculan x valores médios

O primeiro passo na realização do modelo foi a determinação dos coeficientes de correlação de Pearson para as variáveis independentes e a dependente (Tabela 3).

Tabela 3 – Coeficientes de correlação de Pearson para as variáveis

	Turbidez	PH	Alcalinidade	Flocculan
Turbidez	1,00000	-0,371933	0,065060	0,285771
pH	-0,371933	1,00000	0,005855	-0,124826
Alcalinidade	0,065060	0,005855	1,00000	-0,035649
Flocculan	0,285771	-0,124826	-0,035649	1,00000

A maior correlação encontrada entre a variável dependente (flocculan) e uma independente, foi com a turbidez (0,285771) seguida pelo pH (-0,124826). Dado o elevado grau de liberdade (G.L. = 815), ambas as correlações foram significativas a 1,00% de significância. A correlação com a alcalinidade não foi significativa (-0,035649).

O maior coeficiente encontrado foi entre duas variáveis independentes o pH e a turbidez (-0,371933). O sinal negativo indica que a correlação é inversa, ou seja, o aumento de uma variável leva a redução da outra. Nesse caso, o aumento da turbidez está ocasionando a redução do pH, que está acidificando o meio. Isso pode ocorrer por fatores de caráter pedológicos, mas também pode ser atribuído ao uso de fertilizantes agrícolas ou defensivos. O importante ressaltar é a amplitude dessa variação, que acredita-se que somente por caráter pedológico não seja possível.

O modelo de regressão gerado obteve um coeficiente de regressão múltiplo (R^2) de 0,970157, explicando 97,02% da variância da variável dependente pela variância das variáveis independentes. Esse resultado determina um bom ajuste do modelo gerado, confirmado pelo nível $p < 0,00001$, para 815 graus de liberdade.

Modelo gerado:

$$\text{Floculan} = 54,095284 \times (\text{pH médio}) + 0,68153 \times (\text{turbidez média}) + \text{erro}$$

Observa-se que no modelo gerado não entra a variável alcalinidade, que não havia sido significativa na correlação de Pearson. Outro fato importante é a entrada do pH antes da entrada da turbidez no modelo, isso ocorreu quando realizadas as correlações parciais entre as variáveis independentes e a dependente (Tabela 4).

Tabela 4 – Coeficientes de correlação múltiplos e correlações parciais das variáveis que entraram no modelo

	R^2	Mudança R^2	Correlação Parcial	Nível p
pH	0,967420	0,967420	0,385699	<0,00001
turbidez	0,970157	0,002737	0,293268	<0,00001

Na tabela 4 observa-se o R^2 após a entrada de cada variável e a mudança ocasionada, além da correlação parcial, e o nível p tanto para o R^2 quanto para a correlação parcial. A entrada do pH primeiro no modelo ocorre devido à correlação parcial, que é a correlação isolada de cada variável independente com a dependente, extraíndo-se a influência das demais. A correlação parcial demonstrou que o pH (0,385699) possui uma maior correlação com o consumo do floculan do que a turbidez (0,293268). Porém, como visto anteriormente, o que está gerando a redução do pH é o aumento da turbidez, sendo que para o consumo do floculan essa redução do pH possui maior peso. Ambas as correlações se apresentaram altamente significativas pelo nível $p < 0,00001$.

Para o coeficiente de regressão múltiplo, foi observado que com a entrada do pH no modelo este foi para 0,967420 e com a entrada da turbidez passou a 0,970157, tendo um acréscimo de 0,002737. Apesar da disparidade ocorrida entre o aumento do R^2 para as duas variáveis independentes, ambas foram altamente significativas para o modelo, representado pelo nível $p < 0,00001$.

O elevado R^2 encontrado para o modelo determina o seu bom ajuste, porém a intenção aqui não é utilizar esses modelos a fim de se prever o consumo de floculan, apenas determinar se os produtos químicos realmente refletem as mudanças ocorridas na bacia a montante. Desta forma, o floculan acusa de forma bem apurada mudanças na qualidade da água, podendo então ser utilizado como indicador. O aumento do consumo de floculan demonstra que está ocorrendo alguma mudança na qualidade da água, principalmente no que diz respeito à turbidez.

4.1.2 - 2º modelo - cal x valores médios

Foram determinados os coeficientes de correlação de Pearson para as variáveis independentes e a dependente, estando os resultados na tabela 5.

Tabela 5 – Coeficientes de correlação de Pearson para as variáveis

	Turbidez	pH	Alcalinidade	Cal
Turbidez	1,00000	-0,334990	0,054987	0,168521
pH	-0,334990	1,00000	0,010194	-0,072758
Alcalinidade	0,054987	0,010194	1,00000	-0,001325
Cal	0,168521	-0,0727258	-0,001325	1,00000

A partir do coeficiente de correlação de Pearson podemos observar que, a variável independente que apresentou maior correlação com a cal foi a turbidez (0,168521), seguido pelo pH (-0,072758). Os resultados também demonstram a correlação inversa existente entre a turbidez e o pH (-0,334990) e a baixa correlação entre a alcalinidade e cal (-0,001325).

Modelo gerado:

$$\text{Cal} = 10,86339 \times (\text{pH médio}) + 0,16475 \times (\text{turbidez média}) + \text{erro}$$

O modelo de regressão gerado apresentou um coeficiente de regressão múltiplo de 0,90084182, ou seja, explica 90,08% da variação do consumo da cal a partir da variação do pH e da turbidez. Quando testado este valor determinou o bom ajuste do modelo, obtendo pelo nível p uma alta significância ($p < 0,00001$). O grau de liberdade para essa regressão foi de 952.

Tabela 6 – Coeficientes de correlação múltiplos e correlações parciais das variáveis que entraram no modelo

	R²	Mudança R²	Correlação Parcial	Nível p
PH	0,897851	0,897851	0,909469	<0,00001
Turbidez	0,900842	0,002991	0,171123	<0,00001

Observa-se na tabela 6 que após a realização da correlação parcial das variáveis independentes com a dependente, outra vez a maior correlação passa a ser a do pH (0,909469). Novamente essa variável entra primeiro no modelo, explicando 89,79% da variação do consumo da cal. A entrada da turbidez por sua vez, determinou um pequeno acréscimo ao R² (0,002991), porém ambas se apresentaram altamente significativas pelo nível $p < 0,00001$.

Da mesma forma que o floculan, a cal se mostrou um bom indicador das mudanças ocorridas no corpo hídrico em função do manejo realizado na bacia. Novamente se observou que o aumento da turbidez gera a redução do pH, que por sua vez, possui um maior peso no consumo da cal. Como a função da cal no tratamento das águas é exatamente a elevação do pH, essa influência já era de certa forma esperada. O aumento do consumo da cal pode indicar a depreciação dos parâmetros de qualidade da água, que refletem as atuações antrópicas na bacia.

4.1.3 - 3º modelo – cloro x valores médios

Realizaram-se os coeficientes de correlação de Pearson para as variáveis deste modelo (tabela 7).

Tabela 7 – Coeficientes de correlação de Pearson para as variáveis

	Turbidez	pH	Alcalinidade	Cloro
Turbidez	1,00000	-0,328279	0,056964	0,303867
pH	-0,328279	1,00000	0,033828	-0,018999
Alcalinidade	0,056964	0,033828	1,00000	0,042076
Cloro	0,303867	-0,018999	,042076	1,00000

Se evidencia na tabela 7 a alta correlação existente entre a turbidez e o cloro (0,303867), além é claro da alta correlação inversa entre o pH e a turbidez (-0,328279). Lima (1986) já alertava da alta correlação do consumo de cloro com a turbidez devido a função de desinfecção do cloro. Os organismos patogênicos (bactérias, vírus, protozoários, etc) conseguem se aderir às partículas em suspensão, se protegendo, reduzindo a eficiência do tratamento. Uma correlação não esperada foi a encontrada entre o cloro e o pH (-0,018999), onde Di Bernardo (1993) indica a dependência das reações de desinfecção do pH.

Modelo gerado:

$$\text{Cloro} = 85,97412 \times (\text{pH médio}) + 1,13625 \times (\text{turbidez média}) + \text{erro}$$

Apesar da baixa correlação encontrada inicialmente entre o cloro e o pH, após a realização da correlação parcial, observou-se a existência da influência de outras variáveis. A tabela 8 determina que a correlação parcial entre o cloro e o pH foi de 0,978790, enquanto a da turbidez foi de 0,308174. Assim sendo, novamente o pH entrará primeiro no modelo por possuir maior peso, seguido da turbidez. Ambas as correlações parciais foram altamente significativas pelo nível p, que se apresentou < 0,00001.

Tabela 8 – Coeficientes de correlação múltiplos e correlações parciais das variáveis que entraram no modelo.

	R²	Mudança R²	Correlação Parcial	Nível p
PH	0,975284	0,975284	0,978790	<0,00001
Turbidez	0,977631	0,002347	0,308174	<0,00001

Com a entrada do pH no modelo (tabela 8), o coeficiente de regressão múltiplo (R²) foi de 0,975284; e com a entrada da turbidez obteve-se um acréscimo de 0,002347, passando à 0,977631. Desta forma, o modelo explica 97,76% da variação do consumo de cloro em função da variação do pH e da turbidez, sendo este resultado significativo pelo nível p < 0,00001. O pH é a variável que possui maior influência no consumo do cloro, mesmo sendo sua redução ocasionada pelo aumento da turbidez.

Mais uma vez determinou-se que o consumo do produto químico, no caso o cloro, reflete as alterações na qualidade do corpo hídrico, sendo o aumento no consumo um indicador do manejo depreciador realizado na bacia. Rizzi (1985) afirmou que a dosagem do cloro caracteriza a poluição urbana dos mananciais, porém como ressaltado por Lima (1986), existe uma forte influência da quantidade de sedimentos produzidos na bacia e o consumo de cloro.

De acordo com Mulliss *et al.* (1996), a qualidade da água em rios urbanos é afetada pelo carreamento de sólidos em suspensão que podem trazer grandes quantidades de material orgânico, associados aos efluentes domésticos. Isto não significa que um processo de urbanização não venha gerar o aumento na produção de sedimentos, mas Rizzi (1985) cria uma analogia com a quantidade de matéria orgânica (esgoto não tratado) despejado no rio. A própria capacidade de oxigenação do rio, que promoverá a oxidação dessa matéria orgânica minimiza o impacto. Certamente esta oxidação natural ocorre dentro de um limite, onde

condições de excesso levarão o sistema ao colapso, aumentando o peso da urbanização não planejada. Porém Barros (2004) encontrou para o Rio Grande de 5º ordem, valores acima dos permitidos pela legislação, que são para Coliformes totais de até 5000/100 ml e fecais de até 1000/100 ml.

4.1.4 – Análise dos modelos

O pH foi a variável ambiental que demonstrou maior influência sob consumo dos produtos químicos, porém sua redução pode está coincidindo com o aumento da turbidez. Por sua vez, a turbidez é gerada por chuvas intensas que ultrapassem a capacidade de infiltração do solo, promovendo o escoamento superficial, causa dos processos erosivos e do carreamento de sedimentos finos e colóides orgânicos e inorgânicos para a calha.

Os fatores geopedogenéticos não justificam a abrupta alteração do pH da água, subentendendo-se que essa redução é ocasionada por outras cargas. A partir de suas coletas, Barros (2004) concluiu que pela presença de nitratos e fosfatos e dos metais de zinco e cobre na água, apesar de estarem dentro dos limites permitidos pela legislação brasileira, existe interferência dos insumos agrícolas na qualidade da água.

Barros (2004) também encontrou 80% dos produtores da bacia utilizando agrotóxico a base de piretróide e 30% a base de triazina, e enfatizou que uma das alterações relacionadas aos agrotóxicos é a alteração do pH da água. Desta forma, a cal pode ser considerada um indicador da utilização dos insumos agrícolas a montante da Estação de Tratamento de Água, assim como o cloro pode ser considerado um indicador da urbanização como descrito por outros autores (Rizzi, 1981; Lima, 1986; Barros, 2004) e conseqüentemente, devido a sua função de agente coagulante, o Flocculan da produção de sedimentos.

A alcalinidade se mostrou pouco influente no consumo dos produtos químicos, não entrando nos modelos, e não sendo indicada pelos seus consumos. O produto que melhor indicou as mudanças na qualidade da água foi o cloro, seguido pelo flocculan e pela cal, tendo, em todos os casos, explicado mais de 90% da variação pelos dois parâmetros utilizados (turbidez e pH).

4.2 - Indicadores da Qualidade Ambiental

A simples utilização dos produtos no tratamento de águas superficiais para o abastecimento público, de acordo com a proposta da OECD (2002), enquadra-se no grupo dos indicadores de estado, que caracterizam a qualidade ambiental, permitindo obter uma visão imediata do seu estado. Caso o ecossistema bacia hidrográfica estivesse equilibrado, realizando todas as funções de proteção e manutenção do recurso hídrico, como na microbacia contribuinte da E.T.A. Debossan, não seria necessário tratamento convencional para atingir os padrões aceitáveis de qualidade no seu produto água.

Utilizando séries históricas, esses passam a ser do grupo dos indicadores de pressão, descrevendo as pressões antrópicas sobre o meio ambiente, traduzido por alterações na qualidade e quantidade dos recursos naturais. O acompanhamento desses produtos indicará mudanças de caráter positivo para o meio ambiente, como ações minimizadoras e mitigadoras dos impactos ocorrentes, assim como de caráter negativo, evidenciando as ações de degradação. Desta forma, futuramente, estes indicadores poderão ser utilizados como instrumento de gestão pública, monitorando a qualidade ambiental e auxiliando na tomada de decisões dos investimentos a serem realizados para sua melhoria.

A figura 7 representa o consumo mensal do flocculan, cal e cloro nos quatros anos do estudo, além das suas linhas de tendência e respectivos coeficientes de regressão múltiplos

(R^2). O R^2 determina qual o ajuste dos pontos ao modelo utilizado, sendo a unidade a confiança máxima.

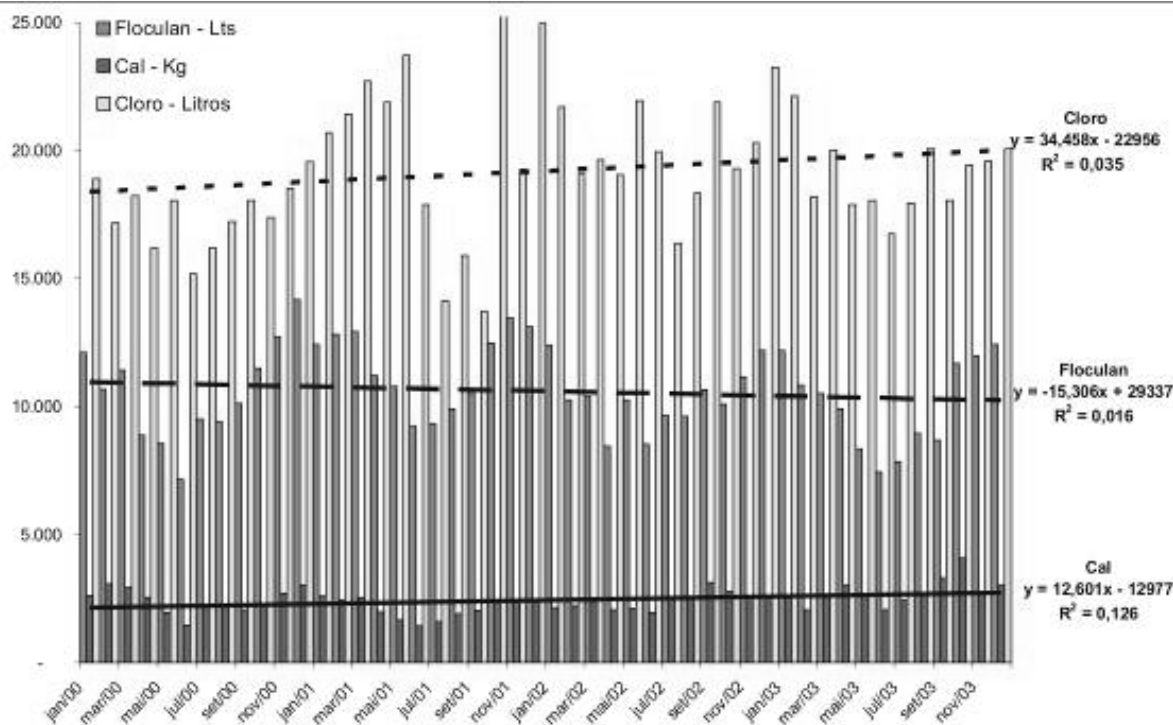


Figura 7 – Consumo de flocculan, cal e cloro e suas linhas de tendência para os quatros anos de estudo na E.T.A. Rio Grande.

Para o flocculan, observa-se que a linha de tendência possui uma leve declinação, ou seja, o consumo do flocculan está tendendo à redução. Em contrapartida, o consumo da cal e do cloro demonstra um progressivo aumento. Apesar desta constatação, os 48 meses de estudo são uma série histórica relativamente pequena para confirmar as pequenas tendências, confirmado pelos baixos valores de R^2 . A linha de tendência que indicou maior confiança foi a da cal, com 0,126, seguida do cloro (0,035) e do flocculan (0,016).

