

UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS

PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO

PROGRAMA DE DOUTORADO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS

AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DE ÁGUA DE CAPTAÇÃO E SANEAMENTO AMBIENTAL EM GOIÁS

Tese apresentada ao Programa de Doutorado em Ciências Ambientais da Pró-Reitoria de Pesquisa e Pós-Graduação da Universidade Federal de Goiás para obtenção do título de Doutor em Ciências Ambientais.

Orientador: Dr. Klebber Teodomiro Martins Formiga

GOIÂNIA

2014

SERVIÇO PÚBLICO FEDERAL
UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
DOUTORADO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS

FOLHA DE APROVAÇÃO

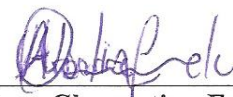
Membros da Banca Examinadora de Defesa Pública de Tese de Doutorado em Ciências Ambientais, realizada em 28 de março de 2014.



Dr. Fausto Miziara – CIAMB/UFG
Presidente da Banca



Dr. Klebber Teodomiro Martins Formiga – CIAMB/UFG



Dr. Nilson Clementino Ferreira – CIAMB/UFG



Dra. Ina de Souza Nogueira – CIAMB/UFG



Dr. Eduardo Queija de Siqueira – UFG



Dr. Paulo Sérgio Scalize - UFG



PDF
Complete

*Your complimentary
use period has ended.
Thank you for using
PDF Complete.*

[Click Here to upgrade to
Unlimited Pages and Expanded Features](#)

Dedico este trabalho aos meus pais Antônio
João e Lourdes pelo amor, carinho e orientação
durante toda minha vida.
À minha esposa Keila e ao meu filho Arthur,
pelo imenso amor, companheirismo e
compreensão durante toda esta jornada.
Aos meus irmãos Marcel e Thiago pelo apoio
garantido pela estrutura sólida que nossos pais



nos auxiliaram a criar.

ñA menos que modifiquemos a nossa maneira de pensar, não seremos capazes de resolver os problemas causados pela forma como nos acostumamos a ver o mundo.

(Albert Einstein)

AGRADECIMENTOS

Expresso meus sinceros agradecimentos

à Deus pela oportunidade da vida, da saúde e do conhecimento;

à Universidade Federal de Goiás, à Pró-Reitoria de Pesquisa e Pós-Graduação e à Coordenação do Doutorado em Ciências Ambientais;

aos coordenadores do programa Dra. Selma Simões de Castro e Dr. Fausto Miziara pela dedicação ao programa e apoio a todos os discentes;

ao professor Dr. Klebber Teodomiro Martins Formiga pela dedicação, pelas palavras de conforto nos momentos difíceis, pelo companheirismo, pela oportunidade da realização desta tese, e por me conduzir por uma vida científica e acadêmica rica e reveladora;

aos professores e colegas Dr. Alexandre Kepler Soares, Dr. Paulo Sérgio Scalize, Dra. Kátia Kopp, Dr. Paulo De Marco Júnior, Dr. Eduardo Queija de Siqueira, Dr. Nilson Clementino Ferreira, Dra. Ina de Souza Nogueira, e Professor João Bosco de Andrade pelo diálogo indispensável para o meu enriquecimento.

aos colegas da turma de doutorado que compartilharam comigo conhecimentos, alegrias, desafios e sonhos;

à SANEAGO, Companhia de Saneamento do Estado de Goiás, pela receptividade na coleta de dados;

aos amigos(as) Jurdan, Haroe, Larissa, Vinícius, Danielle, Gisele, Edésio, Kamila, pelo estímulo para conclusão do doutorado;

ao meu pai Antônio João e minha mãe Lourdes e meus irmãos Marcel e Thiago, pelos valores construídos juntos;

às estrelinhas Keila e Arthur, que iluminam nosso lar;

à todos (as) que conviveram com as minhas presenças ou ausências neste período.

Obrigado à todos.

RESUMO

Sabe-se que parte das doenças mundiais é evitável, melhorando a gestão dos recursos hídricos, abastecimento de água potável, saneamento e higiene. A importância global destas intervenções foi reconhecida no Objetivo de Desenvolvimento do Milênio (ODM), ou seja, reduzir pela metade a proporção de pessoas sem acesso a água potável e saneamento básico entre 1990 e 2015. Assim, conhecer e identificar o panorama das bacias hidrográficas inseridas no Estado de Goiás é fundamental para traçar estratégias e implementar programas para a melhoria da infra-estrutura e conseqüentemente do saneamento e da saúde. Assim, foi proposta a construção de índices, que apresentem de uma maneira clara e sintética a situação das bacias hidrográficas, sobre dois aspectos: qualidade da água e saúde ambiental com enfoque em saneamento. O processo de construção destes índices envolveu uma série de decisões e exigiu uma concepção integrada do ambiente e, conseqüentemente, uma abordagem interdisciplinar, que considerou as questões ambientais, demográficas, comportamentais, culturais e socioeconômicas. Para a elaboração do índice de qualidade da água (IQA_{acp}) utilizou-se estatística de análise multifatorial e o método dos mínimos quadrados ponderados, aplicado em 180 pontos amostrais de mananciais goianos avaliados mensalmente entre 2005 e 2009. Pela análise, nota-se que há uma forte relação entre as áreas que possuem maior índice de remanescente com os municípios que possuem maior IQA_{acp} (ou seja, melhor qualidade de água). Ainda, observa-se que, para todos os anos analisados, há uma melhora na qualidade da água dos mananciais no período de estiagem. O índice obtido demonstrou ser robusto, podendo também ser empregado nos demais rios brasileiros. Para construção do índice de saúde ambiental com enfoque em saneamento empregou-se o modelo FPEEEA (força-motriz, pressão, estado, exposição, efeito e ação), que estruturou o índice (I_{GLOBAL}) e fundamentou a escolha das variáveis (totalizando 27 indicadores) que representem as alterações ambientais, de saneamento e de saúde pública. Para definição dos pesos que irão compor o índice empregou-se a análise de componentes principais (ACP) e para verificar a robustez do índice e sensibilidade dos indicadores, calculou-se quatro índices, empregando pesos iguais aos indicadores e pesos calculados utilizando a estatística multivariada, sendo que em cada uma destas situações foram

realizadas duas padronizações: a primeira, os valores apresentam média zero e desvio padrão um, e a segunda, os indicadores possuem valor máximo de um e mínimo de zero. Para checar a sensibilidade dos indicadores, foram calculados índices considerando a possibilidade de ausência de informações, ou seja, eliminando-se um indicador. Por fim, observou-se que o índice proposto é robusto, possui boa resposta, e possibilita uma visão integrada e ampla das condições de saúde ambiental das bacias hidrográficas.

Palavras-chave: Ambiente, saneamento, saúde, índice.

ABSTRACT

It's known that part of the world illnesses are avoidable and this factor helps improving the management of the water resources ,drinking water supplying, sanitation and hygiene. The global importance of these interventions was recognized in the Millenium Development Objective (MDO), and it means half reduction of the proportion of people that do not have access to drinking water and basic sanitation concerning the period from 1990 to 2015. This way, knowing and identifying the hydrographic bays panorama in the state of Goiás is essential so for the development of strategies and implementation of programs in order to have improvements on the infra-structure and consequently in sanitation and health. To achieve this aim, indexes that bring information about the hydrographic bays situation were built up and they are related to two aspects: water quality and environmental health focusing sanitation. The indexes construction process involved a series of decisions as well as an integrated environmental conception and consequently an interdisciplinarian approach that considered the environmental, demographic, behavioural, cultural and socioeconomical issues. Relaying the Water Quality Index (WQI_{pca})elaboration, multifactorial statistics and the methods of least ordinary squares, were used and the index was applied in 180 sample points in the Goias state waters which were monthly evaluated in the period from 2005 to 2009. Observing the analysis, it's possible to point out that there is a strong relation among the areas that have the higher index of remanescence and the municipalities that have higher water quality index (WQI_{pca}); it means better water quality. It's also added that in

relation to all of the years analysed, there is improvement in the water quality in the period of droughts. The revealed index was characterized as robust and it can also be applied for some other Brazilian rivers. Considering the construction of the environmental health index, focusing sanitation, the FPSEEA model (motriz force, pressure, state, exposition, effect and action) was applied and the same model structured the I_{GLOBAL} index and it was the basis for the variables choice (totalizing 27 indicators) that represent the environmental, sanitation and public health changes. Relaying the definition of weights that would compose the index, the principal component analysis (PCA) was used. In terms of the verification of the robustness index and indicators' sensibility, four indexes were calculated, and equal weights and indicators rates as well as calculated weights, using multivariable statistics were applied. It's also mentioned that for each of these situations, two padronizations were used: on the first one, the values represent zero as average and padronized deviation as being one; on the second padronization, the indicators have maximum value as one and minimum value as zero. So for checking the sensibility of the indicators, some indexes were calculated, considering the possibility of information absence. It means the elimination of one indicator. Finally, it was observed that the proposed index is robust, it has a good response and it also makes a large and integrated vision of the health, environmental hydrographic bays conditions.

KEYWORDS: Environment, sanitation, health, index.

SUMÁRIO

Apresentação	10
Considerações finais e recomendações	17
Referências Bibliográficas	18
Apêndice 1: Índice de Qualidade da Água pela técnica de estatística multivariada para estimar a deterioração temporal dos mananciais do Estado de Goiás	20
Apêndice 2: Índice de saúde ambiental com enfoque em saneamento: uso do método FPEEEA e da análise multivariada	47
Apêndice 3: Relação entre custo de insumos químicos na ETA e qualidade de água bruta utilizando regressão linear múltipla e redes neurais artificiais	79

APRESENTAÇÃO

O Cerrado é a segunda maior formação vegetal brasileira, e corresponde a uma área de aproximadamente 22% do território nacional (Ribeiro e Valter, 1998) tendo na sua área core 196.776.853 ha., sendo responsável por 5% da biodiversidade mundial (Oliveira e Marquis, 2002; IBAMA, 2005), e é considerado a última fronteira agrícola do planeta (Borlaug, 2002). O termo Cerrado é comumente utilizado para designar o conjunto de ecossistemas (savanas, matas, campos e matas de galeria) que ocorrem no Brasil Central. O clima dessa região é estacional, onde um período chuvoso, entre outubro a março, é seguido por um período seco, de abril a setembro. As temperaturas são geralmente amenas ao longo do ano, entre 22°C e 27°C em média, e a precipitação média anual é de 1.500mm (Klink e Machado, 2005).

A ocupação dos Cerrados foi iniciada há séculos, principalmente para atividade de pecuária extensiva, com importância insignificante no uso dos recursos hídricos. A partir da década de 70, do século passado, iniciou-se uma ocupação intensa dos cerrados motivada em grande parte pela atuação dos órgãos de pesquisa e fomento (Miziara e Ferreira, 2008). Essa atuação foi traduzida na importação de gramíneas exóticas, facilmente adaptáveis, como a braquiária africana, a criação de variedades de soja e arroz adequadas ao cerrado, a migração do café do Paraná, inicialmente, e, depois, de São Paulo para o cerrado de Minas Gerais e da Bahia. Mais recentemente, verifica-se a ampliação importante da área de cana-de-açúcar na área do bioma cerrado.

No Brasil, a região ocupada pelo bioma Cerrado é reconhecida como o *berço das águas*, por abrigar nascentes de três importantes bacias hidrográficas da América do Sul (Araguaia/Tocantins, São Francisco e Bacia do Prata). Apesar dessa condição privilegiada, a qual lhe favorece o título de *Hotspot* de biodiversidade no mundo (Myers *et al.*, 2000), o Cerrado também está na lista dos ecossistemas ameaçados de extinção. Mapeamentos recentes (Sano *et al.*, 2008), baseados em informações extraídas de imagens de satélite (Landsat-TM), indicam uma taxa de conversão antrópica na ordem de 40% sobre a área original desse bioma (aproximadamente 2 milhões de km²), voltada para a prática da agricultura intensiva e pastagem. Soma-se a isso o fato de sua conservação ambiental não

estar prevista, até o presente momento, na Constituição Federal, diferentemente do que ocorre com o bioma Amazônico. Imagens do sensor MODIS do ano de 2002, concluiu que 55% do Cerrado já foram desmatados ou transformados pela ação humana (Machado *et al.*, 2004), o que equivale a uma área de 880.000km², ou seja quase três vezes a área desmatada na Amazônia brasileira. As taxas anuais de desmatamento também são mais elevadas no Cerrado: entre os anos de 1970 e 1975, o desmatamento médio no Cerrado foi de 40.000km² por ano – 1,8 vezes a taxa de desmatamento da Amazônia durante o período 1978–1988 (Klink e Moreira, 2002). As taxas atuais de desmatamento variam entre 22.000 e 30.000km² por ano (Machado *et al.*, 2004), também superiores às daquelas da Amazônia.

Em virtude dessa riqueza, e da alta pressão antrópica, o Cerrado vem passando por mudanças de uso e ocupação com grandes impactos sobre o ambiente. Dentre as principais ameaças à biodiversidade e aos recursos hídricos estão duas atividades econômicas: a monocultura (de grãos, como a soja, e um pouco mais recente a cana de açúcar) e a pecuária extensiva (Duarte e Theodoro, 2002). Um grande número de pesquisas está abordando os efeitos da mudança/intensificação do uso e ocupação do solo sobre o bioma Cerrado, principalmente pela atividade sucroalcooleira, com enfoque nos recursos hídricos (Abdala e Castro, 2010; Miziara e Ferreira, 2008). Entre esses impactos podem ser destacados o rebaixamento dos níveis dos rios e dos lençóis freáticos devido o uso progressivo de sistemas de irrigação, principalmente por pivô central, além de problemas de abastecimento de água e de infraestrutura sanitária em áreas de crescente urbanização, caracterizados pelo lançamento de esgotos *in natura* nos corpos hídricos superficiais, e em águas subterrâneas pela disposição de efluentes líquidos de fossas sépticas no solo. Além disso, vale ressaltar o grau de exposição que os cursos d'água estão submetidos pela perda da mata ripária em grande parte do Cerrado, o que pode incrementar o escoamento superficial, que careia poluição difusa ao curso d'água.

Além disso, no Cerrado ocorre a fragmentação de habitats, redução da biodiversidade, invasão de espécies exóticas, degradação de ecossistemas, alterações nos regimes de queimadas, desequilíbrios no ciclo do carbono e possivelmente modificações climáticas regionais. Embora o Cerrado seja um ecossistema adaptado ao fogo, as queimadas utilizadas para estimular a rebrota das pastagens e para abrir novas áreas agrícolas causam

perda de nutrientes, compactação e erosão dos solos, um problema grave que atinge enormes áreas, especialmente nas regiões montanhosas do leste goiano e oeste mineiro. A eliminação total pelo fogo pode também causar degradação da biota nativa, pois devido ao acúmulo de material combustível (biomassa vegetal seca) e a baixa umidade da época seca, uma eventual queimada nessas condições tende a gerar temperaturas extremamente altas que são prejudiciais à flora e à fauna do solo (Klink e Moreira, 2002).

Todas estas alterações têm modificado a qualidade da água dos cursos d'água e ressalva dever externalizada, pois o Cerrado desempenha um papel importante em termos de produção e distribuição de água em todo o país, devido a sua localização no Planalto Central do Brasil. Oito das doze regiões hidrográficas brasileiras recebem água deste bioma. Portanto, o conhecimento sobre os processos hidrológicos e suas interações com as atividades humanas na região é fundamental em termos de economia e ecologia (Lima e Silva, 2008).

O Estado de Goiás teve um crescimento populacional acentuado nas últimas décadas. Em 2000 a população era de 4.514.510 habitantes e em 2010 chegou a 5.664.749 habitantes (IBGE, 2011), ou seja, um aumento populacional de 25,47%. Este aumento tem elevado a necessidade pelo bem natural água, gerando conflitos sobre o uso e fornecimento de suprimentos não contaminados. As principais fontes de contaminação sanitárias nas instâncias do distrito de água vêm de efluentes domésticos, tratados ou não, depósitos de lixo e cemitérios; as principais fontes agrícolas resultam do uso freqüente e manuseio de agrotóxicos, fertilizantes e estrume, os serviços também estão envolvidos, tais como postos de gasolina, depósitos de ônibus, e indústrias.

No processo de contaminação dos recursos hídricos, a agricultura representa uma ameaça pelo uso de pesticidas e fertilizantes, que podem chegar às águas subterrâneas através da infiltração do solo, ou atingir diretamente os cursos d'água pelo escoamento superficial. No entanto, a contaminação da água em áreas urbanas tem com causa principal o esgoto doméstico. Esta é contínua e altamente poluente, e também está intimamente ligada à propagação de doenças transmitidas pela água. No Brasil, o esgoto é uma das principais causas de água poluição. Dados de um estudo recente da Organização Mundial da Saúde

mostram que, em 23 países, incluindo o Brasil, mais de 10 % da mortalidade infantil está ligada à contaminação da água (WHO, 2007).

A qualidade da água foi determinada como um dos principais critérios para o estabelecimento do uso da água, pois esses padrões buscam, acima de tudo, a segurança da população consumidora. Isto é devido ao fato de que a qualidade da água não é necessariamente um estado de pureza, mas é configurado por suas características fisiológicas, químicas e biológicas. Estudos que incluem monitoramento dos ecossistemas aquáticos são essenciais para o acúmulo de informações e conhecimentos sobre a qualidade dos corpos d'água. Compreender a importância da qualidade da água para a vida humana é fundamental e impõe a necessidade de transferir dados e informações para o público, sobre como aproveitar e conservar este recurso natural com o objetivo de obter sustentabilidade.

Segundo Prüss-Üstün *et al.* (2008), cerca de 9,1% das doenças mundiais e de 6,3 % de todas as mortes são evitáveis, melhorando a gestão dos recursos hídricos, abastecimento de água potável, saneamento e higiene. A importância global de duas dessas intervenções foi reconhecida no Objetivo de Desenvolvimento do Milênio (ODM), ou seja, reduzir pela metade a proporção de pessoas sem acesso a água potável e saneamento básico entre 1990 e 2015. Desde a publicação do ODM, as melhorias em infraestrutura foram intensificadas com investimentos em fornecimento de água potável, saneamento e higiene, contribuindo para a redução de doenças relacionadas com a água. A Organização Mundial de Saúde (OMS) e o Fundo das Nações Unidas para a Infância (UNICEF) relatam que, desde 1990, mais de 2 bilhões de pessoas passaram a ter acesso a fontes de água potável e 1,8 bilhões de pessoas ao saneamento básico (WHO, 2012), conquista essa obtida pelo esforço e compromisso de líderes governamentais, grupos públicos, do setor privado, as comunidades e indivíduos.

Os investimentos em saneamento reduzem a morbidade infantil por diarreia, desnutrição, parasitoses intestinais, doenças de pele, entre outras. Na literatura, vários estudos evidenciam a má qualidade da água como fator determinante, ou ao menos fator de risco, para a doença diarréica (Fewtrell *et al.*, 2005). Estudos mostram, também, a importância e os benefícios que as intervenções ambientais proporcionam para a minimização das

doenças diarreicas, e como os investimentos em saneamento têm consequências positivas na saúde pública (Prüss-Üstün *et al.*, 2008; Heller, 1995, 1997a,b).

Perante este panorama, o propósito do presente estudo foi avaliar a qualidade de água de superfície natural, no Estado de Goiás e verificar sua relação com o uso do solo, saúde pública e saneamento, bem como estimar os custos relacionados ao tratamento da água em função da qualidade dos mananciais. Portanto, espera-se que uma má qualidade da água dos cursos d'água superficial tenha uma forte relação com o uso do solo, e que esta deterioração dos mananciais exija maiores investimentos no tratamento da água a ser distribuída à população.

Tais questões foram traduzidas aos objetivos específicos da pesquisa: a) estabelecer a situação atual dos mananciais goianos em termos de parâmetros físico, químico e biológico; b) desenvolver um índice que represente a qualidade da água dos mananciais superficiais e que esteja relacionado com o uso do solo; c) traçar um panorama da situação do saneamento em Goiás, quantificando a qualidade ambiental dos municípios; d) estabelecer um índice de saúde ambiental com enfoque em saneamento fomentado por aspectos interdisciplinares que considere o saneamento, doenças de saúde pública e alterações antrópicas sobre o ambiente; e) estabelecer um modelo matemático entre gastos com insumos químicos de um sistema de tratamento de água e a qualidade da água bruta superficial.

Para alcançar tais objetivos, foram redigidos três artigos intitulados:

1. Índice de qualidade da água pela técnica de estatística multivariada para mensurar a deterioração temporal dos mananciais do Estado de Goiás
2. Índice de saúde ambiental com enfoque em saneamento: uso do método FPEEEA e da análise multivariada
3. Relação entre custo de insumos químicos na ETA e qualidade de água bruta utilizando regressão linear múltipla e redes neurais artificiais

O primeiro artigo propõe a criação de um índice de qualidade da água bruta (IQA_{acp} - acp: análise de componentes principais) que auxilie e subsidie o traçado de um panorama de 180 pontos amostrais de mananciais goianos entre 2005 a 2009. Para tal, faz-se uso da técnica de estatística multivariada, mais especificamente da análise fatorial e análise de componentes principais. Este índice está correlacionado com a porcentagem de remanescente vegetal dos municípios e constatou-se que há uma forte relação entre as áreas que possuem maior índice de remanescente com os municípios que possuem maior IQA_{acp} . A análise de agrupamento dos municípios, considerando a cobertura vegetal nativa remanescente, conclui que no extremo norte de Goiás se concentram os municípios com maiores reservas. Na região central, e parte da região sul do Estado se situam os municípios mais desmatados. Os piores índices IQA_{acp} para os municípios avaliados estão localizados no Centro Goiano, no Rio Meia Ponte e Ribeirão João Leite, nas imediações da cidade de Goiânia, enquanto que o melhor está localizado no Norte Goiano no município de Campos Belos, no manancial Santa Tereza. Ainda, observa-se que, para todos os anos analisados, há uma melhora na qualidade da água dos mananciais goianos no período de estiagem. Os índices médios crescem a partir de abril e reduzem a partir de outubro, justamente com o início do período de chuvas no Estado. Esta perda de qualidade da água durante as cheias está representado, principalmente, pelas variáveis cor aparente, turbidez e coliformes fecais.

O segundo artigo utiliza uma metodologia interdisciplinar FPEEEA (força motriz, pressão, estado, exposição, efeito e ação) para a composição de um índice de saúde ambiental com enfoque em saneamento que considere aspectos de saneamento, saúde pública e alterações antrópicas sobre o ambiente, para auxiliar o diagnóstico da atual situação no Estado de Goiás. Para a composição dos pesos, realiza-se o teste de sensibilidade para quatro situações: utilizando a normalização que resulte em média igual a 0 e desvio padrão igual a 1 ou que resulte em valores máximo e mínimo iguais a 1 e 0; emprego de pesos iguais sobre os indicadores ou que eles sejam estimados utilizando a análise de componentes principais. Durante os testes de sensibilidade observou-se a alteração do coeficiente de correlação quando se eliminava um dos indicadores e notou-se que o modelo que utiliza a normalização máximo-mínimo com pesos estimados pela análise estatística multivariada apresentou menor variabilidade, com maiores coeficientes. Portanto, aplicou-se este modelo aos municípios goianos e constatou-se que a mesoregião Sul apresentou valores médios do

índice superior às outras. Isso significa dizer que, de maneira geral, os municípios que estão nesta região apresentam melhores índices de IDHm, PIB per capita, uma maior taxa de pessoas economicamente ativas e uma menor desigualdade na distribuição da renda. Além disso, contam com melhores serviços de coleta de lixo, com um maior número de ligações de água e esgoto, bem como melhores índices de tratamento de esgoto. Como se espera, estes municípios possuem uma menor taxa de mortalidade infantil, bem como menores índices de internações relacionadas a doenças infecciosas e parasitárias. A Mesoregião Centro para o índice global apresentou o menor interquartil, indicando que os seus municípios se encontram em uma condição semelhante, com menor variabilidade dos indicadores analisados. Ainda foi possível constatar que um dos municípios mais preocupante é o de Águas Lindas de Goiás, que é o 6º município mais populoso do Estado, que possui índice global de 25,71, em uma escala de 0 a 100, e se encontra na 212ª posição no ranking.

O objetivo do terceiro artigo é estabelecer uma relação matemática entre o custo de insumos químicos de estações de tratamento de água de ciclo completo com a qualidade da água bruta. Este custo deve fornecer um limite inferior sobre os benefícios por resguardar e proteger os mananciais. As variáveis utilizadas foram turbidez, cor aparente, coliformes fecais, volume de água tratada e índice de qualidade da água (IQA_{acp}), que estão relacionadas ao consumo de insumos químicos durante o tratamento de água em estações de ciclo completo. Para estabelecer os pesos de cada variável independente utilizou-se: a) o método de regressão linear múltiplas com inferência aos mínimos quadrados ordinários e, b) as redes neurais artificiais (RNA) em múltiplas camadas, utilizando treinamento *Leverberg-Marquardt* e *Backpropagation*, bem como algoritmo de poda do tipo *Optimal Brain Damage* e algoritmo de *bagging*. Para os modelos empregados, um incremento de 10% sobre o valor do parâmetro cor, implicou, de modo geral, um aumento em torno de 5% sobre o custo. A turbidez impacta cerca de 7% sobre o custo, o IQA_{acp} , cerca de 3% e a presença de coliformes Fecais acima de 1.000 NMP/100mL incrementa aproximadamente 13% sobre o custo. O modelo que apresentou melhor coeficiente de correlação ($CR:0,94$) entre os custos observados e os estimados, bem como menor erro quadrático ($EQ:2,72$) foi o RNA com treinamento de *Levenberg-Marquadt* empregando técnicas de poda e *bagging*,

enquanto que o modelo linear múltiplo apresentou os piores valores (CR:0,76; EQ:10,27). Este RNA também apresentou maior robustez dentre as 5 amostras de dados simuladas.

CONSIDERAÇÕES FINAIS E RECOMENDAÇÕES

Com base nos resultados obtidos na pesquisa como essencialmente expostos nos três artigos que constituem a presente tese pode-se concluir que a qualidade da água bruta dos mananciais está intrinsecamente relacionada com aspectos social, ambiental e econômico.

Econômico, pois a degradação da qualidade da água bruta dos mananciais superficiais incrementa os custos de insumos químicos nas estações de tratamento de água. Portanto, uma água de má qualidade necessitará de tratamentos mais avançados para torná-la potável, com custos mais elevados, apresentando maiores riscos. Além disso, há uma grande parcela da população que possui contato direto com a água destes rios, seja para desedentação, lavagem de roupas e utensílios, lazer ou fonte de renda. Sendo assim, há um aumento exponencial do risco de contaminação, que pode culminar em doenças, inclusive com mortes. Outras abordagens devem ser notadas, como o custo econômico da deterioração de um manancial, observando os aspectos paisagísticos e da fauna.

Ambiental porque as áreas que possuem maior remanescente vegetal apresentam melhores índices de qualidade da água bruta, corroborando a hipótese de que um manancial superficial protegido apresenta uma água melhor. Outras sugestões de pesquisa poderão ser avaliadas, como a implementação de educação ambiental, principalmente dos ribeirinhos como ferramenta de sensibilização e preservação da mata ciliar. Intervenção esta que poderia ser fomentada pela sociedade, através das companhias e empresas de saneamento, pela redução no custo de tratamento de água ressaltado no terceiro artigo desta tese. Portanto, a economia com insumos químicos poderia ser revertida em programas de conservação e recuperação de mananciais, envolvendo a comunidade, principalmente a residente próximo aos cursos d'água.

Social, pois uma água poluída traz consequências nefastas sobre a saúde pública, que por sua vez, causa impactos econômicos e financeiros à sociedade, pelo custeio dos tratamentos

ambulatoriais. Outro impacto social é sobre a oneração do custo de tratamento da água que será repassada aos consumidores, causando maior impacto sobre o salário, principalmente das classes mais abastadas.

Além disso, sugere-se ainda a abertura de outras linhas de pesquisa como aquelas vinculadas à economia ambiental, mensurando financeiramente os impactos antropogênicos sobre os mananciais, relacionado à preservação e recuperação da vegetação ciliar. Outro ponto a avaliar é a saúde e educação ambiental, no que se refere ao monitoramento da saúde e o comportamento dos ribeirinhos, bem como sua relação com o rio, como fonte de sustento.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABDALA, K; CASTRO, SS. Dinâmica de uso do solo da expansão sucroalcooleira na Microrregião Meia Ponte, estado de Goiás, Brasil. *VI Seminário Latino-Americano de Geografia Física II Seminário Ibero-Americano de Geografia Física Universidade de Coimbra*, Maio de 2010.
- BORLAUG, NE. Feeding a world of 10 billion people: the miracle ahead. In: R. Bailey (ed.). *Global warming and other eco-myths*, 29-60. Competitive Enterprise Institute, Roseville, EUA, 2002.
- DUARTE, LMG.; THEODORO, S.H (orgs.). *Dilemas do Cerrado*. Rio de Janeiro: Garamound, 2002.
- FEWTRELL, L. *et al.* Water, sanitation, and hygiene interventions to reduce diarrhea in less developed countries: a systematic review and meta-analysis. *Lancet Infection Disease*, v.5, 2005.
- HELLER, L. *Associação entre cenários de saneamento e diarreia em Betim - MG: o emprego do delineamento caso-controle na definição de propriedades de intervenção*. 1995. 294 p. Tese (Doutorado em Epidemiologia) - Escola de Veterinária da Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 1995.
- HELLER, L. Pesquisa em saúde e saneamento no DESA/UFGM: base conceitual e projetos desenvolvidos. In: *SEMINÁRIO SANEAMENTO E SAÚDE NOS PAÍSES EM DESENVOLVIMENTO*, Belo Horizonte. Rio de Janeiro: CC&P. p. 259-80, 1997a.
- HELLER, L. *Saneamento e saúde*. Brasília: Organização Pan Americana de Saúde/Organização Mundial da Saúde, 1997b.

- IBGE Coordenação de Geografia. Atlas de saneamento 2011 [Online] // Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. - IBGE, 2011. - Acessado em 10 de maio de 2012. - <http://www.ibge.gov.br/>, 2011.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS IBAMA, 2005. Disponível: <http://www.ibama.gov.br>. Acesso em 01/2014.
- KLINK, CA; MOREIRA, AG. Past and current human occupation and land-use. In: P.S. Oliveira & R.J. Marquis (eds.). *The Cerrado of Brazil*. Ecology and natural history of aneotropical savanna. pp. 69-88. Columbia University Press, New York, 2002.
- KLINK, CA; MACHADO, RM. A conservação do Cerrado brasileiro. *Megadiversidade*, 1:1, 2005.
- LIMA, JEFW; SILVA, EM. Recursos hídricos do Bioma Cerrado. In SANO, SM., ALMEIDA, SP. and RIBEIRO, JF., orgs. *Cerrado: Ecologia e Flora*. Brasília: Embrapa Cerrados. p. 90-106, 2008.
- MACHADO, RB; RAMOS NETO, MB; PEREIRA, P; CALDAS, E; GONÇALVES, D; SANTOS, N; TABOR, K; STEININGER, M. *Estimativas de perda da área do Cerrado brasileiro*. Conservation International do Brasil, Brasília, 2004.
- MIZIARA, F; FERREIRA, NC. Expansão da fronteira agrícola e evolução da ocupação e uso do espaço no Estado de Goiás: subsídios à política ambiental. In: Ferreira JÚNIOR, L. G. (Org.). *A encruzilhada socioambiental e biodiversidade, economia e sustentabilidade no cerrado*. Goiânia: UFG, 107-125, 2008.
- MYERS, N; MITTERMEIER, RA; MITTERMEIER, CG; DA FONSECA, GAB; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 491, 333, 2000.
- OLIVEIRA, PS; MARQUIS, RJ. The Cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical savanna. New York: *Columbia University Press*, 351-367, 2002.
- PRÜSS-ÜSTÜN, A; ROBERT BOS, F; BARTRAM, J. *Safe Water, Better Health*. World Health Organization, 2008.
- RIBEIRO, JF; VALTER, BM. Fitofisionomia do Bioma Cerrado. In: SANO, SM & ALMEIDA, S. *Cerrado: ambiente e flora*, 89-152, 1998.
- SANO, EE; ROSA, R; BRITO J.; FERREIRA JÚNIOR, LG. Mapeamento semidetalhado (escala de 1:250.000) da cobertura vegetal antrópica do bioma Cerrado. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 43, n. 1, p. 153-156, 2008a.
- WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). *New country-by-country data show in detail the impact of environmental factors on health*. 2007. Acessado em: <<http://www.who.int/mediacentre/news/releases/2007/pr30/en/index.html>> jan 2014.
- WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). *Trends in Maternal Mortality: 1990 to 2008*. Estimates developed by WHO, UNICEF, UNFPA and the World Bank, Geneva. 2012.