Observando o gráfico, o regime pluviométrico possui influência direta no consumo de flocculan, onde nos períodos chuvosos o consumo se apresenta sempre mais elevado. Isto não só ocorre devido à menor magnitude do impacto causado pelas chuvas na estiagem, mas também pelas menores produtividades da E.T.A. nesse período. Cabe refletir se no ano de 2000 a precipitação foi baixa, enquanto em 2001 alta, dando a falsa impressão de redução nos anos seguintes.

O consumo desses produtos químicos reflete o comportamento do ecossistema bacia hidrográfica, dado o desequilíbrio causado pela exploração desordenada na cabeceira do Rio Grande. No período de entradas de chuvas de maior intensidade, o ecossistema busca um novo equilíbrio homeostático, por não suportar a entrada de energia. Naturalmente esse ecossistema continha funções realizadas pelos seus componentes que eram capazes de administrá-la. Após a exploração desordenada, sem respeitar as vocações ambientais, o ecossistema perdeu essas funções, levando a degradação a cada nova entrada de energia. O consumo dos químicos representa o montante necessário de energia gasta pelo homem para re-equilibrar o produto daquele sistema, a água.

Por sua vez, o produto de um sistema reflete como este está sendo produzido, no caso manejado. A qualidade da água não é só prejudicada pelo carreamento de sedimentos em

virtude do escoamento superficial, mas junto com esses sedimentos são carregadas outras cargas químicas utilizadas, como os insumos agrícolas. Esse desequilíbrio também influencia no consumo dos produtos para o tratamento da água, que consiste na neutralização de cargas dispersas no solvente água.

O gráfico da figura 8 representa o consumo dos três produtos químicos, suas respectivas linhas de tendência e os coeficientes de regressão múltiplos (R^2), para o período de maior precipitação na região. Observa-se que a tendência do flocculante continua em declínio, indicando a redução do seu consumo. Da mesma forma as tendências da cal e do cloro continuaram de aumento. Em todos os casos, a necessidade de uma maior série de dados fica evidente quando observados os coeficientes R^2 , 0,0638, 0,0148 e 0,0345 para o flocculante, cal e cloro respectivamente.

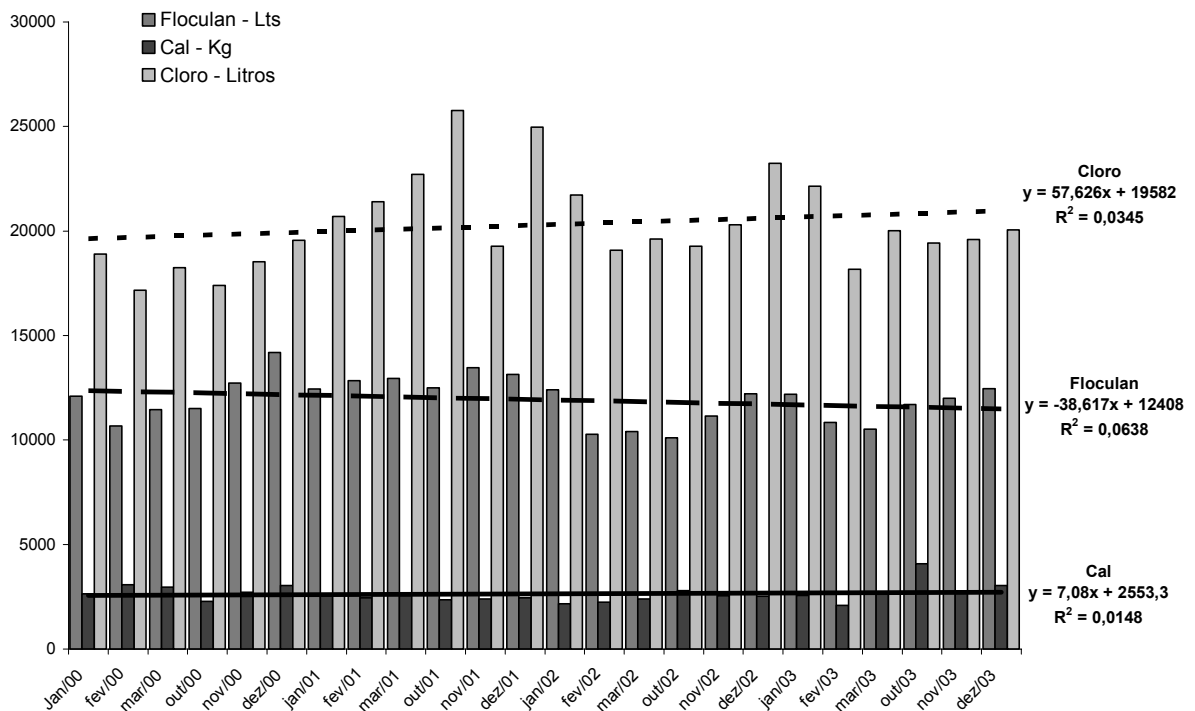


Figura 8 – Consumo de flocculante, cal e cloro e suas linhas de tendência para os períodos chuvosos subsequentes, na E.T.A.Rio Grande.

A mudança na qualidade da água nesse período é devida ao escoamento superficial que conduz à calha sedimentos e outras cargas. O impacto ainda é minimizado pelo grande volume do Rio Grande.

Alguns trabalhos (GRAYSON *et al.*, 1997; GARDI, 2001), indicam que a concentração de nitrato na água tende a decrescer quando a taxa de descarga da bacia aumenta. Porém, Gardi (2001) evidencia que essa tendência ocorre nos solos de baixa permeabilidade, já nos locais de solos com alta permeabilidade, a contribuição desse setor para o fluxo básico torna-se maior, determinando como principal efeito a concentração de nitrato na descarga. Isto posto, reforça-se a idéia de que a área onde a agricultura intensiva se localiza possui suma importância na qualidade da água, e os reflexos poderão ser percebidos nos maiores consumos dos produtos químicos utilizados no tratamento da água.

A bacia naturalmente produz maior quantidade de sedimentos no período chuvoso devido à maior intensidade das chuvas, porém o desequilíbrio causado pela exploração desordenada amplifica a resultante erosiva. As áreas de maior viabilidade para produção

agrícola já estão sendo utilizadas, não existindo condição para sua expansão. Contudo, as áreas de pastagens em terrenos mais acidentados continuam a se expandir, aumentando a produção de sedimentos.

Correcha (1980) em estudo no Rio Albarregas, em Mérida (Venezuela), determinou que ao passar pelos centros urbanos, os rios apresentavam um aumento pronunciado da turbidez e da DBO, ou seja, um aumento na produção de sedimentos e despejos de dejetos, em virtude da expansão urbana desordenada. A expansão urbana na bacia aumenta o tráfego de automóveis e a depreciação das estradas e suas margens, principalmente quando considerado que a maioria das estradas não são pavimentadas.

Outro fato determinante da urbanização desordenada, esse já como contexto histórico, se dá pelo homem se instalar próximo a sua fonte de água, possuindo a tendência de subir o rio. Essa tendência ocorre por três motivos evidentes, primeiro por ficar mais fácil a coleta da água, segundo por ser próximos aos cursos d'água que estão os solos mais férteis para a produção agrícola, e por fim, devido ao rio acabar servindo como carreador natural de dejetos, sejam eles orgânicos ou não. Assim são gerados os impactos relacionados, principalmente, à qualidade da água, com a redução do volume e conseqüente aumento da concentração de cargas pela poluição química e orgânica. Fica evidente que cada localidade existente dentro das microbacias formadoras do Rio Grande está contribuindo para o aumento da turbidez, entre outros impactos, com a degradação da qualidade do manancial.

Observa-se no período seco que o consumo de floculan continua com tendência de queda e o consumo da cal e do cloro de aumento. Os coeficientes R^2 se mostraram novamente baixos para o floculan e o cloro, 0,0271 e 0,034 respectivamente. Para a cal, este obteve uma diferença significativa (0,3811), determinando uma maior confiança para a linha de tendência. O aumento mais bem definido da cal no período de estiagem reforça a idéia de que o impacto na qualidade do recurso hídrico é mais percebido nas menores vazões. Reforçando esta hipótese, o trabalho de Barros (2004) determinou que a irrigação é amplamente utilizada na região de estudo, sendo algumas culturas irrigadas até duas vezes ao dia. Como a irrigação realizada por aspersão favorece a infiltração, e com isso a lixiviação de cargas para o freático, o abastecimento via fluxo básico tende a ser cada vez mais contaminado.

A cal possui duas funções no tratamento da água, podendo ser utilizada tanto na correção do pH da água bruta, a fim de aumentar a eficiência da coagulação e da desinfecção, e como agente alcalinizante da água tratada, em função da redução do pH exercida pela reação de coagulação. Como a redução do pH exercida pelo floculan tende a ser constante e o seu consumo na estiagem tende a reduzir, quando comparado ao período chuvoso, subentende-se que o aumento do consumo da cal se dá na água bruta e não na tratada. O aumento do consumo de cal nos períodos secos subseqüentes indica que este impacto está aumentando a cada ano.

A alta correlação encontrada entre o aumento da turbidez e a redução do pH indica a utilização de agentes acidificantes que são carreados para a calha. Na região, no período seco ocorrem chuvas de menor porte que podem estar carreando sedimentos com maior quantidade desses agentes, além do efeito da irrigação. Como a vazão do rio se encontra menor, a acidificação se torna mais efetiva e com isso o impacto maior.

Outro motivo para o aumento do consumo da cal na estiagem se dá em função do abastecimento via fluxo básico, que muito provavelmente, deve estar contaminado por cargas lixiviadas. Esse fato foi confirmado pelo trabalho de Gardi (2001) que encontrou herbicidas em amostras da descarga quando analisou 64 dias após a aplicação em plantios de girassol, sendo cinco amostras da água e uma dos sedimentos; e 32 dias após aplicação em plantio de

trigo, também na água e nos sedimentos e quatro amostras durante um evento de três dias de escoamento superficial. Gardi (2001) ainda conclui que 80% das suas amostras positivas para herbicidas são derivadas do plantio em linha, determinando seu impacto negativo na qualidade da água. Na região em estudo, a alta produtividade olerícula apresenta o plantio em linha como única estratégia, não sendo obedecidas as práticas conservacionistas, o que gera maior carregamento de cargas e sedimentos (erosão), ampliando o impacto antes posto por Gardi (2001).

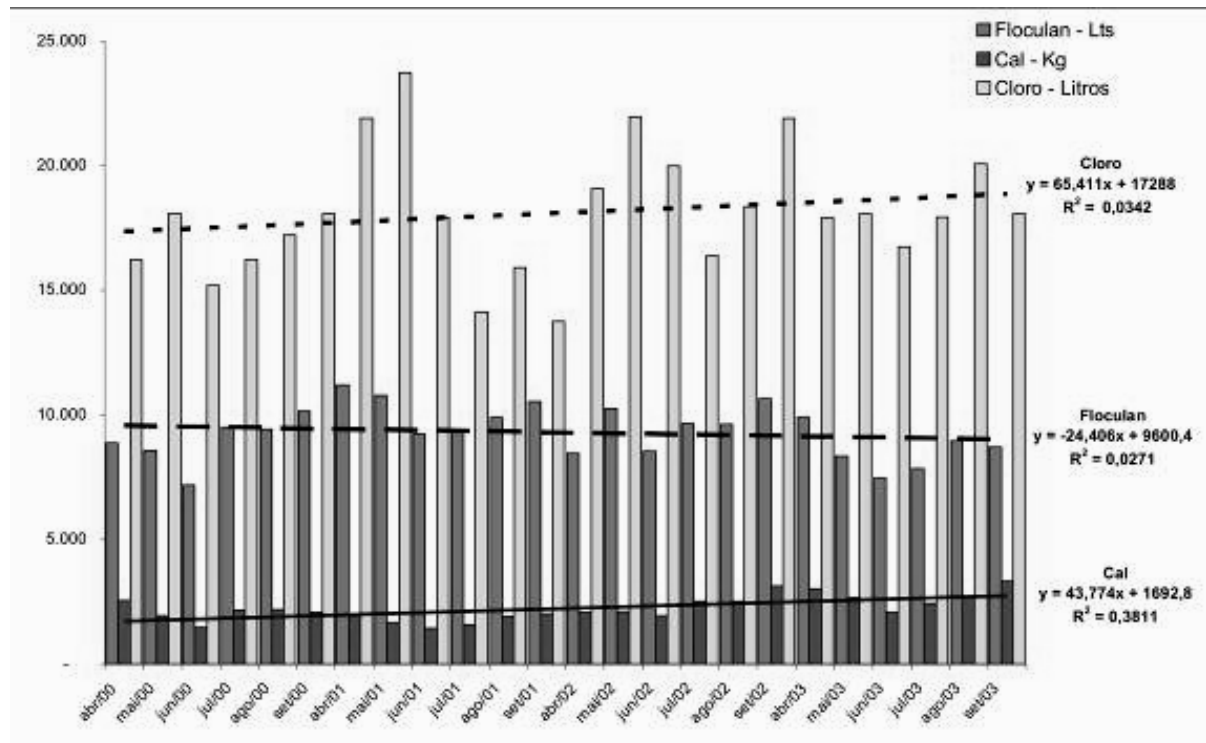


Figura 9 – Consumo de flocculante, cal e cloro e suas linhas de tendência para os períodos secos subsequentes, na E.T.A. Rio Grande.

O impacto antrópico se reflete de diversas formas para a estabilidade ecológica. Barros (2004) encontrou para o Rio Grande, já de 5º ordem, a maior amplitude de temperatura, sendo a menor encontrada em maio 17° C e a maior em outubro 22° C. Essa pesquisa ainda revelou que nas microbacias a montante essa variação não foi tão pronunciada. A amplitude térmica é ocasionada pela falta de cobertura vegetal nas margens do rio (mata ciliar), que além de promover a estabilidade das margens, ainda não permite a incidência direta do sol no corpo hídrico.

Outro fator gerador do aumento da temperatura é o despejo das águas servidas *in natura* pela população, provenientes de banhos já com uma temperatura mais elevada, além da degradação bioquímica dos materiais orgânicos, que também gera energia calorífica para o meio (Correcha, 1980).

Esse impacto pode acarretar num aumento desordenado de fotossintetizantes, que com a maior quantidade de luz, maior quantidade de matéria orgânica (nutrientes) e temperatura, são favorecidos. Esse evento tenderá a ocorrer em situações de remanso onde o rio perde velocidade, como por exemplo, nas barragens.

O despejo de efluentes, mesmo que doméstico, está contribuindo para a depreciação do manancial. A oxigenação que o rio sofre naturalmente em seu percurso, não está sendo capaz de depurar toda a carga orgânica despejada que, somada à produção de sedimentos, tornam este impacto o mais preocupante no tocante à qualidade ambiental do manancial.

O impacto causado pela derrubada da floresta, reduzindo a camada orgânica (serapilheira) executora de muitas funções ecoidrológicas tende à estabilização quando analisado o período chuvoso. Esse impacto foi registrado há muito tempo, estando hoje o ecossistema atingindo um novo estado de equilíbrio homeostático.

O impacto da agricultura não está sendo causado pela falta da execução das funções ecoidrológicas, mas pela atuação poluidora do homem na ganância de maiores produtividades, sem respeitar a capacidade produtiva do ecossistema. Sendo um agrossistema considerado moderno por Barros (2004), a bacia do alto Rio Grande requer cada vez maior utilização de insumos, principalmente químicos, como os adubos e os agrotóxicos, para se manterem os níveis de produtividade existentes. Existe, então, a necessidade de se reavaliar nosso sistema de produção agrícola em função das características do seu uso e manejo além das ambientais, ressaltando as implicações diretas na quantidade e qualidade dos recursos hídricos que o desenvolvimento rural sustentável hoje possui (BARROS, 2004).

Atrelado ao impacto da agricultura, existe o impacto da urbanização, que como observado pelo seu indicador cloro, está aumentando a cada ano, tanto para o período chuvoso como de estiagem. Barros (2004), já considerava que o maior impacto para o recurso hídrico no alto do Rio Grande é no tocante à urbanização, com a poluição de cargas orgânicas em altos níveis.

Apesar da tendência de redução do consumo do floculan, acredita-se que o manancial do Rio Grande está em processo de degradação, observando os outros dois indicadores. Como indicadores de estado, estes indicam pela sua utilização o estado de desequilíbrio ambiental do manancial, e como indicadores de pressão, o aumento da pressão antrópica para o curto espaço de tempo analisado.