**Apêndice 1: Índice de Qualidade da Água pela técnica de estatística multivariada para
estimar a deterioração temporal dos mananciais do Estado de Goiás.**

Índice de Qualidade da Água pela técnica de estatística multivariada para estimar a deterioração temporal dos mananciais do Estado de Goiás

Saulo Bruno Silveira e Souza
Escola de Engenharia Civil/UFG
saulobruno@hotmail.com

Nilson Clementino Ferreira
Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais – CIAMB, em Engenharia do Meio
Ambiente - PPGEMA e em Geografia - IESA/UFG
nclferreira@gmail.com

Klebber Teodomiro Martins Formiga
Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais – CIAMB e em Engenharia do Meio
Ambiente - PPGEMA/UFG
klebber.formiga@gmail.com

RESUMO

Este trabalho busca agregar algumas variáveis que caracterizam a água dos mananciais goianos em um índice de qualidade da água (IQA_{acp}), observando os eventos de precipitação, além do uso do solo das bacias. O índice varia entre -1, pior, e 1, melhor qualidade da água. A água foi caracterizada em 180 pontos amostrais de mananciais goianos, analisados mensalmente entre 2005 e 2009, conforme AWWA/ANHA/WEF (1999). Para a elaboração do IQA_{acp} utilizou-se estatística de análise multifatorial e o método dos mínimos quadrados ponderados. O primeiro fator da análise de componentes principais explicou 42,68% da variância, e as variáveis cor aparente e coliformes totais apresentaram maiores escores na formação do IQA_{acp} . Pela análise, nota-se que há uma forte correlação entre as áreas que possuem maior índice de remanescente com os municípios que possuem maior IQA_{acp} . A análise de agrupamento dos municípios, considerando a cobertura vegetal nativa remanescente, mostra que no extremo norte de Goiás se concentram os municípios com maiores reservas. Na região central, e parte da região sul do Estado se situam os municípios mais desmatados. Finalmente, nas regiões noroeste, parte da região central e sul do Estado de Goiás, se concentram aqueles que

apresentam desigualdade em relação à quantidade de cobertura vegetal nativa. Os piores índices IQA_{acp} para os municípios avaliados, -1,00 e -0,96, estão localizados no Centro Goiano, no Ribeirão Meia Ponte e João Leite, respectivamente, nas imediações da cidade de Goiânia, enquanto que o melhor está localizado no Norte Goiano, 0,68, no município de Campos Belos, no manancial Santa Tereza. Ainda, observa-se que, para todos os anos analisados, há uma melhora na qualidade da água dos mananciais goianos no período de estiagem. Os índices médios melhoram a partir de abril e pioram a partir de outubro, justamente o início do período de chuvas no Estado de Goiás. Esta perda de qualidade da água durante as cheias está representado, principalmente, pelas variáveis cor, coliformes totais e turbidez, que possuem escores 0,200, 0,187 e 1,179, respectivamente. Tanto a mesorregião Noroeste, Sul e Leste, apresentam índices médios moderados, com alguns cursos d'água apresentando bons resultados de IQA_{acp} . Isto porque, estas regiões apresentam municípios desiguais em relação à porcentagem de cobertura vegetal nativa, ou seja, há municípios com intenso uso do solo, seja na agricultura, pecuária ou aglomerações urbanas, mas há também regiões que ainda possuem boa área de remanescente vegetal. Dos dez piores IQA_{acp} , 5 estão no Centro Goiano, 4 no Sul e 1 no Noroeste. Já dos dez melhores valores, 6 estão no Norte, 3 no Sul e 1 no Centro Goiano. Portanto, nota-se que há influência do uso e ocupação do solo sob a qualidade da água.

Palavras-chave: uso do solo, qualidade da água, IQA, vegetação, turbidez.

ABSTRACT

This study aims to add some variables that characterize the water from the watercourses of Goiás in a water quality index (WQI_{acp}), observing the precipitation events and land use watersheds. The water samples were characterized in 180 local rivers and they were monthly analyzed between 2005 and 2009, according to AWWA/ANHA/WEF (1999). To elaborate the WQI_{acp} , a multifactorial analysis statistics and the weighted least squares method were used. The first factor explained 42.68% of variance, and apparent color and total coliform variables showed higher scores in the formation of the WQI_{acp} . According to

the analysis, it's observed that there is a strong correlation between areas that have higher rates of remaining with the municipalities that have a higher WQI_{acp} . Cluster analysis of the municipalities, considering the remaining native vegetation, shows that in the extreme north of Goiás are the cities with the largest reserves. In central and southern part of the state are the most deforested municipalities. Finally, in the northwestern, part of central and southern of Goiás State, are those cities that present inequality related to the amount of native vegetation. The worst WQI_{acp} indexes for municipalities evaluated, -1.00 and -0.96, are located in the center of Goiás, in Meia Ponte River and João Leite River, respectively, near the city of Goiânia, while the best index is located in northern of Goiás, 0.68, in Campos Belos in Santa Tereza River. It is still observed that for all the years analyzed, there is an improvement in water quality in the dry season. The average rates grow from April on and get lower from October on, in the beginning of the rainy season. This loss of water quality during flooding is represented mainly by varying color, total coliforms and turbidity, which have scores 0.200, 0.187 and 1.179, respectively. Northwest, South and East, have moderate average rates, with some streams showing good results of WQI_{acp} . This is because these regions have unequal cities in percentage of native vegetation cover, ie, there are municipalities with intense land use, for agriculture, livestock or urban areas, but there are also regions that still have good area of remnant vegetation. Concerning the ten worst WQI_{acp} , five are in the Central of Goiás, four in the South and one in the Northwest. Concerning values of the top ten ones, six are in the North, three in the South and one in the Center. Therefore, it is known that there is a great influence of the use and occupation of land on the water quality.

Keywords: land use, water quality, IQA, vegetation, turbidity.

INTRODUÇÃO

Um problema a ser resolvido nas bacias hidrográficas do Centro-Oeste brasileiro é a degradação da qualidade da água de seus cursos d'água. Cada variável mensurada nestes mananciais é afetada por fatores geomórficos, climáticos, hidrológicos e biológicos, sendo o

tipo de uso e o manejo do solo determinantes para a qualidade da água em bacias hidrográficas. A forma adequada para compreender este efeito é desenvolvendo um método prático para caracterizar os problemas no corpo de água.

O Centro-Oeste apresenta uma considerável relevância no panorama hidrológico nacional. Nesta região estão situados os principais centros dispersores de água do território brasileiro, com a presença de 4 das 8 grandes bacias hidrográficas brasileiras: Amazonas, Tocantins, Paraná e São Francisco (ANA, 2007).

A ocupação progressiva do Cerrado nas últimas décadas, por meio da diversificação das atividades socioeconômicas tem causado diversos impactos sobre os recursos hídricos da região, tanto em seus aspectos quantitativos, como qualitativos (Santos *et al.*, 2009; Rabelo *et al.*, 2009; Lima e Silva, 2002, 2008). Um grande número de pesquisas está abordando os efeitos da mudança/intensificação do uso e ocupação do solo sobre o bioma Cerrado, principalmente pela atividade sucroalcooleira (Abdala e Castro, 2010; Castro *et al.*, 2010; Miziara e Ferreira, 2008). Entre esses impactos podem ser destacados o rebaixamento dos níveis dos rios e dos lençóis freáticos devido o uso progressivo de sistemas de irrigação, principalmente por pivô central, além de problemas de abastecimento de água e de infraestrutura sanitária em áreas de crescente urbanização, caracterizados pelo lançamento de esgotos *in natura* nos corpos hídricos superficiais, e em águas subterrâneas pela disposição de efluentes líquidos de fossas sépticas no solo. Além disso, vale ressaltar o grau de exposição que os cursos d'água estão submetidos pela perda da mata ripária em grande parte do Cerrado, o que pode incrementar o escoamento superficial, que careia poluição difusa ao curso d'água.

Para grande parte dos pesquisadores citados acima, a adequada gestão dos solos e dos recursos hídricos do Cerrado e a preservação de suas nascentes são fatores fundamentais para os processos de produção e distribuição de água no Brasil. Para Lima e Silva (2002, 2008), como o Cerrado está localizado em uma região central e planalto do continente, ele tem efeito de dispersor de água, distribuindo-a por grande parte do País e pela América do Sul. Das 12 grandes regiões hidrográficas brasileiras, oito recebem contribuição hídrica do Cerrado. A bacia do rio São Francisco, por exemplo, deve 94% da vazão em sua foz ao

bioma. As águas provenientes do Cerrado também são responsáveis pelo abastecimento de cidades e pela irrigação de terras agrícolas, isso sem falar no que representam para o turismo e lazer, como é o caso do rio Araguaia - um dos principais cursos d'água do Cerrado brasileiro e que possui destinação turística nos quatro Estados por ele banhados: Goiás, Mato Grosso, Tocantins e Pará.

Um dos fatores que impacta na qualidade dos recursos hídricos é a forma como o homem se apropria e usa o solo. Frequentemente, a perda de qualidade da água se deve à falta de planejamento e gestão das bacias hidrográficas. Tal realidade se materializa no uso indiscriminado dos recursos hídricos, no desmatamento de nascentes e na poluição dos rios e lagos. Inúmeros pesquisadores têm monitorado a perda de qualidade da água em função da ocupação desenfreada e desordenada da bacia (Hunter e Walton, 2008, 2009; Bonnet *et al.*, 2008; Gergel, 2002; Houlahan e Findlay, 2004; Toledo e Nicolella, 2002; Boyer *et al.*, 2002; Fernandes *et al.*, 2011; Rhodes, Newton e Annpufall, 2011).

Rabelo *et al.* (2009) monitoraram a qualidade da água em duas bacias do bioma Cerrado, constatando o impacto do uso da terra intenso sobre a qualidade da água. Estes pesquisadores ressaltam a necessidade da preservação da vegetação nativa (principalmente ao longo dos rios e das nascentes). Postulam, ainda, a mitigação de atividades poluentes próximas aos mananciais (tal como a reciclagem e/ou o tratamento de efluentes, antes de seu descarte final na natureza).

Logo, é necessário, para se alcançar bons índices de qualidade de vida e de desenvolvimento econômico, a preconização e execução de um plano de ocupação da bacia hidrográfica de maneira clara, objetiva e eficaz. Assim, poder-se-á ter um menor impacto do uso e ocupação da bacia, resguardando a vegetação ciliar, sem descuidar da devida proteção ao meio ambiente, e desta forma poder alcançar um desenvolvimento mais sustentado e equilibrado para a sociedade.

Sendo assim, as alterações presentes nos recursos hídricos que banham o Cerrado necessitam ser monitoradas e processadas de forma ágil e clara, para que dados analíticos possam ser interpretados e decisões tomadas para evitar a degradação destas bacias. Um

dos mecanismos para almejar este objetivo é a criação de um índice de qualidade da água, IQA, que é um instrumento matemático utilizado para transformar um grande número de dados em um único valor que represente o nível da qualidade da água.

Horton (1965) sugeriu que as variáveis que tentam avaliar a qualidade da água poderiam ser integradas em um índice global. Ao longo dos anos, muitos índices foram calculados, cada um por sua própria finalidade (Liebman, 1969; O'Connor, 1972; Harkins, 1974; Inhaber, 1975; Shaefer e Janardan, 1977; e Petersen, 1997).

O índice geral foi criado inicialmente por pesquisadores liderados por Brown em 1970 e depois desenvolvido pela National Sanitation Foundation Institution e usado em diversos países, inclusive Brasil e EUA (Oliveira, 1993; Orea, 1998). Outros índices foram desenvolvidos baseados em características físico-químicas da água, como o de Liebmann (1969) e Harkins (1974); além de índices baseados em características biológicas, associados ao estado trófico dos rios (Lermontov *et al.*, 2009; Molozzi *et al.*, 2012). Uma discussão mais detalhada sobre a evolução dos índices de qualidade da água pode ser obtida em Ott (1978).

Naturalmente, muitos destes índices contemplam certo grau de subjetividade, pois dependem da escolha das variáveis que constituirão os indicadores principais. Índices baseados em técnicas estatísticas favorecem a determinação dos indicadores mais característicos do curso d'água em estudo (Haase *et al.*, 1989). As técnicas de estatística multivariada têm sido amplamente usadas como método imparcial para avaliação da qualidade da água, evidenciando variações temporais e espaciais causadas por fatores naturais e antrópicos ligados à sazonalidade (Liu *et al.*, 2003; Reghunath *et al.*, 2002; Simeonov *et al.*, 2003; Singh *et al.*, 2004).

Um dos métodos usados na formulação de índices de qualidade de água baseia-se na técnica multivariada de análise dos componentes principais (Shoji *et al.*, 1966; Lohani e Mustapha, 1982; Haase e Possoli, 1993), escolhido neste trabalho pela possibilidade de interpretação dos dados. De modo geral, tal técnica representa uma forma exploratória de conhecer a variabilidade dos dados a partir de uma dimensão reduzida do espaço original

das variáveis, permitindo que as mais representativas do corpo hídrico sejam selecionadas, favorecendo a definição de indicadores mais sensíveis, tanto para avaliação das mudanças ocorridas nos recursos hídricos como para adoção de um programa de monitoramento.

A principal hipótese é que as regiões no Estado de Goiás, onde há intensa ocupação do uso do solo, com bacias hidrográficas contendo pouca vegetação nativa, apresentem mananciais com pior qualidade de água, e que há variação sazonal, com índices extremos durante períodos de chuva.

Assim, este artigo busca estabelecer um índice de qualidade de água resultante da composição das diversas variáveis, de acordo com a importância individual delas, utilizando a técnica de estatística multivariada, de maneira a expressar, de uma forma objetiva e integrada, as alterações da qualidade da água em microbacias sob diferentes usos nos municípios do Estado de Goiás, ao longo de 2005 a 2009.

ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo é o Estado de Goiás, o qual se localiza na região centro-oeste do Brasil, entre as longitudes 53° 14' 52" W.Gr. e 45° 54' 23" W.Gr. e entre as latitudes 12° 23' 44" Sul e 19° 28' 58" Sul. Goiás está dividido em 246 municípios, agrupados em cinco grandes mesorregiões, conforme classificação do IBGE, definida pela Resolução PR nº 11 de 05 de junho de 1990 (Figura 1). Toda essa região está inserida em três grandes bacias hidrográficas, tais quais do Tocantins-Araguaia, do Paraná e do São Francisco (ANA, 2007).

O Estado de Goiás se destaca no Brasil, pelo seu importante incremento demográfico nas últimas décadas. Em 2000 a população era de 4.514.510 habitantes e em 2010 chegou a 5.664.749 habitantes (IBGE, 2011), ou seja, um aumento populacional de 25,47%. A população goiana está concentrada principalmente na mesorregião Centro Goiana, onde residem 51% dos habitantes. Essa concentração é explicada principalmente pela localização da capital do Estado que forma com mais dezenove municípios a Região Metropolitana de Goiânia.

No Sul Goiano, residem 21,28% da população, nessa mesorregião se destacam os municípios de Rio Verde, Jataí, Mineiros, Chapadão do Céu e Catalão. A concentração populacional ali registrada foi induzida principalmente pelo significativo desenvolvimento do agronegócio.

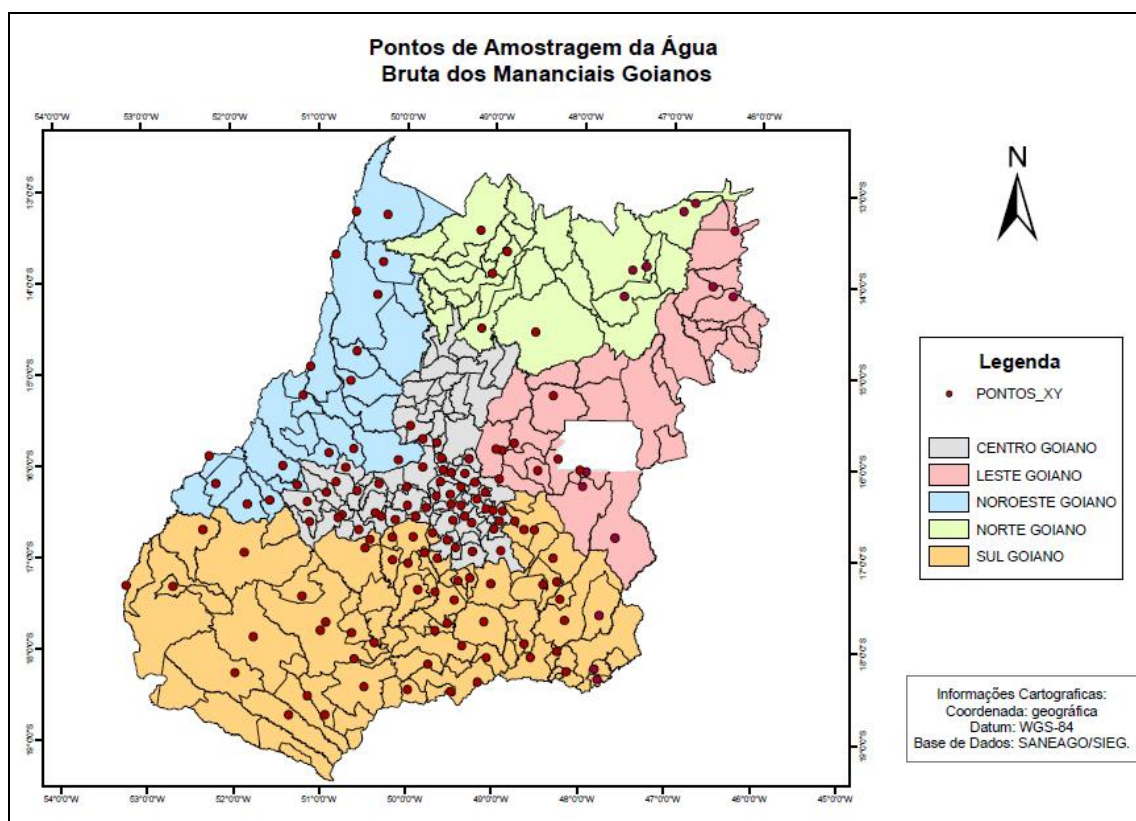


Figura 1: Estado de Goiás, cinco mesorregiões, seus 246 municípios e indicação dos pontos amostrais. Fonte: Autor.

A mesorregião denominada Leste Goiano concentra 18,92% da população, devido à proximidade da Capital Federal. Os municípios mais populosos são os localizados no entorno de Brasília, tais como Cristalina, Luziânia, Planaltina, Formosa, Águas Lindas de Goiás e Santo Antônio do Descoberto. É importante mencionar que tais municípios tiveram um importante incremento populacional nas últimas décadas, que resultaram em vários problemas sociais, falta de saneamento básico e deficiente infraestrutura de saúde, educação, segurança e transporte.

As mesorregiões Norte Goiano e Noroeste Goiano são as menos populosas do Estado. Nelas se concentra, respectivamente, 4,91% e 3,78% da população estadual. No Norte se destacam os municípios de Niquelândia, Minaçu, Uruaçu e Porangatú onde ocorrem atividades de mineração. No Noroeste vigoram as iniciativas relacionadas com a pecuária, propiciadas pelas extensas áreas de pastagens. Despontam, de forma gradual, as atividades relacionadas com o turismo e a pesca, devido à proximidade do rio Araguaia. Os municípios de destaque nesta mesorregião são Goiás (antiga capital do Estado), São Miguel do Araguaia e Aruanã.

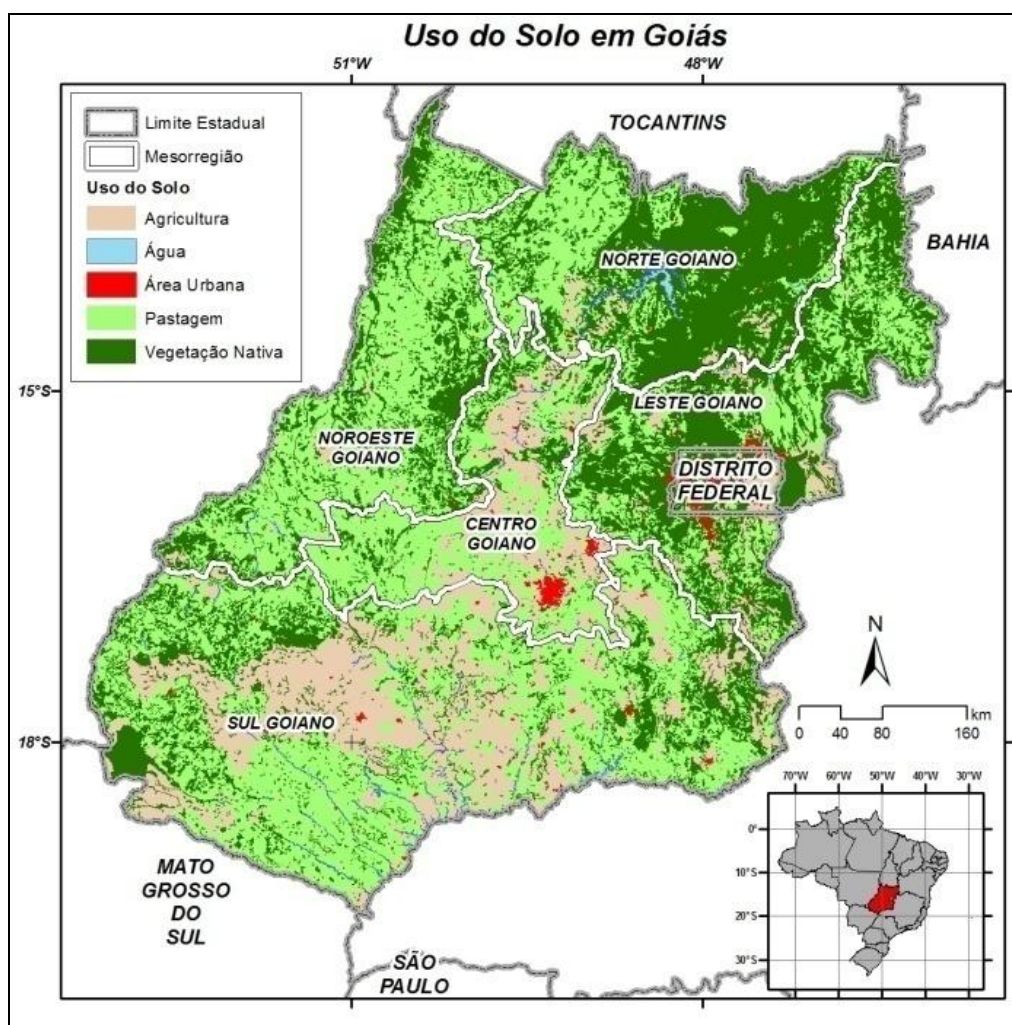


Figura 2: Uso do solo no Estado de Goiás. Fonte: Autor.

A intensa ocupação do Estado de Goiás resultou na remoção da cobertura vegetal autóctone de extensas áreas para a formação de pastagens e áreas agrícolas. De acordo com

mapeamento do uso do solo realizado a partir de imagens Landsat7 ETM+ obtidas em 2002, as áreas agrícolas ocupavam 18,09% do território goiano, enquanto que as pastagens ocupavam 44,98% de Goiás. As manchas urbanas e os corpos d'água ocupavam pouco mais de 1,27% do Estado, restando, portanto 35,65% da superfície do Estado de Goiás que estaria coberto pela cobertura vegetal nativa. Na Figura 2, é possível observar o uso do solo em cada mesorregião do Estado de Goiás. Na mesorregião Sul Goiano se destacam as extensas áreas agrícolas e as áreas de pastagens, com pouca ocorrência de áreas cobertas com vegetação nativa. No Centro Goiano, é possível observar grandes áreas urbanizadas, áreas agrícolas e pastagens, com pouca presença de vegetação nativa.

No Leste Goiano é possível observar as áreas urbanizadas no entorno do Distrito Federal, poucas áreas agrícolas, e de pastagens e as cobertas de vegetação nativa. No Norte Goiano, as áreas ocupadas por vegetação nativa se destacam, mas é possível observar também extensas zonas de pastagens. Finalmente, no Noroeste Goiano, as zonas de pastagens se destacam, com pouca ocorrência de áreas agrícolas e vegetação nativa bastante fragmentada.

MATERIAIS E MÉTODOS

Este trabalho foi elaborado a partir da organização de uma extensa base de dados compilados da Empresa de Saneamento de Goiás S. A. (SANEAGO), acerca de variáveis que procuram avaliar a qualidade da água captada em cento e oitenta pontos amostrais de municípios goianos entre os anos de 2005 e 2009.

Para a avaliação dos resultados de qualidade da água, selecionaram-se inicialmente as variáveis temperatura da água, cor aparente, turbidez, alcalinidade, dureza, ferro total, cloreto, coliformes totais e fecais, contagem bacteriana, oxigênio consumido e pH. Estes elementos tiveram amostras coletadas mensalmente durante os anos de 2005 a 2009, mensurados e aferidos conforme recomendações no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (AWWA/ANHA/WEF, 1999). Tais variáveis foram selecionadas por terem sido monitoradas em todos os 180 pontos amostrais, ao longo dos cinco anos. Influenciou, ainda, o fato de serem relevantes como paradigmas da qualidade da água e

serem sensíveis às alterações e modificações das bacias hidrográficas (Rabelo *et al.*, 2009; Hunter e Walton, 2009; Lima *et al.*, 2000).

Antes da utilização da técnica de análise multifatorial, os dados experimentais foram padronizados a fim de evitar erros de classificação, devido à ampla diferença de dimensionalidade dos dados (Liu *et al.*, 2003).

Em sequência realizou-se a análise de cluster, pela distância euclidiana, que é um reconhecimento de padrões que revela a estrutura intrínseca ou comportamento subjacente de um conjunto de dados sem fazer uma priori suposição sobre os dados, a fim de classificar os objetos do sistema em categorias ou grupos com base em sua proximidade ou semelhança. Utilizou-se a distância euclidiana que normalmente dá a similaridade entre duas amostras, baseada na distância que representa a diferença entre os valores analíticos das amostras (Singh *et al.*, 2004).

Para a formulação do índice de qualidade de água, utilizou-se a estatística de análise fatorial. Na aplicação desta técnica, a primeira etapa foi transformar os dados originais em uma matriz de correlação para as variáveis monitoradas. Após a definição desta matriz, realizou-se uma inspeção nas variáveis com o objetivo de identificar as que mais se destacam, visto que a finalidade da análise dos componentes principais (ACP) é obter escores que ajudem a explicar essas correlações (Singh *et al.*, 2004; Andrade *et al.*, 2003, 2005; Liu *et al.*, 2003). Singh *et al.* (2004) consideram que coeficiente de correlação superior a 0,5 expressa uma forte relação. Já Liu *et al.* (2003) classificou os fatores como forte, moderado e fraco, correspondendo à carga absoluta dos fatores $>0,75$, $0,75 \leq 0,50$ e $0,50 \leq 0,30$, respectivamente.

A consistência geral dos dados para o emprego da análise fatorial foi aferida pelo método Kayser-Meyer-Olkin (KMO). Conforme Pereira (2001), valores menores que 0,5 indicam inadequação ao método. Também foi realizado o teste de esfericidade de Bartlett, que é baseado na distribuição estatística de χ^2 e testa a hipótese (nula H_0) de que a matriz de correlação é uma matriz identidade, isto é, que não há correlação entre as variáveis. Valores de significância maiores que 0,100, indicam que os dados não são adequados para o

tratamento com o método em questão, que a hipótese nula não pode ser rejeitada (SPSS,1999; Hair, 2005).

A primeira componente da matriz de carga fatorial representa a parte comum mais abrangente das variáveis observadas, podendo ser associado ou nomeado como índice de qualidade de água (IQA_{acp}), enquanto que os fatores subsequentes tendem a ser bipolares, com aproximadamente metade das cargas positivas e metade negativas, sendo de difícil interpretação (Kumar *et al.*, 2011). Adotou-se o procedimento não rotado, já que outros procedimentos de rotação dos eixos (três ortogonais: varimax, equimax e quartimax e um não ortogonal: oblíquo) produziram resultados menos favoráveis ao primeiro fator. Assim, utilizando a primeira componente da matriz, aplicou-se o método dos mínimos quadrados ponderados para a estimação dos escores, para a elaboração do IQA_{acp} (MINGOTI, 2005). O IQA_{acp} calculado por este método possui média zero, variância unitária, estando compreendido entre -1 e 1, onde os valores negativos representam pior qualidade da água.

$$IQA_{acp} = (\tilde{L}' \tilde{\Psi}^{-1} \tilde{L})^{-1} \tilde{L}' \tilde{\Psi}^{-1} Z_K$$

Onde: Z, vetor das variáveis normalizadas, L, matriz de carga fatorial, Ψ , matriz de covariância.

Para verificar a robustez do índice IQA_{acp} , no qual se empregou todas as variáveis no seu equacionamento, aplicou-se a rotina descrita anteriormente, criando novos índices de qualidade da água a partir de $n-1$ variáveis, confrontando os valores obtidos entre o IQA_{acp} e $IQA_{acp}(n-1)$ variáveis, obtendo o coeficiente de Pearson e realizando o teste t para amostras dependentes.

Para confrontar os índices de qualidade da água com os remanescentes de vegetação nativa disponível nos municípios goianos, utilizou-se o mapeamento do uso e ocupação do solo do estado de Goiás, na escala 1:250.000. Esta base cartográfica foi elaborada, no âmbito do projeto "Identificação de Áreas Prioritárias para Conservação da Biodiversidade no Estado de Goiás". Utilizou, ainda, a interpretação de imagens LANDSAT 7 ETM+ de 2001/2002, compilação de informações do projeto Radambrasil e reconhecimento de campo (Sano *et*

al., 2008). De posse dos dados de remanescente vegetal, deu-se início à elaboração de análises espaciais de agrupamento, utilizando o índice de Getis-Ord. Por ela se avalia uma variável quantitativa em uma área, considerando o contexto das áreas vizinhas.

$$G_i^* = \frac{\sum_{j=1}^n w_{ij} x_j - \bar{X} \sum_{j=1}^n w_{ij}}{\sqrt{\left(n \sum_{j=1}^n w_{ij}^2 - \left(\sum_{j=1}^n w_{ij} \right)^2 \right) / (n-1)}} \quad S = \sqrt{\frac{\sum_{j=1}^n x_j^2}{n} - (\bar{X})^2} \quad \bar{X} = \frac{\sum_{j=1}^n x_j}{n}$$

onde, x_j é o valor da variável quantitativa do município j , $w_{i,j}$ é o peso espacial entre os municípios i e j , n é o número total de municípios, e:

Os dados de precipitação foram obtidos junto a Agência Nacional de Águas, Hidroweb, para todos os municípios estudados.

RESULTADOS E DISCUSSÕES

Embora tenham sido analisadas 13 variáveis, o modelo da análise fatorial/análise de componentes principais (AF/ACP) mostrou-se adequado para uma matriz de correlação composta por 9 delas, uma vez que as 4 restantes não se mostraram significativas na explicação da variância total.

A Tabela 1 apresenta a média, desvio padrão, valores mínimos e máximos relativo às 9 variáveis analisadas nas 180 estações amostrais, que englobam grande parte das bacias goianas. As variáveis biológicas apresentaram maior variabilidade. Já a cor aparente, alcalinidade, dureza e turbidez apresentaram variabilidade alta, entretanto menor que as biológicas. Estas apresentam altos valores de desvio padrão, com grande variação nos valores observados, demonstrando que os cursos d'água de Goiás apresentam diferentes características de qualidade da água. Naturalmente, que esta variabilidade é esperada, visto que, as bacias hidrográficas possuem diferentes graus de intervenção antrópica em seu meio. Já o pH e o oxigênio consumido apresentaram menor variabilidade.

Tabela 1: Média, desvio padrão, valores mínimos e máximos das 9 variáveis mensuradas nos 180 pontos amostrais entre os anos de 2005 a 2009 (n amostral de 8.400). Fonte: Autor.

Parâmetros	Cor aparente (uC)	Alcalinidade HCO ₃ (mg/L)	Dureza (mg/L)	Contagem bacteriana (colônias)	pH	Oxigênio consumido (mg/L)	Coliforme total (NMP/100mL)	Turbidez (uT)	Coliforme fecal (NMP/100mL)
Média	88,55	38,82	37,58	3,75E+03	7,19	2,59	1,09E+04	38,04	3,04E+03
Desvio Padrão	64,93	26,18	22,65	9,86E+03	0,46	1,20	1,62E+04	36,28	3,76E+03
Mínimo	2,67	4,55	2,56	2,98E+00	5,88	0,43	5,66E+01	0,61	8,62E+00
Máximo	347,50	231,06	200,40	8,13E+04	9,97	5,76	1,44E+05	249,02	3,65E+04

A matriz de correlação composta pelas variáveis empregadas neste trabalho pode ser observada na Tabela 2, apresentando a dependência entre as variáveis. Nota-se que todas as variáveis estudadas possuem correlação superior a 0,5 com pelo menos outra variável. Pode-se, também, observar, como esperado, uma forte correlação, entre coliformes totais e a contagem de colônias de bactérias, 0,62, e com os coliformes fecais, 0,70. A maior correlação, 0,90, foi observada para alcalinidade e dureza.

Ainda, conforme Tabela 2, as variáveis apresentaram coeficientes de correlação razoavelmente homogêneos em relação às demais, não sendo possível identificar uma variável que se destaque e que apresente um maior número de correlação com as demais. Sendo assim, as variáveis terão semelhante importância na composição dos fatores comuns. Ainda, todas as correlações são positivas, constata-se esta que irá servir de referência quando da análise dos coeficientes do IQA_{acp}.

Tabela 2: Matriz de correlação das variáveis. Fonte: Autor.

	Cor aparente	Alcalinidade	Dureza	Contagem bacteriana	pH	Oxigênio consumido	Col total	Turbidez	Col fecal
Cor aparente	1,00								
Alcalinidade	0,28	1,00							
Dureza	0,30	0,90	1,00						
Contagem bacteriana	0,30	0,15	0,09	1,00					
pH	0,39	0,44	0,50	0,24	1,00				
Oxigênio consumido	0,60	0,31	0,23	0,37	0,33	1,00			
Col total	0,39	0,26	0,19	0,62	0,28	0,42	1,00		
Turbidez	0,67	0,17	0,20	0,35	0,36	0,50	0,50	1,00	
Col fecal	0,24	0,34	0,28	0,17	0,23	0,21	0,70	0,20	1,00

O teste de adequabilidade aplicado ao modelo, KMO, indicou um valor de 0,665 (regular), semelhante a Andrade *et al.* (2007), Haase e Possoli (1993) e Santos *et al.* (2009). Para o teste de Bartlett obteve-se valor menor que 0,0001, o que permite, mais uma vez, confirmar a possibilidade e adequação do método de análise fatorial para o tratamento dos dados.

Os pesos fatoriais atribuídos a cada componente na AF/ACP, bem como a percentagem da variância total explicada por cada componente, podem ser observados na Tabela 3. Verifica-se que os três primeiros componentes explicaram respectivamente 42,68%, 18,00% e 13,01% da variância total dos dados, totalizando nas três dimensões 73,69% das informações antes representadas pelas 9 variáveis.

Estes resultados são semelhantes aos obtidos por Palácio (2004), trabalhando com águas de rio Trussu, no Ceará, onde encontrou um modelo formado por duas componentes, explicando 83,43% da variância total e por Andrade et al. (2007), que obteve para a Bacia do Ato Acaraú, Ceará, três componentes que explicam 88,18% da variância total. Toledo e Nicolella (2002) estudando uma bacia em Guaíra, SP, obtiveram três componentes que explicaram 71,33% da variância. Colleti *et al.* (2009) monitorando a bacia hidrográfica do Rio das Pedras em 2004 obtiveram três componentes que explicavam 72,1% da variância. Signh *et al.* (2004) monitorando a bacia do Rio Gomti na China obteve seis componentes que explicaram 70,84%.

Tabela 3: Comunalidades, matrix de cargas fatoriais e variância explicada pelos fatores. Fonte: Autor.

Variável	Matriz de carga fatorial			Comunalidade estimada
	F1	F2	F3	
Z ₁ Cor aparente	0,731	-0,217	-0,412	0,751
Z ₂ Alcalinidade	0,643	0,691	0,050	0,894
Z ₃ Dureza	0,613	0,732	-0,032	0,913
Z ₄ Contagem bacteriana	0,551	-0,426	0,182	0,518
Z ₅ pH	0,635	0,258	-0,203	0,511
Z ₆ Oxigênio consumido	0,691	-0,242	-0,301	0,627
Z ₇ Coliforme total	0,737	-0,348	0,510	0,924
Z ₈ Turbidez	0,684	-0,362	-0,342	0,716
Z ₉ Coliforme fecal	0,567	0,015	0,675	0,777
Variância (%)	42,68	18,00	13,01	
Variância acumulada(%)	42,68	60,68	73,69	

Da observação das comunalidades, nota-se que 92,4% da variância do coliforme total é explicada pelos três fatores comuns, enquanto 51,1% da variância do pH é explicada por esses mesmos fatores. Os fatores explicam bem a variância da alcalinidade, dureza e coliforme total.

Na Tabela 3 podem ser observados os valores dos pesos fatoriais para as três componentes (F1, F2, F3). Essas componentes numéricas expressam a relação entre fatores e variáveis, e permitem a identificação das variáveis com maiores inter-relações em cada componente. Os valores elevados dos pesos fatoriais sugerem quais são as variáveis mais significativas em cada fator. No primeiro fator, nota-se que as variáveis apresentam valores bem homogêneos, sendo que a cor aparente, coliforme total e turbidez apresentaram índices um pouco superior aos demais, 0,731, 0,737 e 0,684, respectivamente. Isto indica que estas variáveis são mais significativas na definição da qualidade da água estudada.

Após a avaliação dos resultados da análise fatorial foi possível a elaboração de um ou mais fatores de escala, para se analisar os dados amostrais, ao invés da análise separada de cada uma das variáveis. Para tal, utilizou-se o método dos mínimos quadrados ponderados, obtendo-se o vetor a seguir, que representa o IQA_{acp} :

$$IQA_{acp} = -0,200 Z_1 - 0,182 Z_2 - 0,173 Z_3 - 0,136 Z_4 - 0,164 Z_5 - 0,171 Z_6 - 0,187 Z_7 - 0,179 Z_8 - 0,149 Z_9$$

Nessa expressão, os Z_i são variáveis padronizadas e os sub-índices representam as variáveis na mesma ordem (Tabela 1). Como é de se esperar, todos os coeficientes possuem influência semelhante, sendo que os coeficientes relacionados à cor e coliforme total, apresenta valor um pouco superior aos demais.

A Tabela 4 apresenta os autovetores que compõem os $n-1$ índices, bem como os coeficientes de correlação entre os valores dos índices calculados utilizando as n variáveis com os índices empregando $n-1$ variáveis. Os índices estão representados na primeira coluna, sendo que o IQA_{acp} foi obtido empregando as 9 variáveis, o IQA_{acp} -Cor aparente foi calculado utilizando as 9 variáveis com exceção da Cor aparente e assim sucessivamente. Os índices obtidos para os 180 pontos amostrais foram comparados com o IQA_{acp} , onde podemos observar valores de correlação de Pearson muito próximo de 1. Ainda, nota-se que a supressão de uma das variáveis no equacionamento dos índices não implicou em grande alteração dos fatores (autovetor), ou seja, o autovetor da cor aparente oscilou entre 0,200 a 0,231, a turbidez variou entre 0,179 a 0,219. Isto vem corroborar, que a metodologia proposta é robusta e segura.

Tabela 4: Autovetores e coeficiente de Pearson entre IQA_{ACP} . Fonte: Autor.

Indíces	Coef. Determinação	Cor aparente	Alcalinidade	Dureza	Contagem bacteriana	pH	Oxigênio consumido	Col total	Turbidez	Col fecal
IQA_{ACP}	1	0,200	0,182	0,173	0,136	0,164	0,171	0,187	0,179	0,149
IQA_{ACP} - Cor aparente	0,97		0,223	0,208	0,160	0,194	0,184	0,222	0,186	0,179
IQA_{ACP} - Alcalinidade	0,96	0,231		0,155	0,166	0,176	0,201	0,219	0,219	0,156
IQA_{ACP} - Dureza	0,97	0,224	0,166		0,166	0,171	0,202	0,219	0,211	0,158
IQA_{ACP} - Contagem bacteriana	0,98	0,212	0,202	0,194		0,176	0,176	0,183	0,186	0,166
IQA_{ACP} - pH	0,98	0,221	0,194	0,181	0,153		0,192	0,211	0,198	0,164
IQA_{ACP} - Oxigênio consumido	0,98	0,210	0,210	0,205	0,143	0,186		0,204	0,190	0,173
IQA_{ACP} - Col total	0,97	0,230	0,217	0,212	0,128	0,193	0,190		0,196	0,160
IQA_{ACP} - Turbidez	0,97	0,206	0,223	0,209	0,147	0,184	0,182	0,203		0,173
IQA_{ACP} - Col fecal	0,98	0,218	0,188	0,181	0,156	0,177	0,191	0,196	0,198	

Os valores calculados de IQA_{ACP} médio para os anos de 2005 a 2009 são apresentados na Figura 3, em cor vermelha, juntamente com a precipitação média, em cor preta, sendo que na abscissa os meses do ano.

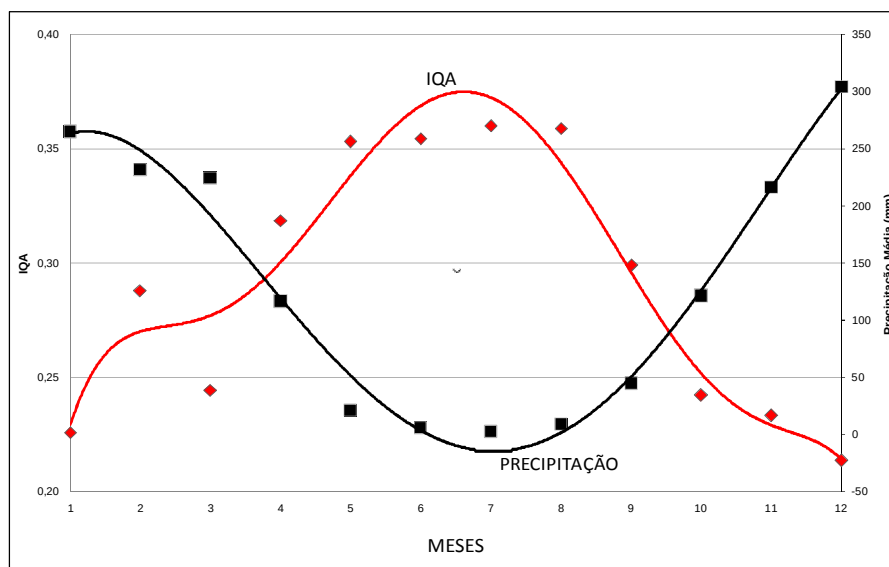


Figura 3: IQA_{ACP} médio e precipitação média entre 2005 a 2009 para os 180 pontos amostrais de mananciais goianos. Fonte: Autor.

Observa-se que há uma melhora na qualidade da água dos mananciais goianos no período de estiagem. Os menores valores do índice foram obtidos nos meses chuvosos, ou seja, outubro a março, e os maiores (melhor qualidade da água) entre os meses de abril a setembro, período de estiagem no Estado de Goiás. Esta piora da qualidade da água durante a cheia está representada, principalmente, pelas variáveis cor, coliforme total e turbidez, que possuem escores 0,200, 0,187 e 1,179, respectivamente. É importante salientar que não

foi considerado a quantidade de dias sem chuva que antecederam a coleta e análise das amostras nos mananciais goianos.

Santos *et al.* (2009) também verificaram que as condições climáticas foram decisivas na degradação da qualidade do corpo da água do Açude Orós, localizado na região do Alto Jaguaribe, Município de Orós, Estado do Ceará. A precipitação também influenciou alterações na qualidade da água no Rio das Pedras em Mogi Guaçu/SP conforme Colleti *et al.* (2009).

Toledo *et al.* (2002) aplicaram a análise multifatorial para criação de um índice de qualidade da água do Rio Camboriú em Santa Catarina, onde foram monitorados 16 variáveis em 8 pontos de coleta. Neste caso, as variáveis de maior ordem de importância foram NO_2 , PO_4 , turbidez e nitrato. Os autores relatam que o índice acusou uma perda de qualidade da água da cabeceira para a foz, e que a ocorrência de precipitação sobre a qualidade da água não foi significativa, apesar de pequena deterioração na qualidade de água ter sido observada nos meses de chuva, devido ao aumento do IQA, principalmente nas estações a montante.

Nota-se pela Figura 4 que as medianas são maiores nos meses de abril a setembro, e que os menores valores dos extremos negativos também ocorreram nestes meses, o que indica que a qualidade da água é melhor neste período. A reta horizontal da Figura 4 indica a mediana anual, 0,26. A dispersão dos valores é menor nos meses de junho a setembro, período de estiagem, ou seja, possuem menor interquartil. Provavelmente, pela redução do carreamento de poluentes aos corpos d'água pelo escoamento superficial. Ainda, nota-se que em todos os meses os extremos positivos atingiram o valor máximo de 1.

Ainda, é possível estabelecer relações estatísticas entre os IQA_{acp} 's para os anos de 2005 a 2009. Houve uma melhora da qualidade da água entre o IQA_{acp} de 2006 e 2008 e IQA_{acp} de 2007 e 2008 ($p < 0,05$). Já entre o IQA_{acp} de 2005 e 2006 e IQA_{acp} de 2008 e 2009, houve uma perda da qualidade da água ($p < 0,05$). Apesar das relações pontuais entre o IQA_{acp} de um ano com outro, não é possível afirmar uma tendência de melhora ou piora da qualidade da água ao longo dos anos avaliados.

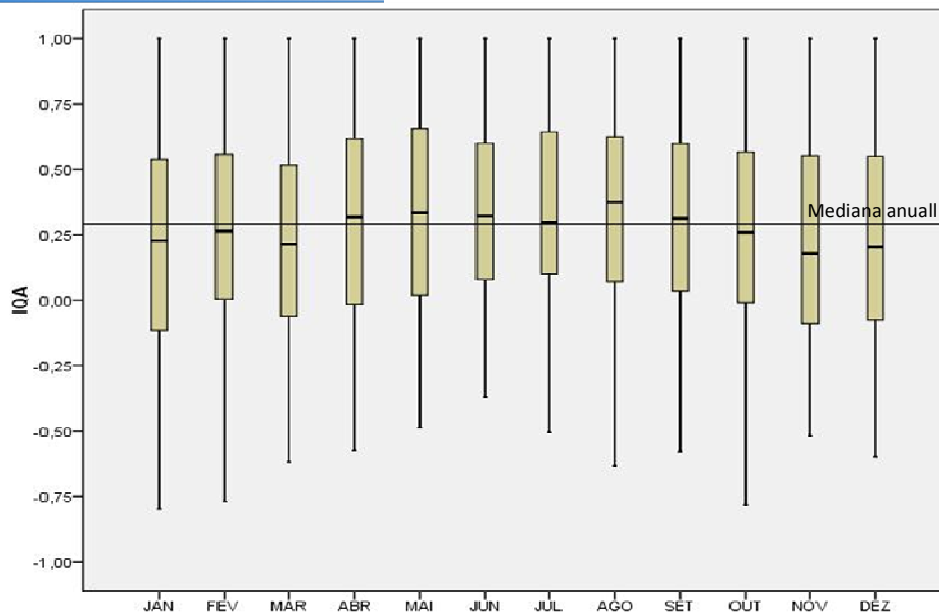


Figura 4: Boxplot do IQA_{acp} para os 180 pontos amostrais de mananciais goianos. Fonte: Autor.

Resultado semelhante também foi obtido por Chaves e Santos (2009), quando monitoraram a bacia do córrego Ponte de Terra, localizado no sudoeste do Distrito Federal. As variáveis empregadas para monitorar a qualidade da água não apresentaram tendências de aumento, de diminuição ou de ressaltos (jumps) significativos no período analisado, de 1992 a 2005. Tal constatação indica que, apesar do aumento significativo da ocupação do solo, o sistema (bacia) apresentou uma alta resiliência durante o período estudado. Isto, malgrado uma significativa alteração da cobertura e intensidade de ocupação do solo no período.

A Figura 2, que ilustra o uso do solo em Goiás, mostra que na região sul do Estado há a presença de extensas áreas agrícolas, enquanto que na região norte há extensas áreas com vegetação nativa remanescente. Por meio da análise espacial de agrupamento de Getis-Ord, considerando a porcentagem de áreas com cobertura nativa remanescente, foi obtido o mapa ilustrado na Figura 5.

A análise de agrupamento dos municípios, considerando a cobertura vegetal nativa remanescente, mostra que no extremo norte de Goiás se concentram os municípios com maiores reservas. Na região central, e parte da região sul do Estado se situam os municípios mais desmatados. Finalmente, nas regiões oeste, parte da região central e sul do Estado de

Goiás, se concentram aqueles que apresentam desigualdade em relação à quantidade de cobertura vegetal nativa.

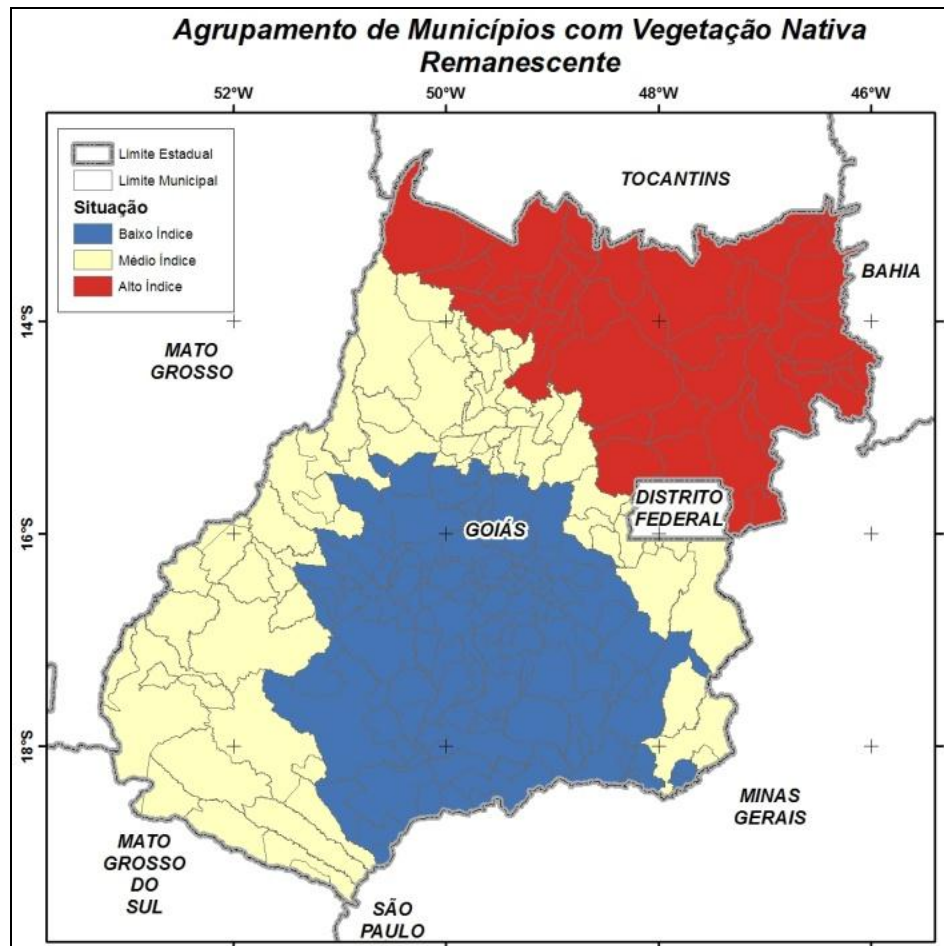


Figura 5: Análise de agrupamentos dos municípios com cobertura vegetal remanescentes no Estado de Goiás. Fonte: Autor.

A Tabela 5 apresenta os valores médios do IQA_{acp} para as 5 mesorregiões de Goiás. Nota-se que a pior média, -0,16, ocorre na mesorregião Centro Goiano, enquanto que o Norte Goiano possui maior média, 0,26, ou seja, índice melhor. Se confrontarmos estes dados com a Figura 2 e 5, observaremos que o Norte Goiano é a região mais preservada, e que, portanto, apresentou, conforme o IQA_{acp} , melhor qualidade da água bruta. O Centro Goiano, além de possuir pouco remanescente vegetal, agrega grandes centros urbanos, com grande alteração do uso do solo e com bacias bem degradadas, e que implicou uma pior qualidade de água.

Tabela 5: Valores médio, máximo, mínimo e desvio padrão do IQA_{acp} para as 5 mesoregiões goianas. Fonte: Autor.

Messorregião	IQA médio			
	média	máximo	mínimo	Desvio Padrão
Leste	0,13	0,36	-0,13	0,16
Norte	0,26	0,68	-0,27	0,35
Noroeste	0,05	0,31	-0,55	0,20
Sul	0,12	0,54	-0,65	0,28
Central	-0,16	0,67	-1,00	0,32

Os piores índices para os 180 pontos amostrais dos municípios avaliados, -1,00 e -0,96, estão localizados justamente no Centro Goiano, no Rio Meia Ponte e no Ribeirão João Leite, respectivamente, nas imediações da cidade de Goiânia, enquanto que o melhor está localizado no Norte Goiano, 0,68, no município de Campos Belos, no manancial Santa Tereza. O maior desvio padrão também ocorreu nesta mesoregião, justificado pelos índices obtidos para os municípios de Uruaçu, Ribeirão Passa Três, e Niquelândia, Ribeirão Trairas, -0,25 e -0,27, respectivamente, que apresentam maior grau de antropização regional em suas bacias hidrográficas.

Tanto a mesoregião Noroeste, Sul e Leste, apresentam índices médios moderados, com alguns cursos d'água apresentando bons resultados de IQA. Isto porque, estas regiões apresentam municípios desiguais em relação à porcentagem de cobertura vegetal nativa, ou seja, há municípios com intenso uso do solo, seja na agricultura, pecuária ou aglomerações urbanas, mas há também regiões que ainda possuem boa área de remanescente vegetal.

Dos dez piores IQA_{acp}, 5 estão no Centro Goiano, 4 no Sul e 1 no Noroeste. Já dos dez melhores valores, 6 estão no Norte, 3 no Sul e 1 no Centro Goiano. Portanto, nota-se que há grande influência do uso e ocupação do solo sob a qualidade da água. Resultados semelhantes foram obtidos por Fernandes *et al.* (2011), quando estudaram a microbacia de Glória em Macaé/RJ. Após o monitoramento de um ano concluíram que as áreas ocupadas por floresta secundária e capoeira favoreceram a melhoria de algumas variáveis da água da microbacia. Já os usos do solo agricultura, urbano e solo exposto influenciaram negativamente de forma significativa a turbidez e sólidos totais.

CONCLUSÕES

Os municípios goianos com maiores áreas de remanescente vegetal nativo apresentaram melhores valores de índice de qualidade de água nos mananciais de abastecimento público.

O Norte Goiano é a região que possui maior extensão de remanescente vegetal, e apresentou, melhores valores de IQA_{acp} . Já o Centro Goiano, além de possuir pouco remanescente vegetal, agrega grandes centros urbanos, com grande alteração do uso do solo e com bacias bem degradadas, apresentou mananciais com valores piores.

Não se observou alteração consistente dos índices de qualidade da água dos mananciais goianos ao longo dos anos de 2005 a 2009.

Nota-se uma variação temporal da qualidade da água, influenciada fortemente pelo período chuvoso. Os meses mais chuvosos apresentaram menores valores de IQA_{acp} , portanto, uma pior qualidade da água. Houve uma menor variabilidade dos valores de IQA_{acp} nos meses de estiagem.

O uso da técnica de análise fatorial permitiu avaliar as condições de degradação da qualidade da água no Estado de Goiás, tornando possível a obtenção de indicador específico, o qual poderá ser monitorado ao longo do tempo.

REFERÊNCIAS

- ABDALA, K.; CASTRO, S. S. Dinâmica de uso do solo da expansão sucroalcooleira na Microrregião Meia Ponte, estado de Goiás, Brasil. *VI Seminário Latino-Americano de Geografia Física II Seminário Ibero-Americano de Geografia Física Universidade de Coimbra*, Maio de 2010.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). *Panorama do enquadramento dos corpos d'água do Brasil, e Panorama da qualidade das águas subterrâneas no Brasil.* / coordenação geral, João G. L. Conejo; coordenação executiva, Marcelo P. da Costa, José Luiz Gomes Zoby. Brasília: ANA, 2007.
- ANDRADE, E. M.; ARAÚJO, L. DE F. P.; ROSA, M. DE F.; Gomes, Raimundo B.; Lobato, Francisco A. de O. Fatores determinantes da qualidade das águas superficiais na bacia do Alto Acaraú, Ceará, Brasil. *Ciência Rural*, Santa Maria, v. 37, n. 6, p. 1719-1797, Nov-dez, 2007.

- APHA ï AWWA- WPCF. *Standart methods for the examination of water and wastewater*. 19th edition. Wasghington D.C. American Public Health Association, 953p, 1999.
- BONNET, B. R. P.; FERREIRA, L. G.; LOBO, F. C. Relações entre qualidade da água e uso do solo em Goiás: uma análise à escala da bacia hidrográfica. *Revista Árvore*, vol. 32, núm. 2, p. 17-27, 2008.
- BOYER, E.W., GOODALE, C.L., JAWORSKI, N.A., HOWARTH, R.W. Anthropogenic nitrogen sources and relationships to riverine nitrogen export in the northeastern U.S.A. *Biogeochemistry* (57/58), 2002.
- CASTRO, S. S.; ABDALA, K.; APARECIDA SILVA, A.; BORGES, V. A expansão da cana-de-açúcar no Cerrado e no estado de Goiás: elementos para uma análise espacial do processo. *Boletim Goiano de Geografia*, v. 30, p. 171-191, 2010.
- COLETTI, C.; TESTEZLAF, R.; RIBEIRO, T. A. P.; SOUZA, R. T. G.; PEREIRA, D. DE A. Water quality index using multivariate factorial analysis. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, Campina Grande/PB. v.14, n.5, p.517-522, 2010.
- CHAVES, H. M. L.; SANTOS, L. B dos. Land use, landscape fragmentation, and water quality in a small watershed. *Revista Brasileira de Eng. Agrícola e Amb*, vol.13, p.35-46. Campina Grande, 2009.
- FERNANDES, M. M.; CEDDIA, M. B.; RAMOS, G. M.; GASPAR, A.; MOURA, M. R. Influência do uso do solo na qualidade de água da microbacia Glória, Macaé/RJ. *Engenharia Ambiental*, Espírito Santo do Pinhal, v.8, n.2, p.15-22, 2011.
- GERGEL, S. E. *et al.* Landscape indicators of human impacts to riverine systems. *Aquatic Science*, v.64, p.118-128, 2002.
- GONÇALVES C. S.; RHEINHEIMER, D. DOS S.; PELLEGRINI, J. B. R.; KIST, S. L. Water quality in a watershed located in a tobacco producing area. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, vol.9, n.3, p.45-57, Campina Grande, 2005.
- HAASE, J.; POSSOLI, S. Estudo da utilização da técnica de análise fatorial na elaboração de um índice de qualidade de água: comparação entre dois regimes hidrológicos diferentes, RS. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v.6, p.245-255, 1993.
- HAASE, J.; KRIEGER, J.A.; POSSOLI, S. Estudo da viabilidade do uso da técnica fatorial como um instrumento na interpretação de qualidade das águas da bacia hidrográfica do Guaíba, RS, Brasil. *Ciência e Cultura*, v.41, p.576-582, 1989.
- HAIR, J. F. *Multivariate data analysis*. Fifth Edition. New Jersey: Prentice Hall, 2005.
- HARKINS, R. D. An objective water quality index. *Journal WPCF*, v.46, p.588-591, 1974.
- HOULAHAN, J. E.; FINDLAY, C. S. Estimating the critical distance at which adjacent land-use degrades wetland water and sediment quality. *Landscape Ecology*, v.19, p.677-690, 2004.

- HORTON, R. K. An index number system for rating water quality. *Journal WPCF*, v. 37, p. 300-305, 1965.
- HUNTER, H. M.; WALTON, R. S. Land-use effects on fluxes of suspended sediment, nitrogen and phosphorus from a river catchment of the Great Barrier Reef, Australia. *Journal of Hydrology*, v. 356, p. 131-146, 2008.
- IBGE Coordenação de Geografia. Atlas de saneamento 2011 [Online] // *Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. - IBGE, 2011. - Acessado em 10 de maio de 2012. - <http://www.ibge.gov.br/>, 2011.*
- INHABER, M. An approach to a water quality index for Canada. *Water Res.*, v. 9, p. 821-833, 1975.
- KUMAR, P *et al.* Application of multivariate statistical techniques for water quality characterization of Sarda Sagar Reservoir, India. *Indian Journal of Fisheries*, v. 58, p. 21-26, 2011.
- LERMONTOV, A.; YOKOYAMA, L.; LERMONTOV, M.; MACHADO, M. A. S. River quality analysis using fuzzy water quality index: Ribeira do Iguape river watershed, Brazil. *Ecological Indicators*, v. 9, p. 1188-1197, 2009
- LIEBMAN, H. *Atlas of Water Quality Methods and Practical Conditions*. R. Oldenburg, Munich, 1969.
- LIMA, C.L.S., BRAZ, V.N., RIVERA, I.G. Pesquisa de coliformes e estreptococos fecais em um ambiente protegido. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 4, n. 3-4, p. 127-132, 2000.
- LIMA, J. E. F. W.; SILVA, E. M. Contribuição hídrica do Cerrado para as grandes bacias hidrográficas brasileiras. In: *Simpósio de recursos hídricos do Centro Oeste II*, 2002, Campo Grande, 2002.
- LIMA, J. E. F. W.; SILVA, E. M. Análise da situação dos recursos hídricos do Cerrado com base na importância econômica e socioambiental de suas águas. *II Simpósio Internacional Savanas Tropicais*, Brasília, DF, 2008.
- LIU, C.W., LIN, K.H., KUO, Y.M. Application of factor analysis in the assessment of groundwater quality in a blackfoot disease area in Taiwan. *Sci. Tot. Environ.*, v. 313, p. 77-89, 2003.
- LOHANI, B.N.; MUSTAPHA, N. Indices for water quality assessment in river: a case study of the Linggi river in Malaysia. *Water Supply and Managment*, v.6, p.545-555, 1982.
- MINGOTI, S. A. *Análise de dados através de métodos de estatística multivariada: uma abordagem aplicada*. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2005.
- MIZIARA, F.; FERREIRA, N. C. Expansão da Fronteira Agrícola e Evolução da Ocupação e Uso do Espaço no Estado de Goiás: Subsídios à Política Ambiental. In: *FERREIRA, L. G. (Org.). A encruzilhada socioambiental - biodiversidade*,

- economia e sustentabilidade no cerrado. Goiânia: Canone/CEGRAF-UFG, v. 1, p. 67-75, 2008.
- MOLOZZI, J.; FEIO, M. J.; SALAS, F.; MARQUES, J. C.; CALLISTO, M. Development and test of a statistical model for the ecological assessment of tropical reservoirs based on benthic macroinvertebrates. *Ecological Indicators*, v. 23, p.155-165, 2012.
- OLIVEIRA, S. (Coord.) *Relatório de qualidade ambiental no Estado de São Paulo* v. 1993. São Paulo: CETESB, 1994. 50p. (Série Relatórios).
- OREA, D.G. *Evaluación de impacto ambiental*. Madrid: Editorial Agrícola Española, 1998. 260p.
- O'CONNOR, M. F. *The Application of Multiattributive Scaling Procedures of Indices of Value*. Engineering psychology laboratory of the University of Michigan, Ann Arbor, MI, USA, 1972.
- Ott, W. R. *Water Quality Indices: A Survey of Indices Used in the United States*. U.S. Environmental Protection Agency Office of Research and Development, Washington, D.C, 1978.
- PALÁCIO, H. A. Q. e qualidade das águas na parte baixa da bacia hidrográfica do rio Trussu, Ceará. 2004. 96 f. Dissertação (Mestrado em Irrigação e Drenagem) v. Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2004.
- PEREIRA, J. C. R. *Análise de Dados Qualitativos: Estratégias Metodológicas para as Ciências da Saúde, Humanas e Sociais*. São Paulo: EDUSP, 2001.
- PETERSEN, D. D. *Ohio River Water Quality Index*. Health Department, Cincinnati, 1997.
- RABELO, C. G.; FERREIRA, M. E.; ARAÚJO, J. V. G. DE; STONE, L. F.; SILVA, S. C. DA; GOMES, M. P. Influência do uso do solo na qualidade da água no bioma Cerrado: um estudo comparativo entre bacias hidrográficas no Estado de Goiás, Brasil. *Ambiente e Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science*, v. 4, n. 2, p. 172-187, 2009.
- REGHUNATH, R.; MURTHY, T.R.S.; RAGHAVAN, B.R. The utility of multivariate statistical techniques in hydrogeochemical studies: an example from Karnataka, India. *Water Res.*, n. 36, p. 2437-2442. 2002.
- RHODES, A; NEWTON, R.; ANNPUFALL. Influences of Land Use on Water Quality of a Diverse New England. *Environmental Science & Technology*, v. 35, p.18-29, 2001.
- RODRIGUES, G.S. *Avaliação de impactos ambientais em projetos de pesquisas v. Fundamentos, princípios e introdução à metodologia*. Jaguariúna: EMBRAPA, CNPMA, 66p, 1998.
- SANO, E. E., DAMBRÓS, L. A., OLIVEIRA, G. C., & BRITES, R. S. Padrões de cobertura de solos do estado de Goiás. In: FERREIRA, L. G. (Org.). *A encruzilhada socioambiental - biodiversidade, economia e sustentabilidade no cerrado*. Goiânia: Editora da UFG, 2008.