5. Conclusões

- O aumento da turbidez coincide com a redução do pH, sendo provavelmente influenciada por cargas orgânicas e inorgânicas de origem antrópica;
- O parâmetro físico-químico da água que mais influencia o consumo dos produtos químicos no seu tratamento é o pH, seguido pela turbidez;
- A alteração da alcalinidade pouco influencia o consumo dos produtos químicos;
- Os produtos químicos podem ser utilizados como indicadores da qualidade do manancial, em função de possuírem as propriedades propostas pela OECD (2002) para indicadores ambientais;
- O indicador mais bem ajustado foi o cloro, explicando 97,76% da variação dos parâmetros de qualidade da água, em seguida o floculan e a cal, explicando 97,01% e 90,08%, respectivamente;
- O uso do cloro está relacionado à urbanização do manancial, o da cal à utilização de insumos agrícolas e do floculan à produção de sedimentos;
- O ecossistema bacia hidrográfica do Rio Grande está atingindo um novo equilíbrio homeostático, quando observada as funções hidrológicas desempenhadas pelo ecossistema florestal;
- O impacto no recurso hídrico é mais percebido na estiagem, que apresentou as maiores taxas de aumento no consumo dos produtos;
- Baseado nos indicadores de qualidade ambiental, a sub-bacia do Rio Grande se apresenta em processo de degradação devido ao uso agrícola e urbano desordenados.

Capítulo II - VALORAÇÃO DOS BENEFÍCIOS AMBIENTAIS

RESUMO

Este capítulo do estudo teve como objetivo valorar os benefícios ambientais no tratamento de mananciais abastecidos por bacias de baixo e alto impacto de antropização. Foi realizado no município de Nova Friburgo região serrana do Estado do Rio de Janeiro, em duas bacias hidrográficas com uso distinto do solo e que contribuem para o Rio Paraíba do Sul. A sub-bacia do Rio Grande, com alta produtividade agrícola e a microbacia do Rio Debossan totalmente preservada, com 100% de cobertura florestal. Ambas as unidades hidrológicas possuem Estações de Tratamento de Água para o abastecimento à população do município, porém com diferenças substanciais. Para seu funcionamento, a E.T.A. do Rio Grande necessita de 1.300m² de área construída, 12 funcionários e uma considerável demanda de produtos químicos (floculan, cal e cloro) para o tratamento da água, atingindo uma produtividade média de 263,15 l/s. Por sua vez, a E.T.A. Debossan necessita de 100m² de área construída, 3 funcionários e apenas a utilização do cloro no tratamento da água para atingir uma produtividade de 192,94l/s. Os resultados indicaram que o primeiro benefício prestado pelo ecossistema florestal se dá na forma estrutural, onde a E.T.A. Debossan necessita de uma área 10 vezes menor para atingir a mesma produtividade que a E.T.A. Rio Grande. Caso a sub-bacia do Rio Grande ainda contasse com suas funções ambientais referentes a hidrologia, poderiam ser economizados até U\$82.998,84, e seus impactos antrópicos mitigados, ser economizados até U\$58.395,91 para os quatro anos estudados. A tendência de degradação do Rio Grande ou o aumento no custo de sua produção foi em média de 8,88% ao ano e nos quatro anos de 26,46%.

Palavras chave: Bacias hidrográficas, qualidade da água e serviços ambientais.

ABSTRACT

The objective of this chapter is value the environmental benefits in the treatment of sources provisioned by watershed of low and high antropic impact. The study was accomplished in the municipal district of Nova Friburgo mountainous area of the State of Rio de Janeiro, in two watersheds with differents land uses and that contributes for the watershed of Paraíba do Sul river. The sub-basin of Rio Grande with the impact of the high produced agriculture and the Debossan watershed that possesses 100% of its covering with tropical rain forest in advanced apprenticeship of regeneration. Both hydrologic units possess Stations of Treatment of Water for the provisioning to the population of the municipal district, even so with substantial differences. To your functionary the Station of Treatment of Water of Rio Grande needs 1300m² of built area, 12 employees and a considerable demand of chemical products (floculan, whitewash and chlorine), reaching a medium productivity of 263.15 l/s. Although, the Station of Treatment of Water Debossan needs 100m² of built area, 3 employees and just the use of the chlorine in the treatment of the water to reach a productivity of 192.94 l/s. The results indicated that the first benefit rendered by the forest ecosystem gives him in the structural form, where the station of Debossan needs an area 10 times minor to reach the same productivity that station of Rio Grande. In the case of the sub-basin of Rio Grande it still counted with its referring environmental hydrologic functions, they could be saved until US\$ 82,998,84, and its impacts mitigated antrópicos, to be saved up to US\$ 58,395,91, for the four years of the study. The tendency of degradation of Rio Grande or increase in the cost of its production it was on the average of 8.88% a year and in the four years of 26.46%.

Key words: Watershed, water quality and environment services.

1. Introdução

Dentro do sistema bacia hidrográfica, a estrutura florestal exerce papel fundamental por meio de benefícios diretos e indiretos. Tais influências, como a conservação do solo, regularização e proteção dos mananciais hídricos, absorção de ruídos ou substâncias poluentes no ar apresentam-se de elevada importância para a sociedade (RIZZI, 1981).

Apesar de toda sua importância na manutenção quali-quantitativa dos recursos hídricos, as formações florestais no Estado do Rio de Janeiro apresentam um longo histórico de devastação. De 1500 a 1912 foram desmatados aproximadamente no Estado 16% da área de cobertura florestal. A partir daí iniciou-se uma devastação do bioma de forma acelerada, apresentando já em 1960 apenas 25% do Estado coberto por florestas naturais e em 1995 apenas 21,07% (Fundação SOS Mata Atlântica *et al.*, 1998).

Resende *et al.* (2002), argumentam que para alcançar o desenvolvimento sustentável, torna-se necessário que os bens e serviços ambientais sejam incluídos na contabilidade econômica do país. E que, o primeiro passo neste sentido é o de atribuir aos mesmos valores comparáveis àqueles atribuídos aos bens e serviços produzidos pelo homem e transacionados no mercado.

Porém, a quantificação dos benefícios indiretos é complexa, principalmente quando se pretende valorizá-los monetariamente, sendo sua avaliação ligada diretamente à legislação vigente, estando também sob um enfoque social (RIZZI, 1981). A avaliação científica dos benefícios indiretos de uma floresta, principalmente em relação à água, contribui indiretamente para um melhor desenvolvimento da população que o utiliza.

A valoração dos benefícios ambientais no tratamento de água proveniente de bacias de baixo e alto impacto de antropização foi realizada em função do: a) do custo operacional das E.T.A.'s; b) da diferença entre custo de produção das E.T.A.'s (benefício gerado); c) da economia gerada anualmente pelo ecossistema florestal na E.T.A. Debossan e d) da razão entre a produtividade e a área construída das E.T.A.'s.

2. Revisão de Literatura

2.1 - Influência dos ecossistemas florestais

A influência da cobertura florestal sobre o ciclo hidrológico já é notada à tempos, e Zon em 1927 já afirmava que de todas as influências diretas da floresta, as sobre os rios e sobre a regularidade de seus escoamentos é das mais importantes para a economia humana.

Pelo processo de interceptação da água da chuva, a floresta desempenha importante papel na distribuição de energia e de água à superfície do solo, afetando a distribuição temporal e espacial da chuva que atinge sua copa, reduzindo a quantidade de água que chega efetivamente ao solo (MENDES *et al.*, 2001).

Arcova *et al.* (1992) ressalta a importância da camada de serapilheira do piso florestal da bacia, uma vez que ela protege o solo mineral dos impactos das gotas da chuva, que compactam o solo, além de fornecer o material orgânico que incorporado ao solo auxilia à infiltração da água, reduzindo o escoamento superficial.

Sem a cobertura florestal, a precipitação incide diretamente sobre a superfície do solo promovendo modificações nos processos hidrológicos, principalmente na infiltração que abastecerá o lençol freático, além dos processos erosivos (ASSIS, 2000).

A ausência da cobertura florestal promove alteração na capacidade de infiltração de água no solo, ocorrendo conseqüentemente o aumento do escoamento superficial em volume

e velocidade, favorecendo a erosão dos solos. Os processos erosivos, por sua vez, implicam em perda de nutrientes, no aumento de sedimentos em suspensão, no aumento da turbidez, na eventual contaminação química proveniente das aplicações na agricultura e assoreamento dos cursos d'água (MENDES *et al.*, 2001).

A devastação da cobertura florestal é um dos fatores que acarreta prejuízos para os recursos hídricos, principalmente no tocante à sua qualidade (MENDES *et al.*, 2001).

Estando a bacia ocupada por florestas nas condições naturais, essa água vai ter uma boa qualidade porque vai receber apenas folhas, alguns resíduos de decomposição de vegetais, ou seja, uma condição perfeitamente natural. Um ecossistema florestal em equilíbrio, localizado em regiões tropicais, apresenta geralmente uma saída de nutrientes muito reduzida, comparável à concentração dos mesmos presentes na água de chuva (DOMINGOS *et al.*, 1995). Mas, se essa bacia tem os seus usos alterados e começa a ser utilizada para a construção de casas, para implantação de indústrias, para plantações, então a água começará a receber outras substâncias além daquelas naturais (BRANCO, 2002).

Molion (1985) cita dados fornecidos pela UNESCO (1970) que em 1956, a floresta secundária de Adiopodoumé (Costa de Marfim) perdeu 2,4t/ha de solo, enquanto a área próxima, deflorestada e cultivada com mandioca, perdeu 92,8t/ha, já em 1957 perdeu-se 0,03t/ha na floresta e 28,7t/ha o cultivo de mandioca. Em 1955, em Sefá (Senegal), a erosão sob floresta seca foi calculada em 0,02t/ha, enquanto a área deflorestada e cultivada com amendoim foi 14,9t/ha.

Segundo UFRRJ (1987), as áreas remanescentes de florestas, mesmo sendo restritas e descontínuas, apresentam uma importância muito grande na percepção das diferenças das respostas hidrológicas em comparação com áreas devastadas. Como as expectativas sobre as diversas funções da floresta vêm aumentando, tornando-se imperativo seu uso múltiplo, uma resposta conservacionista repousa na manutenção da cobertura florestal, pelo menos nas áreas de maior susceptibilidade à degradação. Faz-se, portanto, necessária uma definição das relações existentes entre a floresta e funções a ela atribuídas, quais sejam, amenizar efeitos de enchentes, assegurar suprimento hídrico, impedir a erosão de terrenos declivosos e diminuir a queda de barreiras, entre muitas outras.

As florestas naturais e plantadas fornecem bens e serviços de diversas naturezas, que geram benefícios aos homens e aos ecossistemas que as rodeiam (PEDREIRA, 1990). Por esse motivo, estudar e compreender a distribuição da água na vegetação, principalmente a florestal, podem gerar formas de manejo tecnicamente viáveis, facilitando a tomada de decisões importantes para o uso integrado das bacias hidrográficas (VALCARCEL, 1985).

A eliminação da cobertura florestal de uma bacia hidrográfica pode aumentar a vazão momentânea dos rios, pois analisado sob o ponto de vista de economia d'água, esta diminui as perdas por evapotranspiração e infiltração do sistema. Porém, uma mudança nas características estruturais e fisionômicas da vegetação deverá causar uma modificação nas etapas do ciclo hidrológico que envolvem a floresta e, conseqüentemente, os processos hidrológicos dentro da bacia hidrográfica (VALCARCEL, 1985).

Não existem resultados comprobatórios em relação ao possível aumento de rendimento total de água de uma bacia, em bases anuais, quando florestas são substituídas, porém tem sido verificado que estas exercem um efeito regulatório sobre os picos de enchentes. Quando comparadas com outros usos do solo, regiões florestadas apresentam picos de enchentes menores. A opinião mais aceita atualmente, baseada em resultados obtidos de experimentos realizados em latitudes temperadas, é que a importância das florestas no balanço hídrico não

está ligada ao aumento de água no solo ou da precipitação local, e sim ao efeito regulatório que florestas exercem sobre esse balanço (MOLION, 1985).

Um trabalho realizado pela UFRRJ em 1987 propõe que a instalação de uma floresta em área anteriormente descoberta provoca certas alterações no processo de transformação da água da chuva e no balanço hídrico da bacia hidrográfica. Do ponto de vista da floresta, isto significa que ela modifica as propriedades de escoamento da bacia, ou seja, “administra” a água. Conseqüentemente, a vazão da enchente aumenta com a derrubada das florestas. Tudo isso leva à comprovação da importância da floresta para o correto manejo das condições hidrológicas em uma determinada área. No entanto, é necessário considerar que mesmo este papel benéfico da floresta terá um limite, devido a fatores que dizem respeito à estrutura da unidade florestal, tais como a variabilidade de espécies, idade e também os tipos de solo e outras características ambientais.

2.1.1 - Interceptação

Independente das condições de baixa fertilidade natural dos solos formados sobre condições de clima tropical, as florestas apresentam uma aparência vigorosa, energeticamente ativa. A questão de como a floresta sobrevive em condições de pobreza nutricional tem interessado os ecologistas ao longo de muitos anos e isto tem sido supostamente determinado pelos mecanismos de conservação de nutrientes envolvidos nestes ecossistemas (MARTINS *et al.*, 1995). Segundo este autor, os processos naturais como o de interceptação da chuva pelo dossel florestal, são importantes não só para o enriquecimento de nutrientes, mas também contribui na regulação do regime hídrico e produção de água numa bacia hidrográfica, tornando ainda mais evidente, a participação da componente vegetal dentro deste ecossistema.

No contato da água da chuva com a vegetação florestal as características da água são modificadas devido à lixiviação de elementos químicos das folhas, ramos e troncos das árvores (ARCOVA *et al.*, 1992).

Oliveira & Netto (2001), em estudo realizado na Ilha Grande – RJ, concluíram que do ponto de vista da importação e transferência de nutrientes pela vegetação, a razão entre o conteúdo de nutrientes na precipitação interna e na precipitação total pode ser considerada como um parâmetro de eficiência ecológica de utilização de nutrientes, que no caso em estudo, aumentou em função da maturidade do sistema.

Em geral, a interceptação pela copa é variável de chuva a chuva, ponto a ponto de coleta dentro e/ou fora da área florestada. Baseando-se em medições diárias, a interceptação pela copa em áreas de sucessão inicial é consistentemente maior que na floresta primária. A grande quantidade de interceptação por uma vegetação de um ano de sucessão pode ser atribuída ao rápido desenvolvimento de uma área foliar, que indica a recuperação funcional muito rápida da comunidade (RAICH, 1983).

Inúmeros fatores influenciam na quantidade de interceptação pela copa, incluindo a intensidade da chuva, a velocidade do vento e a umidade antecedente. Em geral, fatores como temperatura, umidade relativa, evapotranspiração e superfície foliar podem causar interferências na capacidade de interceptação de água pela copa (LIN *et al.*, 1996).

Raich (1983), em estudo na Costa Rica, encontrou como resultado de interceptação de chuva pela copa de uma floresta primária 52% e em outra área de sucessão espontânea, um ano após a realização de corte raso, 62%.

Grimm & Fassbender (1981) e posteriormente Valcarcel (1985), em estudo na floresta San Eusébio, em Mérida, Venezuela, constataram que a interceptação da chuva pela copa foi de 19%. Já Arcova *et al.* (1992) em pesquisa hidrológica em floresta natural da Reserva Estadual de Cunha, estado de São Paulo, encontrou 18% para a interceptação pela copa.

Oliveira & Coelho Netto (2001) encontraram, na Mata Atlântica, para estágio inicial de sucessão (5 anos após o abandono) 27,7% da chuva anual interceptada pela vegetação; para uma área em estágio secundário (25 anos após o abandono) encontraram 28,9% de interceptação; já para uma área considerada clímax a interceptação foi de 58,6% pela copa.

2.1.2 - Infiltração

Denomina-se infiltração o processo pelo qual a água entra no solo, sendo uma variável de extrema importância dentro do ciclo hidrológico. Sua taxa ou velocidade será determinante para a produção de água da bacia, alimentando o lençol freático e regulando a vazão dos rios. Também determina o balanço de água na zona das raízes e, por isso, o conhecimento do processo e suas relações com as propriedades de solo são de fundamental importância para o eficiente manejo do solo e da água (PENMAN, 1963; REICHARDT, 1985).

A textura dos solos, a presença de afloramentos rochosos, a quantidade de matéria orgânica incorporada, a declividade e a forma da vertente além da rugosidade e das feições micro-topográficas, a quantidade e tipo de cobertura vegetal e a duração e intensidade da chuva, são fatores que influenciam direta ou indiretamente a infiltração (MOLION, 1985). Desta forma, a permeabilidade do solo, que pode ser afetada por diversos fatores como compactação, infiltração de materiais finos, etc., é fator preponderante na infiltração da água (VILLELA & MATTOS, 1975).

O solo sob floresta tem alta capacidade de absorção, recarregando-se mais uniformemente e liberando água mais vagarosamente. Ao retirar a cobertura vegetal protetora, aumenta-se a disponibilidade de água na superfície que antes era interceptada e evaporada. Como as práticas agropecuárias normais levam à compactação do solo, essa água tenderá a escorrer mais do que infiltrar (MOLION, 1985).

Quando as condições de infiltração após o desmatamento ficam deterioradas, a capacidade de infiltração fica reduzida e aumenta o escoamento superficial, com redução da alimentação do aquífero (TUCCI E CLARKE, 1997). O cultivo do solo, por sua vez, pode afetar as características físico-hídricas, principalmente a retenção de água e a condutividade hidráulica. O horizonte superficial pode tornar-se impermeável por várias razões, entre elas o tráfego intenso, o pisoteio exagerado e as formas de cultivo (LIMA, 1986).

Dos efeitos sobre a infiltração resultante da presença da floresta, o piso florestal (serapilheira) constituiu-se em uma das condições principais para a manutenção das condições ótimas para o processo de infiltração. Trimble e Weitzman (1954) mostraram que a intensidade da chuva registrada sob floresta de folhosas mistas é muito similar à intensidade da chuva registrada em terreno aberto. Desta forma, esses autores consideraram que o efeito de proteção do solo contra o impacto das gotas de chuva é fornecido mais pelo piso florestal do que pela copa das árvores. Laws (1941) já havia demonstrado que as gotas de chuva atingem 95% de sua velocidade terminal após caírem de 8 metros. Portanto, se as copas das árvores ultrapassam esta altura, o efeito protetor da cobertura florestal sobre a velocidade de queda das gotas é mínimo, evidenciando o importante efeito protetor do piso e da vegetação de sub-bosque nesse sentido (LIMA, 1986).

Em estudo realizado em três zonas distintas de desenvolvimento estrutural e declividade, Valcarcel & Franco (1981), registraram 111cm/h, 75cm/h e 68cm/h como valores médios da infiltração, confirmando sua alta taxa e a pouca oportunidade de escoamento superficial, ratificando as características da floresta de melhorar as propriedades físico-hidrológicas dos solos. Trabalho este corroborado por Lima (1986), que encontrou 91% de infiltração da água que chega ao solo florestal.

A vegetação afeta o balanço infiltração/escorrimento de uma série de formas. Raízes, resíduos de animais e vegetais depositados no solo ativam outros processos bióticos, que podem afetar a estrutura física do solo, proporcionando uma infiltração mais rápida. Todavia, a serapilheira pode ser considerada a principal responsável pelo efeito de permeabilidade da superfície por dois motivos: mantém a estrutura física do solo e promovendo uma ação infiltrante. Experimentos na Califórnia durante quatro anos mostraram que a queima da superfície vegetal reduziu 1/20 a taxa de infiltração de água (PENMAN, 1963).

2.1.3 - Escoamentos

A água que flui por um rio alcança o canal por meio de vários fluxos. Parte desta água escoia superficialmente (*runoff*) e alcança o canal, logo após a ocorrência da chuva. Outra parte infiltra no solo e flui sub-superficialmente para os rios. Esta água move-se lentamente em comparação ao *runoff* e também contribui para o deflúvio do rio. O terceiro e mais importante fluxo, em termos da manutenção da perenidade dos rios é conhecido como escoamento básico, fluxo de base, deflúvio básico ou ainda, escoamento subterrâneo (LINSLEY *et al.*, 1975).

Como o escoamento superficial é o principal agente erosivo do solo na bacia e, conseqüentemente, da turbidez e lavagem de nutrientes para os rios, deve ser tomado o máximo de cuidado quanto às práticas a serem adotadas (ARCOVA *et al.*, 1992).

A distinção entre os fluxos sub-superficial e básico nem sempre é fácil, pois há uma possibilidade de as áreas-fontes dos fluxos das chuvas sub-superficiais prolongarem sua contribuição por certo tempo após o evento de chuva (COELHO NETTO, 1994).

O escoamento básico, constituído pelo escoamento da zona de saturação, após todo o escoamento direto já ter deixado a bacia, será o único componente do deflúvio, sendo este a intenção no manejo para regularização de água da bacia (LIMA, 1986).

Com o início do escoamento superficial, o fluxo básico pode ser igual a zero. À medida que a chuva passa, o fluxo básico aumenta até que o reservatório esgote sua capacidade de liberar água para o rio. Este momento é conhecido como curva de recessão do fluxo básico. No outro extremo pode ser que o pico da hidrógrafa de fluxo básico seja atingido logo após o início da chuva. No entanto, a condição verdadeira deve estar em alguma situação intermediária, o que resulta dizer que o formato da curva hidrógrafa é indeterminada, e qualquer forma de separação pode ser arbitrária (LINSLEY *et al.*, 1975).

O escoamento básico é o fluxo dominante em rios perenes, processo conhecido como vazão de seca, fundamental nos períodos sem chuva. Em bacias hidrográficas de clima úmido e florestas, o escoamento superficial praticamente não ocorre, a água tende a se infiltrar alimentando o escoamento sub-superficial ou indo alimentar o lençol freático (LIMA, 1986; COELHO NETTO, 1987; TUCCI & CLARKE, 1997), que então poderá descarregar-se lentamente como escoamento básico para o rio (LINSLEY *et al.*, 1975a).

No entanto, após um período chuvoso de grande intensidade, quando a capacidade de interceptação da bacia é atingida, o escoamento aparece e as diferenças com relação ao volume escoado em bacias desmatadas são menores. Portanto, a cheia de pequeno e médio

tempo de retorno tende a aumentar quando ocorre o desmatamento, enquanto que nas cheias de maior magnitude, as diferenças diminuem (TUCCI & CLARKE, 1997).

2.1.4 - Deflúvio

O deflúvio pode ser considerado como a integração de todos os fatores hidrológicos em uma bacia hidrográfica, incluindo características topográficas, clima, solo, geologia e o uso do solo (LIMA, 1986).

Enquanto a vazão é referida ao volume d'água escoado em um instante, o volume d'água escoado num determinado intervalo de tempo é chamado de deflúvio, que pode apresentar valores máximo, médio ou mínimo do volume escoado (LIMA, 1986).

Porém, nem toda a precipitação que cai em uma bacia hidrográfica é transformada em deflúvio. Parte pode escoar rapidamente e parte pode permanecer algum tempo dentro da bacia e depois escoar, ou nem mesmo chegando a tal, sendo perdido pela evapotranspiração. O deflúvio é composto por alguns componentes, como a precipitação nos canais, que vai depender da largura e do comprimento da rede de drenagem, que de toda forma é pouco significativa devido a pequena proporção entre as áreas dos canais e da bacia. E ainda, o escoamento superficial, constituído da chuva que não se infiltra escoando direto para a calha, do escoamento sub-superficial, parte que após a infiltração escoar lateralmente pelos horizontes, na direção da (LIMA, 1986).

Geralmente se reconhece que os fluxos d'água nos canais ou deflúvios, começam em pontos (nascentes) que mudam de posição ao longo do tempo. As nascentes são afloramentos que possuem características hidrológicas particulares, existindo vários tipos, como as fixas e as móveis, as difusas, as pseudonascentes, as primárias e secundárias (FARIA, 1996).

A alternância de épocas secas e úmidas pode gerar duas direções componentes do movimento da água do lençol freático. A primeira é horizontal (deslocamento lateral do olho d'água), a segunda é vertical (subida e descida do nível do lençol), de fato, não se pode avaliar as duas componentes separadamente, pois a segunda gera a primeira (MAKSOUUD, 1957).

Quando ocorre um período muito úmido, com altos índices pluviométricos, os canais tendem a alongar-se ao máximo para dar vazão ao volume de água que entra no sistema. Também ocorre o inverso, quando há um prolongado período de estiagem, os canais drenam a água retida no solo, provocando o abaixamento do nível do lençol. Com isto, as nascentes migram para jusante, até que haja um reabastecimento de água nos solos (FARIA, 1996).

Nos ecossistemas florestais, a proporção do deflúvio é derivada dos componentes escoamentos de base e sub-superficial, os quais apresentam tempos maiores de residência, resultando em regime uniforme da vazão do curso d'água. A percolação da água pelo solo resulta em uma água livre de sedimentos e outras impurezas que o escoamento superficial normalmente carrega para os rios (LIMA, 1986).

Em termos quantitativos, trabalho realizado na zona do Canal do Panamá, evidenciou que a substituição de florestas tropicais por sistemas de agricultura primitiva não alterou significativamente o deflúvio total médio anual. Entretanto, as enchentes aumentaram na estação chuvosa e o nível do rio diminuiu na estação seca, demonstrando o efeito sobre a distribuição média mensal (MOLION, 1985).

O uso do solo, nele incluído o tipo de vegetação e as atividades antropogênicas, afeta a formação do deflúvio pela sua influência na evapotranspiração, infiltração e percolação da água na bacia. Este fator, sem dúvida alguma, é dos mais relevantes a ser considerado no manejo de bacias hidrográficas, pois dependendo do tipo de vegetação e das práticas

utilizadas pelo homem, o deflúvio pode ser modificado de maneira favorável ou prejudicial (ARCOVA *et al.*, 1992).

2.2 - Valoração Ambiental

A análise econômica do ambiente natural requer a identificação das funções e serviços mais relevantes, tenham eles valor de mercado ou não. As técnicas econômicas e os métodos de valoração de sistemas naturais dependem do levantamento e da análise de dados sobre a ecologia e a hidrologia entre outros fatores bióticos e abióticos, e a relação entre o ambiente e a economia local (BARBIER, 1989).

A valoração de um ecossistema tem como principal objetivo determinar os custos e os benefícios de sua conservação, onde o primeiro passo é obter uma estimativa do valor econômico de seus bens e serviços. Os bens englobam todos os produtos que são retirados direta ou indiretamente de um determinado ecossistema. Serviços são as funções ecológicas exercidas pelo mesmo, tais como ciclagem de nutrientes e manutenção da diversidade biológica. A medida entre a demanda e o fornecimento desses bens e serviços nos dará as bases para a escolha das técnicas mais apropriadas de avaliação econômica (GRASSO *et al.* 1995).

As escolhas que temos de tomar sobre os ecossistemas é inseparável da valoração, porém não precisamos valorar para proteger o meio ambiente, e sim devemos protegê-lo por questões morais e éticas. A valoração é simplesmente um peso relativo dado a aspectos na decisão de problemas, tornando o fato mais explícito quanto o possível, deixando com que a sociedade realize a melhor escolha sobre os ecossistemas (COSTANZA, 2000).

Estudo realizado por Motta (1995) de estimativas da depreciação do capital natural no Brasil, definiu que a importância de uma mensuração está relacionada ao tratamento que o uso dos recursos naturais recebe nos sistemas de contabilidade social. Na medida em que o uso do meio ambiente não é normalmente valorado a preços de mercado, não são imputados nas contas nacionais valores para a utilização, exaustão ou degradação dos recursos naturais. Como a preocupação fundamental está centrada na produção, a degradação/exaustão dos recursos naturais só é considerada como ganho à economia: nenhuma perda é imputada.

O método utilizado por Resende *et al.* (2002) foi descrito como custos de reposição ou custos evitados, determinando que o valor de um bem ou serviço, sem preço de mercado, pode ser, indiretamente, determinado via custos incorridos na reposição ou reconstituição dos efeitos causados por danos ambientais.

Oliveira *et al.* (1995) encontraram para a produção de água em um hectare de floresta nativa no Maciço da Tijuca 7.660m^3 por hectare, valorando esse serviço em US\$1.608,00/ha/ano, sendo avaliada uma bacia de $3,5\text{km}^2$, com declividade entre 12° e 18° e grande números de escarpas rochosas. Para base de cálculo da valoração, aqueles autores utilizaram o preço cobrado pela CEDAE (Companhia Estadual de Águas e Esgotos) no Rio de Janeiro (US\$0,21/ m^3).

3. Materiais e Métodos

A valoração do benefício será feita de acordo com a metodologia utilizada por Rizzi (1981) e proposto por Resende *et al.* (2002), considerando o benefício semelhante aos danos evitados.

Foram utilizados para a valoração os dados dos anos de 2000, 2001, 2002 e 2003 fornecidos pela CAENF. O custo operacional das estações de tratamento foram obtidos a partir do consumo dos produtos químicos utilizados no tratamento da água (floculan, cal

hidratada e cloro) e seus preços de mercado atual e do número de funcionários necessários à operação das E.T.A.'s.

A utilização do custo operacional na valoração do ambiente ocorre devido a maior necessidade de funcionários e manutenção de E.T.A.'s que recebem água com baixa qualidade, ou seja, mais um gasto evitado pelo serviço ambiental.

O custo operacional foi obtido por mês e dividido pela sua produtividade, determinando o custo por metro cúbico de água tratada em cada estação mensalmente. A diferença do m³ de água tratada na Estação do Rio Grande pela do Debossan, foi o benefício propiciado pelo ecossistema florestal em cada m³. A seguir as fórmulas utilizadas:

$$1) \text{Custo Operacional E.T.A. Rio Grande} = \text{Floculan} + \text{Cal} + \text{Cloro} + \text{Funcionário:}$$

$$2) \text{Custo Operacional E.T.A. Debossan} = \text{Cloro} + \text{Funcionários}$$

$$3) \text{Custo por m}^3 = \frac{\text{Custo Operacional (mês X)}}{\text{Produtividade Média (mês X)}}$$

$$4) \text{Benefício Florestal (mês X)} = (\text{R\$/m}^3) \text{ Rio Grande} - (\text{R\$/m}^3) \text{ Debossan}$$

Esse benefício foi adquirido para cada um dos quarenta e oito meses do estudo, que multiplicados pelas respectivas produtividades da E.T.A. Rio Grande estimaram o benefício gerado pelo ecossistema florestal mensalmente, caso ele ainda estivesse sendo mantido. Ou seja, o benefício ocorreria caso as funções hidrológicas prestadas pelo ecossistema florestal estivessem atuando em sua plenitude.

Foi utilizada a razão (**R**) (fórmula 5) entre a produtividade e a área construída da estação de tratamento. Esta reflete mais um benefício gerado pela floresta, que quanto mais elevado for, menor terá sido o custo de implantação da estação (construções), que com suas respectivas produtividades, determinará o menor tempo de retorno para o investimento.

$$5) R = \frac{\text{Produtividade (m}^3/\text{s)}}{\text{Área construída (m}^2\text{)}}$$

Como faltam os dados da E.T.A. Debossan referentes ao consumo de cloro utilizou-se o custo com cloro por metro cúbico encontrado para o Rio Grande. Acredita-se que os valores da economia gerada estejam super-dimensionados, devido aos altos teores de matéria orgânica advinda da extensa cobertura florestal, que em alguns momentos gera uma maior necessidade de desinfecção das águas, ou seja, maiores quantidades de cloro por metro cúbico de água tratada. O custo com produtos químicos e a cotação do dólar, foram baseados no dia 09 de março de 2003.

4. Resultados e Discussão

O custo mensal foi utilizado devido às diferenças existente na produtividade, e com isso também no consumo dos produtos químicos. A economia mensal é resultado da diferença entre o custo do Rio Grande pelo Debossan multiplicado pela produtividade do Rio Grande. Os resultados estão dispostos em gráficos de barra, para os meses e anos, com linhas de tendência e seus respectivos coeficientes de regressão múltipla (R²).

Uma informação importante das estações de tratamento é sobre sua área necessária para manter a produtividade. A E.T.A. Rio Grande possui uma produtividade média de 263,15 l/s necessitando para isso uma área construída de 1.300m², determinando uma razão

(R) de 0,20 l/s/m². A estação do Debossan possui produtividade média de 192,94 l/s e área de construída de 100m², gerando uma razão (R) de 1,93 l/s/m². A maior razão da produtividade por área construída para o tratamento da água indica mais um benefício gerado pelo ecossistema florestal. Esta razão é proporcional ao custo-benefício da implantação de uma estação de tratamento de água, podendo reduzir o tempo para o retorno do investimento e aumentar vida útil à barragem. Essa razão revela a importância do estudo da cobertura florestal e de sua recomposição para a implantação de obras hidráulicas.

Cabe ressaltar que, em nenhum momento foi valorado o custo tecnológico das E.T.A.'s. A do Rio Grande opera num prédio de três andares, com diversos equipamentos que requerem mão de obra treinada para manuseá-lo e energia para o seu funcionamento, enquanto no Debossan a Estação é apenas uma pequena construção onde água é filtrada e depois adicionado o cloro.

Tabela 9 – Custo mensal e anual (US\$) relativo a falta da execução das funções exercidas pelo ecossistema florestal e impactos antrópicos na sub-bacia do Rio Grande, nos quatro anos de estudo.