- SANTOS et. al. Avaliação da qualidade da água do açude orós a partir de análise fatorial. *IV Congresso de Pesquisa e Inovação da Rede Norte e Nordeste de Educação Tecnológica*, Belém/PA, 2009.
- SHAEFER, D. J.; JANARDAN, K. G. Communicating environmental information to the public a new water quality index. *Journal of Environmental Education*, 8, 1977.
- SHOJI, H.; YAMANOTO, T.; NAKAMURA, T. Factor analysis on stream pollution of the Yodo River systems. *Air and Water Pollution*, v.10, p.291-299, 1966.
- SIMEONOV, V.; STRATIS, J.A; SAMARA, C; ZACHARIADIS, G; VOUTSA, D; ANTHEMIDIS, A; SOFONIOU, M; KOUIMTZIS, TH. Assessment of the surface water quality in Northern Greece. *Water Research*, v. 37, p. 4119-4124, 2003.
- SINGH, K. P.; MALIK, A.; MOHAN, D.; SINHA, S. Multivariate statistical techniques for the evaluation of spatial and temporal variations in water quality of Gomti River (India) – a case study. *Water Research*, v. 38, p. 3980-3992, 2004.
- SPSS - Statistical Package for the Social Sciences. *Base 10.0 User's Guide*. Chicago: SPSS, 1999.
- TOLEDO, LUIS GONZAGA et al. *Impacto Ambiental da Cultura do Arroz Irrigado com Uso de Índice de Qualidade de Água (IQA)*. Comunicado técnico do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, ISSN 1516-8638, Jaguariúna/SP, 2002.
- TOLEDO, L.G.; NICOLELLA, G. Índice de qualidade de água em microbacia sob uso agrícola e urbano. *Scientia Agrícola*, v.59, n.1, p.181-186, 2002.
- HUNTER, H. M.; WALTON, R. S. Isolating the water quality responses of multiple land uses from stream monitoring data through model calibration. *Journal of Hydrology*, v. 378, p. 29-45, 2009.



Apêndice 2: Índice de saúde ambiental com enfoque em saneamento: uso do método FPEEEA e da análise multivariada

International Journal of Environmental Research and Public Health
(ISSN 1660-4601; CODEN: IJERGQ; ISSN 1661-7827 for printed edition). Qualis A2.

Índice de saúde ambiental com enfoque em saneamento: uso do método FPEEEA e da análise multivariada

Saulo Bruno Silveira e Souza
Escola de Engenharia Civil/UFG
saulobruno@hotmail.com

Nilson Clementino Ferreira
Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais - CIAMB, em Engenharia do Meio Ambiente - PPGEMA e em Geografia - IESA/UFG
nclferreira@gmail.com

Klebber Teodomiro Martins Formiga
Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais - CIAMB e em Engenharia do Meio Ambiente - PPGEMA/UFG
klebber.formiga@gmail.com

RESUMO

Propõem-se a construção de um índice de saúde ambiental com enfoque em saneamento para municípios do Estado de Goiás. Empregou-se o modelo FPEEEA (força motriz, pressão, estado, exposição, efeito e ação), que estruturou o índice e fundamentou a seleção das variáveis ou indicadores que representem as alterações ambientais, de saneamento e de saúde pública. Assim foi possível selecionar indicadores para cada um dos níveis da cadeia explicativa do modelo FPEEEA, propondo o uso de 7 indicadores para força motriz (FM), 4 para pressão (P), 5 para situação-estado (E), 4 para exposição (EX), 4 para efeito (EF) e 3 para ações (A), totalizando 27 indicadores. Assim, foram construídos índices para toda a cadeia FPEEEA, ou seja, para a pressão, I_P , para a força motriz, I_{FM} e, assim, sucessivamente, sendo que estes foram agregados em um indicador composto global, I_{GLOBAL} . Para definição dos pesos que compõem o índice empregou-se a análise de componentes principais (ACP), minimizando a perda de informações dos dados originais. Para verificar a robustez dos índices e sensibilidade dos indicadores, calculou-se quatro índices, empregando pesos iguais aos indicadores e pesos calculados utilizando a estatística multivariada, sendo que em cada uma destas situações foram realizadas duas padronizações: a primeira, os valores apresentam média zero e desvio padrão um, e a segunda, os indicadores possuem valor máximo de um e mínimo de zero. Para checar a

sensibilidade dos indicadores, foram calculados índices considerando a possibilidade de ausência de informações, ou seja, eliminando-se um indicador. Assim, para cada uma das 4 situações, o índice IFM foi correlacionado através do coeficiente de Pearson com o índice $I_{FM} \setminus FM1$, que é um índice equacionado considerando todos os indicadores, com exceção do indicador FM1, ou seja, foram utilizados os indicadores FM2, FM3, FM4, FM5, FM6 e FM7. No índice $I_{FM} \setminus FM2$ utilizou todos os indicadores da força motriz, com exceção do FM2, e assim sucessivamente. O índice gerado a partir do peso calculado pela ACP, cujos valores dos indicadores foram normalizados tal qual se obtenha valor mínimo igual a zero e máximo igual a 1, apresentou valores da correlação de Pearson mais próximos de 1, demonstrando ser mais robusto. Utilizando este índice, realizou-se um detalhamento e diagnóstico dos municípios goianos. A Mesoregião Sul apresentou o maior valor médio do I_{GLOBAL} (55,89) ($p < 0,05$), seguido do Centro (47,55), do Leste (45,53), Norte (44,67) e Noroeste (42,52). As Mesoregiões Leste e Centro possuem o menor interquartil, indicando que os seus municípios se encontram em uma condição semelhante, com menor variabilidade. Os 10 piores municípios foram Guarinos, Damianópolis, Mundo Novo, Santa Isabel, Paranaiguara, Montividiu do Norte, Doverlândia, São Domingos, Amorinópolis e Formoso. Os melhores, Joviânia, Quirinópolis, Palmeiras de Goiás, São João da Paraúna, Rianópolis, Morrinhos, Paraúna, Corumbaíba, Formosa e Caiapônia.

Palavras chave: Saúde ambiental, análise componentes principais, saneamento

ABSTRACT

This work proposes the construction of an index of environmental health with focus on sanitation in municipalities of the State of Goiás. The DPSEEA model was applied and it structured the index (content) and reasons for choosing the variables or indicators that may represent the environmental changes, sanitation and public health. Thus it was possible to choose indicators for each level of the explanatory chain of the DPSEEA model by proposing the use of 7 indicators for the driving force (FM), 4 for pressure (P), for 5 state situation (E), 4 for exposure (EX), 4 for effect (EF) and 3 for actions (A), totaling 27 indicators. Therefore, for all DPSEEA, indexes were built, and so they are related to pressure (I_P), to the driving force, (I_{FM}), and so on, and these were added in a global

indicator compound, I_{GLOBAL} . To define the weights that will compose the index we used the principal component analysis (PCA), that is a technique that allows simplifying and structuring the data, minimizing the loss of information of the original data. To check the robustness and the sensitivity of indicators, four indexes were calculated, using equal weights to the indicators and calculated weights using multivariate statistics, and in each of these situations two patterns were performed: on the first one, the values have means as zero and standard deviation as one, and on the second one, the indicators have maximum value one and a minimum of zero. To check the sensitivity of indicators, indexes were calculated considering the possibility of missing information, in other words eliminating one indicator. Thus, for each of the 4 cases, the I_{FM} index was checked by Pearson's correlation coefficient with the I_{FM} - FM1 index, which is an equated index considering all indicators except FM1 indicator. The I_{FM} - FM2 index used all indicators, except FM2, and so on. The index generated from the weight calculated by the PCA, whose indicator values were normalized as it is obtained minimum value of 0 and a maximum equal to 1, showed values of Pearson correlations closer to 1, being more robust. Using this index, we performed a detailed diagnosis of municipalities of Goiás. The Southern region had the highest average value of I_{GLOBAL} , 55.89, ($p < 0.05$), followed by Central (47.55), East (45.53), North (44.67) and Northwest (42.52). The Eastern and Central region have the lowest interquartile, indicating that their municipalities are in a similar condition, with less variability. The 10 worst cities were Guarinos, Damianópolis, Mundo Novo, Santa Isabel, Paranaiguara, Montividiu do Norte, Doverlândia, São Domingos, Amorinópolis and Formoso. The best ones were, Joviânia, Quirinópolis, Palmeiras de Goiás, São João da Paraúna, Rianópolis, Morrinhos, Paraúna, Corumbaíba, Formosa and Caiapônia.

Keywords: Environmental health, principal components analysis, sanitation

INTRODUÇÃO

A abordagem ecossistêmica está se tomando cada vez mais adotada por formuladores de políticas para a gestão ambiental, visto que possibilita a aplicação de um conjunto de metodologias e conceitos para melhor compreender as complexas interações entre os vários

componentes dos ecossistemas (biofísico, sócio-econômico e cultural) e como estas interações influenciam a saúde das populações humanas (WALTNER-TOEWS *et al.*, 2008; WIEGAND *et al.*, 2010). Esta visão busca identificar estratégias de gestão dos ecossistemas para construção participativa de soluções integradas que promovam a melhoria da saúde e das condições de vida das populações e a sustentabilidade dos ecossistemas. A abordagem baseia-se em três pilares metodológicos: pesquisa transdisciplinar, participação do conjunto de atores envolvidos e equidade social e de gênero (SAUVÉ e GODMAIRE, 2004; BUNCH *et al.*, 2008; MA, 2005).

A sistemática fora explicitada pela primeira vez na Convenção sobre Diversidade Biológica em 1992 no Rio de Janeiro, onde 12 princípios foram incorporados nas metas e objetivos, explicitando a necessidade de integrar as dimensões ecológicas e socioeconômicas em planos de gestão, documento que ficou conhecido como princípios de Malawi (CBD, 1992). Exemplos incluem a Avaliação Ecossistêmica do Milênio, que estabelece relações entre o ecossistema e o bem estar do homem (MA, 2005), e as Diretrizes de Uso da Água na Europa (EU, 2000).

Uma estrutura conceitual que integra tanto os objetivos sociais e ecológicos, com abordagem ecossistêmica, é a saúde ambiental, termo que tem sido utilizado comumente na literatura científica (WHITE *et al.*, 2009), que é bem articulada por Rapport *et al.* (1998b). O conceito surgiu em 1993 durante reunião da Organização Mundial de Saúde em Sofia, capital da Bulgária (WHO, 1993; WALTNER-TOEWS, 1996; RAPPORT *et al.*, 1998a) e gerou tanto apoio quanto críticas (WILKINS, 1999; LACKEY, 2001). Dentre as críticas está o pressuposto que os ecossistemas não alterados são mais saudáveis do que os antropizados (LACKEY, 2001).

Durante a última década, muitos avanços ocorreram na compreensão da saúde ambiental (WALTNER-TOEWS, 1996, 2008; BERTOLLO, 2001; MUÑOZ-ERICKSON *et al.*, 2007; BUNCH *et al.*, 2008), embora haja também muitos estudos práticos empregando outros métodos que englobam princípios da abordagem ecossistêmica na gestão, como os indicadores de sustentabilidade (REED *et al.*, 2006; HAK *et al.*, 2007), embora alguns índices tendem a medir somente os efeitos biológicos das práticas atuais, sem referência à gestão da atividade humana, segundo Bunch *et al.* (2008).

A aplicabilidade da teoria de saúde ambiental tem possibilitado ao conhecimento científico avanços sobre a compreensão das inter-relações da degradação ambiental, aos processos socioeconômicos e às condições de saúde das populações, permitindo a elaboração de um grande número de indicadores ambientais e de saúde, e estabelecer relações entre eles (GENTRY-SHIELDS e BARTRAM, 2014; BRASIL, 2002; WIEGAND *et al.*, 2010; ABORDO *et al.*, 2011; CALIJURI *et al.*, 2011).

Embora os indicadores sejam uma representação simplificada da realidade, sua construção nem sempre é uma operação simples (HSIEH e KENAGY, 2013; CHAVES e ALIPAZ, 2007). A complexidade inerente aos indicadores exige que eles sejam desenvolvidos com base em termos bem definidos a partir da escolha precisa dos dados necessários para sua construção e interpretação. Quando adequadamente concebidos, os indicadores representam ganho de tempo, além de redução de custos, e resultam em informações que são ferramentas para os gestores e tomadores de decisões.

O processo de construção de um sistema de indicadores ambientais e de saúde envolve uma série de decisões e exige uma concepção integrada do ambiente e, conseqüentemente, uma abordagem interdisciplinar (BORJA e MORAES, 2003a; EZZATI *et al.*, 2005). Essa abordagem deve considerar condições ambientais, demográficas, comportamentais, culturais e socioeconômicas (TEIXEIRA, GOMES e SOUZA, 2012; HELLER e AZEVEDO, 2006).

Uma das primeiras experiências para nortear o desenvolvimento de indicadores ambientais foi desenvolvida pela Canadá Estatística e depois adotada pela Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico (OCDE), que, em 1993, desenvolveu uma abordagem conceitual para o monitoramento da situação ambiental, por meio do modelo Pressão-Estado-Resposta (PER). Em seqüência, o Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (PNUMA), mediante uma adaptação do modelo PER da OCDE, criou a abordagem conceitual baseada no modelo Pressão-Estado-Impacto-Resposta (PEIR), que adota o componente ãimpactoò como um desdobramento do componente ãestadoò, a fim de monitorar e avaliar os efeitos das pressões exercidas sobre as condições ambientais e os possíveis impactos na saúde dos seres humanos (PNUMA, 2000).

Ainda, como um desdobramento do processo de construção do modelo PER e PEIR, a OCDE adotou o modelo FPEIR, Força Motriz-Pressão-Estado-Impacto-Resposta. As principais limitações do FPEIR pra Liu *et al.* (2012) são: (i) com foco nomeio ambiente e desenvolvimento de indicadores ambientais, e impactos da degradação do meio ambiente, (ii) com foco as pressões antrópicas, omitindo os impactos de distúrbios naturais, e (iii) não diferencia processos dinâmicos que ocorrem entre a exposição e os efeitos. Devido à descrição limitada à exposição, este modelo não pode identificar no caminho, múltiplos pontos de entrada para a ação. Outra crítica é a tendência dele em retratar a interação entre atividade humana e do meio ambiente como uma relação unidirecional e linear (EEA, 2005; HUYNEN *et al.*, 2005). Devido a essas limitações, o FPEIR é considerado inadequado para descrever as relações entre a saúde e ambiente em detalhe.

Por fim, em 1995, a Organização Mundial da Saúde (OMS), a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA), e o Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (PNUMA) desenvolveram um modelo derivado dos anteriores, Força Motriz-Pressão-Estado-Exposição-Efeito-Ações (FPEEEA) (WHO, 2001; CORVALÁN *et al.*, 1999). A vantagem deste modelo em relação aos anteriores é que ele permite maior flexibilidade na análise das interrelações dos diferentes níveis da matriz e, ao mesmo tempo, incorpora os indicadores de saúde na avaliação ambiental (SCHUTZ *et al.*, 2008). Outro ponto importante é a relação entre as mudanças no ambiente, a exposição humana a essas alterações e os possíveis efeitos sobre a saúde, o que representa um avanço na construção de indicadores de saúde ambiental, pois permite incorporar não só as causas imediatas na compreensão dos problemas de saúde, mas também seus determinantes e condicionantes, e assim propor ações para mitigá-los e, se possível, resolvê-los (SOBRAL *et al.*, 2011; MORRIS *et al.*, 2006).

Segundo Prüss-Üstün *et al.* (2008), cerca de 9,1% das doenças mundiais e de 6,3 % de todas as mortes são evitáveis, melhorando a gestão dos recursos hídricos, abastecimento de água potável, saneamento e higiene. A importância global de duas dessas intervenções foi reconhecida no Objetivo de Desenvolvimento do Milênio (ODM), ou seja, reduzir pela metade a proporção de pessoas sem acesso a água potável e saneamento básico entre 1990 e 2015. Desde a publicação do ODM, as melhorias em infraestrutura foram intensificadas

com investimento em fornecimento de água potável, saneamento e higiene, contribuindo para a redução da carga de doenças relacionadas com a água. A Organização Mundial de Saúde (OMS) e o Fundo das Nações Unidas para a Infância (UNICEF) relatam que, desde 1990, mais de 2 bilhões de pessoas passaram a ter acesso a fontes de água potável e 1,8 bilhões de pessoas ao básico saneamento básico (WHO, 2012), conquista essa obtida pelo esforço e compromisso de líderes governamentais, grupos públicos, do setor privado, as comunidades, e indivíduos.

No entanto, ainda há muito trabalho a ser realizado. O relatório do ODM de 2012 afirma que, como os aspectos de segurança, confiabilidade e sustentabilidade não são refletidos no indicador utilizado para avaliar o progresso, é provável que o número real de pessoas com abastecimento de água potável seja superestimado (WHO, 2012). Além disso, a OMS e UNICEF estimam que até 2015, só 67 % da população global terá acesso a melhores serviços de saneamento, ao contrário da meta dos ODM de 75%.

Nesse sentido, este trabalho teve por objetivo a construção de índice ou indicador composto de saúde ambiental com enfoque em saneamento, em municípios do Estado de Goiás. A estruturação do índice e a fundamentação da escolha das variáveis ou indicadores que representem as alterações ambientais, de saneamento e de saúde pública. Para determinação de um índice confiável, realizou-se teste de robustez dos índices e sensibilidade dos indicadores. Para tal calculou-se quatro índices, empregando pesos iguais aos indicadores e pesos calculados utilizando a estatística multivariada. Além disso, aplicou-se dois métodos de padronização dos indicadores. Assim, foi possível construir um índice seguro, capaz de agrupar várias informações para que possa ser empregado pelos gestores públicos no planejamento dos investimentos em saúde, saneamento e conservação do ambiente.

MATERIAL E MÉTODO

Área de estudo

A área de estudo é o Estado de Goiás, o qual se localiza na região centro-oeste do Brasil, entre as longitudes 53° 14' 52" W.Gr. e 45° 54' 23" W.Gr. e entre as latitudes 12° 23' 44" Sul e 19° 28' 58" Sul. Em relação ao Índice de Desenvolvimento Humano, até o ano 2000 o

Estado de Goiás estava em 8º lugar no Brasil, com 0,776. O Estado se destaca no Brasil, pelo seu significativo incremento demográfico. Em 2000 a população era de 4.514.510 habitantes e em 2010 chegou a 5.664.749 habitantes (IBGE, 2011), ou seja, um aumento populacional de 25,47%. Goiás está dividido em 246 municípios, agrupados em cinco grandes mesorregiões, o Centro; Sul, Noroeste, Norte e Leste.

Modelo FPEEEA para estruturação do índice

Bons indicadores de saúde ambiental requerem cuidado em seu planejamento e na construção e é fundamental que contemple algumas propriedades desejáveis: relevância social, validade, confiabilidade, cobertura e sensibilidade. Segundo Corvalán *et al.* (2000), além das características anteriores, os indicadores devem considerar fatores como utilidade (relevância social), aceitabilidade e custos para sua construção. Para tal utilizou-se o modelo FPEEEA que tem sido empregado por muitos pesquisadores (WAHEED *et al.*, 2009; LIU *et al.*, 2012; HAMBLING *et al.*, 2011; JAGO-ON *et al.*, 2008), apresentando muitas vantagens.

Para Liu *et al.* (2012) as vantagens do FPEEEA são: (i) reconhece as ligações entre a exposição e os efeitos na saúde, (ii) permite a incorporação de dados de entrada na cadeia de causa-efeito, ligado-os a vários níveis de ação que podem ser tomadas para reduzir os impactos da saúde ambiental, (iii) estende conceito de força motriz a fatores mais remotos e contextuais, tais como sociais e desenvolvimento econômico, e (iv) é flexível (WAHEED *et al.*, 2009) e pode ser adaptado e modificado de acordo com as alterações necessárias e circunstâncias (HAMBLING *et al.*, 2011).

Segundo Morris *et al.* (2006) o FPEEEA funciona como uma teia, capaz de criar uma cadeia que interliga mais do que impactos relacionados à saúde ambiental, demonstrando, que para uma força motriz vários efeitos podem ocorrer sobre a saúde. O FPEEEA inclui especificamente as partes interessadas para avaliar as interações complexas entre a exposição e efeitos para a saúde, que o torna particularmente útil para identificar e monitorar os indicadores de saúde ambiental. FPEEEA foi adotado para: (i) monitoramento de impactos sobre a saúde das mudanças climáticas na Europa (WHO, 2001), (ii) desenvolvimento de indicadores de saúde ambiental para avaliar e monitorar a

vulnerabilidade da saúde humana (MACIEL FILHO, 1999; BRASIL, 2004, 2006, 2007), e (iii) medir a eficácia de adaptação e mitigação das mudanças climáticas (HAMBLING *et al.*, 2011).

Jago-on *et al.* (2008) utiliza o modelo FPEEEA para sintetizar as informações existentes dos problemas ambientais do subsolo, comuns entre as cidades asiáticas (Bangkok, Jacarta, Manila, Osaka, Seul, Taipé e Tóquio), tais como a excessiva captação de águas subterrâneas, solapamento de terras e contaminação do solo entre 1954 e 2004. Gentry-Shields e Bartram (2014) utilizaram o referido modelo para verificar a ligação entre as doenças de veiculação hídrica e suas forças motrizes significativas. Os estudos indicam que um seletivo grupo de forças motrizes, incluindo o crescimento da população, agricultura, infraestruturas (barragens e irrigação), e as mudanças climáticas, está relacionado com doenças globais.

No Brasil, o modelo FPEEEA para a construção de indicadores de saúde ambiental vem sendo proposto e utilizado desde as discussões da implantação da Vigilância em Saúde Ambiental no âmbito do SUS (MACIEL FILHO, 1999; BRASIL, 2004), que gerou a publicação *Vigilância em saúde ambiental: dados e indicadores selecionados*, que torna público dados e indicadores de saúde ambiental (BRASIL, 2006; 2007). Pinto *et al.* (2012) utilizaram o modelo para caracterizar os riscos à saúde do trabalhador rural a um ambiente alterado pelo uso intensivo de agrotóxicos na região Serrana do Rio de Janeiro e no Norte Fluminense. Os autores concluem que as deficiências se encontram principalmente nas ações de fiscalização e vigilância do uso de agrotóxicos e de assistência técnica por parte do poder público.

Empregando o método FPEEEA, realizou-se um levantamento das variáveis e indicadores disponibilizados pelos órgãos federais e, estaduais para os municípios goianos. Para tal, foi consultado o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE, o Instituto Nacional de Estudos e Pesquisas Educacionais Anísio Teixeira – Inep, o Ministério da Saúde, que mantém o Datasus, além dos institutos de pesquisa e análise como o Departamento Intersindical de Estatística e Estudos Socioeconômicos – Dieese, a Fundação Getúlio Vargas – FGV, o Instituto de Pesquisas Econômicas e Aplicadas – Ipea, o Instituto Mauro

Borges de Estatística e Estudos Socioeconômicos / Secretaria de Estado de Gestão e Planejamento, e o Sistema Nacional de Informação sobre Saneamento (SNIS).

Assim foi possível escolher indicadores para cada um dos níveis da cadeia explicativa do modelo FPEEEA, propondo o uso de 7 indicadores para força motriz, 4 para pressão, 5 para situação-estado, 4 para exposição, 4 para efeito e 3 para ações, totalizando 27 indicadores, conforme Tabela 1.

Tabela 1: Indicadores utilizados na composição do índice.

Indicador	Descrição	Fonte	Citações
FM1	Taxa crescimento populacional entre 2012 a 2013	IBGE	2, 12, 16, 17, 18, 19
FM2	Índice de desenvolvimento humano municipal em 2010, idh-m	PNUD	2, 11, 12, 15, 16, 18
FORÇA MOTRIZ	Razão entre as pessoas de 10 anos ou mais de idade que eram economicamente ativas, ou seja, que estavam ocupadas ou em procura por trabalho e o total de pessoas nesta faixa etária multiplicado por 100	IBGE	2, 11, 12, 16, 18
	Produto interno bruto per capita em 2010.	IBGE	2, 11, 12, 13, 16, 18
	Índice Gini, que mensura a concentração de renda, em 2010	IBGE	2, 12, 16, 18
	Proporção dos indivíduos com renda domiciliar per capita igual ou inferior a R\$ 70,00 mensais, em 2010.	IBGE	2, 11, 12, 16, 18
	Porcentagem da população urbana em 2010	IBGE	2, 12, 16, 18
	1 - [número de veículos por habitante], em setembro de 2013	DENATRAN	2, 12, 26, 18
	1 - [área de utilização de lavouras permanentes, temporárias e em pastagens plantadas pela área total], em 2010	IBGE	1, 2, 12, 14, 18
PRESSÃO	1 - [consumo médio de energia per capita], em 2010	IBGE	2, 12, 15, 18
	1 - [consumo médio per capita de água mensal], em 2011	SNIS	2, 14, 15, 17, 18
	Porcentagem de amostras de água tratada sem coliformes totais, em 2011	SNIS	2, 12, 14, 17, 18
	Porcentagem de amostras de água tratada com turbidez < 5 UT, em 2011	SNIS	2, 12, 14, 17, 18
ESTADO	Porcentagem de amostras de água tratada com concentração de cloro entre 0,2 e 5 mg/L, em 2011	SNIS	2, 12, 14, 17, 18
	1 - [índice de perdas da água distribuída], em 2011	SNIS	2, 15, 17, 18
	Atendimento com rede de esgotos em relação à população urbana, em 2011	SNIS	2, 15, 17, 18, 19, 20, 21
	Atendimento coleta de resíduos sólidos em relação à população urbana, em 2011	SNIS	2, 2, 5, 8, 9, 15, 17, 18, 20, 21, 22
	% população urbana que conta com serviços adequados de água, em 2011	SNIS	1, 2, 5, 7, 8, 9, 10, 11, 14, 15, 17, 18, 21
EXPOSIÇÃO	% população urbana que conta com serviços adequados de esgoto em 2011	SNIS	1, 2, 5, 7, 8, 9, 10, 15, 17, 18, 19, 20, 21, 22
	Razão entre tratamento de esgoto pelo esgoto gerado, em 2011	SNIS	1, 2, 5, 17, 18, 20, 21, 22
	Taxa de mortalidade infantil, em crianças até 5 anos, em 2013	DataSus	5, 6, 7, 8, 9, 17, 19, 20, 21, 22
	Taxa de internação por doenças infecciosas e parasitárias, em crianças até 5 anos, em 2013	DataSus	6, 7, 15, 17, 19, 20, 21, 22
EFEITO	Taxa de internação por Tracoma, Micose, Conjuntivite e outros transtornos da conjuntiva (CID-10: A71; H10; B35; B36), em crianças até 5 anos, em 2013	DataSus	6, 7, 15, 17, 19, 20, 21, 22
	Taxa de internações por Cólera, Febre tifóide e paratífóide, Shigelose, Amebíase, Diarreia e gastroenterite origem infecciosa presumível, outras doenças infecciosas intestinais (CID-10: A00-A04; A06-A09; B15), em crianças até 5 anos, em 2013	DataSus	6, 7, 15, 17, 19, 20, 21, 22
	Gastos anuais per capita com o sistema único de saúde, em 2013	DataSus	20, 21, 22
	Gastos anuais per capita com investimentos em captação, tratamento e distribuição de água, em 2011	SNIS	18, 20, 21, 22
AÇÃO	Gastos anuais per capita com investimentos em coleta, afastamento e tratamento de esgoto, em 2011	SNIS	18, 20, 21, 22

OBS.: 1-HUANG et al. (1998); 2-LI et al. (2009); 3-SHEN et al. (2009); 4-FARROW e WINOGRAD (2001); 5-WHO (2010a); 6-ABORDO et al. (2011); 7- EZZATI et al. (2005); 8-OPAS (2001); 9-ROSEMARIN (2005); 10-LEE e SCHWAB (2005); 11-CARNEIRO et al. (2012); 12-BRASIL (2013); 13-ZHOU et al. (2010); 14-SULLIVAN et al.(2003); 15-GARRIGA e FOGUET (2013); 16-ZHANG et al. (2011); 17-CALIJURI et al. (2009); 18-SHEN et al.(2011); 19-BELLIDO et al. (2010); 20-BRASIL (2010); 21-COSTA et al. (2012); 22-COSTA et al. (2012).

Ponderação, agregação e normalização

As variáveis foram padronizadas de forma a preservar a sensibilidade e robustez das informações para a composição do índice (DOBIE *et al.*, 2013). Uma vez que diferentes técnicas de normalização podem produzir diferentes resultados gerais, análise de sensibilidade e robustez deve ser realizada para avaliar o seu impacto sobre a composição do índice (DOBIE *et al.*, 2013; NARDO *et al.*, 2008; ZHOU *et al.*, 2010). Portanto, antes da composição do índice aplicaram-se duas técnicas de normalização aos indicadores: a primeira, em que os valores apresentam média zero e desvio padrão um, e a segunda, na qual os indicadores possuem valor máximo de um e mínimo de zero.

Quando empregado um quadro de avaliação para formulação de um indicador composto, como propõem o modelo FPEEEA, os pesos são significativos sobre o índice e sobre a classificação dos valores (NARDO *et al.*, 2008). Existem várias técnicas de ponderação: hierarquização de critérios, notação, distribuição de pesos, taxa de substituição, regressão múltipla, jogos de cartas, dentre outros (DOBBIE e DAIL, 2013).

Para definição dos pesos que irão compor o índice empregam-se várias metodologias, tais como a média aritmética ou ponderada dos indicadores, fundamentada na expertise de alguns pesquisadores (HSIEH e KENAGY, 2013; WIEGAND *et al.*, 2010; NARDO *et al.*, 2008; BORJA e MORAES, 2003b), podendo aliar, ainda, o método Delphi ou de análise hierárquica (SU *et al.*, 2008). Esta abordagem tem atraído muitas críticas (NARDO *et al.*, 2008; PERRET, 2002 e MARTINEZ-ALIER *et al.*, 1998), porque é um processo arbitrário e sem estrutura de ponderação que justifique racionalmente a atribuição de um determinado peso. Outra possibilidade é o emprego de análises estatísticas (JUWANA *et al.*, 2012; GARRIGA e FOGUET, 2013; BORJA *et al.*, 2005; ZHANG *et al.*, 2011) ou de rotinas de otimização (ZHOU *et al.*, 2010).

No presente estudo empregou-se a análise de componentes principais (ACP) por ser uma técnica que possibilita simplificar e estruturar os dados, minimizando a perda de informações dos dados originais (ZHANG *et al.*, 2011). Para fazer isso, ela transforma linearmente um conjunto de variáveis originais em um novo conjunto que não são correlacionadas (ortogonais) entre si (HAIR, 2010). O método baseia-se unicamente na

variação e covariação da matriz de dados para construir os pesos dos índices, que são em seguida, utilizados para produzir um número reduzido de variáveis globais, ou componentes, em lugar das originais.