MÊS	2000	2001	2002	2003
JANEIRO	3.241,909	3.809,534	3.616,349	3.653,601
FEVEREIRO	3.339,812	4.302,502	3.497,614	4.151,333
MARÇO	3.021,908	3.607,744	2.996,907	3.522,564
ABRIL	2.057,189	2.530,060	2.131,596	3.247,177
MAIO	1.830,917	2.678,084	2.672,350	3.195,201
JUNHO	1.538,229	2.534,252	2.281,022	3.359,821
JULHO	2.135,006	2.507,486	2.579,887	3.111,815
AGOSTO	1.506,043	1.847,499	1.964,018	2.493,792
SETEMBRO	2.054,696	2.367,095	2.813,134	2.959,544
OUTUBRO	2.722,245	3.445,869	2.794,309	3.164,798
NOVEMBRO	3.434,316	3.713,140	3.158,711	3.219,718
DEZEMBRO	4.163,149	3.766,650	3.474,030	3.180,129
TOTAL	31.045,419	37.109,915	33.979,927	39.259,493

Os valores de economia gerada pelas funções desempenhadas pelo ecossistema florestal para a manutenção da qualidade hídrica, é apenas um dos benefícios indiretos que esse ecossistema desempenha. A retenção de energia reduzindo a temperatura, a conservação do solo e a captura do carbono atmosférico são outros benefícios indiretos também conhecidos. Para obras hidráulicas, como os reservatórios, a conservação do solo é um benefício indireto de grande valor, determinando a vida útil da represa em função do assoreamento que reduz sua capacidade de armazenamento.

Do ano 2000 para 2001, houve um aumento no custo do tratamento da água de 19,53%, de 2001 para 2002 houve redução de 8,43% e para 2003, novamente aumento de 15,54%. Nos quatro anos do estudo o aumento total do custo foi de 26,46%, enquanto o aumento médio anual de 8,88%.

Na figura 11 é possível observar que em seis meses do estudo, o custo gerado no ano de 2003, exatamente nos meses de menor precipitação, foi maior que nos demais anos, e em quatro meses foi o segundo maior, ficando apenas atrás do ano 2001. O ano 2000 apresentou o menor custo em 10 meses, justificando a tendência da bacia do Rio Grande de degradação, devido ao aumento do impacto antrópico.

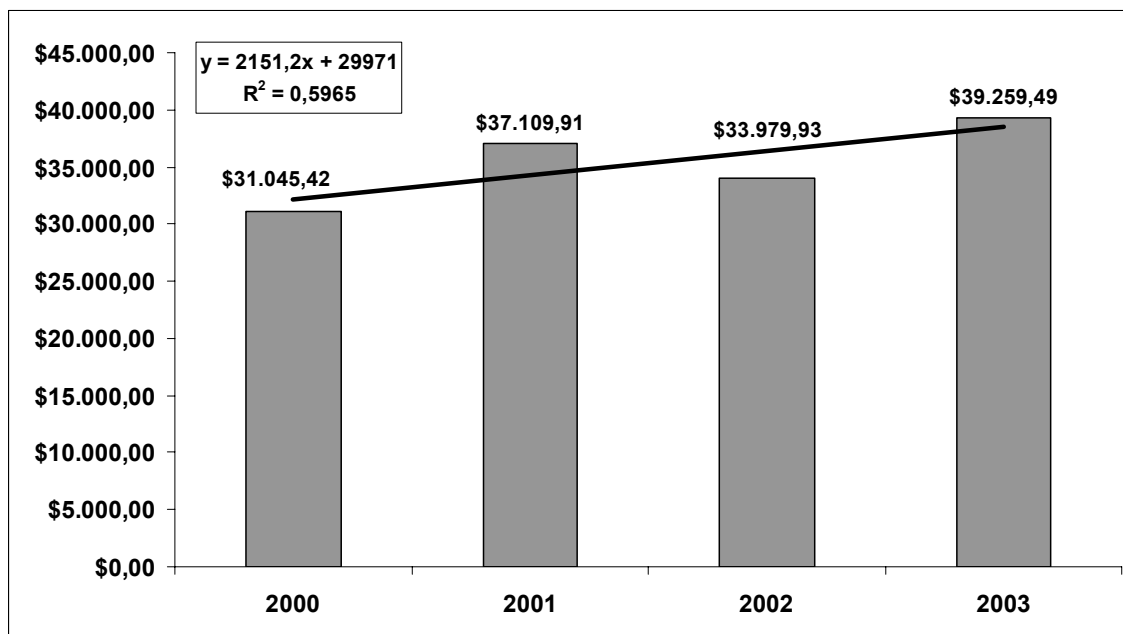


Figura 10 – Custo anual (US\$) relativo a falta das funções prestadas pelo ecossistema florestal e impactos antrópicos na sub-bacia do Rio Grande.

A degradação da bacia do Rio Grande não só ocorre em função da perda das funções hidrológicas desempenhadas pelo ecossistema florestal, mas também pelo impacto antrópico de poluição do manancial. Esse fato pode ser percebido na figura 11 e confirmado na figura 12. As principais funções hidrológicas para a qualidade da água são desempenhadas nos períodos chuvosos (proteção a erosão dos solos pelas fortes chuvas, com redução dos sedimentos transportados para o rio), e o custo máximo de cada ano tende à estabilização enquanto nos períodos secos, o custo mínimo tende ao aumento.

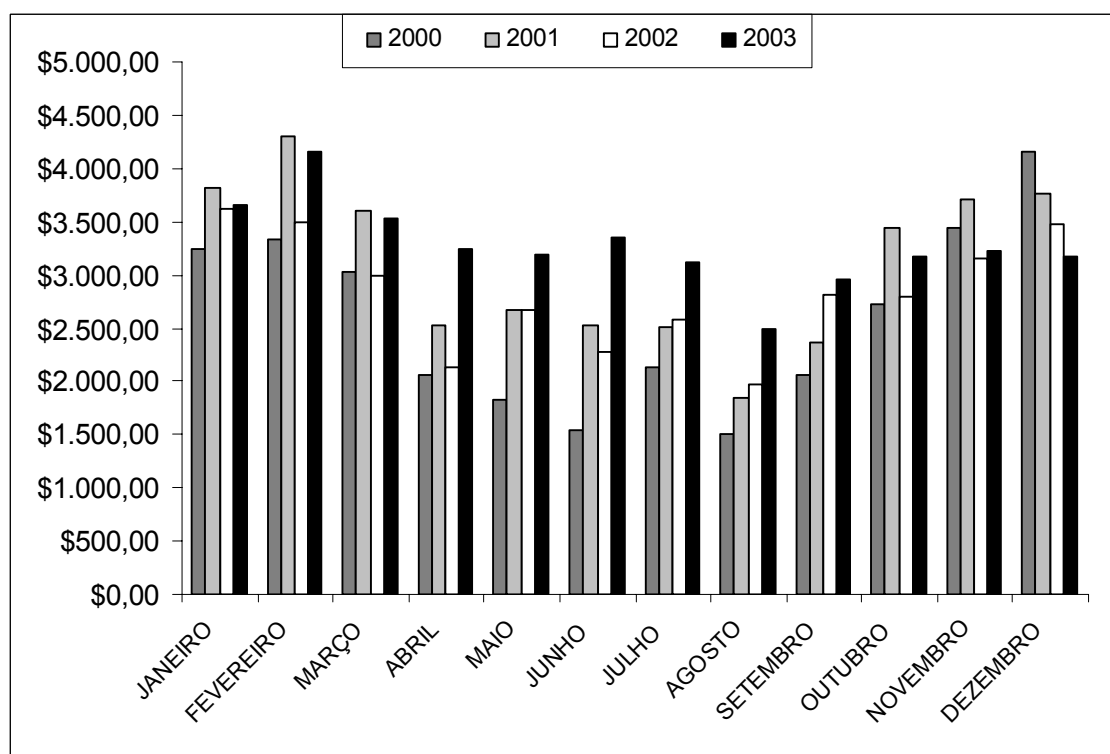


Figura 11 – Custo mensal (US\$) relativo a falta das funções prestadas pelo ecossistema florestal e impactos antrópicos na sub-bacia do Rio Grande nos anos de 2000 a 2003.

A figura 12 ainda reforça o exposto acima quando observado as tendências de cada índice utilizado anualmente. Os valores máximos se mantêm praticamente constantes, enquanto os médios e os mínimos sobem, e a amplitude entre valores máximos e mínimos e os desvios padrão descem. A constância dos máximos com o aumento dos mínimos geram a redução na amplitude e no desvio padrão e o aumento da média. A redução do desvio padrão e da amplitude são sempre objetivos dentro de qualquer sistema de produção, considerando que o sistema produza regularmente o máximo com o mínimo de custo. O aumento da média também é desejável, desde que a qualidade do produto se mantenha. O demonstrado no gráfico indica que no período de menor produtividade o custo aumenta, ou seja, o sistema está perdendo eficiência na produção regular com qualidade.

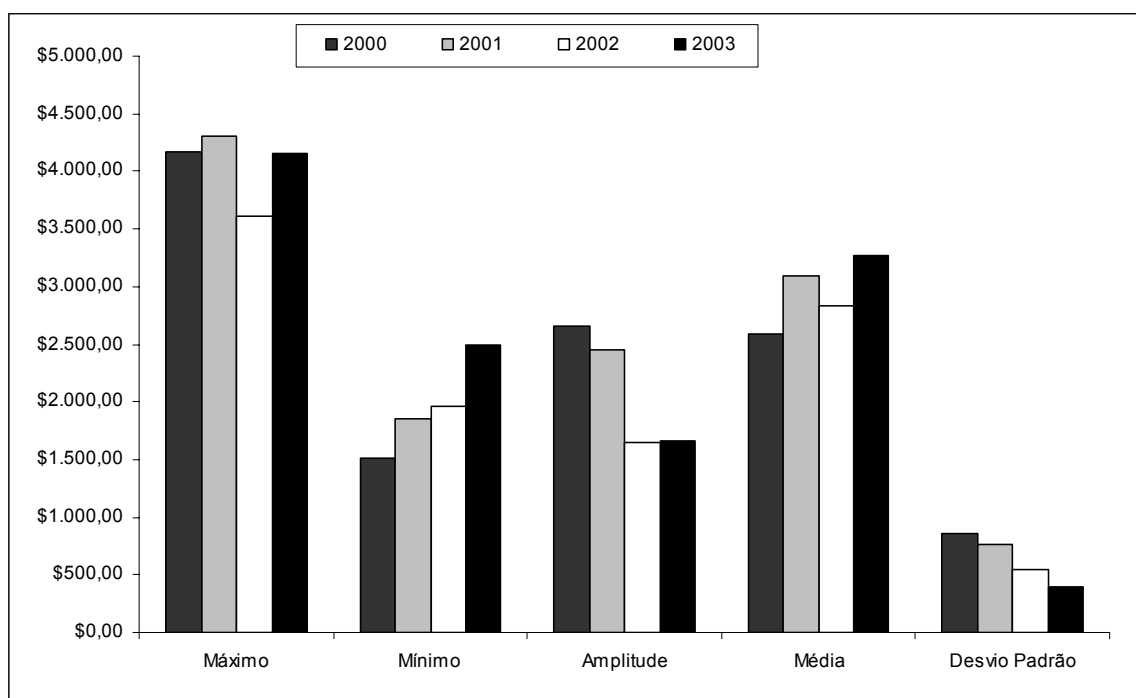


Figura 12 – Valores máximos, mínimos, das amplitudes, médias e desvios padrão do custo relativo a falta das funções prestadas pelo ecossistema florestal e impactos antrópicos no período de 2000 a 2003 na E.T.A. Rio Grande.

Observa-se na figura 12, que após anos da retirada da cobertura florestal da bacia do Rio Grande, eliminando os serviços ambientais de proteção ao recurso hídrico, a tendência é de estabilização. O ecossistema bacia hidrográfica está se adaptando ao novo equilíbrio propiciado, sendo a valoração nos períodos chuvosos, referente à ausência dos serviços prestados.

O principal serviço naturalmente prestado pelo ecossistema florestal relacionado à qualidade da água ocorre nos períodos de maior regime pluviométrico, protegendo o solo contra os processos erosivos produtores de sedimentos. Como nesse período o poder erosivo da chuva é maior, é nele a maior importância do serviço prestado pelo ecossistema.

Com isso, concluiu-se que a depreciação da qualidade do manancial do Rio Grande está sendo ocasionada pela poluição e não pela simples produção de sedimentos, que seria a principal função hidrológica perdida com a retirada da cobertura florestal. A redução da qualidade do corpo hídrico na estiagem não é provocada por processos erosivos produtores de sedimentos (turbidez), e sim por cargas químicas que alteram a qualidade da água, sendo estas mais impactantes na menor vazão.

O aumento do custo ano a ano é proveniente do aumento do custo na estiagem, onde os serviços de proteção não são tão efetivos. Desta forma, a causa desse aumento é o impacto antrópico e não a ausência dos serviços ambientais.

Na microbacia do Debossan os serviços prestados pelo ecossistema estão em sua plenitude, porém este trabalho pretende apenas valorar os referentes à qualidade da água. Estes dizem respeito à produção de sedimentos provenientes da falta de proteção do solo, com a retirada da manta orgânica (serapilheira). Porém, essa retirada possui outros impactos quanto à produtividade do manancial, como o aumento da vazão máxima e redução da mínima, e o aumento do deflúvio anual em função da redução das perdas por evapotranspiração.

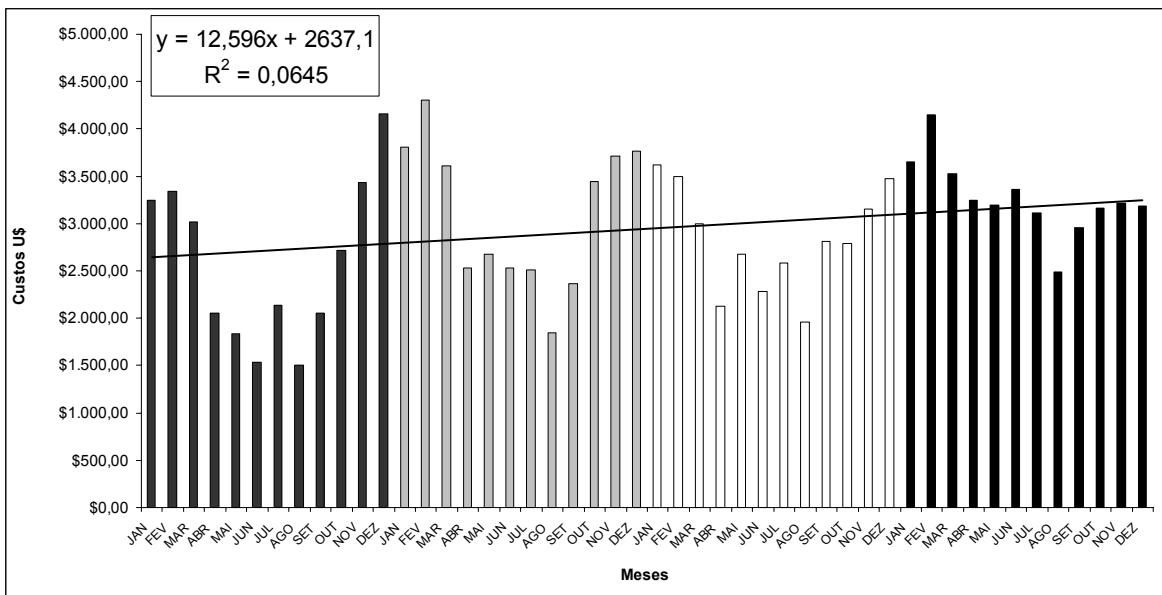


Figura 13 - Custo mensal (US\$) relativo a falta das funções prestadas pelo ecossistema florestal e impactos antrópicos na sub-bacia do Rio Grande de janeiro de 2000 a dezembro de 2003.

Na figura 13, observa-se que o custo devido a ausência das funções exercidas pelo ecossistema florestal para qualidade da água, tende a aumentar quando para comparação utilizou-se uma bacia com uso antrópico. Isso ocorre por motivo da exploração desordenada da bacia levar à degradação por um processo gradual de intensificação dos impactos. Outro fato já mencionado e novamente observado na figura 13 é a tendência de estabilização do custo nos períodos chuvosos, e em contra partida o aumento nos períodos de estiagem. Esse fato corrobora para se concluir que o aumento do custo não é pela falta das funções exercidas pelo ecossistema florestal, e sim pelo impacto antrópico.

Apesar da baixa confiabilidade do R^2 (11,78%) para a utilização do modelo, a linha de tendência mensal indica a mesma situação encontrada pela anual, a de depreciação da qualidade hídrica do Rio Grande. As políticas públicas combinadas com as decisões particulares afetam as bacias hidrográficas florestadas, alterando o deflúvio e gerando mudanças nos serviços naturais. Serviços esses, que como exposto por Pattanayak (2004), afetam a produção particular dos agentes econômicos e consequentemente o bem estar da economia.

As funções ou serviços prestados pelos ecossistemas naturais são de extrema importância para a manutenção da qualidade ambiental e de vida, por isso à necessidade de proteger as nossas reservas florestais, principalmente tratando-se da quantidade e qualidade hídrica. Todavia, a simples proteção dos remanescentes florestais não é a única forma de

proteger as nossas reservas florestais, principalmente tratando-se da quantidade e qualidade hídrica. Todavia, a simples proteção dos remanescentes florestais não é a única forma de manter ou alterar a qualidade do corpo hídrico. Os impactos antrópicos, e entre eles figura a agricultura, possuem a característica de poluir pelo despejo e ou carreamento de cargas para as drenagens. As funções naturalmente desempenhadas pelos ecossistemas são imprescindíveis, porém a conscientização do homem também é de suma importância para a qualidade ambiental.

5. Conclusões

- A E.T.A. Debossan necessita de uma área 10 vezes menor que a E.T.A. Rio Grande para manter a mesma produtividade;
- A economia gerada pelo ecossistema florestal na E.T.A. Debossan, quando extrapolado para E.T.A. Rio Grande, nos quatro anos do estudo foi de U\$ 141.394,75, sendo no ano de 2003 a maior economia de U\$39.259,49 e de 2000 a menor U\$31.045,42;
- A taxa de degradação média do Rio Grande é de 8,88% ao ano, sendo para os quatro anos do estudo de 26,46%;
- O aumento do custo se dá na estiagem, determinando que o impacto antrópico é o principal agente degradador e não a falta das funções exercidas pela cobertura florestal;
- A economia exercida pelas funções do ecossistema florestal (períodos chuvosos), nos quatro anos, foi de U\$82.998,84, sendo a maior economia observada em fevereiro de 2001 (U\$4.302,50) e a menor em outubro de 2000 (U\$2.722,25);
- A degradação gerada pelo impacto antrópico no Rio Grande (períodos secos), nos quatro anos, foi de U\$58.395,91, sendo a maior observada em junho de 2003 (U\$3.359,82) e a menor em agosto de 2000 (U\$1.506,04);

4. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Nas situações de contraforte da Serra do Mar, onde as elevadas altitudes geram encostas íngremes com gradientes de altitudes pronunciados e índices pluviométricos elevados, a cobertura florestal exerce grande importância na manutenção hídrica em termos qualitativos e quantitativos. O formato alongado das microbacias, a elevada declividade e as grandes áreas de afloramentos rochosos implicam em maior importância na manutenção da cobertura florestal, que melhora a administração do recurso hídrico naturalmente na bacia hidrográfica.

Os indicadores da qualidade ambiental dos mananciais se mostraram disponíveis à utilização, onde foram classificados e obedeceram as propriedades propostas pela OECD. A simples utilização dos produtos químicos no tratamento da água revela um estado de desequilíbrio da bacia hidrográfica, enquanto que a análise de séries históricas descreve a pressão sofrida pelo ecossistema ao longo do tempo, determinando para o Rio Grande uma tendência de degradação.

Apesar dos impactos ainda serem considerados de baixa magnitude, a sua tendência atual é de aumento, o que retorna a possibilidade de revertê-lo antes de um colapso.

A falta de planejamento e o manejo inadequado do recurso solo estão levando à degradação lenta e gradual do ecossistema bacia hidrográfica. A necessidade de se manter a alta produtividade, sem respeitar a vocação e o limite de produção do ambiente está gerando um impacto no alto Rio Grande, que futuramente demandará de um alto de custo para a sua reversão.

O desenvolvimento e a exploração agrícola desordenada na alta bacia do Rio Grande, que possui ainda a função de ser o maior manancial do município, depreciam a qualidade hídrica. Esta alteração está afetando diretamente a população do município de Nova Friburgo e de seus vizinhos a jusante, onde a qualidade de vida está atrelada diretamente à qualidade do recurso hídrico.

Nova Friburgo possui mananciais de qualidade, sendo o Rio Grande o mais antropizado, e esta qualidade é atribuída à sua extensa cobertura florestal mantida nas regiões de cabeceira das bacias. Assim, o impacto econômico torna-se percebido por toda a população abastecida, já que a depreciação da qualidade acarreta num maior consumo de produtos químicos para o tratamento da água, que é repassado para todos os consumidores, independente da bacia que o abasteça.

O ecossistema florestal executa diversas funções que contribuem para a qualidade ambiental, tanto para o ecossistema como para os usuários desta qualidade. O valor encontrado para o custo evitado com o tratamento da água (U\$82.998,84) caso ainda existisse a cobertura florestal na sub-bacia do Rio Grande, durante os quatro anos do estudo, só contempla as funções hidrológicas relacionadas à qualidade hídrica e mesmo assim não foram considerados todos os benefícios. Sabe-se que o ecossistema florestal executa diversas funções que não foram valoradas, entre elas a de redução da temperatura e da quantidade de carbono atmosférico e o próprio valor cênico.

A tendência de degradação demonstrada pelos indicadores determina que o custo operacional da E.T.A. Rio Grande tende a se elevar. O crescimento médio anual foi de 8,88%, quando comparado ao custo operacional da E.T.A. Debossan, que se apresentou florestada nos quatro anos em estudo, sem nenhuma ou pouca intervenção antrópica. Encontrou-se para o impacto antrópico o valor de U\$58.395,91 para os quatro anos estudados. Tal valor poderia ser reduzido, ou até mesmo economizado, caso fossem

respeitadas as vocações ambientais dentro da sub-bacia, tendo como base o plano de manejo ou plano diretor da bacia do Rio Grande.

Os benefícios gerados pelo ecossistema florestal são muitos, sendo os referentes à hidrologia de uma bacia hidrográfica um dos mais importantes, tanto em termos qualitativos quanto quantitativos, dada a importância deste recurso natural na sobrevivência dos componentes bióticos dos ecossistemas.

A proteção dos remanescentes florestais na alta bacia do Rio Grande, assim como o reflorestamento das matas ciliares e das zonas de captação torna-se imprescindível. Medidas conservacionistas como os plantios em níveis, a diminuição do comprimento das rampas utilizando faixas de vegetação ou soleiras de encostas, são necessárias. Tais medidas favorecem a infiltração, reduzindo a formação dos processos erosivos produtores de sedimentos, aumentam o deflúvio na estiagem e reduzem-no nas chuvas, melhorando a qualidade do recurso hídrico.

Junto aos produtores deve existir uma forte atuação técnica, visando a utilização correta dos insumos agrícolas, sem desperdícios e a utilização das tecnologias de conservação de solo. O manejo inadequado do solo, tanto químico quanto físico, prescreve atualmente o maior impacto na qualidade hídrica do manancial, e a atuação mais efetiva da assistência técnica ajudará sanar tal situação.

A idéia de se criar o plano diretor ou plano de manejo da bacia do Rio Grande por meio do Zoneamento Ecológico Econômico (ZEE), respeitando-se as vocações de produção (água x riquezas), deve ganhar força a fim de se reverter o atual quadro. Como todo plano de manejo de bacia hidrográfica, as ações devem ser tomadas de montante para jusante, refletindo as alterações em toda a população da bacia. A atuação deve ser descentralizada, sendo contempladas as peculiaridades de cada microbacia, levando o ecossistema novamente ao equilíbrio por meio da criação de condições favoráveis à execução de suas funções ambientais, atrelado ao desenvolvimento sócio-econômico.

A proposta não seria fundamentada em simplesmente reflorestar toda a bacia, mas sim gerar condições para o desenvolvimento sócio-econômico em concomitância com o equilíbrio ambiental. Medidas de reflorestamento são incluídas nessa proposta, porém em situações pré-definidas que visam a mitigação da agricultura de alta produtividade, principalmente na qualidade da água.

O gerenciamento ambiental de uma bacia hidrográfica não é somente de natureza técnica, pois as soluções existem à anos. O aspecto sóciopolítico-educativo é o grande diferencial e a sustentabilidade ambiental deve andar junto com a sustentabilidade econômica e social. A solução integrada para uma bacia passa por um projeto de revitalização econômica da região que seja inclusivo e não exclusivo das populações, evitando a reprodução de ilhas de prosperidade que geram pobreza e favelas ao redor. Neste aspecto a ética e a educação ambiental têm importantíssimo papel.

Buscando o desenvolvimento sustentável em função do desenvolvimento sócio-econômico em equilíbrio com o meio ambiente, pretende-se determinar a sustentabilidade a longo prazo do ecossistema bacia hidrográfica e da exploração dos seus recursos naturais.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALMEIDA, J. & BRITO, A.G. A utilização de indicadores ambientais como suporte ao planejamento e gestão de recursos hídricos: O caso da região autônoma dos Açores (Portugal). 2002.
- ALVARENGA, M.I.N. & BUENO de PAULA, M. Planejamento conservacionista em microbacias. Informe Agropecuário, Minas Gerais, V.21, n. 207. 2000. p.55 – 64.
- ARCOVA, F.C.S.; SHIMOMICHI, P.Y.; CÉSAR, S.F.; CARVALHO, J.L.; CICCO, V. e FUJIEDA, M. *In*: Curso Internacional Sobre Manejo de Bacias Hidrográficas na área Florestal 3., 1992, São Paulo. Apostila de Hidrologia, São Paulo. 1992. 109 p.
- ASSIS, J.C. Preservação da água: Questão de sobrevivência. 2 ed. Rio de Janeiro: Conselho regional de Engenharia, Arquitetura e Agronomia do Estado do Rio de Janeiro – CREA-RJ, 2000. 15 p.
- BARBIER, E.B. Economic evaluation of tropical wetland resources applications in central américa. London Environmental Economics Centre, Londres. 1989. p. 17.
- BARBOZA, R. S.; BORGES, A.C.; MELO, A. L. de; VALCARCEL, R. Interceptação Vertical na Serra do Mar do Rio de Janeiro. In: XIV Jornada de Iniciação Científica da UFRRJ, vol II, n.2. UFRRJ, Seropédica, RJ. 2004. 5p.
- BARROS, R.C. Agricultura e Sustentabilidade Ambiental: A Qualidade da Água dos Rios Formadores da Bacia do Rio Grande – Nova Friburgo/RJ. 2004. 243p. Tese (Doutorado em Geografia) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.
- BEGOSSI, A. Ecologia Humana: Um Enfoque Das Relações Homem-Ambiente. INTERCIENCIA 18(1): 121-132. 1993.
- BOSSSEL, H. Deriving Indicators of Sustainable Development. Environmental Modelling and Assessment Vol. 1. 1996.p.193-218.
- BRAGA, B. *et al.* Introdução a engenharia ambiental. São Paulo: Prentice Hall, 2002. 305p
- BRANCO, S.M. Água. Disponível em: <<http://www9.terra.com.br/kids/agua.htm>>. Acesso em: 20 out. 2002.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal. Política Nacional de Recursos Hídricos. Brasília, 1997.
- BROOKS, K.N.; FFOLLIOT, P.F.; GREGERSEN, H.M.; THAMES, J.L. Hydrology and the management of watersheds. Iowa State University Press, 1991. 391p.
- BROWN, G.W. Forestry and water quality, (second edition). Oregon State University Bookstore Inc, Corvallis. 142p. 1985. *apud* ARCOVA, F.C.S.; SHIMOMICHI, P.Y.; CÉSAR, S.F.; CARVALHO, J.L.; CICCO, V. e FUJIEDA, M. *In*: Curso Internacional Sobre Manejo de Bacias Hidrográficas na área Florestal 3. São Paulo. Apostila de Hidrologia, São Paulo. 1992. p. 109.

CALLICOTT, J. B., CROWDER, L. B. & MUMFORD, K. 1999. Current normative concepts in conservation. *Conservation Biology* 13: 1999. p. 22-35.

CARLUER, N. & DE MARSILY, G. Assessment and modelling of the influence of man-made networks on the hydrology of a small watershed: implications for fast flow components, water quality and landscape management. *Journal of Hydrology* 285. 2004. p. 76 – 95.

CARVALHO, N. de O. Hidrossedimentologia prática. Rio de Janeiro: CPRM, 1994. 372p.

CHURCHMAN, C. W. The systems approach. A Delta Book. 1979.

CLEVELARIO Jr., J. Teor de umidade na serapilheira da bacia do Alto Rio Cachoeira, Parque Nacional da Tijuca, Rio de Janeiro. *In: II Simpósio de ecossistemas da costa sul e sudeste brasileira. Estrutura, função e manejo. São Paulo. vol.1. 1990.*

COELHO NETTO, A.L. Hidrologia de encosta na interface com a geomorfologia. *In: GUERRA, A.J.T. & CUNHA, S.B. (org) Geomorfologia uma atualização de bases e conceitos. 1994. 472p.*

COELHO NETTO, A.L. Overlandflow production in a tropical rainforest catchment: the role of litter cover. *Catena. 1987. p. 213 – 231.*

COELHO, E. F.; OLIVEIRA, A. S.; BORGES, A. L. Aspectos básicos da fertirrigação. *In: BORGES, A. L.; COELHO, E. F.; TRINDADE, A. V. Fertirrigação em fruteiras tropicais. Cruz das Almas: Embrapa Mandioca e Fruticultura, 2002. p. 9-14.*

COELHO, G. Considerações sobre o manejo hidrológico da Mata Atlântica. 2001. 121 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais e Florestais) – Instituto de Florestas, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica – RJ.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL - CETESB. Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo 2002. São Paulo: CETESB, 2003. 264p.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL – CETESB. Treinamento a distância: recuperação da qualidade das águas. São Paulo: CETESB.1988. 17p.

CORRECHA , H. M. Estúdio de variables indicadoras de contaminacion del Rio Albarregas. 1980. Mérida. Venezuela (dissertação de mestrado)

COSTANZA, R. Social Goals and the Valuation of Ecosystem Services. *Ecosystems. 2000 3;4 – 10.*

CPRM. Estudo Geoambiental do Estado do Rio de Janeiro, Caracterização hidrogeológica do Estado do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, 2001.

DI BERNARDO, L. Métodos e técnicas de tratamento de água. 1. ed. Rio de Janeiro: ABES. 2v. 1993.

DI BERNARDO, L.; DI BERNARDO, A.; CENTURIONE FILHO, P.L.; Ensaio de Tratabilidade de Água e dos Resíduos Gerados em Estações de Tratamento de Água. São Carlos, SP. Ed. RiMa. 2002.

DIXON, J.A. & SHERMAN, P.B. Economics of protected areas: a new look at benefits and costs. East-West Center/Island Press. 1990. 234p.

DOMINGOS, M. *et al.* Precipitação pluvial e fluxo de nutrientes na floresta da Reserva Biológica de Paranapiacaba, sujeita aos poluentes atmosféricos de Cubatão, SP. *Revta. Brasil. Bot.*, São Paulo, v.18, n.1. 1995. p. 119-131.

DOUGLAS, J.E. & SWANK, W.T. Effects of management practices on water quality and quantity: Coweeta Hydrologic Laboratory, North Carolina. Symposium on trout habitat research and management: proceedings. Cullowhee, NC. Appalachian Consortium Press, Boone, NC. 1974.

DUDLEY, N. & STOLTON, S. Running Pure: The importance of Forest protected areas to drinking water. A research report for the World Bank / WWF Alliance for Forest Conservation and Sustainable Use. UK. 2003.

EDWARDS, P.J. & ABIVARDI, C. The value of biodiversity: where ecology and economy blend. *Biological Conservation*. Elsevier Science Ltd. V.83, N. 33. 1998. p. 239 – 246.

FARIA, A.P. Dinâmica e fragilidade das bacias fluviais de primeira ordem. 1996.

FUNDAÇÃO S.O.S. MATA ATLÂNTICA; Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais; Instituto Sócioambiental. Atlas da evolução dos remanescentes florestais e ecossistemas associados no domínio da Mata Atlântica no período 1900-1995. São Paulo, 1998. 50p.

GALETI, P. A. Conservação do solo: Reflorestamento e Clima. 2 ed. Campinas: Instituto Campineiro de Ensino Agrícola, 1973. 286p.

GALETI, P. A. Práticas de controle a erosão. Campinas: Instituto Campineiro de Ensino Agrícola, 1985. 278p.

GARDI, C. Land use, agronomic management and water quality in a small Northern Italian watershed. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 87. 2001. p. 1 – 12.

GORDON, L. & FOLKE, C. Ecohydrological landscape management for human well-being. *Water International*, 25(2). 2000. p.178-184.

GRASSO, M.; TOGNELLA, M.M.P.; NOVELLI, Y.S.; COMUNE, A.E., Aplicação de Técnicas de Avaliação Econômica ao Ecossistema Manguezal. *In:* May, P.H. (org.). *Economia Ecológica – Aplicações no Brasil*. Rio de Janeiro. Ed. Campus. 1995. 179p.

GRAYSON, R.B., GIPPEL, C.J., FINLAYSON, B.L., HART, B.T. Catchment-wide impacts on water quality: the use of ‘snapshot’ sampling during stable flow. *Journal of Hydrology* 199. 1997. p. 121 – 134.

GRIMM, U. & FASSBENDER, H.W., Ciclos biogeoquímicos em um ecossistema forestal de los Andes Occidentales de Venezuela. V.31, n.2, 1981, p.89-99.

HEIN, G; PARIZOTTO, M.L.V.; BRIANESE, R.H. Uma atividade que agrega renda a propriedade em áreas marginais. Curitiba, PR. 2004. 27p.

HUSTON, M.; DE ANGELIS, D.; POST, W. New computer models unify ecological theory. *Bioscience*, 38: 682-691. 1988.