A consistência geral dos dados foi aferida pelo método Kayser-Meyer-Olkin (KMO), que compara a magnitude dos coeficientes de correlação observados com os coeficientes de correlação parcial (SINGH *et al.*, 2004; HAIR, 2010; LI *et al.*, 2009). Também aplicou-se o teste de esfericidade de Bartlett, baseado na distribuição estatística de χ^2 quadrado, que testa a hipótese (nula H_0) de que a matriz de correlação é uma matriz identidade (cuja diagonal é 1,0 e todas as outras as outras iguais a zero), isto é, que não há correlação entre as variáveis (HAIR, 2010).

Da análise, foram produzidas matrizes de correlação entre os parâmetros, autovalores relativos à variância total dos dados distribuídos nas componentes, bem como um conjunto auto-vetores proporcionais à contribuição de cada indicador nas respectivas componentes. Assim, para a componente, aplicou-se o método dos mínimos quadrados ponderados para a estimação dos escores, para a elaboração dos índices parciais (MINGOTI, 2005).

$$I_k = (\tilde{L}' \Psi^{-1} \tilde{L})^{-1} \tilde{L}' \Psi^{-1} Z_K \quad (\text{Equação 1})$$

Onde: I , vetor das variáveis normalizadas, L , matriz de carga fatorial, Ψ , matriz de covariância.

A partir destes índices parciais relativos a cada componente principal (Equação 1) foi produzido os índices I_{FM} , I_P , I_E , I_{EX} , I_{EF} e I_A , objeto deste estudo, a partir da média ponderada do respectivo percentual de explicação da variância total em cada componente (Equação 2).

$$I_k = \sum (I_1 * \%var + \dots + I_n * \%var) \quad (\text{Equação 2})$$

em que I_k = valor do índice para cada componente e % = percentual de explicação da variância total dos dados em cada auto-valor.

Sensibilidade e robustez

Para verificar a sensibilidade dos indicadores e a robustez dos índices, foram propostos a criação de quatro índices, conforme descrito abaixo:

- 1) O peso dos indicadores de cada índice I_{FM} , I_P , I_E , I_{EX} , I_{EF} e I_A foram calculados pela ACP, sendo que os valores dos indicadores foram normalizados tal qual se obtenha média zero e desvio padrão igual a um.
- 2) O peso dos indicadores de cada índice I_{FM} , I_P , I_E , I_{EX} , I_{EF} e I_A foram calculados pela ACP, sendo que os valores dos indicadores foram normalizados tal qual se obtenha valor mínimo igual a zero e máximo igual a 1.
- 3) O peso dos indicadores de cada índice I_{FM} , I_P , I_E , I_{EX} , I_{EF} e I_A são iguais, sendo que os valores dos indicadores foram normalizados tal qual se obtenha média zero e desvio padrão igual a um.
- 4) O peso dos indicadores de cada índice I_{FM} , I_P , I_E , I_{EX} , I_{EF} e I_A são iguais, sendo que os valores dos indicadores foram normalizados tal qual se obtenha valor mínimo igual a zero e máximo igual a 1.

Para checar a sensibilidade dos indicadores, foram calculados índices considerando a possibilidade de ausência de informações, ou seja, eliminando-se um indicador. Assim, para cada uma das quatro situações acima, o índice IFM foi correlacionado através do coeficiente de Pearson com o índice IFM $\bar{i}$ FM1, que é um índice equacionado considerando todos os indicadores, com exceção do indicador FM1, ou seja, foram utilizados os indicadores FM2, FM3, FM4, FM5, FM6 e FM7. No índice IFM $\bar{i}$ FM2 utilizou todos os indicadores da força motriz, com exceção do FM2, e assim sucessivamente. Esta rotina foi empregada também para os índices relacionados à pressão, estado, exposição e efeito. Ela só não foi aplicada para ação, visto que este fator contempla somente três indicadores, sendo que a aplicação da análise de componentes principais em um sistema com eliminação de um indicador seria contemplada somente duas variáveis, o que não é coerente. Isto porque a aplicação desta estatística multivariada geralmente remete a uma operação que busca reduzir o número de variáveis originais, de uma forma que

melhor explique a variância nos dados (HAIR, 2010), e, portanto, a redução da dimensionalidade de duas variáveis não é justificada.

Dentre os quatro índices citados acima, aquele que possuir, para as várias situações impostas, coeficientes de Pearson mais próximo de um, será possivelmente o índice mais robusto, ou seja, menos susceptível à variação de valores na ausência de um indicador.

Cálculo do índice global

O índice global (I_{GLOBAL}) resultada da agregação dos índices I_{FM} , I_P , I_E , I_{EX} , I_{EF} e I_A , com peso comum de 16,667, visto que as componentes força motriz, pressão, estado, exposição, efeito e ação apresentaram baixa correlação, ou seja, não compartilham fatores comuns, e, portanto, não aptas à aplicação da análise de componentes principais (NARDO *et al.*, 2008). A mesma metodologia é adotada para índices consolidados de sustentabilidade de água como CWSI, WPI e WSI (SULLIVAN, 2002; CHAVES e ALIPAZ, 2007; POLICY RESEARCH INITIATIVE, 2007). Assim, o pior índice possui valor igual a zero e o melhor, cem.

RESULTADOS E DISCUSSÕES

A Tabela 2 possibilita a análise da sensibilidade dos indicadores e robustex do índice. Ela apresenta os coeficientes de Pearson entre os índices IFM, IP, IE, IEX, IEF e IA e os índices gerados a partir deles, retirando sempre um indicador. Ou seja, o índice IFM que considerou todos os 7 indicadores foi correlacionado com o obtido empregando somente 6 indicadores, sempre se retirando um. Assim na linha IFM $\bar{I}$ FM1 foi calculado o índice empregando os indicadores FM2, FM3, FM4, FM5, FM6 e FM7, e assim sucessivamente. As colunas 2 e 3 representa os índices que tiveram o peso dos indicadores calculados pela ACP, e as colunas 4 e 5, nas quais foram aplicados pesos iguais. Ainda, nas colunas 2 e 4 a normalização dos indicadores resultou em média zero e devido padrão igual a um, enquanto que nas colunas 3 e 5, empregou-se valor mínimo de zero e máximo de 1.

Tabela 2: Correlação de Pearson entre os índices I_{FM} , I_P , I_E , I_{EX} , I_{EF} e I_A com os índices gerados a partir da ausência de um dos indicadores.

ÍNDICES	PEARSON			
	PESOS PELA ACP'S COM PADRONIZAÇÃO	PESOS PELA ACP'S COM NORMALIZAÇÃO MIN-MAX	PESOS IGUAIS SEM ACP'S COM PADRONIZAÇÃO	PESOS IGUAIS SEM ACP'S COM NORMALIZAÇÃO MIN-MAX
IFM - FM1	0,79	0,92	0,93	0,95
IFM - FM2	0,86	0,97	0,93	0,94
IFM - FM3	0,90	0,96	0,93	0,94
IFM - FM4	0,88	0,96	0,93	0,95
IFM - FM5	0,72	0,90	0,89	0,88
IFM - FM6	0,74	0,86	0,93	0,95
IFM - FM7	0,88	0,85	0,86	0,86
IP - P1	0,96	0,97	0,91	0,96
IP - P2	0,84	0,74	0,83	0,76
IP - P3	0,82	0,88	0,92	0,87
IP - P4	0,68	0,82	0,85	0,86
IE - E1	0,96	0,91	0,93	0,95
IE - E2	0,94	0,96	0,93	0,95
IE - E3	0,89	0,87	0,90	0,93
IE - E4	0,79	0,77	0,82	0,80
IE - E5	0,91	0,94	0,82	0,68
IEX - EX1	0,96	0,97	0,88	0,89
IEX - EX2	0,82	0,93	0,89	0,90
IEX - EX3	0,73	0,78	0,86	0,87
IEX - EX4	0,86	0,92	0,87	0,88
IEF - EF1	0,80	0,91	0,91	0,94
IEF - EF2	0,93	0,95	0,89	0,89
IEF - EF3	0,98	0,99	0,91	0,93
IEF - EF4	0,75	0,81	0,79	0,84

Analisando as linhas, para o fator força motriz, o indicador FM7, porcentagem da população urbana, se apresentou mais sensível, ou seja, na supressão deste indicador na composição do índice, este possui maior distanciamento sobre o índice que engloba todos os indicadores. Para a pressão, o consumo per capita de água (P4) demonstrou ser relevante.

Ainda, o indicador E4, índice de perdas no sistema de abastecimento de água, o EX3, porcentagem da população urbana que conta com serviços adequados de esgoto, e o EF4, taxa de internações por cólera, febre tifóide, shigelose, amebíase e diarreia, apresentaram maior sensibilidade.

Comparando-se as colunas 2 e 3 com as 4 e 5, nota-se que o índice calculado empregando-se a ACP, apresentou valores da correlação de Pearson mais próximos de 1, demonstrando que a análise de componentes principais se mostrou eficiente no cálculo dos pesos, possibilitando um rearranjo destes valores de tal forma que mesmo na ausência de algumas informações ou mesmo de indicadores, obteve-se um bom índice.

Ainda, se compararmos as colunas 2 e 4 com as 1 e 3, observa-se que a normalização dos indicadores com valor mínimo de zero e máximo foi mais eficiente do que a que resulta em média igual a zero e desvio padrão de um.

O índice gerado a partir do peso calculado pela ACP, cujos valores dos indicadores foram normalizados tal qual se obtenha valor mínimo igual a zero e máximo igual a 1, apresentou valores da correlação de Pearson mais próximos de 1, demonstrando ser mais robusto. Ou seja, menor susceptibilidade à variação de valores do índice na ausência de um indicador. Portanto, todas as análises a seguir foram realizadas com este índice.

Conforme Tabela 3, todos os valores de KMO se encontram acima de 0,5, demonstrando a adequabilidade ao método. O valor da significância do teste de Bartlett também mostrou-se menor que 0,0001 em todos os casos, o que permite, mais uma vez, confirmar a possibilidade e adequação do método de análise de componentes principais para o tratamento dos dados. Analisando o peso atribuído para o índice Força Motriz (I_{FM1}) da primeira componente da análise fatorial, observa-se que os indicadores FM2 (idh-m), FM3 (taxa de atividade da população), FM6 (proporção da população pobre) e FM7 (proporção da população urbana) tiveram maior peso na composição do índice, 0,306, 0,283, -0,315 e 0,260, respectivamente. Para a segunda componente os indicadores FM1 (taxa de crescimento), FM4 (PIB per capita) e FM5 (Índice de Gini), obtiveram pesos 0,530, 0,567 e 0,410, respectivamente. As duas componentes conseguiram explicar 67,3% da variância total.

Para a Pressão, analisando a primeira componente, os indicadores tiveram pesos semelhantes, mas com destaque para P1 (1-[número de veículos]) e P3 (1-[consumo energia]), 0,456 e 0,586, respectivamente. As duas componentes conseguiram explicar 70,2% da variância total. Na composição do índice do Estado (I_E), também para a primeira componente, os indicadores E1 (0,490) e E3 (0,489) tiveram maior relevância sobre E2 (0,342), E4 (-0,028) e E5 (0,066). Isso não indica, por exemplo, que o índice E5, atendimento com rede de esgotos em relação à população urbana, não seja importante. Na segunda componente principal, este índice teve peso de -0,546 e o E4 de 0,637. Ambas componentes explicam 67,3 % da variância.

Tabela 3: Resultados preliminares da análise de componentes principais (ACP).

Indicador	KMO	CP1	Explicação variância CP1	CP2	Explicação variância CP2	Comunalidade	Peso atribuído pela CP1	Peso atribuído pela CP2	Peso atribuído pelas CP's	Peso atribuído ao índice global
FORÇA MOTRIZ	FM1	-0,844		0,151		0,515	0,101	0,530	0,163	
	FM2	0,818				0,674	0,306	-0,055	0,156	
	FM3	0,759				0,585	0,283	-0,079	0,164	
	FM4	0,696	48,2		19,1	0,579	0,100	0,567	-0,003	0,167
	FM5	0,269		0,712		0,353	-0,111	0,410	0,179	
	FM6	0,271		0,665		0,736	-0,315	0,121	-0,016	
	FM7	-0,298		0,514		0,488	0,260	0,048	0,181	
PRESSÃO	P1	0,822				0,777	0,456	-0,606	0,075	
	P2	0,639		-0,607		0,740	0,295	0,753	0,252	
	P3	0,383	45,1	0,252	25,1	0,677	0,586	-0,025	0,044	0,167
	P4	0,413		0,755		0,210	0,273	0,251	0,423	
ESTADO	E1	0,815				0,666	0,490	0,035	0,084	
	E2	0,813		0,117		0,324	0,342	-0,012	0,157	
	E3	0,569	43,3		24,0	0,675	0,489	0,097	0,226	0,167
	E4	0,110		-0,775		0,588	-0,028	0,637	0,337	
	E5			0,766		0,613	0,066	-0,645	0,058	
EXPOSIÇÃO	EX1	0,258		-0,450		0,534	0,258	-0,450	0,176	
	EX2	-0,109		0,764		0,771	-0,109	0,764	0,284	
	EX3	0,440	56,7	0,308	27,7	0,944	0,440	0,308	0,232	0,167
	EX4	0,460		0,140		0,930	0,460	0,140	0,290	
EFEITO	EF1	0,986				0,531	0,009	0,695	0,357	
	EF2	0,975		0,112		0,973	0,506	-0,014	0,197	
	EF3		53,7	0,728	26,2	0,528	0,078	-0,678	0,038	0,167
	EF4	0,152		-0,710		0,964	0,501	0,107	0,287	
AÇÃO	A1	0,635		0,543		0,337	-0,484	0,840	0,145	
	A2	-0,581	45,1	0,779	30,9	0,403	0,529	0,586	0,209	0,167
	A3	0,678		0,159		0,459	0,565	0,171	0,518	

Para o índice Exposição (I_{EX}), os indicadores EX3 e EX4 tiveram maior peso para a primeira componente, 0,440 e 0,460, respectivamente; e para a segunda, os indicadores EX1 e EX2, -0,450 e 0,764. 84,4% da variância total pode ser explicada pelas duas componentes. Para o índice Efeito (I_{EF}), as duas componentes explicam 79,9% da variância. Como podemos notar na coluna de comunalidade, espera-se que os indicadores EF2 e EF4 tenham maior peso na composição do índice para a primeira componente, pois obtiveram maior comunalidade, de 0,973 e 0,964. Para a primeira componente, os indicadores obtiveram os pesos 0,506 e 0,501, respectivamente. Obviamente, que para a segunda componente, os indicadores EF1 e EF3 tiveram maiores pesos. Para a Ação, os indicadores possuem pesos semelhantes, sendo que as duas componentes conseguem explicar 76,0 % da variância.

Borja *et al.* (2005) estabeleceram os indicadores de pressão para proteção da água superficial, subterrânea e de estuários para a região de Basque, no norte da Espanha, fundamentados nas diretrizes do Quadro de Água da Europa, com previsões para 2015, utilizando o modelo PEIR. A pressão foi dividida em quatro grupos: i) poluição, incluindo urbano, industrial, descargas agrícolas e da aquicultura; (ii) alteração do regime

hidrológico, incluindo água de infiltração e regularização de fluxo; (iii) mudanças na morfologia, incluindo recuperação de terras e infra-estruturas, e (iv) Biologia e seus usos, incluindo todo o tipo de exploração de recursos, mudanças na biodiversidade e recreação. Através da análise fatorial, em 12 pontos amostrais, 89% da variância pode ser explicada pelos 3 fatores. O primeiro fator explica mais de 56% da variância, sendo considerado o fator principal. A densidade populacional e número indústria adquirem altos escores (0,98 e 0,71, respectivamente). O segundo fator explica 22%, a agricultura (0,97).

Zhang *et al.* (2011) aplicaram também a ACP para avaliar a sustentabilidade do uso do solo urbano nas capitais chinesas empregando 13 indicadores, área cultivada, densidade populacional, área construída per capita, área pavimentada, investimentos em controle de poluição, PIB, riquezas por unidade de área, consumo de bens, investimentos, que foram agrupados em 4 classes: uso do solo, aspectos sociais, econômicos e ambientais. A primeira componente principal explicou 54,97% da variância, com mais peso sobre os aspectos de uso do solo e fatores econômicos e sociais, o segundo, 14,35%, com maior ênfase no uso do solo e o terceiro, 8,85%, nos aspectos ambientais.

A Figura 1 apresenta os valores médios dos indicadores Força Motriz (I_{FM}), Pressão (I_P), Estado (I_E), Exposição (I_{EX}), Efeito (I_{EF}) e Ação (I_A) das 5 Mesoregiões goianas em uma escala de 0 (menor) a 100 (maior). A Mesoregião que obteve maior relevância do I_{FM} foi a Sul, 63,80 ($p < 0,05$), impulsionada pelas cidades de Chapadão do Céu (100,00), Caldas Novas (97,02), Catalão (93,70), Jataí (89,45). As Mesoregiões Norte, Noroeste e Leste obtiveram médias semelhantes, 49,06, 50,79 e 50,04, respectivamente. Ainda em relação ao I_{FM} , observamos na Figura 2a que a Mesoregião Sul também possui a maior mediana, 61,91, e que as demais apresentam valores semelhantes (Norte, 52,67; Noroeste, 50,80; Leste, 51,36 e Centro, 55,73). A maior variabilidade pode ser constatada na Norte, com valores oscilando de 0,00 (Montividiu) a 86,81 (Porangatú). No Noroeste o município de Mozarlândia se destacou sobre os demais, apresentando I_{FM} de 94,95.

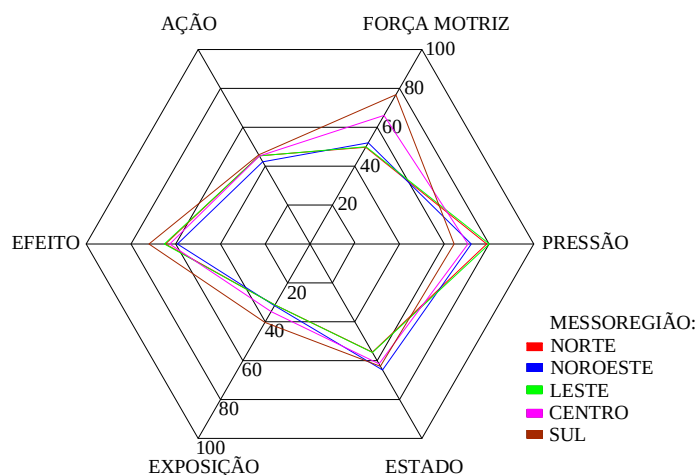


Figura 1: Valores médios dos índices I_{FM} , I_p , I_E , I_{EX} , I_{EF} e I_A para as mesoregiões goianas.

Para a vertente de Pressão, as Mesoregiões Norte e Leste apresentaram médias, 69,26 e 70,37, respectivamente, maiores que nas outras ($p < 0,05$) (Figura 1). Conforme Figura 2b, os municípios de Mozarlândia e Aragarças se destacaram na região Noroeste, com I_p de 94,95 e 81,06, respectivamente. Os municípios de Guarinos, São Simão, Paraná e Chapadão do Céu no Sul merecem atenção dos gestores, pois apresentaram os menores valores, 0,00, 10,64, 13,45 e 20,41, respectivamente. Ainda, a Mesoregião Sul possui a menor média I_p ($p < 0,05$), corroborando a idéia de que estes municípios concentram atividades humanas que pressionam e alteram o ambiente.

As Mesoregiões Noroeste, Sul e Centro apresentaram maiores valores médios para índice de Estado (I_E), 64,50, 63,87 e 62,51, respectivamente, indicando que a água tratada fornecida à população e o atendimento à coleta de esgoto é melhor do que nas demais ($p < 0,05$). O Leste apresentou média de 56,92, cujo município de Águas Lindas de Goiás ($I_E = 16,27$) apresentou o menor pior, necessitando de intervenção pungente dos gestores em saneamento. Outros municípios preocupantes são Davinópolis no Sul ($I_E = 0,00$) e Amorinópolis ($I_E = 19,61$) e Hidrolina ($I_E = 23,54$) no Centro.

Para a Exposição (I_{EX}), conforme Figura 1, as Mesoregiões Norte, Leste e Noroeste apresentaram os piores valores médios, 30,06, 30,14 e 31,66, respectivamente. O município de Trombas (Norte) obteve valor I_{EX} de 3,53, enquanto que em Corumbá (Leste), I_{EX} de 0,87 e Faina (Noroeste), I_{EX} de 0,69. A Mesoregião Sul obteve o maior valor (40,61)

($p < 0,05$), impulsionado pelos municípios Aparecida do Rio Doce (100,00), São João da Paraúna (92,32) e Joviânia (90,68). Esta região também apresentou a maior variabilidade de valores (Figura 2d). O município de Guarinos no Centro apresentou a pior pontuação.

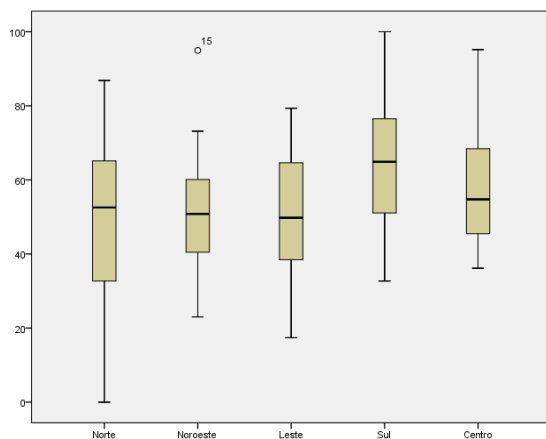


Figura 2a: Boxplot I_{FM} para as mesoregiões.

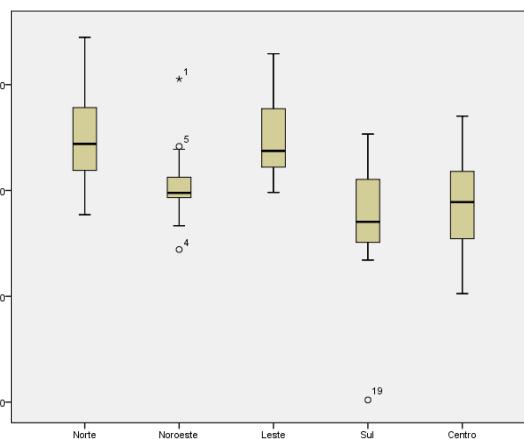


Figura 2b: Boxplot I_P para as mesoregiões.

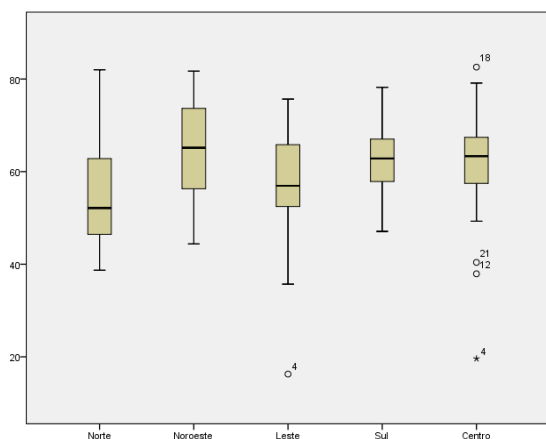


Figura 2c: Boxplot I_E para as mesoregiões.

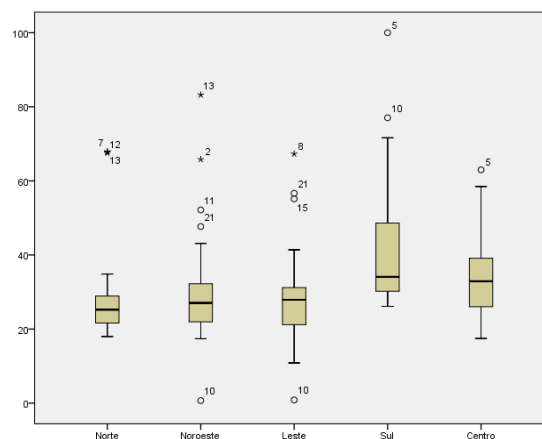


Figura 2d: Boxplot I_{EX} para as mesoregiões.

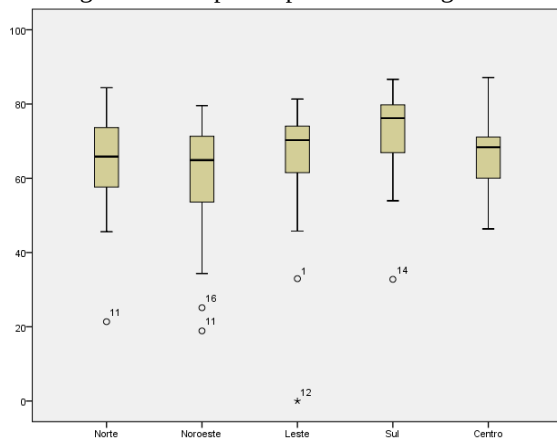


Figura 2e: Boxplot I_{EF} para as mesoregiões.

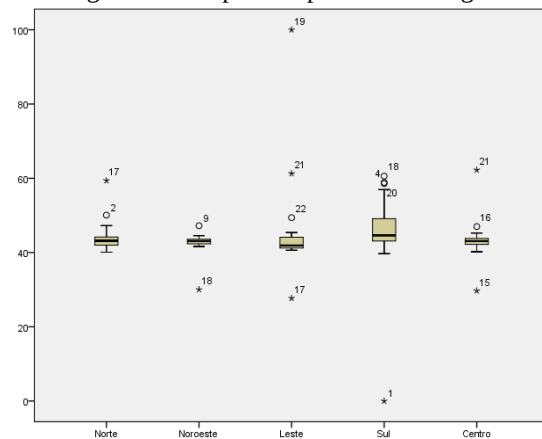


Figura 2f: Boxplot I_A para as mesoregiões.

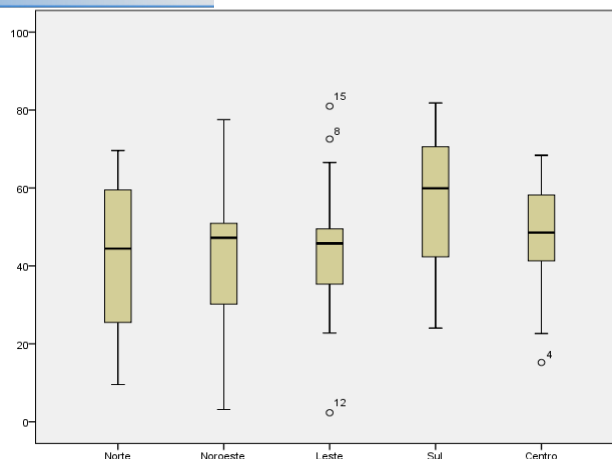


Figura 2g: Boxplot I_{GLOBAL} para as mesoregiões.

Figura 2: Boxplot das componentes do índice global para as Mesoregiões de Goiás

Conforme Figura 2e, não foi observado grandes variações de mediana para o indicador Efeito (I_{EF}), que representa, basicamente, as internações advindas de doenças infecciosas e parasitárias. Entretanto, pois possível constatar que a Mesoregião Sul possui média, 71,71, estatisticamente superior às demais ($p < 0,05$), ou seja, menor incidência de doenças infecciosas e parasitárias. A Mesoregião Noroeste apresentou a menor média, I_{EF} igual a 59,25 e possui a maior variabilidade no terceiro quartil. Os municípios de Damianópolis, Goiás, Formoso, Doverlândia e Mundo Novo apresentaram os menores índices, necessitando de intervenção dos gestores. Os municípios que apresentaram os maiores valores são Lagoa Santa, Gameleira de Goiás e Ipiranga de Goiás.

Quanto ao índice ação (I_A), que indica os investimentos em saúde e saneamento, estatisticamente não há diferenças entre as Mesoregiões ($p > 0,05$) (Figura 1 e 2f). Os municípios Acreúna, Luziânia, Brazabrantes, Novo Planalto e Teresina de Goiás receberam menos investimentos. Os gestores em saneamento e saúde pública devem focar as atenções em Luziânia, visto que é o 5º município goiano mais populoso e qualquer surto ou epidemia poderia trazer grandes transtornos aos cidadãos.

Quanto ao índice global (I_{GLOBAL}), que sintetiza todos os indicadores, a Mesoregião Sul apresentou o maior valor médio (55,89) ($p < 0,05$), seguido do Centro (47,55), do Leste (45,53), Norte (44,67) e Noroeste (42,52). As Mesoregiões Leste e Centro possuem o menor interquartil, indicando que os seus municípios se encontram em uma condição

semelhante, com menor variabilidade. Os 10 piores municípios foram Guarinos, Damianópolis, Mundo Novo, Santa Isabel, Paranaiguara, Montividiu do Norte, Doverlândia, São Domingos, Amorinópolis e Formoso. Os melhores, Joviânia, Quirinópolis, Palmeiras de Goiás, São João da Paraúna, Rianópolis, Morrinhos, Paraúna, Corumbaíba, Formosa e Caiapônia (Figura 4).

A Figura 3 apresenta a contribuição de cada um dos seis indicadores (força motriz, pressão, estado, exposição, efeito e ação), que totalizam 600 pontos, para os 20 menores e maiores índices globais. Comparando os municípios elencados na Figura 3, nota-se que os indicadores Força motriz, Exposição e Efeito, de maneira geral, necessitam de mais atenção dos gestores. Ou seja, os valores médios destes indicadores foram os que apresentaram maior variabilidade. O município de Guarinos apresentou valores nulos para I_P e I_{EX} , e precisa melhorar o indicador de força motriz, que também está abaixo da média do estado. Damianópolis e Mundo Novo apresentaram todos os indicadores abaixo da média do estado, com exceção do I_P , sendo que o primeiro foi o município que menos investiu em saúde e saneamento (I_{EF}) e sua população está exposta a situações de risco ($I_{EX}=20,23$). Santa Isabel possui baixos valores nos indicadores de Força Motriz, Pressão e Estado, enquanto Paranaiguara apresentou valores de I_{FM} e I_{EF} acima da média goiana, mas valores bem abaixo para I_P , I_E e I_{EX} .

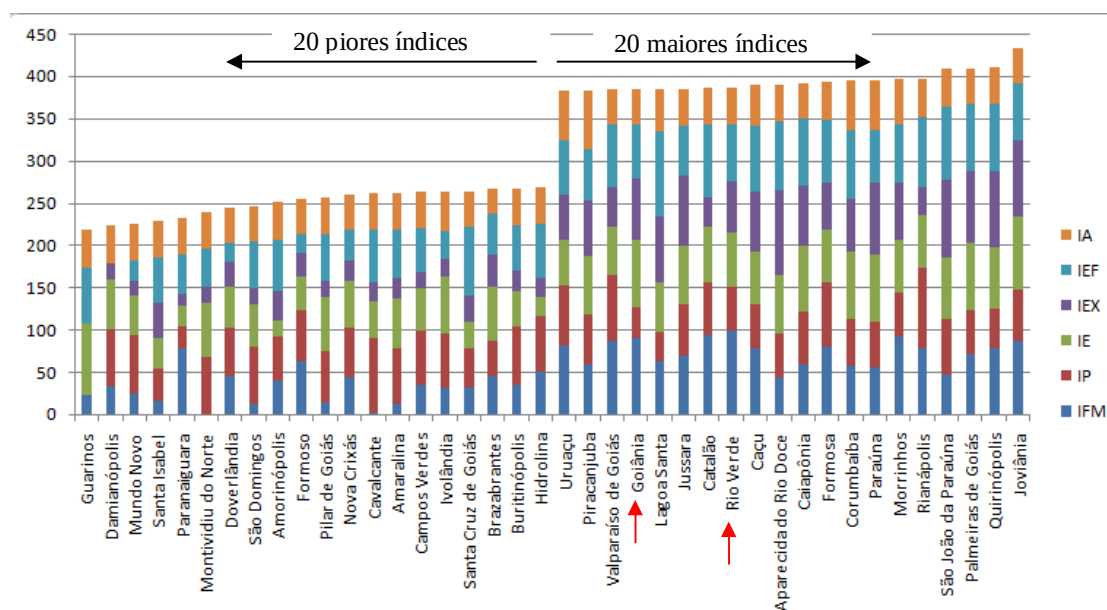


Figura 3: Representação da contribuição dos índices I_{FM} , I_P , I_E , I_{EX} , I_{EF} e I_A para os 20 municípios goianos que apresentaram o maior índice I_{GLOBAL} e para os 20 que possuem o menor índice I_{GLOBAL} .