ILIOPOULOU-GEORGUDAKI, J., KANTZARIS, V., KATHARIOS, P., KASPIRIS, P., GEORGIADIS, TH., MONTESANTOU, B. An application of different bioindicators for assessing water quality: a case study in the rivers Alfeios and Pineios (Peloponnisos, Greece). Published by Elsevier Science Ltd. *Ecological Indicators* 2. 2003. p. 345 – 360.

LAWS, J.O. Measurements of the fall-velocity of water-drops and raindrops. *Trans. Amer. Geophys. Union*. V.22, 1941, p.709-721.

LEPSCH, I. F. Formação e Conservação dos solos. – São Paulo: Oficina de Textos, 2002. 178p.

LIMA, H.C. de & GUEDES-BRUNI, R.R. (eds.). Serra de Macaé de Cima: Diversidade Florística e Conservação em Mata Atlântica. Rio de Janeiro. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. 1997. 346p.

LIMA, W.P. & BARBIN, D.; Efeito de plantações de Eucalyptus e Pinus sobre a água da chuva.. Série Técnica. IPEF n.11. São Paulo. 1975. p.23-35.

LIMA, W.P. A microbacia e o desenvolvimento sustentável. *Ação Ambiental*, Viçosa: UFV, v.1, n.3. 1999. p.20-22.

LIMA, W.P. Hidrologia Florestal Aplicada ao Manejo de Bacias Hidrográficas. USP/ESALQ, Departamento de Ciências Florestais. 1996. 318p.

LIMA, W.P. Princípios de hidrologia florestal para o manejo de Bacias Hidrográficas, Piracicaba, SP: USP, ESALQ. 1986. 242 p.

LIN, T.C.; HSIA, Y.J. & KING, H.B. A study on rain fall interception of a natural hardwood forest in northeastern Taiwan. *Taiwan Journal Forest Sciences*, Tailândia, 11(4).1996. p.393 – 400.

LINO, F.H. Guerra da água ameaça o século, *Revista Planeta TERRA*, *Jornal O Globo*, Rio de Janeiro, 07 Ago. 2002.

LISNLEY, R.K.; KOHLER, M.A.; PAULHUS, J.H. Applied hydrology. TATA Mcgraw-hill publishing company LTD. New Delhi. 1975a. 689p.

LISNLEY, R.K.; KOHLER, M.A.; PAULHUS, J.H. Hydrology for engineers. Mcgraw-hill series in water resources and environmental engineering. 2. ed. 1975. 482p.

MAKSOUUD, H. Características funcionais e físicas das bacias fluviais. IPGH/OEA. 1957. 61p.

MARCONDES, M. E. A questão ambiental de A à Z. Rio de Janeiro: Biblioteca Nacional, 1994.

- MARGALEF, R. *Perspectives in ecology*, Chicago: University of Chicago Press. 1968.
- MARTINS, A.R.A. *et al.* Ciclagem de nutrientes: Precipitação, incidente e precipitação sob dossel, em área de Floresta Primária, Benevides, PA. Pará, 1995. 5p.
- MENDES, J.C.T. & ZOTTELI, M.J. O Papel das Florestas na Conservação dos Recursos Hídricos, Revista O Papel - Edição 10 - Outubro/2000 - Ano LXI. Disponível em: <<http://www.ipef.br>> , acesso em: 10 maio. 2001.
- MINISTÉRIO DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA (MCT), Centro de Estudos e Gestão Estratégica (CGE), Diretrizes Estratégicas para o Fundo de Recursos Hídricos de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (versão 3.5). 2001. 42p.
- MOLION, L.C.B. Influência da Floresta no Ciclo Hidrológico. *In:* Seminário Sobre Atualidade e Perspectivas Florestais – A influência das Florestas no Manejo de Bacias Hidrográficas, XI., 1984, Curitiba. PR. Anais. Curitiba. 1985.
- MORAES, A. J. Manual para a avaliação da qualidade da água. São Carlos: RiMa, 2001. 44p.
- MOTTA, R.S., Estimativas de depreciação de capital natural no Brasil. *In:* May, P.H. (org.). Economia Ecológica – Aplicações no Brasil. Rio de Janeiro. Ed. Campus. 1995. 179p.
- MULLER, S. Gestão Ambiental de Recursos Hídricos. Junho de 2000. 11p.
- MULLISS, R.M., REVITT, D.M., SHUTES, R.B. The impacts of urban discharges on the hydrology and water quality of an urban watercourse. *The Science of the Total Environment* 189/190. 1996. p.385 – 390.
- NAKAYAMA, F.S. & BUCKS, D.A. Trickle irrigation for crop production. St. Joseph: ASAE, 1986. 383p.
- ODUM, E. P. *Ecologia*. 3ed. México: Interamericana. 1972.
- ODUM, E.P. *Ecologia*. Rio de Janeiro. Ed. Guanabara Koogan S.A. 1988. 434p.
- OECD. Indicators to measure decoupling of environmental pressures from economic growth. Publicações OECD, Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico, Paris. 2002.
- OGLE, R. B. The need for socio-economic and environmental indicators to monitor degraded ecosystem rehabilitation: a case study from Tanzânia. *Agriculture, Ecosystems and Environmental*. 87. 2002. p.151-157.
- OKI, V.K. Impactos da colheita de *Pinus taeda* sobre o balanço hídrico, a qualidade da água e a ciclagem de nutrientes em microbacias. 2002. 87p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade de São Paulo, São Paulo.
- OLIVEIRA, R.R. & COELHO NETTO, A.L. Captura de nutrientes atmosféricos pela vegetação na Ilha Grande, RJ. *Pesquisa Botânica* v.51. 2001 p.31 – 49.
- OLIVEIRA, R.R.; ZAÚ, A.S.; LIMA, D.F.; RODRIGUES, H.C.; AMORIM, H.B.. Formulação de custos ambientais no maciço da Tijuca (Rio de Janeiro – Brasil). *Oecologia*

Brasiliensis V. I: Estrutura, Funcionamento e Manejo de Ecossistemas Brasileiros. Programa de Pós-Graduação em Ecologia - Instituto de Biologia - UFRJ, Rio de Janeiro – RJ. 1995, p.557 – 568.

OTTONI NETTO, T. B. – Fundamento de engenharia ambiental com ênfase em recursos hídricos. Perenização e regularização fluvial. 1993. 232p.

OTTONI, A.B. Ações Sanitárias e Ambientais em Bacias Hidrográficas: Preceitos Básicos. 1996. 307p. Dissertação de Mestrado. Escola Nacional de Saúde Pública – ENSP/FIOCRUZ – Fundação Oswaldo Cruz – Ministério da Saúde. Rio de Janeiro.

PÁDUA, H. B. de. Águas com dureza e alcalinidade elevada. Observações iniciais na Região de Bonito/MS.Br- registro de dados - 2001/2 - alguns conceitos e comportamentos ambientais (parte 01); 60p., 2002

PATTANAYAK, S. K. Valuing watershed services: concepts and empirics from southeast Asia. 2004. Agriculture Ecosystems & Environment (Article in Press).

PEDREIRA, L.O.L., Métodos de avaliação de benefícios indiretos de florestas: Uma Revisão. Curso de Pós-Graduação em Engenharia Florestal da Universidade Federal do Paraná. *In:* Congresso Florestal Brasileiro em Campos do Jordão, 6. São Paulo. Anais. São Paulo, 1990.

PENMAN, H.L., Vegetation and Hydrology. Technical Communication n. 53. Commonwealth Bureau of Soils Harpenden. Commonwealth Agriculture Bureaux. 1963. 123p.

PHILLIPSON, J. Ecologia energética. São Paulo: Ed. Nacional. 1977.

PIRES, C. Curso em Meio Ambiente – Gestão de Recursos Hídricos. Novembro de 2000. 90p.

POGGIANI, F.; STAPE, J.L.; GONÇALVEZ, J.L. de M. Indicadores de sustentabilidade das plantações florestais. Série Técnica do IPEF. V.12. São Paulo. 1998. p.33 – 44.

PRIMAVESI, A. Manejo ecológico do solo: a agricultura em regiões tropicais. 9 ed. São Paulo: Nobel. 1979. 549p.

RAICH, J.W. Throughfall and set flow in mature and year-old wet tropical Forest. Tropical Ecology. V.24. n. 2. 1983. p.236-243.

RAIJ, B. Fertilidade do solo e adubação. Piracicaba: Ceres, Potafos, 1991.343p.

RANZINI, M. Balanço hídrico, ciclagem geoquímica de nutrientes e perdas de solo em duas microbacias reflorestadas com Eucalyptus saligna Smith, no Vale do Paraíba, SP. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Piracicaba: ESALQ, Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, São Paulo. 1990. 99p.

REICHARDT, K., Processos de Transferência no sistema solo-planta-atmosfera. Campinas: Fundação Cargill, 1985. 445p.

RESENDE, J.L.P; COELHO JR., L.M., OLIVEIRA, A.D. Avaliação de bens e serviços ambientais. *In:* Simpósio Nacional sobre recuperação de áreas degradadas - Água e

Biodiversidade. 5. Belo Horizonte. Palestra. Minas Gerais: Soc. Bras. de Recuperação de Áreas Degradadas, (SOBRADE), 2002.

RIZZI, N.E, Avaliação do Benefício Florestal de Proteção à Potabilidade natural das águas captadas para abastecimento da região metropolitana de Curitiba, com base nos produtos químicos utilizados no tratamento convencional. *In*: Seminário Sobre Atualidades e Perspectivas Florestais, 11., – A influência das Florestas no Manejo de Bacias Hidrográficas. Palestra. Curitiba. 1985.

RIZZI, N.E. Avaliação do Benefício Florestal de Proteção à Potabilidade natural das águas para abastecimento da região metropolitana de Curitiba. 1981. 127p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal do Paraná, Paraná.

RIZZINI, C.T. Tratado de fitogeografia do Brasil. São Paulo: EDUSP, 1997.

RODIN, M.; MICHAELSON, K.; BRITAIN, G. M. System theory in anthropology. *Current Anthropology*, 19: 747-771, 1978.

ROSA, A.R., Critérios para seleção de microbacias experimentais: Bacia da Baía de Sepetiba, RJ. UFRRJ. Rio de Janeiro, 1995. 88p. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais e Florestais) – Instituto de Floresta, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro

ROSS, J. L. S. Geomorfologia aplicada aos EIAs – RIMAs. *In*: GUERRA, A. J. T. & CUNHA, S. B. (org.) - Geomorfologia e Meio Ambiente. 3 ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2000. 372p.

SALATI, E. & VOSE, P. B. "Amazon Basin: A system in equilibrium". *Science*, 225: 1984. p.129 – 198.

SILVA, A. M.; SCHULZ, H. E; CAMARGO, P. B. Erosão e Hidrossedimentologia em Bacias Hidrográficas. São Carlos: RiMa, 2003. 140p.

SMITH, R. L. The ecology of man: an ecosystem approach. New York: Harper & Row. 1975.

SOUZA, E.R. & FERNADES, M.R., Sub-bacias hidrográficas: unidades básicas para o planejamento e a gestão sustentáveis das atividades rurais. Informe Agropecuário, Minas Gerais, V.21, n. 207. 2000. p.15 – 20.

TRIMBLE, Jr. & WELTZMAN, S.L.H.W. Effects of hardwood forest canopy on rain-fall intensities. *Trans. Amer. Geophys. Union*, v.35, 1954, p.226-234.

TUBELIS, A. & NASCIMENTO, F.J.L. do, *Metereologia descritiva, fundamentos e aplicações brasileiras*. 1. ed. São Paulo: Nobel, 1980, 374p.

TUCCI, C. E. M. & CLARKE, R. T., 1997, Impacto das mudanças da cobertura vegetal no escoamento: revisão. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 2: 1997. p.135-152.

TUCCI, C.E.M. A Água em revista. Ano III, n. 6, nov. 1995. p.9-15.

UFRRJ, Diagnóstico Conservacionista do Sistema LIGHT – CEDAE. Exec. Departamento de Ciências Ambientais / Instituto de Floresta. 1987. 264p.

VALCARCEL, R. Balanço hídrico no ecossistema florestal e sua importância conservacionista na região ocidental dos Andes venezuelanos. *In:* Seminário Sobre Atualidades e Perspectivas Florestais – A influência das Florestas no Manejo de Bacias Hidrográficas. 1985. Anais. Curitiba.

VALCARCEL, R. & FRANCO, W. Estudio preliminar de la influencia Del desarrollo estructural em um suelo arciloso/franco arciloso sobre la tasa de infiltración. Trabalho especial apresentado ao Centro de Postgrado de la Facultad de Ciencias Forestales. Mérida, ULA. 1981. 64p.

VALCARCEL, R.; NENATARVIS, E.; NENATARVIS, V.; PONTES, P.; ARAUJO DA SILVA, W.; MARQUES, O.; NEVES, L.G. Plano de Recuperação de Áreas Degradadas das Eclusas de Tucuruí. 2000. 101p.

VALENTE, O.F. Manejo de bacias hidrográficas. 1976. p.104 – 109.

VILLELA, S.M. & MATTOS, A. Hidrologia Aplicada. McGraw-Hill, 1975.

VILLIERS, M. Água. Ediouro, 2002.

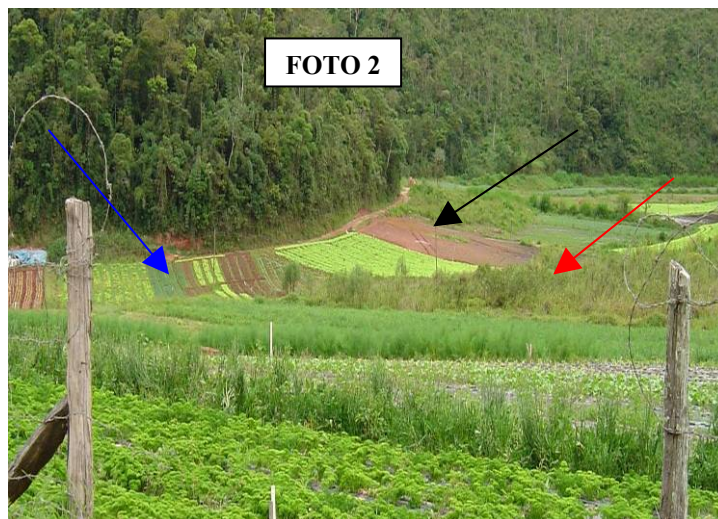
VON SPERLING, M. Introdução a qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental/UFMG, 1996. 246p.

ZON, R. Forests and water in the light of scientific investigation. U.S.D.A. Forest Service. 106p. 1927 *apud* LIMA. W.P. Princípios de hidrologia florestal para o manejo de Bacias Hidrográficas, Piracicaba, SP: USP, ESALQ. 1986. 242p.