Quanto aos municípios que possuem os maiores valores para I_{GLOBAL} , Joviânia, Quirinópolis e Palmeiras de Goiás precisam aumentar os investimentos em saúde e saneamento, visto que o índice I_A está abaixo da média goiana. São João da Boa Aliança precisa melhorar os indicadores que compõem o índice de Força motriz. Já Morrinhos, Paraúna e Corumbáiba necessitam reduzir a pressão das ações humanas sobre o ambiente.

Os indicadores dos seis municípios goianos mais populosos são apresentados na Figura 4, bem como o que apresentou o maior I_{GLOBAL} (Joviânia) e o menor (Guarinos). O município de Goiânia obteve o índice global de 75,14 estando na 17ª posição no ranking goiano. Como esperado este apresentou alto índice para Força Motriz baixo para Pressão, visto que para o primeiro apresentou bons indicadores de IDH-m, taxa de atividade das pessoas e proporção da população pobre; e para o segundo obteve altos valores de veículos e consumo de energia por habitante, o que implicou em uma maior pressão sobre o ambiente, e, portanto, menor valor do índice. Ainda, de maneira geral o município apresentou bons índices, em especial para Exposição (I_{EX}) e precisa melhorar também os investimentos em saneamento e saúde (I_A).

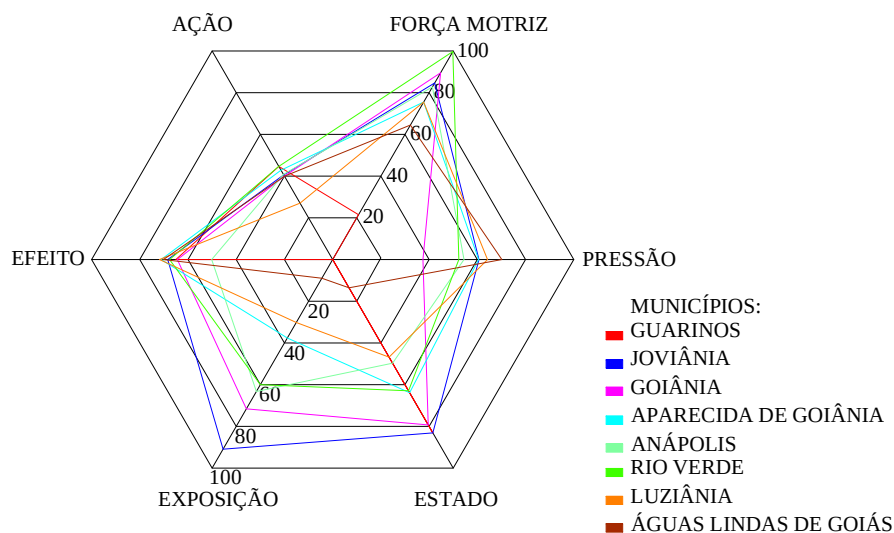


Figura 4: Valores dos índices I_{FM} , I_P , I_E , I_{EX} , I_{EF} e I_A para os municípios goianos mais populosos.

O segundo município goiano mais populoso, Aparecida de Goiânia, se encontra na 57ª posição do ranking e todos os índices (I_{FM} , I_P , I_E , I_{EX} , I_{EF} e I_A) apresentaram valores

próximos à média goiana. O terceiro, Anápolis, esta na 78º posição e necessita melhorar os índices I_p , I_E , e I_{EF} .

Dentre os municípios mais populosos, Rio Verde apresentou o melhor índice global (78,49) estando na 13º posição. Para melhorar, precisa reduzir os indicadores de internações por doenças infecciosas e parasitárias (I_A) e a pressão sobre o ambiente (I_p). Luziânia se encontra na 131º posição do ranking e precisa melhorar os índices I_E , I_{EX} e I_A , ou seja, melhorar os indicadores de saneamento, investir em saúde pública e saneamento.

O município mais preocupante é o de Águas Lindas de Goiás, que possui índice global de 25,71 e se encontra na 212º posição no ranking. Somente os índices I_{FM} e I_p foram superiores à média goiana. Todos os demais estão abaixo, necessitando aumentar a rede coletora e tratamento de esgotos, a eficiência e eficácia na distribuição de água tratada, investimentos em saneamento e gastos com saúde pública; reduzir as taxas de mortalidade infantil e internações por doenças infecciosas e parasitárias. O estudo do Instituto Mauro Borges (SEGPLAN, 2013) também aponta este município como carente de atenção dos gestores, que apresentou o pior índice para a saúde.

CONCLUSÃO

A análise de componentes principais demonstrou ser uma técnica robusta e eficiente para a determinação dos pesos para composição dos índices. Mesmo em situações de ausência de alguns indicadores, desde que se obedecem aos testes e requisitos para a sua aplicação, esta análise multivariada gerou índices confiáveis.

A normalização dos indicadores e variáveis com valor mínimo de zero e máximo de um possibilitou a composição de índices mais robustos do que quando empregado a normalização de média zero e desvio padrão igual a um.

A mesoregião Sul apresentou valores médios dos índices I_{FM} , I_{EX} , I_{EF} e I_{GLOBAL} superior às outras. Isso significa dizer que, de maneira geral, os municípios que estão nesta região apresentam melhores índices de IDHm, PIB per capita, uma maior taxa de pessoas economicamente ativas e uma menor desigualdade na distribuição da renda. Além disso, contam com melhores serviços de coleta de lixo, com um maior número de ligações de

água e esgoto, bem como melhores índices de tratamento de esgoto. Como se espera, estes municípios possuem uma menor taxa de mortalidade infantil, bem como menores índices de internações relacionadas a doenças infecciosas e parasitárias.

Já as mesoregiões Norte e Leste apresentaram os melhores índices para I_p , ou seja, as atividades humanas presentes nos municípios exercem menor pressão no ambiente. Portanto, possuem um menor número de veículos automotores per capita, um menor consumo de água e energia per capita, bem como uma menor pressão sobre o uso e alteração do solo.

A Mesoregião Centro para o índice global apresentou o menor interquartil, indicando que os seus municípios se encontram em uma condição semelhante, com menor variabilidade dos indicadores analisados.

Um dos municípios mais preocupante é o de Águas Lindas de Goiás, que possui índice global de 25,71 e se encontra na 212ª posição no ranking. Somente os índices I_{FM} e I_p foram superiores à média goiana. Todos os demais estão abaixo, necessitando aumentar a rede coletora e tratamento de esgotos, a eficiência e eficácia na distribuição de água tratada, investimentos em saneamento e gastos com saúde pública; reduzir as taxas de mortalidade infantil e internações por doenças infecciosas e parasitárias. O município de Guarinos também apresentou os piores índices I_p e I_{EX} , tal qual o I_{GLOBAL} .

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABORDO, IC; MILITANTE, ICS; NUNEZ, AA; PELAYO, JL; TAGRA, JA. The environmental sanitation, hygienic practices and the prevalence of intestinal parasitism among school children. **Asian Journal of Health**, vol.1.1, p185. 2011.
- BELLIDO, JG; BARCELLOS, C; BARBOSA, FS; BASTOS, FI. Saneamiento ambiental y mortalidad en niños menores de 5 años por enfermedades de transmisión hídrica en Brasil. **Revista Panamericana de Salud Publica**, vol.28.2, p114. 2010.
- BERTOLLO, P. Assessing ecosystem health in governed landscapes: a framework for developing core indicators. **Ecosystem Health**, vol. 4, 33-51. 2001.
- BORJA, PC; MORAES, LRS. Indicadores de saúde ambiental com enfoque para a área de saneamento. Parte 1 – aspectos conceituais e metodológicos. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 8, n. 1, p. 13-25, jan./mar., 2003A.

- BORJA, PC; MORAES, LRS. Indicadores de saúde ambiental com enfoque para a área de saneamento. Parte 2 – estudo de caso. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 8, n. 2, p. 26-38, abr./jun., 2003b.
- BORJA, A; GALPARSORO, I; SOLAUN, O; MUXIKA, I; TELLO, EM; URIARTE, A; VALENCIA, V. The European Water Framework Directive and the DPSIR, a methodological approach to assess the risk of failing to achieve good ecological status. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, vol. 66, p.84-96, 2006.
- BRASIL. Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde. Coordenação Geral de Vigilância em Saúde Ambiental. Organização Pan-Americana da Saúde. Representação da Opas-OMS no Brasil. In: **Simpósio Internacional Sobre a Construção de Indicadores para a Gestão Integrada em Saúde Ambiental**, 2004, Recife. *Relatório Final*. Recife: Centro de Pesquisas Aggeu Magalhães/Fiocruz, 2004.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **GEO Brasil 2002**: perspectivas do meio ambiente no Brasil. Brasília: Edições Ibama, 2002.
- BRASIL. Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde. **Vigilância em Saúde Ambiental**: dados e indicadores selecionados. 2013.
- BRASIL. Fundação Nacional de Saúde. **Impactos na saúde e no sistema único de saúde decorrentes de agravos relacionados a um saneamento ambiental inadequado /** Fundação Nacional de Saúde – Brasília: Fundação Nacional de Saúde, 2010.
- BRASIL. Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde. **Vigilância em Saúde Ambiental**: dados e indicadores selecionados. v.1, 2006.
- BRASIL. Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde. **Vigilância em Saúde Ambiental**: dados e indicadores selecionados. v.2, 2007.
- BUNCH, M; MCCARTHY, D; WALTNER-TOEWS, D. A family of origin for ecosystem approach to managing for sustainability. In: Waltner-Toews, D., Kay, J.J., Lister, N.-M.E. (Eds.), **The Ecosystem Approach: Complexity, Uncertainty and Managing for Sustainability**. Columbia University Press, New York, pp.125-138. 2008.
- CALIJURI, M.L; *et al.* Study of indicators of environmental health and sanitation in Northern city of Brazil. **Eng Sanit Ambient**, v.14 n.1, p. 19-28, 2009.
- CARNEIRO, F. F. *et al.* Environmental health and inequalities: building indicators for sustainable development. **Ciência & Saúde Coletiva**, 17(6):1419-1425, 2012
- CBD. Convention on Biological Diversity. <http://www.cbd.int/> (acesado em 12.01.2014). 1992.
- CHAVES, HML; ALIPAZ, S. An integrated indicator based on basin hydrology, environment, life, and policy: the Watershed Sustainability Index. **Water Resour Manag**, 21(5):883–95. 2007.

- CORVALÁN, C. **Decision-making in environmental health: from evidence to action.** London: E & FN Spon; WHO, 2000.
- CORVALÁN CF, KJELLSTRÖM T, SMITH KR. Health, Environment and Sustainable Development. Identifying Links and Indicators to Promote Action. **Epidemiology Resources Inc.**, 10(5), 656-660, 1999.
- CORVALÁN C, BRIGGS D, KJELLSTRÖM T. **Development of environmental health indicators.** In Linkage methods for environment and health analysis. Edited by Briggs D, Corvalán C, Nurminen M. Geneva: Office of Global and Integrated Environmental Health, World Health Organization, 19–53, 1996.
- COSTA, SS; *et al.* Epidemiological Indicators Applied to Studies about Association Between Water Supply and Sanitation and Health Based on Data at Municipal Level. **Eng. sanit. ambient.**, Vol.10, Nº 2 - abr-jun, 118-127. 2012
- COSTA, A. M. *et al.* **Impactos na saúde e no Sistema Único de Saúde decorrentes de agravos relacionados a um saneamento ambiental inadequado - relatório final.** Rio de Janeiro: FIOCRUZ, 2012.
- DOBBIE, MJ; DAIL, D. Robustness and sensitivity of weighting and aggregation in constructing composite índices. **Ecological Indicators**, 29, 270–277, 2013.
- EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY (EPA). **The European environment-state and outlook.** Luxembourg: Office for Official Publication soft he European Communities; 2005.
- EU. **European Water Framework Directive.** Directive 2000/60/EC. European Union. <http://ec.europa.eu/environment/water/> (acessado em 12/01/2014). 2000.
- EZZATI, M; UTZINGER, J; CAIRNCROSS, S; COHEN, AJ; SINGER, BH. Environmental risks in the developing world: exposure indicators for evaluating interventions, programmes, and policies. **J Epidemiol Community Health**, 59, 15-22, 2005
- FARROW, A; WINOGRAD, M. Land use modeling at the regional scale: an input to rural sustainability indicators for Central America. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, 85 (1-3), pp. 249-268, 2001.
- GARRIGA, RG; FOGUET, AP. Unravelling the Linkages Between Water, Sanitation, Hygiene and Rural Poverty: The WASH Poverty Index. **Water Resour Manage**, 27, 1501-1515. 2013.
- GENTRY-SHIELDS, J; BARTRAM, J. Human health and the water environment: Using the DPSEEA framework to identify the driving forces of disease. **Science of the Total Environment**, 468-469, 306-314, 2014.
- HAIR, J. F. **Multivariate data analysis.** 7th Edition. Macmillan, New York, 2010.

- HAK, T; MOLDAN, B; DAHL, AL. **Sustainability Indicators: A Scientific Assessment.** Scientific Committee on Problems of the Environment (SCOPE) Series. Island Press, Washington DC. 2007.
- HAMBLING, T; WEINSTEIN, P; SLANEY, D. A review of frameworks for developing environmental health indicators for climate change and health. **Int J Environ Res Public Health**, 8, 1-22, 2011.
- HELLER, L; AZEVEDO, EA. Exclusão sanitária em Belo Horizonte, MG: caracterização e associação com indicadores de saúde. In: **Fundação Nacional da Saúde**. 1º Caderno de pesquisa em engenharia de saúde pública. 2. ed. Brasília: Funasa, p. 71-98, 2006.
- HSIEH, C; KENAGY, GP. Measuring Quality of Life: A Case for Re-Examining the Assessment of Domain Importance Weighting. **Applied Research Quality Life**, DOI 10.1007/s11482-013-9215-0, 2013.
- HUANG, S-L; WONG, J-H; CHEN, T-C. A frame work of indicator system for measuring Taipei's urban sustainability. **Landscape and Urban Planning**, 42, 1, p. 15–27, 1998.
- HUYNEN, MMTE; MARTENS, P; HILDERINK, HBM. The health impacts of globalisation: a conceptual framework. **GlobHeal**, 1, 1-12, 2005.
- IBGE. Coordenação de Geografia. Atlas de saneamento 2011 [Online]// Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. - IBGE, 2011. - Acessado em 10/01/2014. - <http://www.ibge.gov.br/>, 2011.
- JAGO-ON, KAB; KANEKO, S; FUJIKURA, R; FUJIWARA, A; IMAI, T; MATSUMOTO, T; ZHANG, J; TANIKAWA, H; TANAKA, K; LEE, B; TANIGUCHI, M. Urbanization and subsurface environmental issues: An attempt at DPSIR model application in Asian cities. **Science of the total environmental**, 407, p. 3089-3104, 2009.
- JUWANA, I; MUTTIL, N; PERERA, BJC. Indicator-based water sustainability assessment – A review. **Science of the Total Environment**, 438, p. 357-371, 2012.
- LACKEY, RT; Values, Policy and Ecosystem health. **Bioscience**, v. 51(6):437-443, 2001.
- LI, F.; LIU, X.S.; HU, D.; WANG, R.S.; YANG, W.R.; LI, D. LI. Measurement indicators and an evaluation approach for assessing urban sustainable development: a case study for China's Jining City. **Landscape and Urban Planning**, 90 (3–4), p. 134-142, 2009.
- LIU, H-Y; BARTONOVA, A; PASCAL, M; SMOLDERS, R; SKJETNE, E; DUSINSKA, MA. Approaches to integrated monitoring for environmental health impact assessment. **Environmental Health**, 11:88, 2012.
- LEE, EJ; SCHWAB, KJ. Deficiencies in drinking water distribution systems in developing countries. **Journal Water Health**, 3(2):109-27. 2005.
- MA. **Ecosystem sand Human Well-Being: Current State and Trends.** Island Press, New York. 2005.

- MACIEL FILHO, AA. **Indicadores de vigilância ambiental em saúde.** Informe Epidemiológico do SUS, Brasília, v. 8, n. 3, p. 59-66, 1999.
- MARTINEZ-ALIER, J; MUNDA, G; O'NEILL, J. Weak comparability of values as a foundation for ecological economics. **Ecological Economics**, 26, 277–286. 1998.
- MINGOTI, S. A. **Análise de dados através de métodos de estatística multivariada: uma abordagem aplicada.** Belo Horizonte: Editora UFMG, 2005.
- MORRIS, GP; BECK, SA; HANLON, P; ROBERTSON, R: Getting strategic about the environment and health. **Public Health**, 120:889–903. 2006.
- MUÑOZ-ERICKSON, TA; AGUILAR-GONZALEZ, B; SISK, TD. Linking ecosystem health indicators and collaborative management: a systematic framework to evaluate ecological and social outcomes. **Ecology and Society**, 12 (2), 6. 2007.
- NARDO, M; SAISANA, M; SALTELLI, A; TARANTOLA, S; HOFFMAN, A; GIOVANNINI, E. **Handbook on constructing composite indicators: methodology and user guide**, 2008.
- ORGANIZAÇÃO PAN-AMERICANA DA SAÚDE (OPAS). **Água e saúde.** Relatório 2001. Acessado em: <http://www.opas.org.br/sistema/fotos/agua.pdf>, acessado em 14/01/2014.
- PERRET, B. **Indicateurs sociaux. Etat des lieux et perspectives.** Les Papiers du CERC 2002-01, Conseil de l'emploi, des revenus et de la cohésion sociale, Paris, 2002.
- PINTO, MA; PERES, F; MOREIRA, JC. Using the “Driving force – pressure – state – exposure – effects – action (DPSEEA)” model of the World Health Organization (WHO) for the analysis of risks related to the use of pesticides in agricultural activities in the state of Rio de Janeiro. **Ciência & Saúde Coletiva**, 17(6):1543-1555, 2012.
- POLICY RESEARCH INITIATIVE. **Canadian Water Sustainability Index**, 2007.
- PROGRAMA DAS NAÇÕES UNIDAS PARA O MEIO AMBIENTE (PNUMA). Directorate General Environment, Working Group of the Expert Group on the Urban Environment: towards a local sustainability profile. **European Common Indicators**, PNUMA, 2000.
- PRÜSS-ÜSTÜN, A; ROBERT BOS, F; BARTRAM, J. Safe Water, Better Health. **World Health Organization**, 2008.
- RAPPORT, DJ; COSTANZA, R; EPSTEIN, P; GAUDET, C; LEVINS, R. Ecosystem Health. **Blackwell Science**, Oxford. 1998a
- RAPPORT, DJ; COSTANZA, R; MCMICHAEL, AJ. Assessing ecosystem health. **Ecology & Evolution**, 13, 397-402. 1998b

- REED, MS; FRASER, EDG; DOUGILL, AJ. An adaptive learning process for developing and applying sustainability indicators with local communities. **Ecological Economics**, 59, 406-418. 2006.
- ROSEMARIN, A. Sustainable sanitation water in small urban centers. **Water Sci. Technol.**, 51(8): 109-18. 2005.
- SAUVÉ, L; GODMAIRE, H. Environmental Health Education: A Participatory Holistic Approach. **Eco Health**, 1(2), 35-46, 2004.
- SCHUTZ, G.; HACON, S.; SILVA, H. Principales marcos conceptuales aplicados para La evaluación de La salud ambiental mediante indicadores en América Latina y el Caribe. **Revista Panamericana de Salud Publica**, Washington, v. 24, n. 6,p. 276-285, 2008.
- SEGPLAN - Secretaria de Estado de Gestão e Planejamento. **IDM: Índices de Desempenho dos Municípios Goianos-2010**. 2013.
- SHEN, QP; CHEN, Q; TANG, BS; YEUNG, S; HU, YC; CHEUNG, G. A system dynamics model for the sustainable land use planning and development. **Habitat International**, 33, 15–25, 2009.
- SHEN, L-Y; OCHOA, JJ; SHAH, MN; ZHANG, X. The application of urban sustainability indicators: A comparison between various practices. **Habitat International**, 35, 17-29, 2011.
- SINGH, K. P.; MALIK, A.; MOHAN, D.; SINHA, S. Multivariate statistical techniques for the evaluation of spatial and temporal variations in water quality of Gomti River (India)—a case study. **Water Research**, 38, 3980–3992, 2004.
- SOBRAL, A; FREITAS, CM; GURGEL, H; PEDROSO, MM. MODELOS DE ORGANIZAÇÃO E ANÁLISE DOS INDICADORES. In: **Freitas, Carlos Machado de. Saúde Ambiental – Guia básico para construção de indicadores**. Brasília-DF, 2011.
- SU, M; FATH, BD; YANG, Z. Urban ecosystem health assessment: A review. **Science of the Total Environment**, 408, 2425–2434, 2010.
- SULLIVAN, CA. Calculating a water poverty index. **World Dev**, 30(7):1195–210. 2002.
- SULLIVAN, CA; et. al. The Water Poverty Index: Development and application at the community scale. **Natural Resources Forum**, 27, 189–199. 2003.
- TEIXEIRA, J.C.; GOMES, M.H.R.; SOUZA, J.A. Estudo da associação entre cobertura por serviços de saneamento e indicadores epidemiológicos nos países da América Latina: estudo com dados secundários. **Revista Panamericana de Salud Pública (Impresa) / Pan American Journal of Public Health (Impresa)**, v. 32, p. 419-425, 2012.

- WAHEED, B; KHAN, F; VEITCH, B. Linkage-based frameworks for sustainability assessment: making a case for driving force-pressure-state-exposure effect-action (DPSEEA) frameworks. **Sustain**, 1:441–463. 2009.
- WALTNER-TOEWS, D; KAY, JJ; LISTER. **The Ecosystem Approach**: Complexity, Uncertainty, and Managing for Sustainability. Columbia University Press, New York. 2008.
- WALTNER-TOEWS, D. Ecosystem health e a framework for implementing sustainability in agriculture. **Bioscience**, 46, 686-689. 1996.
- WILKINK, DA. Assessing ecosystem health. **Ecology & Evolution**, 2, 69, 1999.
- WIEGAND, J; RAFFAELLI, D; SMART, JCR; WHITE, PCL. Assessment of temporal trends in ecosystem health using an holistic indicator. **Journal of Environmental Management**, 91, 1446-1455 2010
- WHITE, RM; FISCHER, A; MARSHALL, K; TRAVIS, JMJ; WEBB, TJ; DIFALCO, S; REDPATH, SM; VAN DER WAL, R. Developing an integrated conceptual framework tounderstand biodiversity conflicts. **Land Use Policy**, 26, 242-253. 2009.
- WHO. **Monitoring health impacts of climate change in Europe**. London: World Health Organization; 2001.
- WHO. **Trends in Maternal Mortality: 1990 to 2008**. Estimates developed by WHO, UNICEF, UNFPA and the World Bank, Geneva. 2012.
- WHO. **Definition of Environmental Health developed** at WHO consultation in Sofia, Bulgaria. 1993. Disponível em: <<http://health.gov/environment> > Acesso em: jan. 2014
- WHO. **World Health Statistics 2010**. World Health Organization, Geneva. 2010.
- WHO. **Proposed Core e Environmental Public Health Indicators for the U.S. – MEXICO Border Region**. Joint ECE/Eurostat Work Session on Methodological Issues of Environment Statistics. Ottawa, Canada, 18:1-4, 2001.
- ZHANG, XL ; WU, Y; SHEN, L. An evaluation framework for the sustainability of urban land use: A study of capital cities and municipalities in China. **Habitat International**, 35, 141-149, 2011.
- ZHOU, P; ANG, BW; ZHOU, EDQ. Weighting and Aggregation in Composite Indicator Construction: a Multiplicative Optimization Approach. **Soc Indic Res**, 96, 169–181. 2010.



Apêndice 3: Relação entre custo de insumos químicos na ETA e qualidade de água bruta utilizando regressão linear múltipla e redes neurais artificiais

Environmental Management
(ISSN: 0364-152X-print version; ISSN: 1432-1009-electronic version). Qualis A2.

Relação entre custo de insumos químicos na ETA e qualidade de água bruta utilizando regressão linear múltipla e redes neurais artificiais

Saulo Bruno Silveira e Souza
Escola de Engenharia Civil/UFG
saulobruno@hotmail.com

Klebber Teodomiro Martins Formiga
Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais – CIAMB e em Engenharia do Meio
Ambiente - PPGEMA/UFG
klebber.formiga@gmail.com

RESUMO

Este estudo relaciona os custos de insumos químicos para tratamento de água bruta em função de sua qualidade. Este custo deve fornecer indicações sobre os benefícios por resguardar e proteger os mananciais. As variáveis utilizadas foram turbidez, cor, coliformes fecais, volume de água tratada e índice de qualidade da água (IQA), que estão relacionadas ao consumo de insumos químicos durante o tratamento de água em estações de ciclo completo. Para estabelecer os pesos de cada variável independente utilizou-se: a) o método de regressão linear múltiplas com inferência aos mínimos quadrados ordinários e, b) as redes neurais artificiais (RNA) em múltiplas camadas, utilizando treinamento *Leverberg-Marquardt* e *Backpropagation*, bem como algoritmo de poda do tipo *Optimal Brain Damage* e algoritmo de *bagging*. Para os modelos empregados, um incremento de 10% sobre o valor do parâmetro cor, implicou, de modo geral, um aumento em torno de 5% sobre o custo dos insumos. A turbidez impacta cerca de 7% sobre o custo, o IQA, cerca de 3% e a presença de coliformes Fecais acima de 1.000 NMP/100mL incrementa por volta de 13% sobre o custo. O modelo que apresentou melhor coeficiente de correlação (0,94) entre os custos observados e os estimados, bem como menor erro quadrático (2,72) foi o RNA com treinamento de *Levenberg-Marquadt* empregando técnicas de poda e *bagging*, enquanto que o modelo linear múltiplo apresentou os piores valores (0,76; 10,27). Este RNA também apresentou maior robustez dentre as 5 amostras de dados simuladas.

Palavras chave: algoritmo, rede neural artificial, turbidez, regressão.

ABSTRACT

This study simulates the marginal costs of treating raw water in terms of volume of pollutants. This cost should provide a lower limit on benefits for safeguarding and protecting the watersheds. The variables used were turbidity, color, fecal coliforms, volume of treated water and water quality Index (IQA), which are related to the consumption of chemical products for water treatment in the complete cycle. To establish the weights for each independent variable, the following items were used: a) the method of multiple linear regression with inference on the ordinary least squares and b) artificial neural networks (ANN) on multiple layers, using Levenberg-Marquardt training and Backpropagation as well as pruning algorithm as the type Optimal Brain Damage and bagging algorithm. For the applied models, an increase of 10% on the value of the color parameter, in general, it was implied an increase of around 5% over cost. Turbidity impacts nearly 7% on the cost, the IQA, about 3% and the presence of fecal coliform above 1.000 NMP/100mL increases around 13% on the cost. The model that showed the best correlation coefficient (0.94) between the observed and estimated costs as well as lower squared error (2.72) was the RNA Levenberg-Marquardt with training using pruning techniques and bagging, while the multiple linear model showed the worst (0.76; 10.27). This RNA also showed greater robustness among the 5 samples of simulated data.

Keywords: algorithm, artificial neural network, turbidity, regression.

INTRODUÇÃO

A sociedade tem reconhecido cada vez mais que as funções de suporte à vida que os ecossistemas subsidiam são fundamentais para manter as civilizações humanas prosperando. Estas incluem a purificação de água, recarga de águas subterrâneas, ciclagem de nutrientes, decomposição de resíduos, a regulação climática e manutenção da biodiversidade. Derivadas de processos físico, biológico e químico do ecossistema natural, estas funções raramente são notadas pelos usuários. Consequentemente, apesar de serem

essenciais para o bem-estar humano, estes serviços dos ecossistemas têm sido raramente valorizado em termos econômicos (NATIONAL RESEARCH COUNCIL-NRC, 2005).

Nos últimos 50 anos, os seres humanos têm modificado intensamente os ecossistemas, principalmente devido à população crescente e aumento das taxas de consumo. Embora essas mudanças têm contribuído substancialmente para o bem-estar humano, esses benefícios possuem custos crescentes, principalmente quanto à deterioração de muitos serviços dos ecossistemas. A degradação dos ecossistemas tem atenuado consideravelmente durante a primeira metade deste século (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT-MEA, 2005), repercutindo, por exemplo, na saúde pública.

Preocupações com a saúde associados à urbanização incluem principalmente as doenças transmitidas por vetores e infecções bacterianas, derivada da contaminação da água potável e reutilização de resíduos infectantes (TEIXEIRA, GOMES e SOUZA, 2012; SIDHU e TOZE, 2009; MARA *et al.*, 2010; NAKAGAWA *et al.*, 2006 ; STYEN *et al.*, 2004). Doenças como cólera, desinteria, diarreia e malária ainda ocorrem em países em desenvolvimento como resultado da falta de saneamento e à presença de áreas de reprodução de moscas e mosquitos (TEIXEIRA, HELLER e BARRETO, 2007; FREEMAN, *et al.*; 2013; JHA, 2003; LEEMING *et al.*, 1998; MAKSIMOVIC e TEJADA-GUIBERT, 2001).

Cisternas e pequenas nascentes utilizadas para fornecimento de água em periferias de cidades ou mesmo em municípios com pouca infraestrutura podem estar contaminados com *Escherichia coli* e vírus, e agir como as vias de exposição para proliferação de patógenos (TEIXEIRA, HELLER e BARRETO, 2007; FREEMAN, *et al.*; 2013; ASHBOLT, 2004; HOWARD *et al.*, 2003 ; LANGERGRABER e MUELLEGGGER, 2005). A deterioração da qualidade das águas subterrâneas e superficiais é atribuída à contaminação a partir de matéria orgânica, os micropoluentes, nutrientes e agentes patogênicos (NYENJE *et al.*, 2010; CLARA *et al.*, 2005; FREEMAN, *et al.*; 2013; FOPPEN, 2002; NAKAGAWA *et al.*, 2006; .; STYEN *et al.*, 2004). A contaminação dos recursos hídricos, solo e alimentos combinada com falta de higiene, tem sido a maior causa de mortalidade infantil e perda de dias de trabalho (WHO, 2010; GENSER *et al.*, 2008; RUTSTEIN, 2000). Tratamento e distribuição de água potável, esgotamento sanitário, fornecimento de instalações sanitárias

e práticas adequadas de higiene podem aliviar a pressão humana sobre o ambiente e propiciar saúde e qualidade de vida à população.

Segundo a UNICEF e a OMS (2009), em 2008 mais de um bilhão de pessoas não têm acesso à água potável, e mais de 2 milhões morrem anualmente de diarreia relacionada com a água. Doenças diarreicas é uma das principais causas de morbidade e mortalidade em países economicamente menos desenvolvidos. Normalmente, as águas superficiais são altamente vulneráveis à poluição fecal antropogênica resultante de rápido crescimento da população (HOFSTRA *et al.*, 2013; MASTERS *et al.*, 2013; GODFREY *et al.*, 2006). Tal contaminação fecal tem implicações profundas e graves para a saúde pública, em particular em pequenas comunidades, onde as águas superficiais são muitas vezes uma fonte de beber e tomar banho de água (HOFSTRA, *et al.*, 2013; DENIS *et al.*, 2011; PEDLEY e HOWARD, 1997). No entanto, não são apenas as populações humanas nos países em desenvolvimento que estão propensas à má qualidade da água.

As crescentes demandas sobre os recursos hídricos levantam preocupações sobre a oferta de longo prazo sustentável da água potável em muitos países economicamente mais desenvolvidos. A agricultura intensiva e a construção em grande escala de estradas e assentamentos têm levado a um forte aumento da contribuição das fontes contaminantes não pontuais, aumentando o volume de escoamento durante os eventos de chuva (SERVAIS *et al.*, 2007) e o carreamento de poluentes.

Muitas pesquisas e trabalhos têm sido publicados apresentando novas tecnologias para tornar possível o tratamento da água, principalmente como resposta à degradação que os mananciais têm sofrido. E muito deles apresentam comparativo de custos entre as técnicas tradicionais e as mais tecnológicas (MIERZWA *et al.*, 2008; EPA, 2008a, 2008b, SHARMA *et al.*, 2013). Entretanto, além do crescimento exponencial e insustentável dos gastos com o tratamento devido à degradação do manancial, há a necessidade de enfatizar a importância de uma visão interdisciplinar sobre esta questão, que oriente a busca por uma solução mais sustentável. Países como EUA (Nova York), México, França e mesmo o Brasil têm proposto medidas de preservação ambiental pela iniciativa de pagamento por serviços ambientais. A idéia se baseia na premissa de que é mais vantajoso incentivar a preservação dos bens naturais, utilizando-se do incentivo financeiro como ponto de partida,

do que arcar com os custos de uma possível reparação dos danos. A SABESP, Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo, gasta cinco vezes mais com o tratamento da água da represa de Guarapiranga do que com o tratamento da água do Sistema Cantareira onde o projeto de conservação está implantado.

Corroborando o fato de que a preservação da vegetação natural da bacia hidrográfica minimiza os efeitos da erosão e do aporte de sedimentos nos corpos d'água, um levantamento realizado em 2002 pela American Water Works Association em 40 sistemas de abastecimento nos EUA estimaram uma regressão estabelecendo relação entre o percentual de vegetação da bacia com os custos operacionais do tratamento. Ernst *et al.* (2004) apontaram que cada incremento de 10% na área preservada ou reflorestada resulta em redução de aproximadamente 20% no custo de produtos químicos.

No Brasil, a contínua degradação da qualidade da água bruta dos três principais sistemas de abastecimento público da Grande São Paulo - sistemas Cantareira, Guarapiranga e Alto Tietê - chegou a mais que duplicar o custo do tratamento para deixá-la adequada e segura ao consumo doméstico (potável) nos últimos cinco anos (SÃO PAULO, 2008).

Na composição da tarifa de água que cada consumidor paga no fim do mês, segundo a Sabesp, os custos com produtos químicos representam 2% sobre o valor total. Segundo SÃO PAULO (2008), entre 2002 e 2007, o total de produtos usados para tratar 1 milhão de litros de água chegou a aumentar 51% no sistema Guarapiranga, que atende 4 milhões de moradores nas zonas sul e oeste. No mesmo intervalo, o Alto Tietê consumiu 9% a mais de produtos químicos para deixar a água potável para 3 milhões de pessoas (SABESP, 2012). Segundo a Agência Ambiental Americana, o gasto com insumos durante o tratamento da água chega a 17% sobre o custo de operação e manutenção da ETA (EPA, 2008a).

O custo do tratamento de água municipal, devido à perda da qualidade da água bruta representa um componente importante dos custos sociais da poluição da água. A gestão eficiente dos recursos hídricos deve equilibrar os custos de tratamento de água, evitando o uso de água bruta de má qualidade, ou mesmo a busca por outras fontes, que oneram a produção da água potável (RYGAARD *et al.*, 2009). O custo marginal de melhorar a

qualidade da água bruta em geral, não deverá exceder o benefício marginal de tal melhoramento (DEARMONT *et al.*, 1998).

Forster *et al.* (1987), Holmes, (1988), Dearmont *et al.* (1998), Murray e Forster (2001) apresentam estudos que quantificam a relação entre custo de produção da água com o nível de turbidez da água bruta, uma medida de sedimentos em suspensão na água. Decisões sobre o uso e manejo da terra influenciam a quantidade de sedimentos presentes no manancial. Altos níveis de turbidez pode significar aumento de custos para o tratamento de água potável nas instalações municipais.

Este estudo fornece informações sobre os custos marginais de tratamento de água bruta em função de volume de poluentes. Este custo deve fornecer um limite inferior sobre os benefícios por resguardar e proteger os mananciais. Tal qual outros estudos (FORSTER *et al.* 1987; HOLMES, 1988; DEARMONT *et al.* 1998; MURRAY e FORSTER 2001), utilizou-se a turbidez, cor, coliformes fecais e índice de qualidade da água (IQA) como variáveis que estão relacionadas ao consumo de insumos químicos durante o tratamento de água em estações de ciclo completo. Para estabelecer os pesos de cada variável independente utilizou-se: a) o método de regressão linear múltiplas com inferência aos mínimos quadrados ordinários e, b) as redes neurais artificiais em múltiplas camadas, que foram desenvolvidas a partir de uma tentativa de reproduzir em computador um modelo que simule a estrutura e funcionamento do cérebro humano.

As redes neurais artificiais (RNAs) têm sido usadas com sucesso para resolver problemas complexos em diversas áreas de aplicação, tais como: classificação (reconhecimento de padrões), função aproximação (análise de séries temporais), otimização (satisfação de restrições), processamento de dados, e sistemas de controle (robótica) (HAYKIN, 1999). A capacidade de adaptação da aprendizagem com RNAs (eles aprendem o comportamento de um dado fenômeno diretamente a partir de dados) permite a solução de problemas complexos que seriam difíceis de serem resolvidos analiticamente (RAFIQ *et al.*, 2001). Os principais benefícios destas características especiais são: baixa sensibilidade de erro, de processamento paralelo, armazenamento de informação distribuída, capacidade de generalização, e capacidade de adaptação a novos dados (SILVA *et al.*, 2011).

RNAs têm sido utilizadas para resolver problemas em diversas áreas do conhecimento. Na área de engenharia civil, há trabalhos na área de construção (AWODELE e JEGEDE, 2009; GARRETT, 1994), em operações de manutenção (MENDES JR, 1997), na análise da vida útil dos componentes de construção (SILVA *et al.*, 2013; USMAN e RESDIANSYAH, 2008). Na área ambiental tem sido utilizado para estimar a radiação solar (SAHIN *et al.*, 2013), determinar a variação temporal na concentração de ozônio ao nível do solo (PAVÓN-DOMÍNGUEZ *et al.*, 2013; BANDYOPADHYAY e CHATTOPADHYAY, 2007), determinação do nível do lençol freático (SAHOO e JHA, 2013), prever a qualidade da água (NAJAH *et al.*, 2013; AHMED *et al.*, 2009; CHAU, 2006; PALANI *et al.*, 2008, MAY *et al.*, 2008; JIANG *et al.*, 2013), relação entre habitat e peixes em lagos (OLDEN e JACKSON, 2001), estimar custos da prestação de serviços de saneamento (ALEX *et al.*, 2010), de construção de edificações (JAFARZADEH *et al.*, 2014) e de rodovias (CHOI *et al.*, 2014).

Portanto, este estudo vem estabelecer uma relação entre custo de insumos para tratamento de água e a qualidade da água bruta. Além disso, vem estabelecer um comparativo entre as metodologias de regressão linear múltipla e redes neurais artificiais.

MATERIAL E MÉTODO

Área de estudo

A área de estudo contempla 40 estações de tratamento de água do Estado de Goiás, o qual se localiza na região centro-oeste do Brasil, entre as longitudes 53° 14' 52" W.Gr. e 45° 54' 23" W.Gr. e entre as latitudes 12° 23' 44" Sul e 19° 28' 58" Sul. Os dados são mensais ao longo do ano de 2013. Estas estações são operadas pela SANEAGO – Saneamento do Estado de Goiás – e foram selecionadas por serem representativas, ou seja, foram selecionadas ETA's de grande (7), médio (23) e pequeno (10) porte que apresentem tratamento de ciclo completo.

Regressão linear múltipla (RLM)

Segundo Fedotova *et al.* (2013), a técnica de regressão compreende a análise de amostra de dados para obter informações se duas ou mais variáveis são relacionadas e qual é a natureza desse relacionamento. A Equação 1 descrever o relacionamento entre múltiplas variáveis é:

$$Y_i = \beta_0 + \beta_1 X_{i1} + \beta_2 X_{i2} + \dots + \beta_k X_{ik} + s_i \quad (\text{Eq. 1})$$

Onde: Y_i é a variável dependente ou explicada, $X_{i1} \dots X_{ik}$ são as variáveis independentes ou explicativas, $\beta_0 \dots \beta_k$ são os coeficientes, e s_i os erros aleatórios do modelo. A letra minúscula i refere-se à i -ésima observação e a segunda letra k , identifica a variável dependente.

A estimação dos parâmetros é feita por inferência estatística com base em uma amostra representativa em análise, realizada pelo método dos mínimos quadrados ordinário (MQO). O vetor de coeficientes do modelo é obtido por:

$$\tilde{\beta} = (X^T X)^{-1} X^T Y \quad (\text{Eq. 2})$$

A busca pelo melhor modelo RLM não é uma tarefa trivial. Várias técnicas de regressão, juntamente com variáveis de procedimentos de selecção têm sido propostos para a selecção do melhor conjunto de preditores de regressão, empregando o método *enter*, *backward* ou *stepback*, *stepwise*, *forward* ou *remove*, os quais foram utilizados neste estudo.

Para que os parâmetros inferidos pelo método dos MQO, sejam não tendenciosos, eficientes e consistentes, alguns pressupostos sobre as variáveis independentes, os resíduos e a especificação do modelo devem ser atendidos: as variáveis independentes não devem conter nenhuma perturbação aleatória; os erros aleatórios satisfazem as hipóteses de variância constante (modelo homocedástico), normalidade e ausência de autocorrelação; e ainda que o modelo esteja corretamente especificado, ou seja, na sua composição estejam incluídas apenas variáveis explicativas relevantes, e a escala das variáveis qualitativas envolvidas seja adequadamente escolhida, com o objetivo de garantir a linearidade do modelo (FEDOTOVA *et al.*, 2013; PELLI NETO, 2006; GUJARATI, 2000).

Redes neurais artificiais (RNA)

As RNA's foram desenvolvidas a partir de uma tentativa de reproduzir em computador um modelo que simule a estrutura e funcionamento do cérebro humano. Uma RNA é um sistema que tem capacidade computacional adquirida por meio de aprendizado e generalização (BRAGA, CARVALHO e LUDEMIR, 2000). O aprendizado está relacionado com a capacidade das RNA's de adaptarem seus parâmetros como consequência da interação com o ambiente externo. A generalização, por sua vez, está associada à capacidade destas redes em fornecerem respostas consistentes para dados não apresentados durante a etapa de treinamento (PELLI NETO, 2006).

O elemento fundamental do processamento de RNAs é geralmente chamado de um neurônio, uma vez que a maioria dos RNA's simulam sistemas neurais biológicos. Essencialmente um neurônio recebe entradas (através de suas sinapses), os combina de alguma forma (envolvendo os pesos sinápticos), executa uma operação geralmente não-linear ao resultado e fornece este resultado como a sua saída. Tipicamente a saída de um neurônio alimenta várias sinapses, cada um dos quais estabelece uma ligação com um outro neurônio dentro da rede.

O tipo mais comum de RNA é o de redes neurais de múltiplas camadas (MLP), que foi empregado no modelo em estudo, utilizando 10 camadas. Uma MLP é uma rede com três ou mais camadas de neurônios: uma camada de entrada, uma ou mais intermediárias (ocultas) e uma camada de saída. MLP's utilizadas são redes feedforward totalmente conectados, onde cada neurônio em cada camada está ligada a todos os neurônios na camada seguinte, ou seja, a saída de um neurônio na i -ésima camada da rede não pode ser usada como entrada para os neurônios em camadas de índice menor ou igual a i . É usual que alguns neurônios recebam informações extra de entrada sem relação com os outros, o que normalmente melhora o desempenho da rede (SILVA *et al.*, 2013). Contudo, um número excessivo de neurônios na camada intermediária pode ter como consequência a obtenção de resultados indesejáveis, normalmente conhecidos como overfitting, situação que ocorre quando a RNA está sobre parametrizada, possuindo mais neurônios do que os necessários ao treinamento (PELLI NETO, 2006).

As funções utilizadas para o cálculo de ativação geralmente são não lineares para garantir a plena funcionalidade das RNA's com múltiplas camadas de neurônios. As funções mais utilizadas são as que possuem um formato sigmoidal, tais como a sigmóide, a tangente hiperbólica, seno, gaussiana, etc (HAYKIN, 1999). No modelo utilizou-se a tangente hiperbólica.

Normalmente, os algoritmos são classificados como aprendizado supervisionado, não supervisionado e aprendizado por reforço. No modelo é utilizado o aprendizado supervisionado, onde existe a presença de um professor ou supervisor, externo à rede, que tem a função de monitorar a resposta obtida para cada vetor de entrada. O conjunto de treinamento é formado por pares de dados de entrada e de saída (características dos imóveis da amostra e os preços coletados), onde se sabe, portanto, qual deve ser a resposta esperada da RNA. O ajuste dos custos é realizado de forma a obter na saída da rede o valor desejado, quando comparado com o valor real, dentro dos limites de tolerância inicialmente determinados. Maiores detalhes podem ser obtidos em Silva *et al.* (2011), Hajek (2005), Pagariya e Bartere (2013), Haykin (1999), Braga, Carvalho e Ludemir (2000).

O algoritmo de treinamento mais conhecido para o MLP é o algoritmo *backpropagation* (BPA), descrito em 1986 por Rumelhart, Hinton e Williams, que utiliza a técnica de gradiente descendente para minimizar os erros (PAGARIYA e BARTERE, 2013). Uma vez que a saída de qualquer neurônio é uma função dos seus pesos, os erros podem ser escritos como funções dos pesos de entrada de qualquer camada. Essencialmente BPA consiste em estabelecer estas funções para as várias camadas, usando a técnica de redução do gradiente para encontrar os pesos que minimizem os erros. Desde então, diversos algoritmos foram propostos, destacando-se o algoritmo *Leverberg-Marquardt*, que segundo Hagan e Menhaj (1994) apresenta uma eficiência superior no treinamento quando comparado com o algoritmo *backpropagation*. Este último possui mais vantagens quanto à velocidade de treinamento do que à capacidade de generalização (SILVA *et al.*, 2013). Para tal, serão empregados estes dois algoritmos, para verificar o comportamento dos modelos.

Dentre os problemas conhecidos que dificultam a obtenção de uma boa generalização são o *overfitting* e o *underfitting*. O *overfitting* poderá ocorrer quando existir um excesso de neurônios na camada intermediária da rede, ou seja, na situação em que a RNA tem mais

pesos do que necessário para a resolução do problema. O *underfitting*, por sua vez, ocorre quando a RNA possui menos parâmetros do que necessário. Neste caso, devem ser adicionados ao aprendizado, controles sobre o processo de treinamento e generalização, de forma a obter o ajuste ideal (BRAGA, CARVALHO E LUDEMIR, 2003). Existem diversas abordagens para solução destes problemas, entre elas estão os métodos construtivos e os métodos de poda. Os primeiros visam a construção gradual da RNA por meio da adição de neurônios na camada intermediária, até que o ponto ideal entre o treinamento e generalização seja alcançado. Os algoritmos de poda, por sua vez, percorrem o processo inverso, começando com uma estrutura inicial definida de forma empírica, mas visando a diminuição desta estrutura até a obtenção da arquitetura ideal. Os métodos de poda têm sido preferidos em relação aos métodos construtivos, muito em virtude dos algoritmos *Optimal Brain Damage* – OBD (CUN, DENKER e SOLLA, 1989; ORLOWSKA-KOWALSKA e KAMINSKI, 2013) e *Optimal Brain Surgeon* – OBS (POPPI e MASSART, 1998; HASSIBI e STORK, 1993). No modelo foi empregada a poda OBS, onde as conexões são cortadas e, após o corte de uma conexão, a rede é retreinada, permitindo que um número maior de cortes seja efetuado. Este algoritmo foi escolhido porque no método OBS a rede neural é retreinada, aproximando-se os erros de treinamento por uma função quadrática, de modo a garantir a existência de um mínimo.

O ajuste da arquitetura das RNA's, com relação ao número de neurônios da camada intermediária, buscando evitar o *overfitting* ou o *underfitting*, tem o dilema entre a polarização e a variância (BRAGA, CARVALHO e LUDEMIR, 2003). RNA's com um baixo número de neurônios possuem baixa variância, mas geram respostas polarizadas, ou seja, são direcionadas para determinados resultados, enquanto que modelos com excesso de neurônios na camada intermediária tendem a possuir uma maior variabilidade nas respostas (problema da variância) (BRAGA, CARVALHO e LUDEMIR, 2003). Para minimização do problema da variância nas saídas das RNA's, geralmente são propostos algoritmos de *bagging*, que são métodos de geração de múltiplas versões de previsores e a utilização destes em uma árvore de decisão (BREIMAN, 1994). O uso do *bagging* se torna atrativo quando se deseja projetar uma RNA cujo objetivo seja uma boa generalização (HAJEK, 2005), que é o caso da construção de RNA's para as avaliações em massa.

Este estudo faz uso do algoritmo *backpropagation* com múltiplas camadas feedforward e do algoritmo Levenberg-Marquardt com função de transferência tipo tangente hiperbólico, que segundo Lippmann (1987) e Riad *et al.* (2004) é o que possui arquitetura de rede neural mais popular em uso, devido ao seu alto desempenho em comparação com as outras redes. Para minimizar os problemas de generalização *overfitting* e o *underfitting* utilizou-se o método de poda *Optimal Brain Surgeon* e para minimização do problema da variância nas saídas das RNA's empregou-se algoritmo de *bagging*.

As redes neurais oferecem as seguintes propriedades úteis e capacidades (HAYKIN, 1999; HAJEK, 2005):

- a) Não linearidade. Um neurônio é basicamente um elemento não linear. Por conseguinte, uma rede neural é em si não linear, uma vez que é formada pela interconexão de neurônios,
- b) Mapeamento de entrada-saída. Amostras são escolhidas aleatoriamente a partir do conjunto, e os pesos sinápticos (parâmetros livres) da rede são modificados de modo a minimizar a diferença entre a resposta desejada e a resposta real da rede produzida pelo sinal de entrada, de acordo com um critério adequado. O treinamento da rede é repetido por muitas amostras no conjunto até que a rede atinge um estado de equilíbrio, onde não há mais alterações significativas nos pesos sinápticos.
- c) Adaptação. As redes neurais têm uma capacidade para adaptar seus pesos sinápticos às mudanças no ambiente. Além disso, a rede neural pode ser concebida para alterar os seus pesos sinápticos em tempo real quando está atuando em um ambiente não estacionário.
- d) Informação contextual. Conhecimento é representado pela própria estrutura e do estado de ativação de uma rede neural. Cada neurônio na rede é potencialmente afetado pela atividade global de todos os outros neurônios na rede. Consequentemente, a informação contextual é tratada com rede neural.
- e) Tolerância a falhas. Devido à natureza distribuída da informação armazenada na rede, o dano deve ser extenso para que a resposta global da rede seja degradada seriamente.

Assim, uma rede neural apresenta uma degradação suave em desempenho, ao invés de uma falha catastrófica.

f) Implementação VLSI. A natureza maciçamente paralela de uma rede neural torna-a potencialmente rápida para o cálculo de certas tarefas.

g) Uniformidade de análise e projeto. Basicamente, as redes neurais desfrutam da universalidade como processadores de informação. Esta característica manifesta-se de diferentes maneiras: a) Os neurônios, de uma forma ou de outra, representam um ingrediente comum a todas as redes neurais. b) Esta semelhança torna possível compartilhar teorias e algoritmos de aprendizagem em diferentes aplicações de redes neurais. c) redes modulares podem ser construídas através de uma perfeita integração de módulos.

h) Analogia neurobiológica. O projeto de uma rede neural é motivado por analogia com o cérebro, que é uma prova viva de que o processamento paralelo tolerante a falhas não é só fisicamente possível, mas também rápido e poderoso.

Variáveis

O custo com insumos químicos das ETA's em análise, considerou-se: sulfato de alumínio ferroso, cloro líquido com pureza de 99,5% e cal hidratada. Na etapa de desinfecção pode-se utilizar inúmeros produtos e tecnologias, mas ficaremos restritos, neste trabalho, à utilização do cloro, que é empregado por todas as ETA's em estudo. A aplicação de flúor não foi contabilizada, uma vez que nem todas as ETA's analisadas o empregavam. O meio filtrante não foi considerado como insumo, uma vez que não foi adotado perda do material filtrante, bem como sua substituição.

Alguns estudos procuram estabelecer relação entre custo de insumos e qualidade da água bruta. Forster *et al.* (1987) utilizou as variáveis a turbidez, o volume de água tratada e o tempo médio de retenção. Já Holmes (1988) empregou basicamente a turbidez e vazão. Dearmont *et al.* (1998) levantou os custos relacionados aos insumos químicos para produção de água nas estações de tratamento de água no Texas, considerando a interação de

turbidez, pH, vazão produzida, precipitação média anual e uma variável dicotômica para contaminação. Murray e Forster (2001) relacionaram os custos somente com a turbidez.

Para a escolha das variáveis independentes a serem utilizadas, deve-se observar quais delas efetivamente influenciam e explicam a variação dos preços dos insumos químicos. Elas podem ser divididas basicamente em quatro grupos: quantitativas, qualitativas, Proxy (Variável utilizada para substituir outra de difícil mensuração e que se presume guardar com ela relação de pertinência) e dicotômicas (também conhecidas com binárias ou dummy).

Portanto, os parâmetros selecionados para compor as variáveis independentes da equação do custo de insumos químicos foram: turbidez, pH, cor aparente, coliformes fecais, volume de água tratada e IQA. O índice de qualidade de água foi considerado, uma vez que ele sintetiza em um único valor, algumas características da água, que influenciam sobre o consumo de insumos, durante as várias etapas de tratamento. O índice de qualidade de água foi calculado empregando a análise fatorial e de componentes principais, utilizando o método dos mínimos quadrados para estimar os escores da equação (SINGH *et al.*, 2004; MINGOTI, 2005; HAIR, 2005). Todas as variáveis independentes são do tipo quantitativa, com exceção dos coliformes fecais, que é dicotômica, onde a concentração inferior a 1.000 NMP/100 mL, assume-se o valor zero, acima deste, um.

Sensibilidade do modelo

As MLP's aprendem através de padrões de comportamento. A sua formação é um processo iterativo que consiste na apresentação de um conjunto representativo de padrões para uma versão da rede, que determina os erros entre as saídas reais e os valores de destino, e utilizam esses erros para melhorar o desempenho da rede, ajustando os pesos. Para garantir que a resposta final apresente uma boa capacidade de generalização - que é o objetivo do treinamento - um conjunto de validação cruzada também pode ser usada para monitorar a evolução dos erros nos padrões não utilizados no treinamento. Uma vez que o treinamento seja concluído a rede é testada usando um novo conjunto de padrões, a fim de avaliar o seu desempenho com os padrões observados pela primeira vez (SILVA *et al.*, 2013).

Para verificar a sensibilidade dos modelos, com o objetivo de escolher o melhor, foram selecionadas cinco amostras, cada uma com um conjunto de dados diferente para a validação e para a modelagem de dados. A partir da amostra inicialmente obtida, composta de 130 dados, 80% deles foram utilizados para a modelagem e 20% foram separados da modelagem para a validação dos resultados. Este processo fora realizado por 5 vezes aleatoriamente, de tal forma que obteve-se cinco amostras, cada uma com dois conjuntos de dados, sendo um para treinamento e outro para validação.

Para cada uma das cinco amostras foram realizadas as seguintes modelagens com abordagens diferenciadas:

- 1) regressão linear múltipla
- 2) RNA $\hat{\sigma}$, com treinamento *Levenberg-Marquadt*;
- 3) RNA $\hat{\sigma}$, com treinamento *Levenberg-Marquadt*, empregando *bagging* e poda;
- 4) RNA $\hat{\sigma}$, com treinamento *Backpropagation*;
- 5) RNA $\hat{\sigma}$, com treinamento *Backpropagation*, empregando *bagging* e poda;

Para comparação entre os modelos, foi calculado para cada uma das cinco amostras, os resíduos quadráticos médios para validação dos resultados, conforme Equação 3, bem como o coeficiente de correlação obtido.

$$\varepsilon = \frac{\sum (P-V)^2}{N} \quad (\text{Eq. 3})$$

onde $\hat{U}$ é igual ao resíduo quadrático médio na validação dos modelos, P os custo com insumos que compõe o conjunto de validação e V os valores estimados para estes mesmos dados.

RESULTADOS E DISCUSSÕES

Durante a aplicação da regressão linear múltipla, a variável pH não se adequou ao modelo, em várias transformações testadas, obtendo inversão de sinal nas situações nas quais apresentava significância baixa e sinais adequados quando apresentava alta significância, ou seja, quando aumentava a incerteza do modelo. Portanto, para obtenção de um modelo mais robusto e adequado, não se empregou a variável pH. Analisando os dados, nota-se que

o custo da cal hidratada para correção do pH representa menos de 4% sobre o custo total com insumos químicos. Além disso, somente 10% das ETA's avaliadas fazem uso deste insumo, visto que grande parte dos mananciais apresentam pH neutro.

Tabela 1: Variáveis utilizadas no modelo de Regressão e RNA.

Período		COR APARENTE (uH)	TURBIDEZ (UT)	COL. FECAL (NMP/100ML)	IQA (-4 a 4)	Custo insumos (R\$/1.000m ³)
chuva	Média	51,35	16,33	1783,65	-0,22	22,61
	Mínimo	6,70	1,00	11,00	-3,91	12,43
	Máximo	140,00	43,00	12997,00	0,42	36,31
	Mediana	45,00	15,10	920,00	0,09	23,08
	Desv. Padrão	31,47	10,23	2379,67	1,25	5,82
seca	Média	20,38	6,63	314,66	0,05	17,35
	Mínimo	1,48	0,33	0,00	-2,91	8,68
	Máximo	67,00	20,00	1700,00	0,72	30,18
	Mediana	17,25	5,00	135,00	0,16	17,23
	Desv. Padrão	15,31	4,61	416,80	0,62	4,87

A Tabela 1 contém uma sumarização dos dados com a especificação das variáveis utilizadas na modelagem, apresentando os valores mínimos, médios, máximos, mediana e desvio padrão. Nota-se, que em média, o custo com insumos no período chuvoso, R\$ 22,61/1.000 m³, é 30% superior ao custo durante o período de seca R\$ 17,35/1.000 m³. Ainda, comparando estes períodos, há um incremento médio da cor aparente e da turbidez da ordem de 150% durante as chuvas. Como esperado, o desvio padrão das variáveis é maior durante o período de precipitação. O custo com insumos químicos para o tratamento de água varia de R\$ 8,68/1.000 m³ até R\$ 36,31/1.000 m³.

Regressão linear múltipla

Após testar várias transformações nas variáveis, obteve-se a equação de regressão com o melhor nível de significância, apresentando correlação no valor de 76,32%, o que significa uma forte relação entre a variável dependente e as variáveis independentes utilizadas no modelo. O coeficiente de determinação encontrado foi de 58,25%, o que significa dizer que 41,75% do custo dos insumos não foi explicado pelo modelo de regressão por prováveis variáveis não consideradas ou erros ocasionais de medidas. A correlação entre as variáveis independentes é apresentada na matriz da Tabela 2, onde as maiores correlações foram de 0,48 entre as variáveis cor aparente e turbidez, 0,43 entre cor e custo, e 0,46 entre turbidez e

custo. Estes valores são moderados, tornando possível, portanto, o uso da estatística multivariada de regressão linear múltipla, pois não ocorre multicolinearidade no modelo.

Tabela 2: Correlação entre as variáveis.

	Cor	Turbidez	IQA	Col. Fecal	Custo
Cor		0,48	0,04	0,29	0,43
Turbidez			-0,14	0,32	0,46
IQA				-0,13	-0,25
Col. Fecal					0,35

O f calculado (análise de variância) foi de 44,29, valor superior ao tabelado e, portanto, rejeita-se a hipótese de não haver regressão. A significância do modelo apresentou valor abaixo de 0,01%, existindo regressão na atuação conjunta das variáveis com a probabilidade de 99,99%. O coeficiente de correlação de 76,32% indica uma forte correlação entre as variáveis. Na análise de normalidade os percentuais dos resíduos devem apresentar uma tendência à distribuição normal, verificando a aderência da amostra aos percentuais verificados na Curva Normal Reduzida, para equação de regressão escolhida constatou-se que os percentuais apresentaram-se dentro dos domínios estabelecidos para assegurar a normalidade dos resíduos com os seguintes intervalos: 64% da curva distribuiu-se entre $\bar{x} \pm 1s$; 90% da curva distribuiu-se entre $\bar{x} \pm 1,64s$; 97% da curva distribuiu-se entre $\bar{x} \pm 1,96s$. Ainda, observa-se que o modelo é homocedástico, devido à distribuição uniforme dos resíduos, conforme Figura 2.

A coluna η Elasticidade (%) da Tabela 3 indica a variação no custo dos insumos quando a variável em estudo apresenta um acréscimo de 10% sobre seu valor, mantendo as demais fixas. Ou seja, um acréscimo de 10% no valor da cor aparente, implicará em um aumento de 5,43% sobre o custo dos insumos. A coluna η Regressor apresenta os coeficientes da equação.

Tabela 3: Resultados estatísticos do modelo de regressão linear múltipla.

	Transformação	t-Student	Significância	Regressor	Elasticidade (%)
Cor aparente	x	4,34	<0,01	0,074107	5,43
Turbidez	x	4,17	<0,02	0,209894	5,29
IQA	x	-3,14	0,21	-1,283026	-3,01
Coliforme Fecal	x	3,46	<0,05	2,889384	15,28
Custo	x	0	100	14,022178	

O modelo apresentou um bom poder de predição. Na Figura 1, a reta na diagonal deste gráfico (reta amarela) representa a situação em que os valores estimados para os custos dos

insumos são exatamente iguais aos observados. A segunda reta (laranjada) é a regressão linear múltipla entre custos e valores estimados e tem por objetivo a visualização do grau de ajuste dos custos.

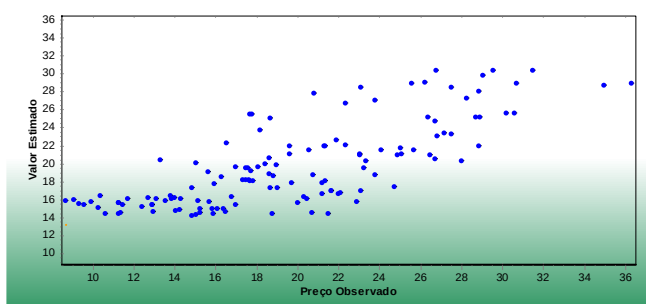


Figura 1: Custo observado x custo calculado para regressão linear múltipla.

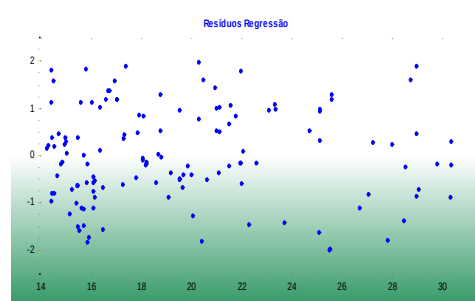


Figura 2: Distribuição dos resíduos.

Redes neurais artificiais

Para a estimação empírica do modelo foi utilizada uma arquitetura de RNA, com aprendizado via algoritmo de treinamento *Levenberg-Marquadt* e *Backpropagation*. Em sequência foi realizado treinamento, implementando algoritmos de poda, *Optimal Brain Surgeon*, e algoritmos de *bagging*. Os modelos apresentaram um bom poder de predição, superior ao da Regressão Linear, que pode ser observado nas Figuras 1 e 3 a 6, que apresentam os custos observados pelos valores estimados pelos modelos.

Conforme a Tabela 4, os resultados obtidos com a RNA's foram mais satisfatórios do que o obtido com a regressão linear múltipla. A aparente superioridade dos modelos RNA's provavelmente se deve ao seu alto poder de mapeamento de funções não lineares, principalmente considerando que os dados coletados apresentaram grande heterogeneidade. Outro fato importante foi a dificuldade na seleção do modelo neural, sem a utilização de um processo de controle durante o treinamento. Considerando que a variabilidade dos resultados foi bem grande, a seleção do modelo se deu de forma empírica, através da análise do erro médio quadrático conforme a Tabela 4. Ficou evidenciada a necessidade da utilização de técnicas mais avançadas, como os procedimentos de poda e de *bagging*, que possibilitaram obter modelos mais precisos, com coeficiente de correlação mais próximo de 1 e com valores de erro quadrático menor. O modelo que apresentou melhor coeficiente de correlação entre os custos observados e os estimados, bem como menor erro quadrático foi

o RNA com treinamento de *Levenberg-Marquadt* empregando técnicas de poda e *bagging*, enquanto que o modelo linear múltiplo apresentou os piores valores.

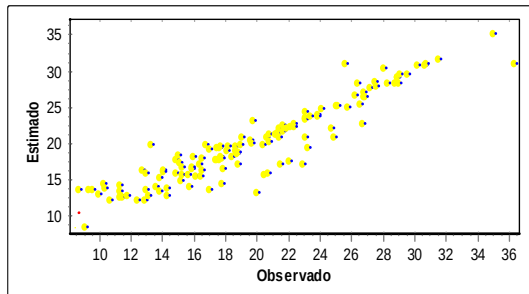


Figura 3: Custo observado x custo calculado para RNA treinamento *Levenberg-Marquadt*.