Anexo Fotográfico I - Sub-Bacia do Rio Grande



- Zonas de captação e transmissão Florestadas;
- Área plana produzindo (cumprindo sua função);
- Padrão elevado de moradia local;
- Boa condição das cercas;



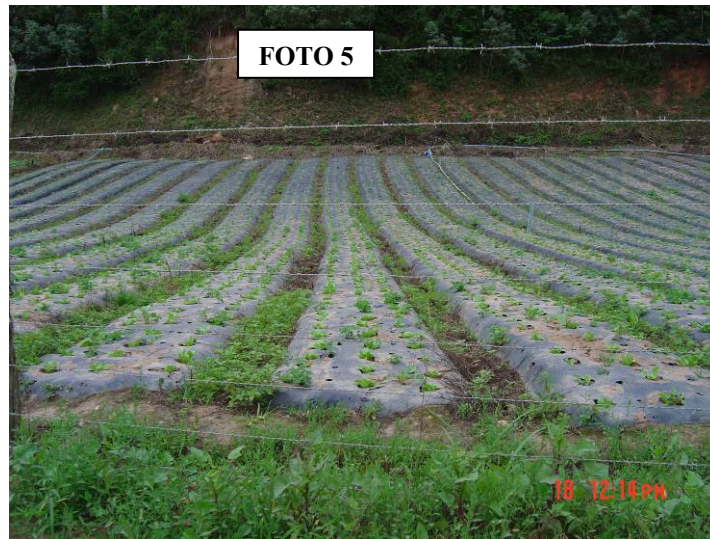
- Seta Azul - Área produtiva com linhas no sentido da água;
- Seta Preta - Início do processo exploração (solo descoberto);
- Seta Vermelha - Rotação de cultura (área em pousio);



- Início do cultivo (solo desprotegido) no sentido da água;



- Uso de máquina agrícola;



- Uso de tecnologia agrícola;



FOTO 6, 7 e 8



- Manutenção de vegetação ciliar diferenciada;
- Plantio no sentido da água;



- Plantio no sentido da água;



- Uso de insumo agrícola;



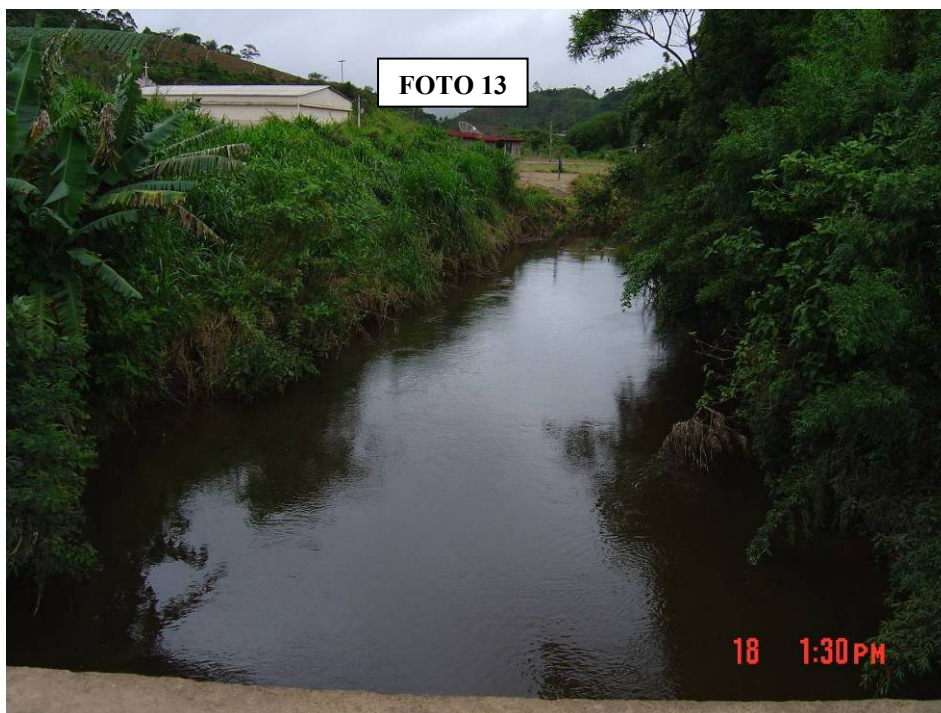
FOTO 11

- Padrão elevado de moradia local;



FOTO 12

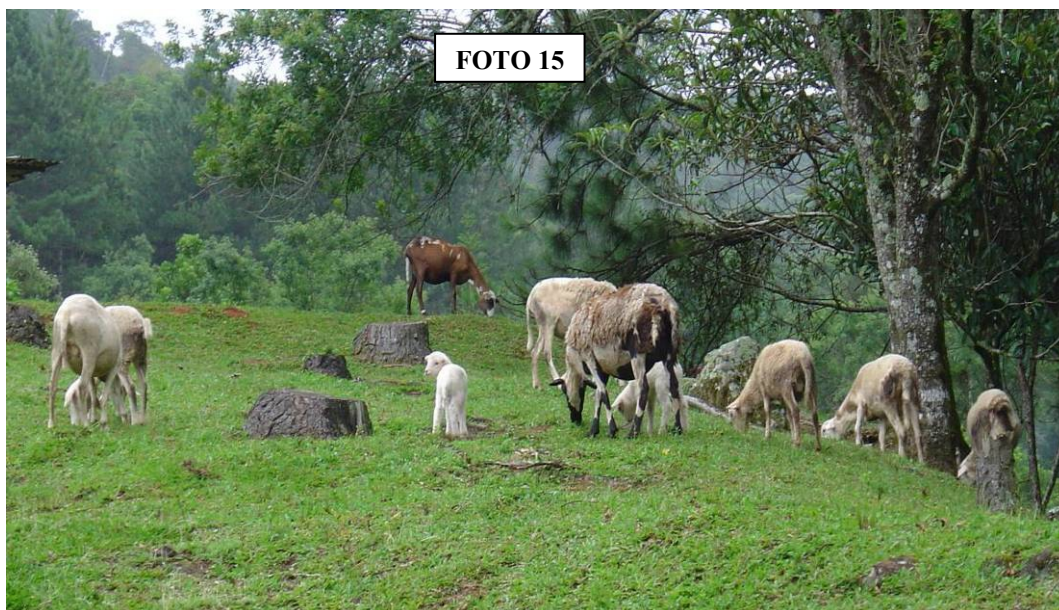
- Manejo do solo mecanizado;



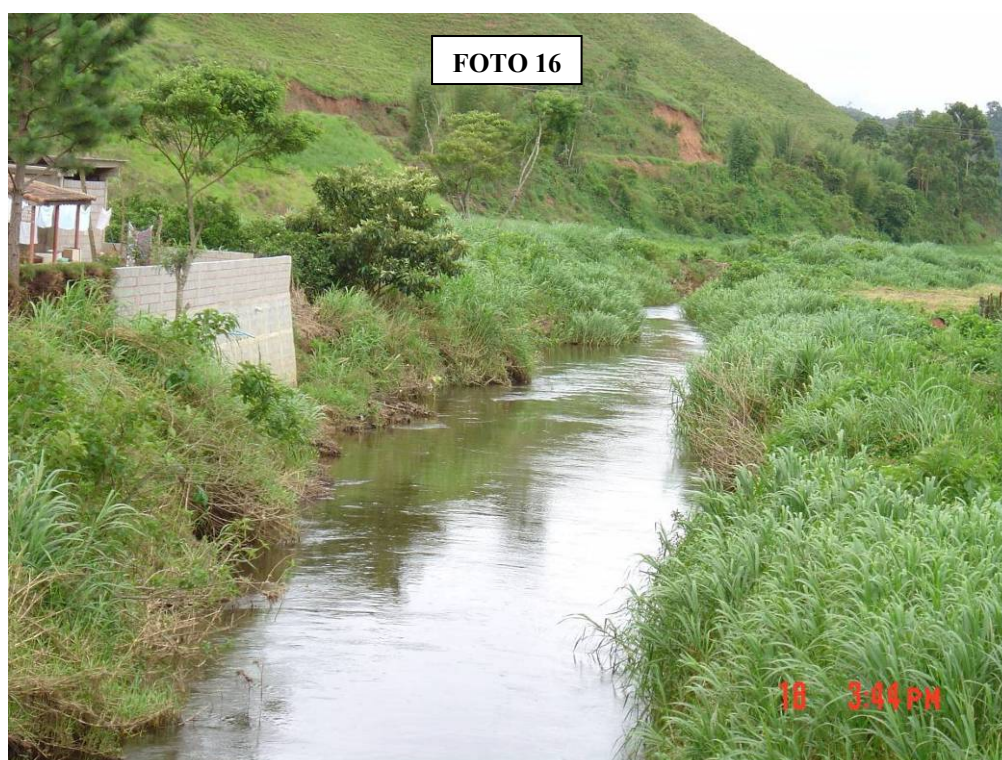
- Volume do Rio Grande na ponte de acesso à microbacia dos Três Picos;
- Vegetação ciliar mantida diferenciada;



- Início do uso agrícola do solo sem práticas conservacionistas em áreas declivosas;



- Caprinocultura bem adaptada as condições locais (parte alta da microbacia de São Lourenço);



- Volume do Rio Grande na ponte de acesso a Microbacia de Salinas;
- Observar a ausência da vegetação ciliar na parte mais baixa da sub-bacia;



- Foto mostrando as mesmas condições a jusante da ponte da foto anterior;



- Movimento superficial de massa lento devido ao escoamento superficial (reptação);



FOTOS 19 e 20



- Símbolo do Parque Estadual dos Três Picos (Pico Maior com 2.310 m), beleza cênica de importância para o desenvolvimento sócio-econômico da Bacia através do Eco-Turismo;

FOTO 21



- Beleza cênica da região (Vista do Pico da Caledônia com 2.256m – Serra do Mar);

Anexo fotográfico II - E.T.A. Rio Grande



- Barragem para captação de água;



- Calha Parshall utilizada para determinar a vazão de entrada da E.T.A.;



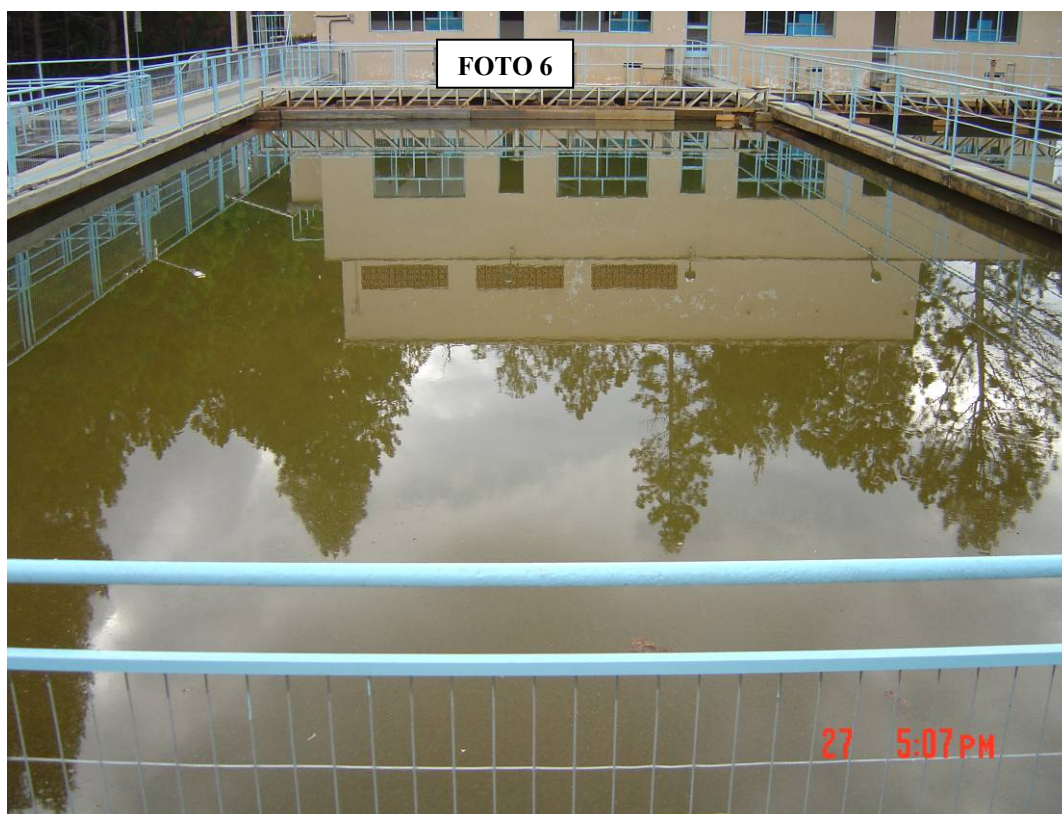
- Calha de entrada de água na E.T.A. com os misturadores ao fundo.



- Misturadores onde se adiciona e Flocculan e ocorre a floculação.



- Tanques de decantação ou sedimentação.



- Tanque de decantação ou sedimentação.



- Processo inicial de filtragem onde as maiores partículas decantam e só passam as menores que não decantaram.



- Filtros onde é finalizada a filtragem.



- Parte interna da E.T.A. onde ocorre a adição de Cloro para a desinfecção e Cal para o abrandamento.

Anexo fotográfico III - Microbacia e E.T.A. Debossan



- Barragem de captação de água;



- Curso natural do Rio Debossan a jusante da barragem;

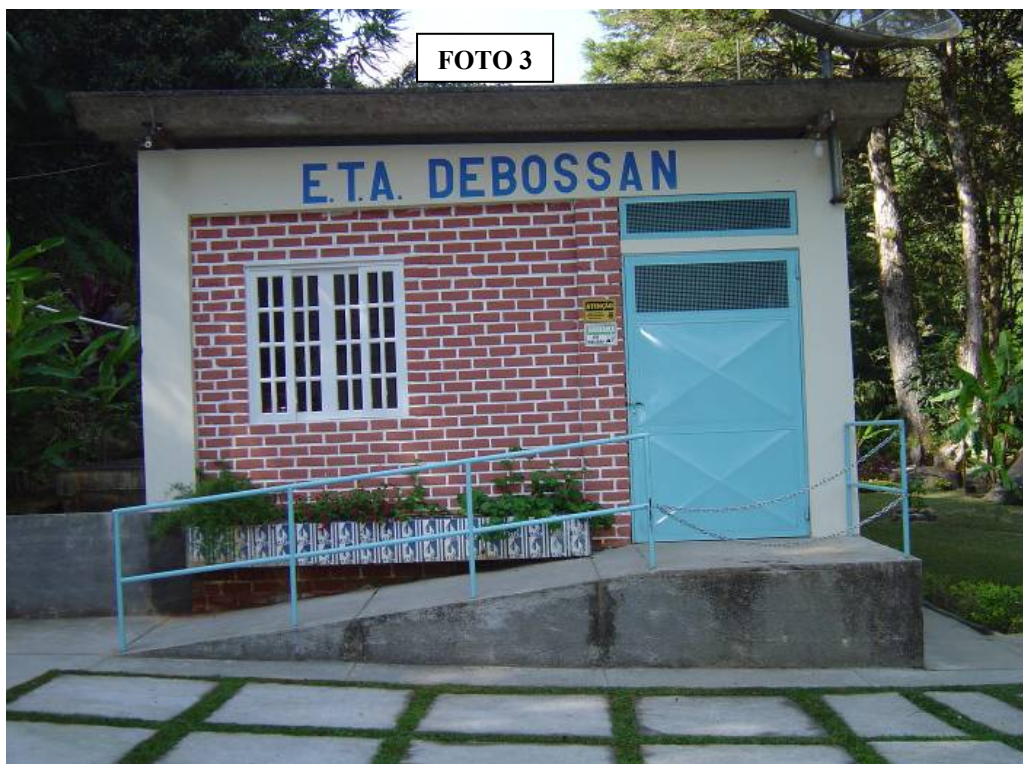


FOTO 3

- Área construída de armazenamento de Cloro;



FOTO 4

- Processo de filtragem com telas, onde só se retira materiais de grandes dimensões;



FOTO 5

- Tanque de adição de Cloro;



FOTO 6

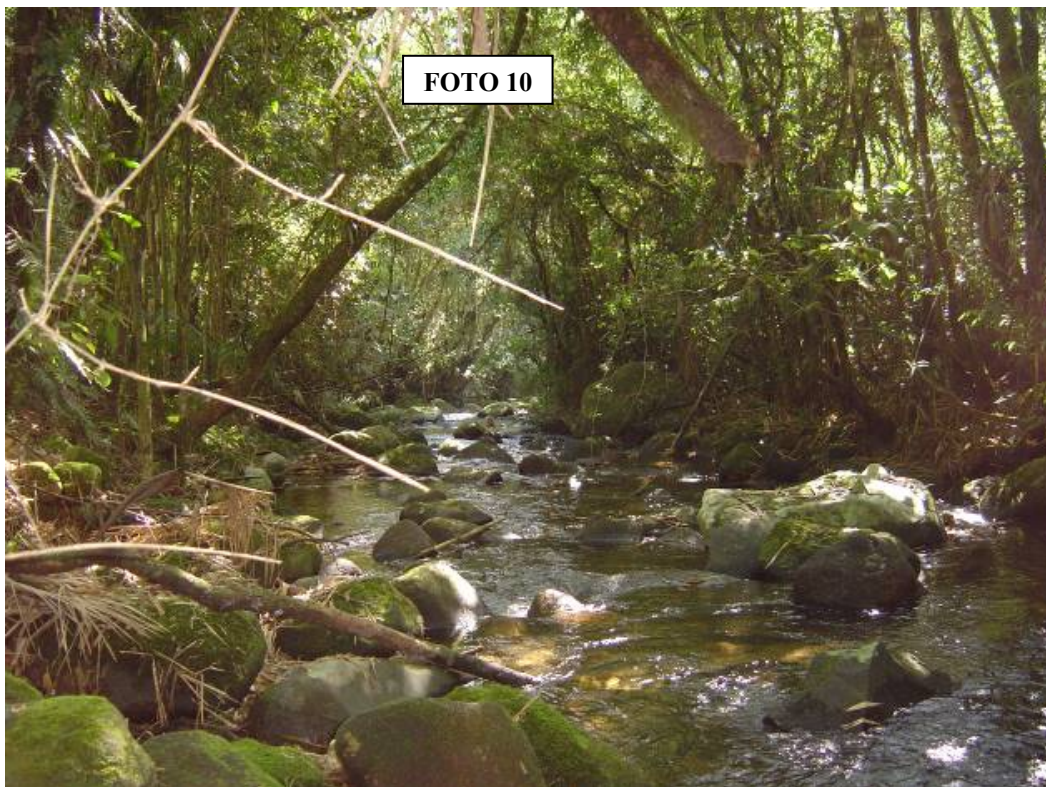
- Vista frontal da barragem, que possui aproximadamente 7 metros de altura;



- Vista do lago de cima da barragem com a Serra de Macaé de Cima ao Fundo;



- Leito natural do Rio Debossan a montante do lago;



- Leito Natural do Rio Debossan a montante do lago;



- Ponto onde o Rio Debossan deságua no lago da barragem;



FOTO 13

- Foto de montante para jusante de dentro do lago, com pequena construção e barragem ao fundo;



FOTO 14

- Vista panorâmica do lago da barragem com a Serra de Macaé de Cima ao Fundo;