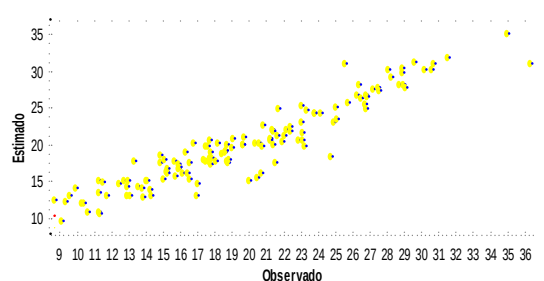


Figura 4: Custo observado x custo calculado para RNA treinamento *Levenberg-Marquadt* com algoritmos de poda e *bagging*.

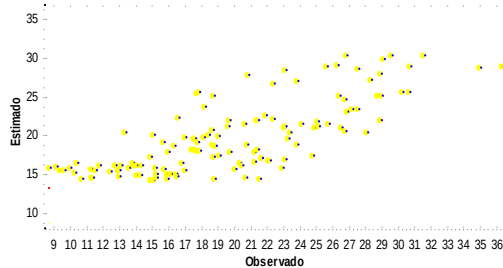


Figura 5: Custo observado x custo calculado para RNA treinamento *Backpropagation*.

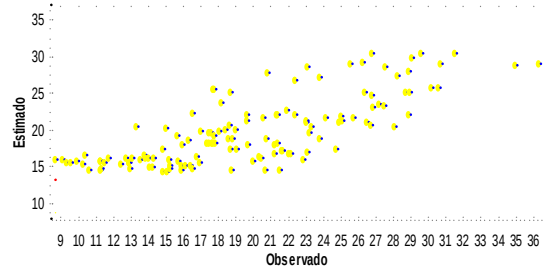


Figura 6: Custo observado x custo calculado para RNA treinamento *Backpropagation* com algoritmos de poda e *bagging*.

A coluna ñElasticidade (%)ò da Tabela 4 indica a variação no custo dos insumos quando a variável em estudo apresenta um acréscimo de 10%. Para o modelo de maior coeficiente de correlação, 0,94, um incremento de 10% sobre o valor do parâmetro cor, implicará em um aumento de 5,48% sobre o custo. A turbidez impacta 6,75% sobre o custo, o IQA, -2,89% e o Coliforme Fecal, 13,58%.

Forster et al. (1987) estabeleceram a relação entre a erosão do solo e os custos de tratamento de água para 12 comunidades em Ohio Corn Belt, usando uma função de custo Cobb-Douglas. As variáveis utilizadas foram custos de insumos químicos, a turbidez, o volume de água tratada, o tempo médio de retenção e erosão do solo. A elasticidade da turbidez foi relatada como sendo 11,9%.

Tabela 4: Resultados estatísticos dos modelos de regressão linear múltipla e RNA's.

Modelos	Variáveis	Elasticidade (%)	Coef. Correlação	Erro Quadrático
Regressão linear múltipla	Cor	5,43	0,7632	10,27
	Turbidez	5,29		
	IQA	-3,01		
	Col. Fecal	15,28		
RNA treinamento Levenberg-Marquadt	Cor	5,38	0,8322	7,62
	Turbidez	6,89		
	IQA	-2,79		
	Col. Fecal	14,34		
RNA, Levenberg-Marquadt, empregando bagging e poda	Cor	5,48	0,9444	2,72
	Turbidez	6,75		
	IQA	-2,89		
	Col. Fecal	13,58		
RNA treinamento Backpropagation	Cor	5,56	0,7656	10,02
	Turbidez	5,4		
	IQA	-3,14		
	Col. Fecal	15,66		
RNA treinamento Backpropagation, empregando bagging e poda	Cor	5,66	0,9067	4,45
	Turbidez	5,44		
	IQA	-3,04		
	Col. Fecal	15,06		

Holmes (1988) avaliou os efeitos da erosão do solo devido à atividade agrícola sobre os custos de tratamento de água a jusante. Ele divide o problema em duas etapas. Primeiro, ele relatou os custos de tratamento da água e os preços de insumos de cada etapa. Em segundo lugar, o custo foi relacionado com a qualidade da água bruta, considerando turbidez, vazão e a capacidade de armazenamento. Neste estudo, Holmes estimou uma função de custo Cobb-Douglas que relacionou os custos de tratamento de e a qualidade da água. Ele utilizou dados provenientes de 430 grandes estações de tratamento de água dos EUA. Os custos consideraram a operação e gestão, incluindo a distribuição e aquisição de água, não incluindo os custos de capital. A elasticidade do modelo hedônico estimada do custo para a turbidez foi de 7%.

Dearmont *et al.* (1998) levantaram os custos relacionados aos insumos químicos para produção de água nas estações de tratamento de água no Texas, considerando a qualidade das águas superficiais. Foram utilizados dados de 12 estações de tratamento de água ao longo de três anos (1988-1991). Um aumento de 10% na turbidez da água bruta implicou um aumento de 2,5-2,7% em custos de produtos químicos. Eles usaram uma função de custo polinomial tendo em conta a interação de turbidez, pH, vazão produzida, precipitação média anual e uma variável dicotômica para contaminação.

Murray e Forster (2001) avaliaram a relação entre os custos de tratamento de água das comunidades da bacia dos Grandes Lagos e, em particular, a bacia do rio Maumee. A avaliação foi conduzida primeiramente apenas com os dados de Maumee e depois a função foi ajustada para os dados de maior bacia dos Grandes Lagos. Os autores estimaram as relações em três etapas. Eles dividiram os custos em insumos químicos, não químicos e químicos relacionados à turbidez. O modelo empregou dados de 11 estações de tratamento de água na bacia do Maumee. Os autores utilizaram a equação custo Cobb-Douglas e relataram uma elasticidade de 3,0% relacionado a turbidez.

Sensibilidade

A Tabela 5 apresenta os resultados obtidos com cada modelo, considerando o erro quadrático médio e o coeficiente de correlação, para as 5 amostras.

Tabela 5: Coeficiente de correlação e resíduo quadrático médio dos modelos.

Modelos/Amostras	Coeficiente de Correlação					Erro Quadrático				
	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5
Regressão linear múltipla	0,837	0,863	0,688	0,520	0,754	19,394	12,043	12,560	13,144	15,264
RNA treinamento Levenberg-Marquadt	0,929	0,925	0,804	0,856	0,933	9,360	7,254	8,652	9,651	5,971
RNA, Levenberg-Marquadt, empregando bagging e poda	0,932	0,959	0,952	0,874	0,941	4,798	4,419	1,912	4,330	5,037
RNA treinamento Backpropagation	0,874	0,887	0,745	0,549	0,776	16,455	11,012	15,284	12,404	14,321
RNA treinamento Backpropagation, empregando bagging e poda	0,983	0,943	0,760	0,839	0,974	2,193	5,332	9,750	6,137	1,972

As colunas dos erros quadráticos médios permitem identificar, por amostra, o modelo que apresentou o menor erro na validação dos resultados. Na análise visual da Tabela 5, fica evidenciado que em todos os modelos, os melhores resultados são os que utilizaram as RNA's e que o processo de poda e *bagging* possibilitou a obtenção de bons resultados. Tanto no treinamento *Levenberg-Marquadt* quanto *Backpropagation*, os algoritmos de poda e bagging foram eficientes, possibilitando a redução do erro e aumentando o coeficiente de correlação. Embora possamos obter informações a partir do erro quadrático médio, a análise isolada não é absolutamente apropriada para a comparação entre os resultados obtidos para todas as amostras, pois estas diferem nas escalas das variáveis. Assim, as colunas referentes ao coeficiente de correlação complementam a análise e observa-se novamente que os modelos de RNA's apresentaram um melhor ajuste ao conjunto de validação. O modelo que utiliza o treinamento de *Levenberg-Marquadt* empregando técnicas de poda e *bagging* obteve maior coeficiente de determinação em 3

amostras, enquanto que o o treinamento de *Backpropagation* com técnicas de poda e *bagging* obteve melhores resultados em 2 amostras.

As Figuras 7 a 11 apresentam os custos observados e calculados verificando a sensibilidade dos modelos perante as 5 amostras. Para o RNA com treinamento de *Levenberg-Marquadt*, nas amostras 1, 2 e 5, o ajuste da reta em relação ao modelo que não aplicou poda/*bagging* (reta marron) com o que o fez (reta verde), foi pequeno, mesmo porque aquele já apresentava bom coeficiente de correlação. Já nas amostras 3 e 4, nas quais o RNA com treinamento de *Levenberg-Marquadt* apresentou coeficiente de correlação regular, quando aplicado o algoritmo de poda/*bagging*, houve melhora da correlação, e podemos notar nas Figuras 9 e 10 a mudança da inclinação da reta.

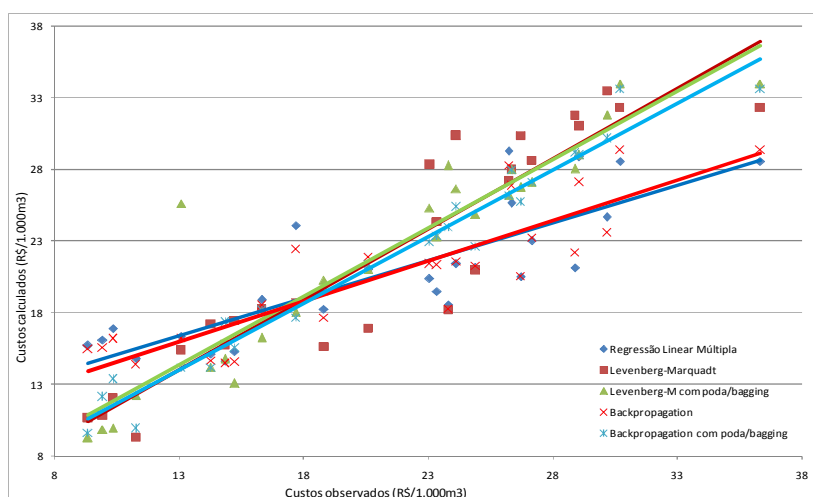


Figura 7: Custos observados x calculados, amostra 1.

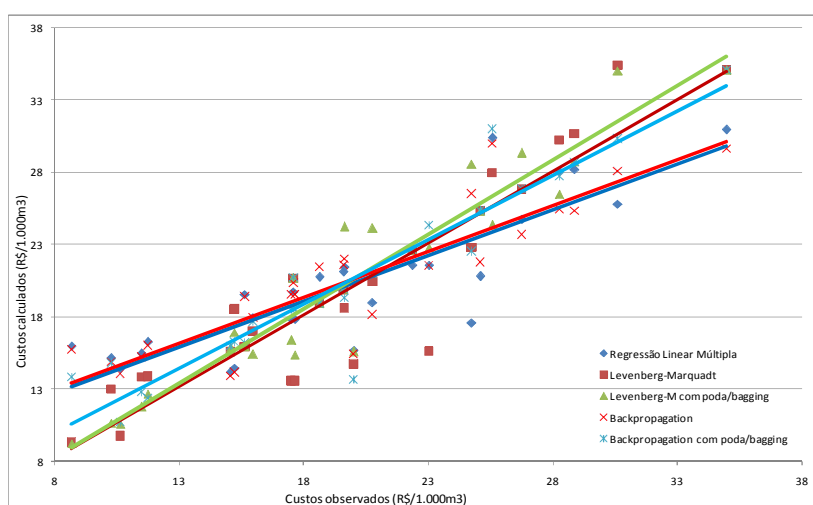


Figura 8: Custos observados x calculados, amostra 2.

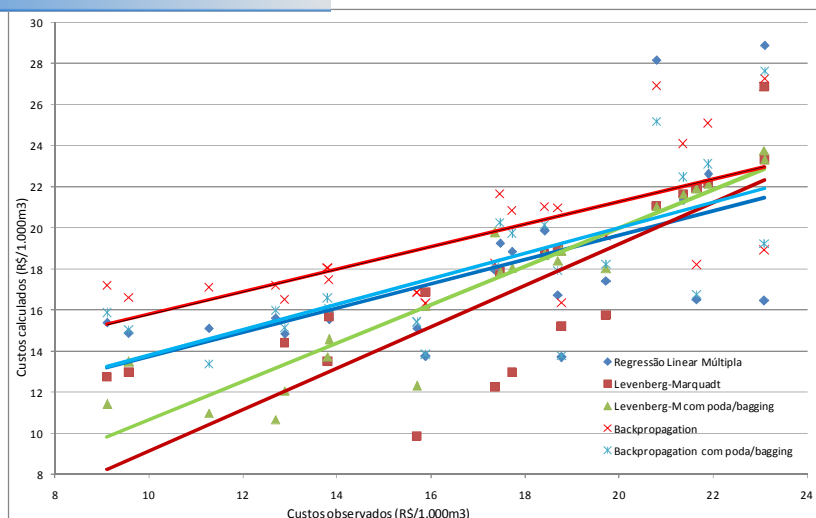


Figura 9: Custos observados x calculados, amostra 3.

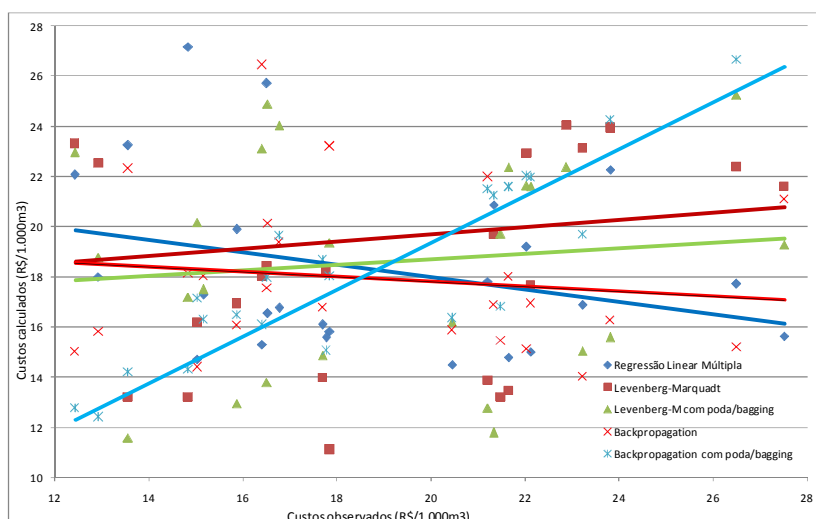


Figura 10: Custos observados x calculados, amostra 4.

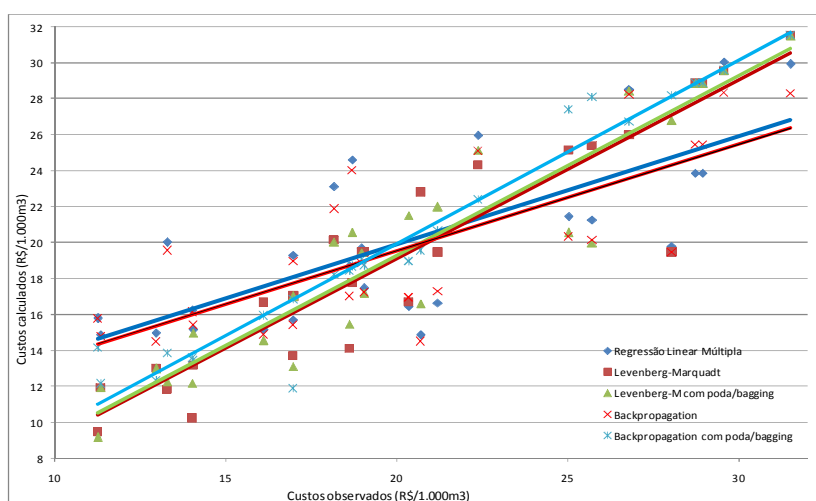


Figura 11: Custos observados x calculados, amostra 5.

CONCLUSÕES

O modelo que apresentou melhor coeficiente de correlação entre os custos observados e os estimados, bem como menor erro quadrático foi o RNA com treinamento de *Levenberg-Marquadt* empregando técnicas de poda e *bagging*, enquanto que o modelo linear múltiplo apresentou os piores valores. Portanto, o modelo mais robusto foi deste RNA.

As técnicas de poda e *bagging* se mostraram eficientes, tanto quando empregadas no treinamento de *Levenberg-Marquadt*, quando *Backpropagation*.

As variáveis mais relevantes e impactantes sobre o custo dos insumos químicos foram a turbidez e os coliformes fecais.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALEX, DP; AL HUSSEIN, M; BOUFERGUENE, A; FERNANDO, S. Artificial Neural Network Model for Cost Estimation: City of Edmonton's Water and Sewer Installation Services. **Journal of Construction Engineering And Management-asce**, 136(7), 745-756, 2010.
- AHMED, AN; ELSHAFIE, A; KARIM, O; JAFFAR, O. Evaluation the efficiency of radial basis function neural network for prediction of water quality parameters. **Eng Intell Syst** 17(4):221i 231, 2009.
- ASHBOLT, NJ. Microbial contamination of drinking water and disease outcomes in developing regions. **Toxicology**, 198:229-38, 2004.
- AWODELE, O; JEGEDE, O. Neural networks and its application in engineering. **Proceedings of Informing Science & IT Education Conference (InSITE) 2009**; Georgia, USA, pp. 83-95, 2009.
- BANDYOPADHYAY, G; CHATTOPADHYAY, S. Single hidden layer artificial neural network models versus multiple linear regression model in forecasting the time series of total ozone. **Int. J. Environ. Sci. Tech.**, 4 (1): 141-149, 2007.
- BRAGA, A. P., CARVALHO, A. P. L. F., LUDEMIR, T. B. **Redes Neurais Artificiais: Teoria e Aplicações**. Rio de Janeiro, LTC, 2000.
- BRAGA, A. P., CARVALHO, A. P. L. F., LUDEMIR, T. B. **Sistemas Inteligentes: Fundamentos e Aplicações**, RECOPE-IA: Rede Cooperativa de Pesquisa em Inteligência Artificial, Manole, 141-168, 2003.
- BREIMAN, L. Bagging Predictors. **Technical Report**, 421, 1994.

- CHAU, K. A review on integration of artificial intelligence into water quality modeling. **Mar Pollut Bull**, 52:726-733, 2006.
- CHOI, S; KIM, D; HAN, S; KWAK, Y. Conceptual Cost-Prediction Model for Public Road Planning via Rough Set Theory and Case-Based Reasoning. **Journal of Construction Engineering and Management**, 140(1), 2014.
- CLARA, M; KREUZINGER, N; STRENN, B; GANS, O; KROISS, H. The solids retention time: a suitable design parameter to evaluate the capacity of wastewater treatment plants to remove micropollutants. **Water Res.**, 39(1):97-106, 2005.
- CUN, YL; DENKER, JS; SOLLA, SA. **Optimal Brain Damage: Advances in Neural Information Processing Systems**, vol.2, Morgan Kaufmann, San Mateo, 598-605, 1989.
- DEARMONT, D; MCCARL, BA; TOLMAN, DA. Costs of water treatment due to diminished water quality: A case study in Texas. **Water Resour. Res.**, 34, 849-853, 1998.
- DENIS, M; TANGUY, M; CHIDAINÉ, B; LAISNEY, MJ; MEGRAUD, F; FRAVALO, P. Description and sources of contamination by *Campylobacter* spp. of river water destined for human consumption in Brittany, France. **Pathologie Biologie**, 59(5), 256-263, 2011.
- EPA. **Detailed Costing Document For The CWT Point Source Category**, 2008a.
- EPA. **Costs and benefits of complete water treatment plant automation**, 2008b.
- ERNST, *et al.* Conserving forests to protect water. **Journal Opflow**, 30:5, 1-7, 2004.
- FEDOTOVA, O; TEIXEIRA, L; ALVELOS, H. Software Effort Estimation with Multiple Linear Regression: Review and Practical Application. **Journal of Information Science & Engineering**; 29:5, 925-945, 2013.
- FOPPEN, JWA. Impact of high-strength wastewater in filtration on groundwater quality and drinking water supply: the case of Sana, a, Yemen. **J. Hydrol.**, 263:198-216, 2002.
- FORSTER, L; BARDOS, CP; SOUTHGATE, DD. Soil erosion and water treatment costs. **J. Soil Water Conserv.**, 42, 349-352, 1987.
- FREEMAN, *et al.* Integration of water, sanitation, and hygiene for the prevention and control of neglected tropical diseases: a rationale for inter-sectoral collaboration. **PLoS Neglected Tropical Diseases**, 7(9), 2013.
- GARRETT, JH. Where and why artificial neural networks are applicable in civil engineering. ASCE, **Journal of Computing in Civil Engineering**, 8 (2), 129-130, 1994.
- GENSER, B; STRINA, A; DOS SANTOS, LA; *et al.* Impact of a city-wide sanitation intervention in a large urban centre on social, environmental and behavior al determinants of childhood diarrhea: analysis of two cohort studies. **Int. J. Epidemiol.**, 37(4):831-40, 2008.

- GODFREY, S; TIMO, F; SMITH, M. Microbiological risk assessment and management of shallow groundwater sources in Lichinga, Mozambique. **Water and Env. J.**, 20, 194-202, 2006.
- GUJARATI, D. N., **Econometria Básica**, 3ª Ed. São Paulo: MAKRON, 2000.
- HAGAN, MT; MENHAJ, MB. Training Feedforward Networks with the Marquardt algorithm. **IEEE Transactions on Neural Networks**, 5:6, 1994.
- HAIR, J. F. **Multivariate data analysis. Fifth Edition**. New Jersey: Prentice Hall, 2005.
- HAJEK, m. **NEURAL NETWORKS**. Elsevier, 2005.
- HASSIBI, B; Stork, DG. **In Advances in neural information processing systems**. 5 Ed. Morgan Kaufmann, San Mateo, CA, p 164, 1993.
- HAYKIN, S. **Neural Networks: a Comprehensive Foundation**. Prentice Hall Inc., 2ª edição, New Jersey, 1999.
- HOFSTRA, N; BOUWMAN, AF; BEUSEN, AHW; MEDEMA, GJ. Exploring global Cryptosporidium emissions to surface water. **Science of the Total Environment**, 442, 10-19, 2013.
- HOLMES, TP. The offsite impact of soil erosion on the water treatment industry. **Land Econ.**, 64, 356-366, 1988.
- HOWARD, G; PEDLEY, S; BARRET, M; NALUBEGA, M; JOHAL, K. Risk factors contributing to microbiological contamination of shallow groundwater in Kampala, Uganda. **Water Res**, 37:3421-9, 2003.
- JAFARZADEH, R; INGHAM, J; WILKINSON, S; GONZÁLEZ, V; AGHAKOUCHAK, A. Application of Artificial Neural Network Methodology for Predicting Seismic Retrofit Construction Costs. **Journal of Construction Engineering and Management**, 140(2), 2014.
- JHA, PK. Health and social benefits from improving community hygiene and sanitation: an Indian experience. **Int J Health Res**, 1(1):133-40 Suppl, 2003.
- JIANG, YC ; NAN, ZR ; YANG, SC. Risk assessment of water quality using Monte Carlo simulation and artificial neural network method. **J of Env Management**, 122, 130-136, 2013.
- LANGERGRABER, G; MUELLEGGER, E. Ecological sanitation: a way to solve global sanitation problems? **Environ Int**, 31:433-44, 2005.
- LEEMING, R; BATE, N; HEWLETT, R; NICOLS, PD. Discriminating faecal pollution: a case study of storm water entering port Philip Bay, Australia. **Water Sci Tech**, 38(10):15-22, 1998.
- LIPPMANN, RP. An introduction to Computing with Neural Nets. **IEEE ASSP Magazine**, 4:22, 1987.

- MAKSIMOVIL, C; TEJADA-GUIBERT, JA. **Frontiers in urban water management**. 1^a ed. Alliance House, 12 Caxton street, London, SW1H 0QS, UK: IWA-publishing; 2001.
- MARA, D; LANE, J; SCOTT, B; TROUBA, D. Sanitation and health. **PLoS Med**, 7(11):1-7, 2010.
- MASTERS, N; WIEGAND, A; AHMED, W; KATOULI, M. Escherichia coli virulence genes profile of surface waters as an indicator of water quality. **Water Res**, 45(19), 6321-6333, 2011.
- MAY, RJ; DANDY, GC; MAIER, HR; NIXON, JB. Application of partial mutual information variable selection to ANN forecasting of water quality in water distribution systems. **Environmental Modelling & Software**, 23:10-11, 1289-1299, 2008.
- MENDES JUNIOR, R. Application of neural networks to the management of constructions. **Proceedings of III Brazilian Congress on Neural Networks**, Florianopolis, Brazil, 1997.
- MIERZWA, JC; SILVA, MCC; RODRIGUES, LDB; HESPANHOL, I . Tratamento de água para abastecimento público por ultrafiltração: avaliação comparativa através dos custos diretos de implantação e operação com os sistemas convencional e convencional com carvão ativado. **Eng. Sanitária e Ambiental**, 13:1 78-87, 2008.
- MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (MEA). **Ecosystems and human wellbeing: Synthesis**, W. V. Reid, ed., Island Press, Washington, D.C. 2005.
- MINGOTI, S. A. **Análise de dados através de métodos de estatística multivariada: uma abordagem aplicada**. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2005.
- MURRAY, C; FORSTER, L. A study of pesticide use, farming practices, and community drinking water treatment costs in the Maumee and Great Lakes Basins. **Rep. Series AEDE-RP-0013-01, Agricultural, Environmental, and Development Economics**, Ohio State Univ., Columbia, Ohio, 2001.
- NAJAH, A; EL-SHAFIE, A; KARIM, OA; EL-SHAFIE, AH. Application of artificial neural networks for water quality prediction. **Neural Computing and Applic**, 22: 1, 187-201, 2013.
- NAKAGAWA, N; OE, H; OTAKI, M; ISHIZAKI, K. Application of microbial risk assessment on a residentially-operated bio-toilet. **J Water Health**, 4(4):479-86, 2006.
- NATIONAL RESEARCH COUNCIL (NRC). **Valuing ecosystem services: Toward better environmental decision-making**. National Academies Press, Washington, D.C. 2005.
- NYENJE, PM; FOPPEN, JW; UHLENBROOK, S; KULABAKO, R; MUWANGA, A. Eutrophication and nutrient release in urban areas of sub-Saharan Africa: a review. **Sci Total Enviro**, 408(3):447-55, 2010.

- OLDEN, JD; JACKSON, DA. Fish-habitat relationships in lakes: gaining predictive and explanatory insight by using artificial neural networks. **Transaction American Fish Soc** 130:878-897, 2001.
- ORLOWSKA-KOWALSKA, T; KAMINSKI, M. Influence of the optimization methods on neural state estimation quality of the drive system with elasticity. **Neural Comput & Applic**, DOI 10.1007/s00521-013-1348-4, 2013.
- PAGARIYA, R; BARTERE, M. Review Paper on Artificial Neural Networks. **International Journal of Advanced Research in Computer Science**, 04(06), 49, 2013.
- PALANI, S; LIONG, SY; TKALICH, P. An ANN application for water quality forecasting. **Marine Pollution Bulletin**, 56:9, 1586-1597, 2008.
- PAVÓN-DOMÍNGUEZ, D; JIMÉNEZ-HORNERO, FJ; GUTIÉRREZ DE RAVÉ, E. Evaluation of the temporal scaling variability in forecasting ground-level ozone concentrations obtained from multiple linear regressions. **Env Mon and Assessment**, 185:5, 3853-3866, 2013.
- PEDLEY, S; HOWARD, G. The public health implications of microbiological contamination of groundwater. **Quarterly Journal of Engineering Geology and Hydrogeology**, 30 (2), 179-188, 1997.
- PELLI NETO, A. Redes neurais artificiais aplicadas às avaliações em massa estudo de caso para a cidade de Belo Horizonte/MG. Dissertação Universidade Federal De Minas Gerais Programa de Pós-Graduação em Engenharia Elétrica, Área de concentração: Engenharia de Computação e Telecomunicações Linha de pesquisa: Inteligência Computacional, 2006.
- POPPI, RJ ; MASSART, DL. The optimal brain surgeon for pruning neural network architecture applied to multivariate calibration. **Analytica Chimica Acta**, 375(1-2), 187-195, 1998.
- RAFIQ, MY; BUGMANN, G; EASTERBROOK, DF. Neural network design for engineering applications. **Computer & Structures**, 79:17, pp. 15, 2001.
- RIAD, S; MANIA, J; BOUCHAOU, L; NAJJAR, Y. Predicting catchment flow in a semi-arid region via an artificial neural network technique. **A Hydrol Process**, 18:2387i 2393. doi:10.1002/hyp.1469, 2004.
- RUTSTEIN, SO. Factors associated with trends in infant and child mortality in developing countries during the 1990s. **Bulletin of the World Health Organization**, 78(10). ISSN 0042-9686, 2000.
- RYGAARD, M; ARVIN, E; BINNING, PJ. The valuation of water quality: Effects of mixing different drinking water qualities. **Water Research**, 43:5, 1207-1218, 2009.
- SABESP. **Relatório de Descrição de Prática de Gestão: Redução de Custos com a Automação da Dosagem de Coagulante**, São Paulo, 2012.

- SAHIN, M; KAYA, Y; UYAR, M. Comparison of ANN and MLR models for estimating solar radiation in Turkey using NOAA/AVHRR data. **Advances in Space Research**, 51:5, 891-904, 2013.
- SAHOO, S ; JHA, MK. Groundwater-level prediction using multiple linear regression and artificial neural network techniques: a comparative assessment. **Hydrogeology Journal**, 21(8), 1865-1881, 2013.
- SÃO PAULO (Estado) Secretaria do Meio Ambiente. Coordenadoria de Educação Ambiental. Caderno Ambiental Guarapiranga. Secretaria de Estado do Meio Ambiente. Coordenadoria de Educação Ambiental. São Paulo: SMA/CEA, 2008.
- SERVAIS, P; BILLEN, G; GONCALVEZ, T; GARCIA-ARMISEN. Modelling microbiological water quality in the Seine river drainage network: Past, present and future situations. **Hydrology and Earth Systems Sciences**, 11, 1581-1592, 2007.
- SHARMA, WR; NAJAFI, M; QASIM, SR. Preliminary Cost Estimation Models for Construction, Operation, and Maintenance of Water Treatment Plants. **J. Infrastruct. Syst**, 19, 451-464, 2013.
- SIDHU, JPS; TOZE, SG. Human pathogens and their indicators in biosolids: a literature review. **Environ Int**, 35:187-201, 2009.
- SINGH, K. P.; MALIK, A.; MOHAN, D.; SINHA, S. Multivariate statistical techniques for the evaluation of spatial and temporal variations in water quality of Gomti River (India) a case study. **Water Research**, 38 3980-3992, 2004.
- SILVA, A; DIAS, JL; GASPAR, PL; BRITO, J. Statistical models applied to service life prediction of rendered façades. **Automation in Construction**, 30, 151-160, 2013.
- SILVA, A; DIAS, JL; GASPAR, PL; BRITO, J. Service life prediction models for exterior stone cladding. **Building Research & Information**, 39:6, 637-653, 2011.
- STYEN, M; JAGALS, P; GENTHE, B. Assessment of microbial infection risks posed by ingestion of water during domestic water use and full-contact recreation in a mid-southern Africa region. **Water Sci Technol**, 50(1):301-8, 2004.
- TEIXEIRA, J. C.; GOMES, M.H.R.; SOUZA, J. A. Estudo da associação entre cobertura por serviços de saneamento e indicadores epidemiológicos nos países da América Latina: estudo com dados secundários. **Revista Panamericana de Salud Pública** (Impresa) / Pan American Journal of Public Health (Impresa), v. 32, p. 419-425, 2012.
- TEIXEIRA, J. C.; HELLER, L.; BARRETO, M. L. Giardia duodenalis infection: risk factors for children living in sub-santard settlements in Brazil - No prelo. **Cadernos de Saúde Pública (FIOCRUZ)**, Rio de Janeiro - RJ, v. 23, p. 1489-1494, 2007.
- UNICEF, WHO. **Diarrhoea: Why Children Are Still Dying and what Can Be Done.** The United Nations Children's Fund (UNICEF)/World Health Organization (WHO) (2009)



USMAN, F; RESDIANSYAH. Service life prediction of building components. **ICCBT: International Conference on Construction and Building Technology 2008**; Kuala Lumpur, Malaysia (2008), pp. 287-296

WHO. Water and sanitation in health emergencies: the role of WHO in the response to the earthquake in Haiti, 12 January 2010. **Weekly Epidemiological Record**, 85(36), 349(6), 2010.